



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

b 114 580

S/Mz 97125

vol. 1

Université de METZ
UMR SciFA

Centre de Recherches Ecologiques
Laboratoire de Phytoécologie

THESE

présentée à l'Université de Metz en vue de l'obtention du grade de
Docteur de l'Université de Metz

Mention: Sciences de la Vie

Spécialité: Hydrobiologie

par

THIEBAUT Gabrielle

EFFETS DES PERTURBATIONS LIEES A L'EUTROPHISATION ET L'ACIDIFICATION DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD SUR LES PHYTOCENOSSES AQUATIQUES

Approche spatio-temporelle et expérimentale.

TEXTE

Soutenue le 5 mai 1997 devant le jury composé de:

Rapporteurs:

**Prof. J. HAURY
Prof. M. TREMOLIERES
Prof. R. CARBIENER
Dr. F. GUEROLD**

**ENSA Rennes
Université de Strasbourg
Université de Strasbourg
Université de Metz
Académie des Sciences de Trebon
Université de Metz
Université de Metz**

Examineurs

Directeur

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE DE METZ



022 420617 0

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ	
N° inv.	1997052 S
Cote	S/M3 97/25
Loc	Magasin

*Version corrigée après soutenance
Septembre 1997*

REMERCIEMENTS

A l'issue de ce travail, je tiens à remercier Monsieur le Professeur Serge MULLER, directeur du laboratoire de Phytoécologie du C.R.E.U.M., pour la confiance et les compétences qu'il m'a apportées tout au long de la préparation de cette thèse, ainsi que pour le sujet passionnant qu'il m'a confié.

J'adresse tous mes remerciements à Madame Michèle TREMOLIERES, Professeur à l'Université Louis Pasteur de Strasbourg et à Monsieur Jacques HAURY, Professeur à l'ENSA de Rennes qui ont accepté d'être les rapporteurs de cette thèse.

J'exprime toute ma reconnaissance à:

- Monsieur Roland CARBIENER, Professeur honoraire à l'Université de Strasbourg, spécialiste reconnu internationalement, en particulier par ses travaux de précurseur sur le rôle bioindicateur de l'eutrophisation des communautés végétales,
- Monsieur Jan KVET, Professeur à l'Académie des Sciences de Trebon (République Tchèque) pour sa disponibilité,
- Madame le Professeur Paule VASSEUR, qui m'a accueillie au D.E.A. de "Toxicologie de l'Environnement",
- Monsieur François GUEROLD, Maître de Conférences à l'Université de Metz, pour avoir participé à l'encadrement de cette thèse sur les aspects relatifs à l'acidification des eaux dont il est un spécialiste.

Je ne saurai oublier Monsieur Jean-Pierre BOUDOT, Chargé de Recherches au Centre de Pédologie-Biologie (CNRS) de Nancy pour la disponibilité dont il a fait preuve à mon égard sous forme de campagnes de terrain et d'explications sur l'acidification des sols.

C'est avec plaisir que je remercie toutes les personnes qui m'ont aidée à mener à bien ce travail et plus particulièrement:

- Messieurs les Professeurs Jean-Claude PIHAN, Directeur du CREUM et Jean-Claude MORETEAU, Directeur de l'IRISEDA, qui ont toujours manifesté beaucoup de bienveillance à mon égard.
- Madame Annik SCHNITZLER, Maître de Conférences à l'Université de Metz, pour ses remarques judicieuses.
- Monsieur Philippe USSEGLIO, Maître de Conférences à l'Université de Metz, pour son aide en statistiques.
- Madame Laure GIAMBERINI, Maître de Conférences à l'Université de Metz, ainsi que Madame Antoinette MEYER, technicienne, pour leur aide en histologie.

- Madame Denyse BAGREL, Professeur à l'Université de Metz et les membres du laboratoire de Biochimie métabolique et cellulaire du C.R.E.U.M. pour leur disponibilité.

- Monsieur le Professeur BURNEL de la Faculté de Médecine de Nancy, pour la réalisation des analyses d'aluminium total dans les eaux.

- Messieurs Philippe ROUSSELLE et Etienne MORHAIN, techniciens au C.R.E.U.M., pour leur aide en chimie analytique.

- La Fédération Départementale de Pêche de Moselle pour les indications fournies sur la faune piscicole des Vosges du Nord.

- Monsieur Jean-Claude GENOT, Chargé de la protection de la nature au Parc Naturel Régional des Vosges du Nord pour son aide.

- Les chargés de mission de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et plus particulièrement à Messieurs J-F. ZUMSTEIN, J-L. SALLERON, G. DEMORTIER, M. BESSAGUET et P. GOETGHEBEUR pour les renseignements qu'ils m'ont fournis.

- Monsieur Alain VANDENPOORTEN, bryologue passionné, pour m'avoir accompagnée sur le terrain et m'avoir aidée dans la détermination des bryophytes.

- Madame Marie-Christine PELTRE, Ingénieur au CREUM, pour m'avoir initiée à la détermination des algues et pour sa gentillesse.

- mes collègues Hervé DANIEL, Doctorant à l'I.N.R.A. de Rennes, Fabienne ROBACH et Thierry ROLLAND du Laboratoire de Botanique et d'Ecologie Végétale de Strasbourg, pour la qualité de leur accueil et pour les discussions fort enrichissantes.

Un remerciement tout particulier à Nathalie GRASMUCK pour nos échanges bibliographiques et d'expériences de terrain, à David pour son aide sur le terrain, à Jeremy et à Sébastien, ainsi qu'aux membres du laboratoire de Phytoécologie du C.R.E.U.M. qui ont, par leurs plaisanteries et leur bonne humeur contagieuse, contribué au bon déroulement de cette thèse.

Enfin sans mes parents et mes proches, qui m'ont toujours soutenue et encouragée, ce travail n'aurait pas eu lieu. Qu'ils en soient ici chaleureusement remerciés.

Ce travail a été réalisé à la demande du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord et sous la direction de M. le Professeur S. MULLER, Président de son Conseil Scientifique. Il a bénéficié du soutien financier de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et du Ministère de l'Environnement (Comité E.G.P.N.). Que ces organismes soient vivement remerciés de leur soutien et de leur confiance.

EFFETS DES PERTURBATIONS LIEES A L'EUTROPHISATION ET A L'ACIDIFICATION DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD SUR LES PHYTOCENOSSES AQUATIQUES.

Approche spatio-temporelle et expérimentale.

REMERCIEMENTS

SOMMAIRE

INTRODUCTION 1

CHAPITRE 1: PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE (Vosges du Nord) 9

1.1. PRESENTATION DU SECTEUR D'ETUDE	10
1.2. GEOLOGIE	10
1.3. PEDOLOGIE	11
1.4. HYDROLOGIE	12
1.5. DONNEES CLIMATIQUES	13
1.6. OCCUPATION DU SOL	14
1.7. LE PATRIMOINE BIOLOGIQUE	15

CHAPITRE 2: SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU DES RUISSEAUX DES VOSGES DU NORD. 19

2.1. PREMIERE PARTIE : ETUDE DU NIVEAU TROPHIQUE	20
2.1.1. Introduction	21
2.1.2. Matériel et méthodes	23
2.1.3. Résultats	27
2.1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau	27
2.1.3.2. Classification des cours d'eau en fonction de leur niveau trophique	30
2.1.4. Discussion	32
2.1.4.1. Distribution des stations selon un gradient physico-chimique croissant de l'amont vers l'aval	31

2.1.4.2. Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux	33
2.1.4.3. Comparaison entre le réseau hydrographique des Vosges du Nord et celui de la plaine d'Alsace	33
2.1.4.4. Comparaison avec un autre réseau hydrographique: les rivières phréatiques du Ried alsacien	35
2.2. SECONDE PARTIE : ETUDE DU DEGRE D'ACIDIFICATION DES COURS D'EAU	37
2.2.1. Introduction	38
2.2.2. Matériels et méthodes	47
2.2.2.1. Présentation des secteurs d'étude	47
2.2.2.2. Mesures des paramètres physico-chimiques	49
2.2.2.3. Les traitements statistiques	50
2.2.3 Résultats	52
2.2.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau des Vosges du Nord	52
2.2.3.2. Caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau du massif du Donon	57
2.2.3.3. Comparaison physico-chimique des cours d'eau des deux secteurs étudiés	58
2.2.4. Discussion	60
2.2.4.1. Caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau des Vosges du Nord	60
2.2.4.2. Comparaison du degré d'acidification des eaux du massif du Donon avec les données bibliographiques antérieures	64
2.2.4.3. Comparaison Donon-Vosges du Nord	65
CHAPITRE 3: BIODIAGNOSTIC DE LA QUALITE DES EAUX PAR LES MACROPHYTES AQUATIQUES	69
3.1. PREMIERE PARTIE: IMPACT DU NIVEAU TROPHIQUE SUR LES GROUPEMENTS DE MACROPHYTES AQUATIQUES	70
3.1.1. Introduction	71
3.1.2. Matériels et méthodes	72
3.1.3. Résultats	75

3.1.3.1. Distribution des macrophytes	75
3.1.3.2. Relations entre les caractéristiques des cours d'eau des Vosges du Nord et la végétation	79
3.1.3.3. Variations temporelles des paramètres physico-chimiques en fonction des groupements végétaux	81
3.1.4. Discussion	85
3.1.4.1. Relations entre les phanérogames et la qualité de l'eau	85
3.1.4.2. Relations entre les algues filamenteuses et la qualité de l'eau	93
3.1.4.3. Relations entre les bryophytes et la qualité de l'eau	95
3.1.4.4. Relations entre les phanérogames et les variations temporelles de la qualité de l'eau	97
3.1.5. Application au monitoring de la qualité de l'eau et comparaison avec d'autres territoires	100
3.1.5.1. Utilisation de l'échelle de bioindication de l'eutrophisation par les macrophytes aquatiques pour l'évaluation de la qualité de l'eau des ruisseaux des Vosges du Nord	100
3.1.5.2. Extension de ce biodiagnostic en plaine d'Alsace (bassin versant de la Moder	103
3.1.5.3. Comparaison entre la séquence d'eutrophisation des Vosges du Nord et celle établie en Plaine d'Alsace	105
3.1.5.4. Comparaison des phytocénoses des cours d'eau des Vosges du Nord, de Bretagne et de Lozère	111
3.1.5.5. Extension à d'autres territoires d'Europe occidentale	116
3.2. SECONDE PARTIE: IMPACT DE L'ACIDIFICATION DES EAUX SUR LES GROUPEMENTS VEGETAUX	117
3.2.1 Introduction	118
3.2.2. Matériels et méthodes	121
3.2.3 Résultats	122
3.2.3.1. Réseau des Vosges du Nord	122
3.2.3.2. Réseau du Donon	124
3.2.3.3. Relations entre la composition floristique et la physico-chimie des Vosges du Nord et du Donon	125
3.2.4. Discussion	126

3.2.4.1. Impact de l'acidification des eaux sur les macrophytes des Vosges du Nord	126
3.2.4.2. Impact de l'acidification des eaux sur les macrophytes du massif du Donon	132
3.2.4.3. Comparaison entre la composition floristique des cours d'eau des Vosges du Nord et du Donon	133
3.2.4.4. Relations entre les phytocénoses aquatiques et l'acidification des eaux	134

3.3. AVANTAGES ET LIMITES D'UTILISATION DES MACROPHYTES AQUATIQUES 138

CHAPITRE 4: APPROCHE EXPERIMENTALE DES MECANISMES IMPLIQUES DANS LA REPARTITION DES MACROPHYTES AQUATIQUES 139

4.1. PREMIERE PARTIE: ROLE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS LA STRUCTURATION DES PHYTOCENOSES AQUATIQUES 141

4.1.1. Etude de la toxicité ammoniacale par le dosage de la Nitrate Réductase et la mesure de l'Activité Photosynthétique 142

4.1.2. Le phosphore dans les 3 compartiments de l'écosystème aquatique: Eaun, Plante et sédiment 152

4.2. SECONDE PARTIE: Transplantations de *Potamogeton polygonifolius* 168

SYNTHESE ET PERSPECTIVES 174

LISTE DES PUBLICATIONS 180

LISTE DES PLANCHES PHOTOS 181

BIBLIOGRAPHIE 182

INTRODUCTION

Depuis la révolution industrielle du XIX^e siècle et plus particulièrement depuis la fin de la seconde guerre mondiale, l'augmentation de la productivité industrielle et l'intensification des activités humaines sont à l'origine de l'accroissement et de la dispersion de polluants dans les milieux naturels sous forme d'aérosols, de gaz ou fumées, par infiltration ou par ruissellement. Toutes ces sources de pollutions diffuses ou accidentelles constituent une menace pour l'environnement et en particulier pour les ressources en eau. Aussi, l'étude de la qualité physico-chimique des eaux de surface a-t-elle fait l'objet de très nombreux travaux (CARBIENER, 1967, 1990; LEVEQUE, 1994; WILS *et al.*, 1994; MOSS *et al.*, 1996). La cause première des perturbations relève de "variables d'état", en l'occurrence la disponibilité pour les biocénoses aquatiques, de nutriments régulateurs (BARROIN, 1991) ou la présence d'éléments toxiques dans le milieu. Ce sont ces "variables d'état", discriminantes de la qualité de l'eau, qu'il convient d'étudier en priorité. Leur évolution va définir des processus de modification de la qualité de l'eau (pollution, eutrophisation, acidification...).

MODIFICATIONS DE LA QUALITE DES EAUX SUITE AUX ACTIVITES ANTHROPIQUES: NOTION DE POLLUTION, D'EUTROPHISATION, D'ACIDIFICATION...

* *La pollution des eaux*

"La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine au travers des faits directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie des niveaux de radiations de la constitution physico-chimique et de l'abondance des espèces vivantes" (Comité Scientifique Officiel de la Maison Blanche en 1965, dans RAMADE 1984). Il convient de nuancer cette définition pour ce qui concerne l'écosystème aquatique. En effet, si la responsabilité humaine semble prépondérante, certains phénomènes naturels comme par exemple l'accumulation des feuilles mortes dans les ruisseaux durant les mois d'automne, peuvent provoquer une "**pollution naturelle**" des cours d'eau (CARBIENER, 1967; TREMOLIERES et CARBIENER, 1985). Une diversité spécifique élevée est un critère de qualité.

CARBIENER (1967) a distingué différents types de **pollution anthropique**: pollution chimique organique ou minérale (pesticides, hydrocarbures, métaux lourds, dérivés phénoliques), pollution physique (radioactive, mécanique par déversement de matières solides inertes, thermique) et pollution par matières organiques fermentescibles ou biologique (rejets domestiques, industriels: cellulose). Dans la plaine rhénane, le terme de pollution a été également appliqué à une altération du milieu aquatique par augmentation de la charge en matières organiques en dehors des rejets de produits chimiques (EGLIN et ROBACH, 1992). Dans des conditions naturelles, un cours d'eau pollué par de la matière organique est capable de mettre en place un système auto-épurateur tributaire de facteurs physiques tels l'écoulement de l'eau, mais surtout dépendant de paramètres biotiques (FONTVIEILLE, 1978). L'auto-épuration est donc un phénomène biologique naturel qui se déroule en plusieurs étapes, chaque étape correspondant à une "zone de saprobie", caractérisée par une biocénose spécifique. Il existe 4 zones de saprobie qui se succèdent dans le temps et l'espace (d'amont en aval) à partir de l'origine de la pollution (CARBIENER, 1967; EGLIN et ROBACH, 1992).

* *L'eutrophisation des eaux*

L'enrichissement en nutriments est responsable d'une **eutrophisation**, souvent associée aux phénomènes de pollution organique. Toutefois, l'eutrophisation peut être bénéfique pour l'écosystème aquatique. Pour VIVIER (1976), elle est "*un processus*

évolutif, naturel ou provoqué, rendant un lac de mieux en mieux pourvu en sels nutritifs (nitrates et phosphates en particulier) et donc de plus en plus riche en organismes vivants et en matière organique". De même, VERNEAUX (1976) considère l'eutrophisation comme un *"processus conduisant à l'état d'équilibre correspondant à une production optimale non en producteurs ou en décomposeurs, mais en consommateurs dont l'abondance optimale dans la diversité maximale serait représentatif du stade le plus eutrophe"*. A l'origine, le terme **eutrophisation** décrivait un **phénomène naturel** d'accroissement de la productivité des lacs (LINDEMAN, 1942; THIENEMANN, 1983 in KOHLER et LABUS, 1983). Pour CARBIENER (1990), l'**eutrophisation** désigne un **enrichissement en éléments fertilisants** et plus exactement une augmentation de la biodisponibilité des éléments fertilisants. Elle ne devient nuisance qu'au-delà de certains seuils qui dans les milieux aquatiques varient beaucoup en fonction de la typologie, tandis qu'elle peut en deçà de ces seuils présenter des aspects très bénéfiques de diversification des écosystèmes aquatiques (CARBIENER 1990). Un milieu carencé en éléments minéraux fertilisants peut correspondre à un état initial naturel remarquable pour sa valeur patrimoniale (présence d'espèces rares hautement spécialisées). Cependant, toute perturbation de l'écosystème aquatique liée aux activités humaines induit non seulement des modifications physico-chimiques de la qualité des eaux mais aussi des déséquilibres biologiques. En effet, *"lorsqu'un écosystème est soumis à une altération par une nuisance, l'on constate une perte de complexité de structure. Cela se traduit en général par une diminution de la richesse spécifique corrélée souvent à l'explosion de populations d'espèces résistant ou profitant de la nuisance, espèces qui peuvent acquérir d'énormes effectifs numériques au détriment des autres (CARBIENER, 1990).* Le terme **hypertrophisation** est alors utilisé pour décrire un **apport excessif en nutriments d'origine humaine**.

*** L'acidification des eaux**

L'**acidification des eaux**, phénomène d'ampleur internationale, est la conséquence des dépôts atmosphériques chargés en acides forts sur un territoire sensible (roche-mère facilement altérable car pauvre en minéraux basiques, végétation acidifiante).

En l'absence de toute activité anthropique, la qualité des eaux de surface dépend essentiellement des interactions entre précipitations et sols. Une région subissant un climat de retombées atmosphériques acides ne présente pas systématiquement des problèmes d'acidification des eaux. Ceux-ci n'apparaissent que si les sols ne présentent pas la capacité de neutraliser les apports atmosphériques acides par un pouvoir tampon suffisant. Cependant, sous l'action conjuguée de la topographie, du climat, de la végétation acidifiante (callune, myrtilles, résineux) et de la nature de la roche-mère (grès vosgien, granite), le sol peut devenir acide. Les cours d'eau drainant ces régions basculent alors vers un état d'acidification.

*** Synergie et antagonisme des différentes types de perturbation**

Les nombreuses sources actuelles de perturbation de l'écosystème aquatique ne permettent pas d'établir une simple relation de cause à effets entre les modifications résultant de l'émission d'une substance toxique et les changements de nature des biocénoses. Il existe des phénomènes de synergie entre les différentes sources de pollution (LEVEQUE, 1994). L'emploi de méthodologies complémentaires (bioindicateurs) devient alors indispensable pour apprécier les conséquences des perturbations. Capables d'intégrer les perturbations du milieu, les **variables biologiques ou bioindicateurs** renseignent sur la qualité des eaux et les différents compartiments de l'écosystème aquatique.

LE ROLE DES BIOINDICATEURS DANS L'ETUDE DES PERTURBATIONS DE L'ECOSYSTEME AQUATIQUE:

BLANDIN (1986) définit les bioindicateurs comme des *"organismes ou ensembles d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permettent de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées"*.

Cette définition large du terme "bioindicateurs" recouvre trois niveaux d'organisation du vivant: le niveau cellulaire et tissulaire, le niveau des organismes et le niveau des communautés biologiques:

- au niveau cellulaire et tissulaire: l'utilisation de **biomarqueurs** permet d'identifier les modifications de composition, de concentration ou d'activité de substances (induction de mono-oxygénases liées au cytochrome P450, induction de métallothionéines, induction d'enzymes de conjugaison de phase II et d'enzymes de stress oxydatif, production de protéines de stress, inhibition de l'acétylcholinestérase, activité de l'ATPase Na/K dépendante, dysfonctionnement de la synthèse de l'hémoglobine, formation d'adduits à l'A.D.N...). Ces indicateurs d'exposition peuvent être utilisés sur le terrain et en laboratoire (DIRHEIMER et KEITH, 1995; RETHER *et al.*, 1995, LIVINGSTONE, 1995...).

- au niveau de l'espèce: les **indicateurs du niveau de contamination** (bryophytes aquatiques, moules, huîtres) sont capables de bioaccumuler des substances toxiques ou potentiellement toxiques (métaux lourds, produits radioactifs, micro-polluants organiques). Ils interviennent dans l'évaluation des risques sanitaires (EMPAIN, 1973; EMPAIN *et al.*, 1980; WEHR et WHITTON, 1983 a et b, MOUVET *et al.*, 1986; ROECK *et al.*, 1993; CLAVERI *et al.*, 1994; CLAVERI, 1995). Polluo-tolérants, ils peuvent être utilisés comme biomoniteurs d'exposition.

- au niveau des communautés biologiques: les **indicateurs biocénotiques** sont basés sur la structure des peuplements. Ces indices s'inscrivent dans un cadre conceptuel différent de celui de l'écotoxicologie dans la mesure où le fonctionnement de l'écosystème est l'objet central de la connaissance. Pour KHALANSKI et SOUCHON (1994), les indicateurs biocénotiques reposant sur la structure de l'édifice biologique ont une forte signification écologique bien que peu spécifique d'un type d'impact. Ils sont d'excellents instruments d'évaluation des conséquences des modifications physiques de l'habitat (morphologie, hydrodynamique, sédimentologie).

Ces indices mesurent l'influence de l'intensité de la pollution sur la structure des peuplements (ECHAUBARD, 1995).

- * indices saprobiques (bactéries, algues, protozoaires): travaux de SLADECEK (1973).

- * indices diatomiques (diatomées): utilisés en routine par les Agences de l'Eau pour détecter les pollutions organiques salines ou un niveau trophique élevé (COSTE, 1988).

- * indices de qualité biologique (macroinvertébrés benthiques). Actuellement, ils sont couramment utilisés en France: Indice de Qualité Biologique Globale, Indice Biologique Global de VERNEAUX (1984).

- * indices macrophytes: Plusieurs indices ont été mis au point pour les cours d'eau des Iles Britanniques (HARDING, 1981; NEWBOLD et HOLMES, 1987; Her Majesty's Stationery Office, 1987). Certains indices macrophytes sont fondés soit sur la simple

présence des taxons indicateurs, soit sur l'abondance relative des populations. Toutefois, ils ne peuvent être que difficilement appliqués en France (modification des cortèges floristiques et des conditions biogéographiques). En effet, les listes floristiques sont d'interprétation délicate (HAURY, 1994). L'intérêt et les limites de ces indices macrophytes ont été précisés par HAURY et PELTRE (1993). Un indice global est cependant en cours d'élaboration au niveau français par le Groupement d'Intérêts Scientifiques "Macrophytes des eaux continentales " (HAURY *et al.*, 1996).

LES MACROPHYTES AQUATIQUES COMME BIOINDICATEURS DE LA QUALITE DE L'EAU:

L'étude des groupements végétaux et de leur structure conduit à l'élaboration de typologies floristiques. En effet, l'examen floristique permet d'établir des typologies des cours d'eau intégrant la géologie, le milieu physique et la qualité de l'eau. Des changements dans la végétation aquatique permettent ainsi de détecter des modifications de la qualité des eaux (DE LANGE, 1976; HASLAM, 1982, 1987). Ces modifications traduisent souvent, une détérioration de la qualité des écosystèmes aquatiques.

Deux évolutions sont observables au niveau floristique (KOHLE, 1975c):

- certaines plantes très sensibles régressent fortement et peuvent disparaître lors de la pollution d'un milieu aquatique (CARBIENER et KAPP, 1981; MELTZER, 1980; KOHLE et SCHIELE, 1985; LACHAVANNE *et al.*, 1986). Ainsi, KOHLE (1975c), rassemble dans ce groupe de nombreuses espèces menacées d'extinction et qui, en raison de leur degré indicateur pour les écosystèmes aquatiques intacts, sont d'une grande signification pour la protection des eaux. Leur disparition et leur remplacement par d'autres espèces à plus large amplitude écologique traduisent la dégradation de la qualité de l'eau.

- d'autres plantes présentent une vitalité accrue et une forte extension. Ainsi, le développement d'*Elodea nuttallii* est stimulé dans les eaux eutrophes (ROLLAND, 1995). Les sphaignes prolifèrent dans les lacs acidifiés des Pays-Bas (ROELOFS *et al.*, 1984).

Dans l'appréciation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation des végétaux aquatiques, deux systèmes majeurs ont été développés: le système des "saprobies" et le degré de trophie (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe) traduisant la teneur des eaux en éléments nutritifs utilisables.

*** Les végétaux aquatiques et l'eutrophisation des eaux**

En Allemagne, KOHLE (1971), KOHLE *et al.* (1973, 1974), KOHLE et SCHIELE (1985) ont mis en évidence les changements floristiques à la suite de rejets eutrophisants. En Alsace, des travaux réalisés sur les rivières phréatiques du Ried alsacien en parallèle à des études sur les associations végétales ont conduit à la description d'une séquence bioindicatrice d'eutrophisation amont-aval de ces cours d'eau (CARBIENER, 1967; CARBIENER et ORTSCHKEIT, 1987; CARBIENER *et al.* 1990; EGLIN et ROBACH, 1992; TREMOLIERES *et al.*, 1994). Ces auteurs ont étudié les modifications de la végétation aquatique des ruisseaux de la plaine du Rhin suite à des perturbations du milieu (pollution organique, inondation). Ils ont mis en évidence l'importance hiérarchique prédominante du niveau trophique de l'eau dans le déterminisme de la végétation aquatique, les paramètres hydrologiques et morphométriques restant subordonnés.

De même, MULLER (1990) a établi une séquence des groupements végétaux bioindicateurs d'eutrophisation des cours d'eau des Vosges du Nord et a déterminé 4 groupements qui se suivent le long d'un gradient croissant de minéralisation et de trophie de l'amont vers l'aval de ces ruisseaux.

*** Les végétaux aquatiques et l'acidification des eaux**

Si l'impact de l'acidification sur les poissons et les macroinvertébrés a fait l'objet de nombreuses études (MASSABUAU *et al.*, 1987; PROBST *et al.*, 1990; GUEROLD, 1992; GUEROLD *et al.*, 1993, 1995), peu de travaux relatifs à l'impact de l'acidification sur les végétaux ont été publiés.

Les principales recherches sur ce sujet concernent les lacs et sont relatives à l'impact de l'acidification sur les algues et plus particulièrement sur le phytoplancton (TURNER *et al.*, 1987; SIEGFRIED *et al.*, 1989; JACKSON *et al.*, 1990; NICHOLLS *et al.*, 1992, TURNER *et al.*, 1995a, 1995b, GRAHAM *et al.*, 1996). La prolifération d'algues filamenteuses pourrait être une conséquence de la disparition de certaines espèces algivores suite à l'acidification des eaux (PLANAS et MOREAU, 1989). Les effets de l'acidification sur le phytoplancton (biomasse et productivité) sont variables, car d'une part des espèces acido-tolérantes apparaissent en exploitant les niches écologiques libres, d'autre part la biodisponibilité accrue des nutriments et le développement du zooplancton herbivore masquent les effets du pH (BRAKKE *et al.*, 1988). L'acidification des eaux douces altérerait le métabolisme des algues et provoquerait des modifications dans la composition des espèces. Selon HENDREY (1982), l'acidification des lacs favorise le développement des algues fixées aux végétaux et aux sédiments. Au cours des premiers stades d'acidification, la prolifération d'algues filamenteuses est attribuée à leur capacité à tolérer une augmentation des teneurs en protons et à une adaptation au prélèvement du carbone inorganique présent à de faibles concentrations (TURNER *et al.*, 1987; JACKSON *et al.*, 1990; GRAHAM *et al.*, 1996).

La tolérance ou la sensibilité des bryophytes à l'acidification des eaux a fait l'objet de quelques travaux (ARTS, 1990; TREMP et KOHLER 1991b, 1993, 1995; STEPHENSON *et al.*, 1995). Dans les cours d'eau allemands et dans les montagnes de Virginie aux Etats-Unis, les bryophytes se répartissent le long d'un gradient d'acidité (TREMP et KOHLER, 1993, 1995; STEPHENSON *et al.*, 1995).

Les effets directs sur les végétaux supérieurs restent cependant peu connus (FARMER, 1990). Selon les études de GRAHN et HULTBERG (1974), GRAHN *et al.* (1974), HULTBERG et GRAHN (1975), HENDREY *et al.* (1976) effectuées sur des lacs suédois, il apparaît qu'une augmentation de l'acidité provoque une succession végétale qui tend à réduire l'abondance de certaines espèces, en l'occurrence *Lobelia sp.* et *Isoetes sp.*, au profit d'une végétation plus dense de *Sphagnum sp.* De même aux Pays-Bas, l'acidification des eaux a comme conséquence une prolifération de *Sphagnum sp.* et de *Juncus bulbosus* (ROELOFS, 1983; ROELOFS *et al.*, 1984, ARTS *et al.*, 1990, PAFFEN et ROELOFS, 1991; SMOLDERS *et al.*, 1995). Ce n'est pas le cas aux Etats-Unis où des proliférations de sphaignes suite à l'acidification des eaux n'ont été que rarement signalées. Aussi, les résultats de l'impact de l'acidification des eaux sur les végétaux vasculaires apparaissent pour le moins contradictoires. Si, ROELOFS *et al.*, (1984), ROBERTS *et al.* (1985), JACKSON et CHARLES (1988) et ARTS *et al.* (1990) constatent une disparition d'espèces acido-sensibles et une dominance d'espèces acido-tolérantes, YAN *et al.* (1985) affirment que l'acidification ne diminue pas la richesse en macrophytes des lacs aux Etats-Unis.

Les phytocénoses aquatiques, qui intègrent les différentes perturbations de l'écosystème, peuvent donc renseigner aussi bien sur le niveau trophique que sur le degré d'acidification des cours d'eau.

LE CHOIX DE LA ZONE D'ETUDE: LES VOSGES DU NORD

Les cours d'eau des Vosges du Nord, qui drainent des substrats gréseux, sont faiblement minéralisés et caractérisés par un niveau trophique bas. Leur évolution vers l'aval conduit naturellement à une augmentation progressive des teneurs en nutriments et en minéraux. Ce processus d'eutrophisation est souvent accéléré par des facteurs anthropiques (rejets domestiques, piscicultures intensives, étangs...). Ceux-ci peuvent conduire à des proliférations végétales avec perte de la diversité biologique parallèlement à l'augmentation des teneurs en nutriments (MULLER, 1990, THIEBAUT, 1993).

En absence de toute activité humaine, la qualité des eaux de surface dépend essentiellement des interactions entre les précipitations atmosphériques et les sols. De nombreux cours d'eau présentant des problèmes d'acidification ont été recensés dans le Massif Vosgien au cours des dernières années (MASSABUAU *et al.*, 1987, 1994; PIHAN, 1987; PROBST *et al.*, 1990; PARTY *et al.*, 1993, GUEROLD *et al.*, 1993, 1995). Ces études sur l'acidification des eaux ont essentiellement porté sur les Vosges centrales; en effet un seul cours d'eau a été étudié et jugé sensible à l'acidification dans les Vosges du Nord (PROBST *et al.*, 1990). Pourtant, les différents facteurs responsables de l'acidification des eaux se trouvent réunis dans les ruisseaux des Vosges du Nord (roche-mère de grès vosgien inférieur très pauvre en bases, végétation acidifiante dans les bassins versants, record d'acidité des précipitations dans les Vosges du Nord pour le Massif Vosgien).

Les Vosges du Nord apparaissent ainsi comme un territoire **fragile** vis à vis de l'**eutrophisation** et en même temps particulièrement **sensible à l'acidification** des eaux. Ce secteur offre ainsi l'opportunité remarquable de permettre d'analyser les relations et les interférences existant entre ces deux perturbations majeures des écosystèmes aquatiques que sont l'eutrophisation et l'acidification.

LES OBJECTIFS

Notre étude a eu pour but d'établir des relations entre la végétation aquatique et la chimie de l'eau et ses modifications ou perturbations, que ce soit l'eutrophisation ou l'acidification afin de préciser le pouvoir bioindicateur des macrophytes aquatiques.

Ce travail a été structuré en plusieurs chapitres. Chacun a été séparé en deux parties (sauf le chapitre 1) relatives à l'eutrophisation et à l'acidification respectivement.

Le premier chapitre a consisté en la présentation de la zone d'étude.

Le second chapitre évalue le niveau trophique et le degré d'acidification des cours d'eau des Vosges du Nord. Pour répondre à cet objectif, une analyse des principaux facteurs physico-chimiques a été réalisée à un pas de temps régulier pendant trois ans (1993 à 1995) sur un échantillon de stations judicieusement choisies. Une extension de l'aire d'étude a ensuite été effectuée en plaine d'Alsace (suivi eutrophisation) et dans le massif du Donon (suivi acidification).

Le troisième chapitre est relatif à l'étude des macrophytes aquatiques et de leurs relations avec la chimie de l'eau. Il s'articule autour de plusieurs thématiques:

a) l'étude des groupements végétaux aquatiques phanérogamiques et bryophytiques en fonction des paramètres abiotiques des cours d'eau pour constituer une base de données phytosociologiques;

b) l'établissement de corrélations entre les groupements de macrophytes aquatiques et les paramètres physico-chimiques traduisant l'eutrophisation et l'acidification;

c) la mise en évidence de l'impact de ces dysfonctionnements sur les communautés végétales et l'analyse du rôle bioindicateur des phytocénoses aquatiques par rapport à ces perturbations;

d) la cartographie du niveau trophique et du degré d'acidification des réseaux hydrographiques suivis à partir des groupements végétaux;

e) l'analyse des possibilités d'extension de ce bio-diagnostic à d'autres territoires.

Enfin, **le quatrième chapitre** est consacré à des approches expérimentales des problématiques étudiées. Celles-ci ont consisté en:

a) l'étude de la toxicité ammoniacale sur *Elodea canadensis* en conditions de laboratoire;

b) l'étude des relations entre la répartition des végétaux aquatiques et les teneurs en phosphore dans les compartiments eau, plante et sédiment;

c) la mise en évidence de l'impact de l'acidification et de l'eutrophisation sur les populations de *Potamogeton polygonifolius*.

La synthèse permet d'intégrer les différentes approches et d'analyser les interrelations et compensations existantes entre l'acidification et l'eutrophisation des cours d'eau des Vosges du Nord. Elle met en évidence l'effet des perturbations liées à ces deux phénomènes sur les phytocénoses aquatiques et dégage des perspectives nouvelles.

CHAPITRE 1

PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

"Nulle part non plus dans le massif granitique des Vosges, les forêts ne semblent aussi épaisses, fermées sans discontinuité, sur de grandes étendues, et formant un monde à part, que dans les terrains gréseux des montagnes de basse altitude de la Basse-Alsace et du Pays de Bitche." Emile WALTER.

1.1. PRESENTATION DU SECTEUR D'ETUDE

Situé dans le territoire du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord, le secteur d'étude correspond aux parties amont du bassin versant de la Moder, situées sur grès vosgien. Elles font partie du Bassin Rhin aval et s'intègrent dans un contrat de rivière sur la Moder dans le cadre d'une Zone d'Action Renforcée (Z.A.R n°23). L'objectif de ce contrat est d'entreprendre des actions hydrauliques et de réhabilitation biotique en vue d'une mise en valeur du patrimoine naturel, compatible avec la pression urbanistique et avec les impératifs économiques et touristiques

Les altitudes des interfluves varient de 350 à 400 m, les fonds encaissés des vallées se situent entre 260 et 280 m vers la tête des vallées et entre 180 et 200 m à leur débouché sur la plaine. Les dénivelés de 150 à 200 m sont enrobés sur plusieurs mètres par des formations superficielles sableuses ou sablo-argileuses et comprennent de nombreux blocs rocheux. Quelques sommets plus élevés se localisent au Nord près de Niederbronn-les-Bains (580 m au grand Wintersberg, 522 m au Wasenkoepfle).

1.2. GEOLOGIE

Le bassin versant de la Moder se situe au niveau d'une zone de contact entre des formations carbonatées à l'Ouest (Plateau lorrain) et variées à l'Est (fossé rhénan), formations séparées par une zone gréseuse (figure 1). La limite occidentale du graben alsacien induit de nombreuses failles et explique en partie la reprise de l'érosion lors de la mise en place du fossé d'effondrement.

Les Basses Vosges Gréseuses sont constituées de roches du Buntsandstein inférieur (grès d'Annweiler), du Buntsandstein moyen (Grès vosgien et Conglomérat) et du Buntsandstein supérieur (Grès bigarré).

La série du Buntsandstein d'origine continentale, très pauvre en fossiles, est formée par des grès quartzo-felspathiques à grains moyens, à ciment siliceux ferrugineux de coloration rose. Elle s'est mise en place dans un environnement fluvial deltaïque. Dans les Vosges gréseuses, de nombreuses sources sont souvent asséchées (relative perméabilité du substrat à écoulement Nord-Sud). Ces ruisseaux n'ont pas encore atteint leur profil d'équilibre et une érosion verticale prédominante est responsable d'un relief accentué à vallées encaissées.

1.2.1. LE BUNTSANDSTEIN INFÉRIEUR:

Le **grès d'Annweiler** est un grès rouge fin et avec des silts argileux rouges et blanc à passées micacées. Il affleure largement au Nord-Ouest de la faille vosgienne et de son prolongement vers la forêt palatine, formant la partie basse des versants et des replats en contrebas du Grès vosgien (MENILLET *et al.*, 1989).

1.2.2. LE BUNTSANDSTEIN MOYEN (GRES VOSGIEN + CONGLOMERAT)

Profondément entaillé par le réseau hydrographique, le grès vosgien (supérieur et inférieur) constitue la majorité du substratum géologique du bassin versant. Epais de près de 350 m, il est surtout composé de grains de quartz (75 à 95%) et de feldspath, cimentés après leur dépôt et dans lesquels s'intercalent des minces bancs limono-argileux (MENILLET *et al.*; 1979, 1989).

Le **grès vosgien inférieur** présente une stratification plus souvent entrecroisée et fortement oblique et à nodules d'oxydes de manganèse abondants. Les galets sont nombreux et identiques à ceux du conglomérat principal. A sa base ce grès vosgien se charge tellement en galets qu'il constitue le "Conglomérat inférieur", qui constitue la limite entre le Grès vosgien inférieur et le Grès d'Annweiler (MENILLET *et al.*; 1979, 1989).

Le **grès vosgien supérieur** montre une stratification souvent horizontale ou légèrement oblique, plus rarement entrecroisée. Les galets, en principe absents, sont rares et sans trace de pseudomorphoses d'oxydes de manganèse (MENILLET *et al.*; 1979, 1989).

Le **conglomérat principal** affleure localement au niveau de corniches rocheuses. C'est un poudingue à ciment de grès à stratification oblique ou entrecroisée, rouge et à galets de quartz (60 à 70%), de quartzites (30 à 40%) et de lydienne. Le conglomérat principal, composé par des bancs de grès de 15 m environ, correspond au remplissage des chenaux fluviaux ravinants (MENILLET *et al.*; 1979, 1989).

1.2.3. LE BUNTSANDSTEIN SUPERIEUR OU GRES BIGARRE SUPERIEUR

Les **couches intermédiaires** se situent sur les limites occidentales du bassin versant. Ce sont des grès massifs rouges, micacés, avec des intercalations sablo-argileuses, noirâtres (nombreux oxydes de manganèse). D'une épaisseur de près de 80 m, elles sont constituées de quartz et de feldspath (20 à 25% de feldspath), avec un peu de muscovite. Toutes ces couches intermédiaires se sont déposées dans une plaine d'épandage aux cours d'eau divaguants (MENILLET *et al.*; 1979, 1989).

Le **Grès à Voltzia** est divisé en deux parties. Le grès à Voltzia inférieur ou grès à meule, est constitué par des bancs massifs de grès quartzo-feldspathiques et micacés épais de 8 à 15 m avec quelques intercalations argileuses, la stratification est oblique ou horizontale. Le grès à Voltzia supérieur ou grès argileux d'une épaisseur de 2 à 6 m, comprend une succession de bancs de grès à dalles, de bancs argileux et de bancs carbonatés avec une faune annonçant le Muschelkalk inférieur. La limite avec le Muschelkalk se remarque surtout par la disparition brutale des teintes rouges du Buntsandstein. L'extension du grès à Voltzia sur le bassin versant se limite aux sommets occidentaux en forme de pastilles de faible étendue (2 à 3 hectares en moyenne). La relative perméabilité du grès est responsable d'une infiltration favorisée par les nombreux interstices remplis de sable et issus de la désagrégation des grès. Elle permet la mise en réserve d'une partie des eaux de précipitations qui, en raison du relief accentué, vont ressortir sous forme de petits ruisseaux (MENILLET *et al.*; 1979, 1989).

1.3. PEDOLOGIE

La nature du substrat géologique favorise la formation de sols acides, sensibles à la podzolisation. Ainsi la carte pédologique de la France au 1/1.000.000 indique dans toute cette zone une dominance des sols ocre-podzoliques. La carte phytoécologique de l'Alsace au 1/100000 (GOUNOT et BOUDOT, 1975) distingue deux "unités phytoécologiques" pour la partie alsacienne du Pays de Bitche, l'unité "grès sableux" à sols sableux podzolisés, sur affleurements de grès vosgien et conglomérat principal, et l'unité "grès sablo-argileux" développée sur grès bigarré, grès d'Annweiler et formations d'altérations à faciès argilo-limoneux du grès vosgien, à sols de type brun acide.

Estimation des débits d'étiage Q.M.N.A* en m3/s

	surface (km2)	période de retour (ans)		
		2	5	10
Bassin de la Zinsel du Nord à l'amont du confluent du ruisseau du Rehbach	72	0,38	0,325	0,275
Bassin du Falkensteinbach à l'amont du confluent du Schwarzbach	69	0,38	0,33	0,29
Bassin du Schwarzbach à l'amont du ruisseau de Wineckerthal	74,5	0,41	0,37	0,32
Bassin de la Moder amont de Schweighouse(1969-1986)	282	1,19	0,89	0,74

*Q.M.N.A: Débit moyen mensuel minimum

Les analyses de sol de forêts et de landes du Pays de Bitche, ont été effectuées avec le concours du laboratoire de pédo-biologie du CNRS de Nancy (MULLER, 1986). Elles révèlent le caractère relativement peu évolué des sols variant de sols bruns acides à des sols podzoliques. Le substrat très pauvre (grès vosgien) et la végétation acidifiante (éricacées, pin sylvestre) favorise les processus de podzolisation. Ces sols peu évolués contrastent fortement avec les sols bien plus podzolisés, des chênaies acidiphiles et surtout des landes des régions atlantiques (DUCHAUFOR, 1948; GEHU, 1975; in MULLER 1986) et même du versant occidental du Massif Vosgien (GUILLET, 1974).

1.4. HYDROLOGIE

Le réseau hydrographique des Vosges du Nord est très ramifié, en particulier dans la zone des grès où de nombreuses rivières forment un chevelu très dense (figure 2). Du Nord au Sud, le bassin versant de la Haute-Moder est constitué par le réseau hydrographique du Schwarzbach, du Falkensteinbach, de la Zinsel du Nord, du Rothbach, de la Moder et du Mittelbach. Considéré dans son entité hydrologique (secteur A 31 et A 32, classés par la mission déléguée de bassin Rhin-Meuse), la zone d'étude couvre une superficie de 621 km², soit 282 km² pour le bassin de la Haute-Moder et 339 km² pour le bassin de la Zinsel du Nord (PIERRON, 1990).

- Le **Schwarzbach** fait partie du bassin versant de la Zinsel du Nord et prend sa source sur grès vosgien. Avec 103 km² de superficie, son bassin versant représente 30% de la surface totale du bassin de la Zinsel du Nord, dont 74 km² pour le bassin du Schwarzbach à l'amont du ruisseau de Wineckerthal. De la source (à 260 m d'altitude) à Sturzelbronn, la pente est de 6,7‰, de Sturzelbronn à Dambach elle est de l'ordre de 5,7‰ et de Dambach à Jaegerthal de l'ordre de 5‰. D'une largeur moyenne de 3 à 4 m et d'une profondeur moyenne de 0,3 m, il coule dans un impluvium forestier et pastoral.

- Le **Falkensteinbach** fait partie du bassin versant de la Zinsel du Nord et prend également sa source sur grès vosgien. Il se jette dans la Zinsel du Nord à Uttenhoffen après 25 km de course et à 12 km de la confluence de cette dernière avec la Moder. De sa source au lieu-dit Heckenthal (à 270 m d'altitude) à Eguelshardt, la pente est de 9‰, d'Eguelshardt à Lieschbach, elle atteint 4,8‰, puis de Lieschbach à Philippsbourg elle est de l'ordre de 10‰. D'une largeur moyenne de 4 m et d'une profondeur moyenne de 0,3 m, il coule dans un impluvium forestier et pastoral.

- La **Zinsel du Nord** prend sa source sur grès bigarré près de Goetzenbruck (à 290 m d'altitude). De sa source jusqu'à Baerenthal, elle coule selon une direction Ouest-Est puis oblique vers le Sud-Est en passant par Zinswiller. De sa source jusqu'à Mouterhouse, la pente est de 12‰, puis de 2‰ jusqu'à l'exutoire du Bassin versant. D'une largeur moyenne de 3 m et d'une profondeur moyenne de 0,3 à 0,5 m, la Zinsel du Nord coule dans un impluvium forestier et pastoral.

- Le **Rothbach** fait partie du bassin versant de la Moder et prend sa source (à 285 m d'altitude) sur grès vosgien. Cet affluent le plus important de la partie amont se jette dans la Moder à Pfaffenhoffen après 21 km de course. De sa source à la maison forestière de Hengsberg, la pente est de l'ordre de 17‰, de la maison forestière à Saegmuhle, elle est de 10‰, de Saegmuhle à Reipertswiller elle est de 6,7‰; à la sortie du massif vosgien, la pente globale est de 4‰. La

Campagne de mesures des débits (jaugeage mécanique par intégration).
11-12 octobre 1995

		Schwarzbach									
		R75	R18	R10	R42	R43	R2	R4	R11	R19	R20
Débit en m3/s		0,00	0,03	0,10	0,37	0,37	0,00	0,04	0,01	0,09	0,00
profondeur moyenne en m		0,1	0,2	0,1	0,41	0,25	0,05	0,23	0,12	0,18	0,15

		Falkensteinbach								
		R1	R15	R100	R7	R14	R16	R17	R59	R60
Débit en m3/s		0,00	0,18	0,30	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
profondeur moyenne en m		0,1	0,26	0,25	0,1	0,2	0,15	0,05	0,05	0,02

		Zinsel du Nord								
		R8	R32	R39	R26 a	R26	R28	R28 a	R27	R27a
Débit en m3/s		0,36	0,51	0,64	0,01	0,05	0,03	0,00	0,00	0,00
profondeur moyenne en m		0,48	0,38	0,37	0,1	0,19	0,12	0,06	0,1	0,05

Rx a:station en amont de Rx

		Rothbach						
		R3	R36	R53	R49	R50	R34	R70
Débit en m3/s		0,00	0,00	0,02	0,05	0,07	0,07	0,24
profondeur moyenne en m		0,05	0,05	0,1	0,2	0,15	0,48	0,28

		Moder			
		R51	R52 a	R52	R47
Débit en m3/s		0,02	0,24	0,45	0,43
profondeur moyenne en m		0,11	0,21	0,44	0,22

R52 a: amont de R52

		Mittelbach		
		R58	R104	R105
Débit en m3/s		0,20	0,02	0,00
profondeur moyenne en m		0,25	0,08	0,05

largeur est comprise entre 2 et 3 m et la profondeur moyenne est de l'ordre de 0,3 à 0,5 m. Il coule dans un impluvium forestier et pastoral.

- La **Moder** prend sa source sur grès bigarré à environ 320 m d'altitude à Zittersheim (lieu dit Moderfeld) et se jette dans le Rhin à l'aval du barrage d'Ifferzheim, après avoir parcouru 90 km. Le bassin versant de la Moder a une forme en éventail, les affluents drainant d'une façon cohérente l'ensemble de la surface, surtout en tête de vallée. La source de la rivière correspond à la concentration des eaux de plusieurs sources qui forment au niveau d'un replat dans le versant, une zone très humide. Le cours du ruisseau pratiquement rectiligne coule dans une vallée encaissée aux versants raides. Dans cette partie les affluents sont rares. En amont et jusqu'à Wingen sur Moder, soit sur une longueur de 4,8 km, la pente est relativement forte, de l'ordre de 12‰. De Wingen au ruisseau de Moosbaechel, la pente est de 4,3‰ et de Moosbaechel à Mittelbach, elle atteint 2,5‰. La largeur de la rivière oscille entre 3 et 4 mètres entre Wingen-sur-Moder et Wimmenau, elle atteint 5 à 6 mètres à Ingwiller.

- le **Mittelbach** fait partie du bassin versant de la Moder. Il se jette dans la Moder à Ingwiller après 9,5 km de course. Il prend sa source (à 260 m d'altitude) sur grès bigarré.

La seule station de mesures des débits se trouve en plaine d'Alsace (Schweighouse-sur-Moder) et il n'est pas possible d'en utiliser les données. Aussi, une campagne de mesures des débits a été menée en octobre 1995 sur l'ensemble du secteur d'étude. Elle a permis d'obtenir des valeurs indicatives. Les ruisseaux de tête de bassin versant traversant des tourbières, correspondent à des eaux quasi-stagnantes. A mis parcours, le débit s'accélère (0,3 à 0,4 m³/s) A l'aval, le débit devient important (0,5 à 0,6 m³/s).

1.5. DONNEES CLIMATIQUES

Dans l'aire d'étude, deux stations météorologiques sont opérationnelles: La Petite Pierre (altitude 366 mètres) au Sud du secteur et Mouterhouse (altitude 270 mètres) plus au Nord. Les mesures des précipitations et des températures sur la période 1972-1995 à Mouterhouse indiquent une pluviométrie moyenne annuelle de 950 mm et une température moyenne annuelle de 8,7 °C à Mouterhouse (figure 3).

Le nombre de jours de gel est en moyenne de 113 par an, à Eguelshardt (1984-90) ce qui est caractéristique d'influences continentales. Les gelées se poursuivent jusque fin mai, avec des minima extrêmes pouvant encore atteindre en mai - 3,0 °C (MULLER, 1986).

L'étude détaillée dans les Vosges du Nord, de la pluviométrie moyenne annuelle et de la température moyenne annuelle sur la période 1993/1995 montre des variations climatiques annuelles (figure 4). L'année 1994 a été plus sèche (Pm = 960 mm) que 1993 et que 1995 (Pm = 1000 mm) et 1993 a été une année plus froide (Tm = 9,2°C) que 1994 et 1995 (Tm = 10,5°C). Les mois d'octobre 1993, de décembre 1993, de janvier 1994 et 95 correspondent aux mois les plus pluvieux. Les mois les plus secs sont février-mars et juin-juillet ou août (selon les années et stations). Les températures minimales sont atteintes en février 1993 (sur la période 1993-1995). Juillet reste le mois le plus chaud du secteur (T mensuelle comprise entre 17,1 et 21,0 °C). Les saisons sont bien marquées: l'hiver froid, le printemps doux, l'été chaud et sec et l'automne pluvieux.

Les conditions météorologiques de 1993, 1994 et de 1995 ont été sensiblement différentes d'une station à l'autre (figure 4). La station de La Petite Pierre a reçu davantage de précipitations atmosphériques que celle de Mouterhouse. Les précipitations relevées à La Petite Pierre étaient de 1097 mm en 1993 (954 mm en 1994 et 1145 mm en 1995) contre 938 mm en 1993 à Mouterhouse (964 mm en 1994 et 995 mm en 1995). Les températures moyennes annuelles des deux stations sont similaires en 1994 et en 1995 ($T_m = 10,5^{\circ}\text{C}$) et en 1993 ($T_m = 9,2^{\circ}\text{C}$).

1.6. OCCUPATION DU SOL

Les forêts recouvrent la majorité de l'aire d'étude (83,9% soit 29177 ha). Les terrains agricoles ne représentent que 8,3% (2890 ha) de la surface totale des Basses Vosges gréseuses. Les landes n'occupent plus que quelques centaines d'hectares.

1.6.1. LA FORET

Les formations boisées sont composées essentiellement de Pin sylvestre (10391 ha soit 35,7%), de Hêtre (8563 ha soit 29,4%), d'Épicéas (4079 ha soit 14%) de Chêne rouvre (3282 ha soit 11,3%).

1.6.2. LES ETANGS ET LES PISCICULTURES

Certains étangs ont été créés au XIII^{ème} siècle. Ainsi, les moines utilisaient l'étang de Waldeck pour la carpiculture. Vers la fin du XVIII^{ème} et le début du XIX^{ème} siècle, le développement de l'industrie du fer et les industries verrières, cristallières et papetières ont nécessité l'usage de quantités importantes en eau. De nombreux étangs sont alors créés. A partir des années 1960, les plans d'eau à vocation récréative et halieutique se multiplient avec ou sans autorisation. Un bilan de l'état des cours d'eau des Vosges du Nord (département de la Moselle) a été dressé en 1994 (PERRIER, 1994). Les étangs étudiés sont de faibles superficies et ne dépassent pas pour la grande majorité un demi-hectare: les étangs de Lieschbach, Waldeck, Hanau, Neuhoffen, Baerenthal en étant de notables exceptions. Les barrages sont installés sur le cours d'eau, si bien que dans les vallées, ce sont des étangs qui composent le paysage.

Plusieurs piscicultures actuelles ont été recensées sur le secteur d'étude. Des étangs piscicoles sont localisés en amont du Falkensteinbach et sur un de ses affluents (à Mambach). Une pisciculture intensive est également installée en tête de bassin versant sur le Rothbach (à Wildenguth). Une autre exploitation piscicole importante est localisée sur le Mittelbach (amont de Sparsbach).

1.6.3. EVOLUTION DES ACTIVITES HUMAINES

Du passé industriel vers le tourisme vert

La vallée du Schwarzbach se caractérise par une forte présence de résidences secondaires. Des aménagements hydrauliques témoignent du passé industriel de la vallée. La vallée du Falkensteinbach a développé une double vocation: axe de passage et tourisme (étang de Hanau) alors que dans le passé, l'activité était plutôt liée à la forêt et à l'industrie (bois, forges, élevages piscicoles). Dans la vallée de la Zinsel du Nord, autour de Mouterhouse et de Baerenthal, la sidérurgie et à la métallurgie représentaient l'essentiel de l'activité économique, alors que

maintenant le tourisme vert s'y développe. Sur la Moder, une verrerie et les entreprises actuelles reflètent l'orientation industrielle du secteur.

Dans les Vosges du Nord, parallèlement à l'exploitation traditionnelle des ressources naturelles (forêt), un tourisme vert s'est mis en place. Il crée de nouveaux besoins en équipements de loisirs (campings, lieux de baignade, points d'eau), en infrastructures (système d'épuration des eaux, chemins d'accès à des chalets isolés) et n'est pas sans conséquence sur l'environnement (impact de l'élevage des chevaux par exemple).

La déprise agricole et ses conséquences

Depuis la fin de la deuxième guerre mondiale, l'entretien agricole des fonds de vallées humides a progressivement cessé. Une partie des terrains est alors reboisée en épicéas ou peupliers (boisements en "timbre-poste") mais souvent les parcelles évoluent vers la friche. L'arrêt de la fauche conduit à la fermeture des vallées par suite de la recolonisation spontanée par les ligneux. La régression de l'agriculture herbagère traditionnelle dans les vallées, qui a conduit à un arrêt de l'exploitation de vastes surfaces de prairies, a entraîné des modifications de la flore et de la faune de ces milieux. Le bilan de la déprise agricole apparaît nettement négatif pour les végétaux, ainsi que pour les lépidoptères (liés à la nature et à la diversité de la flore). Les animaux recherchant une structure variée du tapis végétal tels les araignées, les carabes, les libellules et les oiseaux, sont par contre favorisés (MULLER *et al.*, 1992). Des mesures de gestion conservatoire des écosystèmes herbacés ont ainsi été entreprises: expérimentations d'une gestion des friches par pâturage extensif à l'aide de races rustiques (bovins Highland Cattle), entretien minimal des autres sites par contrôle et limitation des boisements spontanés.

1.7. LE PATRIMOINE BIOLOGIQUE

Les Vosges du Nord appartiennent au domaine phytogéographique médioeuropéen. Ils sont classés dans le secteur baltico-rhénan où ils constituent vraisemblablement un district ou sous-district particulier (GAUSSEN 1954, in MULLER 1986). Ce classement phytogéographique reflète les différents cortèges floristiques présents sur l'aire d'étude (MULLER, 1986).

1.7.1. LA VEGETATION TERRESTRE

Les espèces eu-atlantiques sont totalement absentes. Toutefois, il existe un grand nombre d'espèces à affinités sub-atlantiques (MULLER, 1986):

- dans les forêts, les ourlets pré-forestiers ou les landes: *Hypericum pulchrum*, *Holcus mollis*, *Teucrium scorodonia*, *Centaurea nemoralis*, *Sarothamnus scoparius*, *Genista pilosa*, *Jasione laevis*.

- dans les landes tourbeuses: *Juncus squarrosus*, *Pedicularis sylvatica*, *Polygala serpyllifolia*.

- sur les sables secs: *Aira praecox*, *Ornithopus perpusillus*.

- sur les sables humides: *Illecebrum verticillatum*, *Hypericum humifusum*, *Radiola linoides*.

- dans les ceintures aquatiques amphibies et les marais tourbeux: *Eleocharis multicaulis*, *Juncus bulbosus*, *Elatine hexandra*, *Drosera intermedia*.

- sur les falaises rocheuses de grès exposées au Sud: *Asplenium billotii*, espèce atlantique-subméditerranéenne, présente en station disjointe dans les Vosges du Nord.

L'absence ou la rareté de quelques espèces à affinités sub-atlantiques encore présentes dans les Basses Vosges occidentales et dans le Nord de la plaine d'Alsace (*) est à souligner. Ainsi, dans les forêts, *Lonicera periclymenum**, *Ilex aquifolium**; dans les landes *Galium saxatile**, *Scirpus caespitosus* sssp. *germanicus*, *Gymnocolea inflata**; dans les marais tourbeux, *Scutellaria minor**, *Wahlenbergia hederacea**, *Carum verticillatum**, *Anagallis tenella*; sur les sables humides, *Cicendia filiformis*.

Des espèces subcontinentales ou subcontinentales-subméditerranéennes apparaissent dans de nombreux milieux (MULLER, 1986).

- dans les forêts: *Luzula Luzuloides*, *Calamagrostis arundinacea* (assez rare) et surtout *Pinus sylvestris*.

- dans les ourlets et landes thermophiles: *Genista germanica*, *Peucedanum oreoselinum*, *Polygonatum odoratum*, *Avenula pratensis*, *Carex montana*, *Rubus saxatilis*, *Lilium martagon*, *Hypochoeris maculata*, *Pulsatilla vulgaris*, *P. vernalis* var. *bidgostiana*, *Trifolium alpestre*, *Anthericum liliago*.

- dans les pelouses sableuses: *Botrychium matricariifolium*, *Dianthus deltoides*, *Lychnis viscaria*, *Thesium linophyllum*.

- sur les dunes sableuses: *Helichrysum arenarium*, *Armeria elongata* (subspontané), *Veronica verna*, *Thymus serpyllum*, *Scleranthus perennis*.

Quelques espèces péri-alpines se retrouvent dans les landes (*Daphne cneorum* et *Arnica montana*), dans les pelouses (*Thesium alpinum* et *Botrychium lunaria*), dans les tourbières (*Dactylorhiza traunsteineri*).

Des espèces circumboréales se trouvent principalement dans les tourbières à sphaignes: *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccus*, *V. uliginosum*, *Drosera rotundifolia*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*, *Lycopodiella inundata*, *Comarum palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*, *Carex lasiocarpa*, *C. nigra*, *C. echinata*, *C. rostrata*, *C. curta*, *Calla palustris*, ainsi qu'un certain nombre de sphaignes. Parmi ces espèces, certaines ont en Europe des affinités plutôt atlantiques (*Rhynchospora alba* et surtout *fusca*, *Lycopodiella inundata*), d'autres plutôt continentales (*Andromeda polifolia*, *Calla palustris*). Dans les landes, *Diphasiastrum tristachyum*, espèce circumboréale à répartition subatlantique en Europe, est présent (MULLER, 1986).

Au sein de ces cortèges, les espèces les plus remarquables sont deux phanérogames totalement absentes du reste du Massif vosgien: *Pulsatilla vernalis* var. *bidgostiana* (en très forte régression) et *Daphne cneorum* (MULLER, 1997).

1.7.2. LES MACROPHYTES AQUATIQUES:

Cette partie a fait l'objet d'une publication dans les Annales de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord (THIEBAUT et MULLER, 1997).

Les ruisseaux des Vosges du Nord sont colonisés par une flore acidiphile ou eury-ionique, oligotrophe à mésotrophe, dont les éléments typiques sont *Ranunculus peltatus*, *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. stagnalis*, *C. obtusangula*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Potamogeton berchtoldii*, *Berula erecta* (MULLER, 1990; HAURY et MULLER, 1991).

La liste des espèces végétales légalement protégées dans la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord a fait l'objet d'une mise à jour récente (MULLER, 1995). Cinq espèces protégées de macrophytes des eaux courantes y ont ainsi été répertoriées. Parmi elles, *Potamogeton polygonifolius*, *P. alpinus*, *Myriophyllum alterniflorum* et *Oenanthe fluviatilis* figurent sur les listes d'espèces protégées en Alsace (arrêté du 28 juin 1993) et en Lorraine (arrêté du 3 janvier 1994). *Potamogeton x variifolius* était inscrit sur la liste des plantes protégées au niveau national de l'arrêté du 20 janvier 1982. Du fait de son caractère hybride, ce taxon n'a pas été retenu sur la nouvelle liste de 1995 (arrêté du 31 août 1995), mais figurera dans la prochaine mise à jour de la liste des espèces protégées en Alsace.

Potamogeton polygonifolius est une espèce acidiphile oligotrophe, dont la distribution est encore assez étendue dans les Vosges du Nord et le Palatinat, où elle atteint la limite orientale de son aire de distribution. Dans les années 1960, ENGEL et KAPP (1964) avaient étudié sa distribution dans les ruisseaux des Vosges du Nord. Une prospection de la quasi-totalité des parties amont des ruisseaux a permis de retrouver la plupart des stations indiquées en 1964, sauf celles du Mittelbach à Sparsbach (création d'une pisciculture intensive) et de la Horn à l'amont de l'étang de Haselfurth (travaux de curage du ruisseau et de l'étang).

Quelques stations inédites ont été découvertes, en particulier sur le réseau de la Zinsel du Nord, où cette espèce n'avait pas du tout été observée par ENGEL et KAPP (1964). L'espèce est également présente dans la partie amont du Steinbach (bassin versant de la Sauer, en amont d'Obersteinbach) et sur le bassin versant de la Sarre (réseau de la Horn et de la Schwalb). Cette espèce reste abondante dans le Mausbach et dans le Schwarzenbach en amont de l'étang de Haspelschiedt (terrain militaire de Bitche) pour le territoire français ainsi que dans l'Eppenbrunnerbach en territoire allemand (ROWECK *et al.*, 1988).

En 1964, ***Potamogeton alpinus*** était présent sur le Falkensteinbach près de Philippsbourg et sur le Mittelbach (ENGEL et KAPP, 1964). Malgré de nombreuses recherches, aucune de ces stations n'a pu être retrouvée ces dernières années. En revanche, une nouvelle station a été découverte sur la Zinsel du Nord directement à l'amont de l'étang de Baerenthal. C'est donc actuellement la seule station connue de cette espèce pour les Vosges du Nord et une des rares localités du Massif vosgien, ce qui lui confère indéniablement un intérêt régional.



Potamogeton polygonifolius

in Montégut (1987): *Les plantes aquatiques*

Potamogeton x variifolius avait été mentionné, sous des noms différents, en plusieurs stations sur le cours du Falkensteinbach (ENGEL et KAPP, 1964; KAPP, 1967). Il n'a été clairement identifié que récemment (WOLFF, 1990), mais n'a plus alors été retrouvé que dans le cours inférieur de cette rivière, entre Philippsbourg et Niederbronn, souvent en compagnie d'*Oenanthe fluviatilis*. Il s'agit de la seule localité connue de ce potamot en Europe centrale. Un Arrêté de Protection du Biotope est en cours d'instruction pour ces stations situées sur le Falkensteinbach. Il devrait interdire toute perturbation du cours d'eau (curage, rectification du cours, enrochement,...), assurer une limitation du boisement spontané des berges par l'Aulne glutineux et évidemment garantir le maintien de la qualité de l'eau.

Myriophyllum alterniflorum est une espèce à aire subatlantique, typique des eaux acides et peu minéralisées, très rare dans le Massif Vosgien. Outre quelques localités dans les lacs des Hautes-Vosges (Gérardmer, Longemer, Retournemer), elle n'est mentionnée que dans le réseau hydrographique des Vosges du Nord, où elle est connue depuis SCHULTZ (1846). Cette espèce y était signalée comme abondante sur le Schwarzbach, depuis Sturzelbronn jusqu'à Jaegerthal (SCHULTZ 1846; ISSLER et WALTER, 1928). Actuellement, elle y a fortement régressé, puisqu'une seule petite station subsiste à Dambach. Elle est en revanche abondante à l'étang de Hanau, y compris au niveau de la zone de baignade. WALTER (1938) y avait signalé *Myriophyllum spicatum*, probablement confondu avec *Myriophyllum alterniflorum*. Sur la Zinsel du Nord entre Obermuhlthal et Zinswiler subsistent encore de belles populations de la Myriophylle à fleurs alternes. Des mesures de protection efficaces (absence de curage et de recalibrage) et le maintien de la qualité des eaux pourraient préserver ces peuplements remarquables des Vosges du Nord.

Oenanthe fluviatilis est une espèce subatlantique longtemps méconnue en Alsace, puisqu'elle n'y a été seulement découverte qu'au début du siècle par ISSLER et WALTER, aussi bien dans des eaux fortement carbonatées des rivières phréatiques du Ried que dans des eaux acides des rivières sur grès des Vosges du Nord (ISSLER, 1919; ISSLER et WALTER, 1928). Cette espèce sensible à la pollution de l'eau a fortement régressé depuis 50 ans en plaine d'Alsace, particulièrement dans le cours inférieur de la Moder (GEISSERT *et al.*, 1985). Dans les Vosges du Nord, elle est actuellement connue dans trois rivières: le Schwarzbach, le Falkensteinbach et la Zinsel du Nord.

Le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord abrite un patrimoine biologique et écologique d'un grand intérêt qui a conduit au classement de cette zone en Réserve de la Biosphère par le Comité M.A.B. de l'U.N.E.S.C.O. en 1989. De nombreux sites bénéficient de mesures de protection réglementaire: une Réserve Naturelle éclatée en cours d'instruction, plusieurs Réserves Naturelles Volontaires, des Arrêtés de Protection du Biotope et des Réserves Biologiques Domaniales.

" Le pari pour le futur est de conserver le patrimoine naturel exceptionnel, de restaurer la nature sauvage, c'est-à-dire de laisser à la nature une liberté d'expression et d'enrichir les milieux rendus trop artificiels par l'homme" (GENOT, 1995).

CHAPITRE 2
SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU DES
RUISSEAUX DES VOSGES DU NORD.

PREMIERE PARTIE
ETUDE DU NIVEAU TROPHIQUE

2.1.1. INTRODUCTION

La composition chimique de l'eau dépend de la nature de la roche-mère. Ainsi, le magnésium, le calcium et les bicarbonates sont présents à de fortes teneurs dans les cours d'eau qui s'écoulent au travers de sédiments mésozoïques (sédiment du Trias, Jurassique et Crétacé), alors que les concentrations des cours d'eau qui s'écoulent au travers de roches cristallines sont plus élevées en acide silicique et plus faibles en Ca^{2+} et Mg^{2+} . En revanche, la concentration en sulfates n'est que partiellement corrélée aux teneurs en sulfates contenu dans les roches. Cette concentration en sulfates est surtout liée aux activités humaines (SIGG *et al.*, 1992).

Dans les milieux aquatiques, les paramètres descriptifs du niveau trophique sont essentiellement les orthophosphates, l'azote nitrique et l'azote ammoniacal (CARBIENER et ORTSCHKEIT 1987, CARBIENER *et al.*, 1988). La disponibilité des ces éléments biogènes se décrit en terme de degré de trophie. Un milieu carencé en éléments régulateurs majeurs (azote, phosphore) est dit **oligotrophe**, **mésotrophe** lorsqu'il s'agit d'un milieu modérément pourvu. Le terme **eutrophe** désigne un milieu riche, alors qu'on qualifie d'**hypertrophe** un milieu "surnourri" (CARBIENER, 1990).

le rôle du phosphore dans le compartiment Eau

Dans le milieu aquatique, le phosphore se présente sous de nombreuses formes regroupées en phosphore minéral (provenant des lessives, des engrais, des pesticides, et de l'érosion des sols) et en phosphore organique. Les travaux de FOGG (1973), de LEE (1973) et de CARBIENER (1990) ont montré que le phosphore est l'élément clé des écosystèmes aquatiques. Dans les conditions naturelles, il est l'élément le moins disponible pour les plantes, car naturellement carencé en milieu aquatique. En effet, le phosphore et plus particulièrement les phosphates présentent une forte affinité pour les colloïdes du sol et du sédiment. Ils se fixent sur les constituants majeurs des sols, les transferts par lixiviation étant estimés négligeables (DORIOZ, 1988).

L'augmentation des rendements agricoles et l'intensification de l'élevage ont engendré un accroissement des pertes de phosphore vers le réseau hydrographique sur la période 1985-1990 (BARROIN, 1991). Ces pertes seraient dues en partie aux "engrais chimiques". Les effluents d'élevage amènent également un phosphore organique plus mobile que le précédent. Ce dernier est géré comme un intrant gratuit. Pour BARROIN (1991), les autres secteurs d'activité responsables de la pollution par les phosphates sont l'industrie (29,3%) et les activités domestiques (48,7%).

le rôle des différentes formes azotées dans le compartiment Eau

Les apports d'azote dans les cours d'eau ont une origine naturelle (eaux de pluie, fixation par les algues de l'azote atmosphérique, minéralisation naturelle) et anthropique (eaux usées domestiques, eaux résiduelles industrielles, pratiques agricoles).

Trois formes d'azote ont été classiquement distinguées: la forme élémentaire gazeuse, l'azote nitrique et l'azote ammoniacal réduite. L'évolution des différentes formes azotées est essentiellement dépendante de processus biologiques (ammonification, nitrosation, nitratisation). Mais il existe également des phénomènes de relargage d'azote ammoniacal et organique. Ces éléments ainsi relargués proviendraient essentiellement de la lyse d'une partie de la biomasse des sédiments (OMBREDANE *et al.*, 1982).

Les nitrites ne représentant qu'un stade intermédiaire, sont facilement oxydés en nitrates par voie chimique ou bactérienne. Dans les eaux fortement oxygénées, peu de nitrites sont présents. Ils sont très toxiques pour la faune aquatique. La C.E.E. a adopté en 1978 les valeurs guides à ne pas dépasser: eaux salmonicoles = 0,003 mg d'azote nitreux /l; eaux cyprinicoles = 0,009 mg d'azote nitreux /l.

Les nitrates dominent dans les eaux naturelles bien oxygénées. Le taux de nitrates, très variable selon la saison et l'origine des eaux, peut varier de 1 à 15 mg/l. Une concentration de 2 à 3 mg/l est tout à fait normale (AGENCE DE BASSIN LOIRE-BRETAGNE, 1988). Les teneurs en nitrates sont plus élevées en hiver car en plus du ruissellement, les nitrates ne sont pas absorbés (AGENCE DE BASSIN LOIRE-BRETAGNE, 1988). L'azote peut être éliminé de l'écosystème terrestre ou aquatique par dénitrification. Cette dénitrification libère l'azote dans l'atmosphère sous forme gazeuse (oxydes d'azote ou azote). C'est en automne à la reprise du lessivage que les teneurs en nitrates sont les plus importantes dans les cours d'eau en raison de la minéralisation qui a eu lieu pendant la période chaude et sèche (HAURY, communication personnelle).

L'azote ammoniacal, produit par la dégradation des matières organiques azotées et les déjections animales, abonde à l'aval des rejets domestiques et industriels. L'effet toxique de l'azote sous sa forme réduite est dû à la forme moléculaire ou ammoniacale NH_3 , dont l'existence dépend du pH et de la température. La C.E.E. a adopté les valeurs guides suivantes en 1978: eaux salmonicoles = 0,005 mg de NH_3/l ; eaux cyprinicoles = 0,025 mg de NH_3/l . L'azote ammoniacal constitue donc un des maillons du cycle complexe de l'azote. L'évolution de ses teneurs est essentiellement dictée par des paramètres biologiques en général, et bactériologiques en particulier. L'azote ammoniacal est un gaz soluble dans l'eau, qui selon les conditions de pH, est sous forme non combinée ou ionisée (BREMOND et VUICHARD, 1973).

Les réactions réversibles de l'azote ammoniacal avec l'eau sont les suivantes:



Dans les eaux courantes à pH inférieure à 8,5, l'azote ammoniacal se rencontre sous sa forme ionisée, relativement peu toxique. A des pH plus élevés (pour lesquels un déplacement vers la forme non dissociée NH_4OH a lieu), une même quantité d'azote ammoniacal peut avoir des conséquences graves, la forme non ionisée étant très toxique pour la faune et flore aquatique (DEJOURS *et al.*, 1989).

Les milieux aquatiques lotiques se comportent comme des systèmes écologiques ouverts particulièrement fragiles. Ils sont d'une extrême sensibilité à certaines nuisances (interventions humaines) qui se manifestent notamment par des pertes de complexité de structure (CARBIENER *et al.*, 1990) et par des variations de productivité. Or, les cours d'eau des Vosges du Nord sont faiblement minéralisés et caractérisés par un niveau trophique bas. Leur évolution vers l'aval conduit naturellement à une augmentation progressive des teneurs en nutriments et en minéraux. Ce processus d'eutrophisation est souvent accéléré par des facteurs anthropiques (rejets domestiques, piscicultures intensives, étangs...). Les Vosges du Nord apparaissent ainsi comme un territoire fragile vis à vis de l'eutrophisation (MULLER, 1990; THIEBAUT, 1993; THIEBAUT et MULLER, 1995b).

L'objectif de ce chapitre est donc d'étudier le niveau trophique des cours d'eau drainant des substrats gréseux dans les Vosges du Nord, de mettre en évidence l'impact des rejets anthropiques sur la qualité des eaux et d'étendre l'échantillonnage aux affluents s'écoulant sur les marnes et argiles de la plaine d'Alsace.

2.1.2. MATERIEL ET METHODES

Les cours d'eau étudiés dans les Vosges du Nord se jettent dans la Moder en amont de Haguenau (plaine d'Alsace). Aussi, il a semblé intéressant de suivre l'évolution physico-chimique des ruisseaux en plaine d'Alsace, d'autant plus que les perturbations d'origine humaines y sont très importantes (agriculture, urbanisation, industries) et que la nature du substratum géologique est profondément différente (argiles et marnes). Une extension du réseau de la Moder des Vosges du Nord a donc été réalisée en plaine d'Alsace.

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

Le secteur d'étude correspond à la partie occidentale du bassin versant de la Moder, de la source de la rivière jusque l'entrée de Haguenau et englobe ses principaux affluents.

De la source à la limite orientale des Vosges du Nord, le substratum géologique est constitué de grès (figure 5). Les collines sous-vosgiennes sont formées au Nord par les marnes et marno-calcaires du Keuper, plus au Sud les marnes et les marno-calcaires et calcaires du Lias et Dogger avec du loess constituant le substratum géologique (figure 5). Entre la faille vosgienne à l'ouest et la faille rhénane à l'est, s'étend le champs de fractures de Saverne, où affleurent des terrains essentiellement secondaires, très diversifiés et parfois recouverts de loess. Cet ensemble très compartimenté forme une mosaïque de sols, argileux, marneux, calcaires, limoneux ou sablo-limoneux, qui se prêtent à des occupations diverses comme prairies, cultures, vergers, vignes... Cette région de collines est constituée de cultures, de prairies et de vergers à soubassement d'argiles, de marnes et de calcaires, plus ou moins recouverts de placages loessiques ou de colluvions sableuses. Argileuses et plus ou moins riches en calcaire, les formations du Lias sont généralement plus profondément altérées que les argiles du Keuper. Elles sont les roches-mères de sols bruns calcaires ou décalcifiés, utilisés en prairie et vergers dans les sites les plus humides et cultivés dans les parties drainées de ce secteur d'étude (ATELIER D'ECOLOGIE RURALE ET URBAINE, 1990). Le fossé rhénan se scinde en deux unités naturelles: le cône d'alluvions anciennes et le Ried. Seul le cône d'alluvions anciennes représenté par des alluvions récentes et du loess est compris dans notre aire d'étude. Les formations sableuses à blocs des Vosges gréseuses se distinguent des limons argileux au niveau de la zone de fracture et des formations éoliennes. Les formations éoliennes, essentiellement limoneuses et avec quelques concrétions calcaires, recouvrent de vastes surfaces de la zone de fracture.

Les colluvions sont liés au ruissellement diffus sur les versants. Ils ont un faciès hydromorphe à pseudo-gley. Ils peuvent recouvrir des alluvions sous forme de matériau fins (sables, limons, argiles). Les formations alluviales sont des sables et des graviers qui s'étalent en nappe surtout dans les élargissements de vallées et au débouché dans la zone de fracture.

Des données partielles existent sur certaines anciennes stations climatiques de la plaine d'Alsace (figure 6). La pluviométrie annuelle moyenne est de 863 mm à Reichshoffen (période 1983-1991), 838 mm à Niederbronn-les-Bains (1964-1981); 809 mm à Haguenau (période 1973-1989). La station de Zinswiller possède une grande série de données climatiques: pluviométrie moyenne annuelle de 768 mm (période 1912-1991), température moyenne annuelle de 9,6 °C (période 1959-1992).

Les débits moyens mensuels et annuels sont déterminés sur une période de 25 ans (1968-1993). Le débit moyen annuel de la Moder est de 3,8 m³/s. Le drain principal à l'amont du bassin de la Haute Moder n'est pas la Moder mais la Zinsel du Nord. Le module interannuel de la Moder à Schweighouse-sur-Moder amont est de 2,5 m³/s. Le régime hydrologique de la Moder se caractérise par un régime simple de type océanique avec une période de "hautes eaux

relatives" allant du mois de décembre au mois de mai compris et une période de "basses eaux relatives" centrée sur l'été de juin à novembre avec un étiage en août-septembre (ATELIER D'ÉCOLOGIE RURALE ET URBAINE, 1990).

2.1.2.1 LE CHOIX DES STATIONS:

Le découpage des cours d'eau en tronçons a été réalisé dans chaque sous-bassin versant, en fonction de la géologie (grès vosgien), de la pente et de la position topographique. Les stations de références au sein des tronçons homogènes, ont été déterminées en fonction de leur localisation par rapport à des zones d'activités anthropiques. En effet, au niveau du réseau hydrographique, chaque point exutoire est sous l'influence plus ou moins directe des activités interférant sur les milieux amont. Des cartes I.G.N au 25000^{ème} de BITCHE, BOUXWILLER, LEMBACH et HAGUENAU ont permis de situer les villages, les industries (scieries, essentiellement), les stations d'épuration, les principaux étangs et les piscicultures. Ces données ont été combinées aux indications bibliographiques sur la flore des Vosges du Nord (ENGEL et KAPP, 1964; MULLER, 1990).

Réseau de la Moder dans les Vosges du Nord

Sur la base des critères énoncés ci-dessus, 38 stations ont été retenues, distribués sur 6 réseaux hydrographiques représentant 18 cours d'eau (figure 7, tableau I).

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

Sur ce réseau hydrographique, 13 stations ont été retenues (figure 8, tableau II).

Les stations les plus en amont localisés dans les Vosges du Nord (M1, M2, M3), en plaine (M4, M5, M6) et sur les affluents de la Moder en plaine d'Alsace (M10, M11, M12) sont peu profondes et larges. Elles ont 3 à 5 mètres de large et sont praticables avec des cuissards. Les stations (M7, M8, M9, M13) atteignent plusieurs mètres de largeur et de profondeur.

2.1.2.2. MESURE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

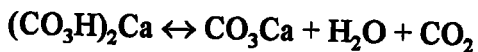
Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons de 0,5 l en polyéthylène. Afin d'éviter d'éventuelles contaminations, chaque flacon est nettoyé en laboratoire et rincé *in situ* dans le cours d'eau avant utilisation. De plus, un même flacon n'a été utilisé que pour une même station tout au long de l'étude. Avant analyse, les échantillons sont stockés au frais et à l'obscurité.

Les paramètres physico-chimiques mesurés sont:

* pH

Le pH est mesuré systématiquement en poste fixe en laboratoire.

Ce paramètre peut servir pour caractériser le milieu mais la mesure reste à normaliser. Le pH dépend de la nature du substratum géologique, du lit du cours d'eau et du bassin versant. Généralement compris entre 6,6 et 7,6 pour les eaux naturelles, il est lié à l'activité photosynthétique et à la concentration en CO₂ dissous dans l'eau. Une intense activité photosynthétique entraîne une forte consommation de CO₂ et se traduit à terme par la précipitation des carbonates de calcium suite à l'augmentation du pH, selon la réaction:



Dans les rivières acides des Vosges du Nord, le pH varie beaucoup. Dans une gamme de pH comprise entre 5,0 et 9,0, la faune et la flore peuvent se développer un peu près normalement.

* Conductivité

La conductivité a été mesurée à 25°C en poste fixe au laboratoire à l'aide d'un conductimètre metrohm E518.

Ce paramètre, proportionnel à la quantité de sels ionisables dissous, mesure le degré de minéralisation d'une eau et renseigne sur la salinité d'une eau si celle-ci est notable (HAURY 1985; ACTA, 1987).

* Alcalinité ou Titre Alcalimétrique TA et Titre Alcalimétrique Complet TAC (norme NFT 90-036).

Ce titrage de l'eau par de l'acide, permet de représenter la quantité d'éléments basiques de l'eau. La nature acide des eaux explique les faibles valeurs du TAC mesuré et le fait qu'aucune mesure de TA ne soit envisageable dans les cours d'eau des Vosges du Nord. Les variations de l'alcalinité sont à rapprocher de celles du degré de minéralisation et du pH.

* Anions principaux

Les concentrations en anions Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} ont été déterminées au plus tard dans les 24 heures qui suivent le prélèvement. Les dosages ont été réalisés par chromatographie ionique à l'aide d'un chromatographe Dionex modèle 4500i équipé d'une colonne Ion Pac AS4A.

* Cations majeurs

Les 4 cations majeurs Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , ont été dosés à l'aide d'un spectrophotomètre Perkin Elmer modèle 2380. Le calcium et le magnésium ont été dosés par spectrophotométrie d'adsorption atomique (NF 90-005) alors que le sodium et le potassium sont dosés par spectrométrie d'émission de flamme (NF 90-019).

* L'azote ammoniacal: N-NH_4^+ est analysé par spectrophotométrie au bleu d'indophénol (AFNOR: NF 90-015).

* Les orthophosphates sont mesurés par spectrophotométrie (AFNOR: NF T 90-023)

Réseau de la Moder dans les Vosges du Nord

Les prélèvements d'échantillons d'eau ont été effectués chaque saison (janvier, juin, août, novembre) en 1993, 1994 et en 1995 sur les 38 stations du secteur d'étude.

Le pH, la conductivité, l'alcalinité, les cations majeurs, les anions principaux, les orthophosphates et l'azote ammoniacal ont été mesurés dans les échantillons d'eau prélevés.

Les mesures de "Demande Biochimique en Oxygène" (D.B.O.₅) et de la "Demande Chimique en Oxygène" (D.C.O.) ont été effectuées en 1993. Elles n'ont pas été poursuivies les années suivantes. En effet, la mesure de la D.B.O.₅ est adaptée aux eaux résiduaires dont la D.B.O. est supérieure à 40mg/l d'O₂, ce qui n'est pas le cas dans les eaux des Vosges du Nord. D'autre part, la D.C.O. est surtout utilisée pour l'appréciation du fonctionnement des stations de traitement des eaux usées; les valeurs obtenues en 1993 dans les eaux des Vosges du Nord n'étaient pas significatives.

Des mesures *in situ* de la température et de l'oxygène dissous n'ont pas été réalisées, car les résultats sont très variables et fortement dépendants de l'heure et de la date de la mesure. De telles mesures auraient pu être faites en continu mais elles auraient exigé un investissement en temps et en équipement très important. Or, cela ne se justifiait pas dans notre secteur d'étude, les eaux des Vosges du Nord étant généralement bien oxygénées.

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

Le suivi physico-chimique a été réalisé en juin, août et novembre 1994 et en janvier, juin, août et novembre 1995.

Le pH, la conductivité, l'alcalinité, les cations majeurs, les anions principaux, les orthophosphates et l'azote ammoniacal ont été mesurés dans les échantillons d'eau prélevés.

2.1.2.3. TRAITEMENT DES DONNEES

2.1.2.3.1. Analyse en Composantes Principales (A.C.P.) normée

L'Analyse en Composantes Principales "A.C.P". normée permet de mettre en évidence les variables corrélées. Cette méthode de synthèse, utilisée notamment par DESCY (1973) et EMPAIN (1973), est bien adaptée à la nature continue des variables souvent monotoniques. Aussi, deux Analyses en Composantes Principales (A.C.P.) normées des valeurs moyennes stationnelles des données physico-chimiques ont été effectuées par l'intermédiaire du logiciel SPAD.N 2.0.

L'A.C.P.1a a été réalisée avec les paramètres physico-chimiques du réseau Vosges du Nord. La matrice des résultats contient 12 variables (pH, conductivité, alcalinité, calcium, magnésium, sodium, potassium, sulfates, chlorures, azote ammoniacal, azote nitrique et orthophosphates) et 38 relevés. Les variables chimiques sont représentées dans un souci de simplification par les valeurs moyennes stationnelles. Elles sont actives. A chaque paramètre physico-chimique correspond ainsi une moyenne calculée à partir de 12 valeurs (4 valeurs par an et par station sur 3 ans).

L'A.C.P.1b a été réalisée avec les paramètres physico-chimiques du réseau Moder en plaine d'Alsace. La matrice des résultats contient ainsi 12 variables (pH, conductivité, alcalinité, calcium, magnésium, sodium, potassium, sulfates, chlorures, azote ammoniacal, azote nitrique et orthophosphates) et 13 relevés. Les variables chimiques représentées par les valeurs moyennes stationnelles sont actives. A chaque paramètre physico-chimique correspond ainsi une moyenne calculée à partir de 7 valeurs (3 valeurs en 1994 et 4 valeurs en 1995, par station).

2.1.2.3.2. Classification Ascendante Hiérarchique (C.A.H.)

Deux Classifications Ascendantes Hiérarchiques (C.A.H.1a et 1b) ont été réalisées et ont été suivies d'une partition en 5 et 4 classes respectivement, en fonction des ruptures de pente de l'histogramme des indices de niveau obtenus.

La C.A.H.1a a été réalisée à partir des 5 premiers axes de l'A.C.P.1a et la C.A.H.1b à partir des 5 premiers axes de l'A.C.P.1b.

2.1.3. RESULTATS

2.1.3.1 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU

2.1.3.1.1. Bilan global de la qualité des ruisseaux

Réseau des Vosges du Nord

Le tableau III des valeurs moyennes, minimales et maximales pour chaque variable physico-chimique montre une grande variabilité des paramètres physico-chimiques pour ces cours d'eau sur substrat et à perméabilité homogènes. D'amont en aval, la conductivité, l'alcalinité (les bicarbonates), le pH, l'azote ammoniacal et les orthophosphates augmentent. Une zonation longitudinale des cours d'eau se dégage.

Les cours d'eau des Vosges du Nord sont en moyenne faiblement acides ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 6,6$). Cette valeur moyenne cache une disparité importante entre stations dont certaines sont très acides ($\text{pH} = 5,4$) et d'autres neutres ($\text{pH} = 7,2$). Cette variabilité stationnelle se retrouve au niveau de l'alcalinité, paramètre qui met en évidence des eaux peu tamponnées ($[\text{HCO}_3^-] = 50 \mu\text{eq/l}$) et d'autres qui ont conservé un pouvoir tampon ($[\text{HCO}_3^-] = 630 \mu\text{eq/l}$). Les sites sont caractérisés par une faible conductivité (conductivité moyenne = $65 \mu\text{S/cm}$).

Les stations sont modérément chargées en azote ammoniacal et pauvres en orthophosphates ($[\text{N-NH}_4^+] = 35 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 8 \mu\text{g/l}$) à très chargées en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] = 440 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 550 \mu\text{g/l}$). L'écart-type important indique une forte variation stationnelle de la trophie. Pour l'ensemble des stations, la teneur moyenne en nutriments est forte ($[\text{N-NH}_4^+] = 100 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 70 \mu\text{g/l}$ et $[\text{N-NO}_3^-] = 0,55 \text{ mg/l}$).

L'étude de la matrice des coefficients de corrélations linéaires entre les paramètres physico-chimiques pris deux à deux met en évidence d'une part, les liens existants entre le pH et l'alcalinité et d'autre part, que les nutriments (azote ammoniacal et orthophosphates, essentiellement) sont fortement corrélés (tableau IV).

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

Le tableau V des valeurs moyennes, minimales et maximales pour chaque variable physico-chimique montre une grande variabilité des paramètres physico-chimiques pour ces cours d'eau sur substrats et à perméabilité hétérogènes. Les eaux sont neutres ($\text{pH} = 7,1$) à alcalines ($\text{pH} = 8,0$), modérément chargées à chargées en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] = 55$ à $250 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 80$ à $300 \mu\text{g/l}$). Au niveau de la minéralisation, il existe de fortes variations stationnelles (alcalinité = 160 à $1160 \mu\text{eq/l}$; conductivité de 95 à $420 \mu\text{S/cm}$).

Le pH et l'alcalinité, le pH et la conductivité sont fortement liés ensembles (tableau VI). La conductivité apparaît alors corrélée aux sulfates et à l'azote nitrique, ces deux derniers facteurs ayant des valeurs élevées en plaine d'Alsace. Les nutriments (azote ammoniacal et orthophosphates) ne sont pas fortement corrélés.

2.1.3.1.2. Evolution spatiale des paramètres physico-chimiques

Réseau des Vosges du Nord

Les stations de tête de bassin versant (R1, R2, R3, R7, R11, R17, R20, R51, R60, R75, R105) sont acides ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 6,1$), peu tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]_{\text{moyen}} = 145 \mu\text{eq/l}$) et faiblement minéralisées (conductivité moyenne = $59 \mu\text{S/cm}$).

A l'aval du secteur d'étude (R39, R43, R47, R52, R58, R70, R100), les cours d'eau se neutralisent ($\text{pH} = 7,1$), se tamponnent ($[\text{HCO}_3^-] = 480 \mu\text{eq/l}$) et s'enrichissent en minéraux dissous (conductivité = $90 \mu\text{S/cm}$). Les cours d'eau qui prennent naissance sur grès bigarré (R39, R47, R52) sont davantage minéralisés à l'aval ($[\text{HCO}_3^-] = 550 \mu\text{eq/l}$; conductivité = 95).

$\mu\text{S/cm}$), que ceux dont les sources sont situées sur grès vosgien (R43, R58, R100: $[\text{HCO}_3^-] = 425 \mu\text{eq/l}$; conductivité = $75 \mu\text{S/cm}$).

Le **Schwarzbach** (figure 9, tableau VII) prend sa source sur grès vosgien. D'amont en aval, les eaux du cours d'eau se minéralisent et se chargent en nutriments. Les concentrations en bicarbonates passent de $50 \mu\text{eq/l}$ (R75) à $500 \mu\text{eq/l}$ (R43), la conductivité croît faiblement (de 54 à $73 \mu\text{S/cm}$). L'azote ammoniacal et les orthophosphates augmentent parallèlement à la minéralisation ($[\text{N-NH}_4^+]$: 40 à $90 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$: 10 à $70 \mu\text{g/l}$). Un pic d'azote ammoniacal est détecté sur une station (R10) qui reçoit des rejets domestiques importants (R10: $[\text{N-NH}_4^+] = 150 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 50 \mu\text{g/l}$).

* Les eaux du Rothenbach ont leurs teneurs en azote ammoniacal et leur minéralisation qui augmentent légèrement de la source (R2: $[\text{HCO}_3^-] = 120 \mu\text{eq/l}$; $[\text{N-NH}_4^+] = 35 \mu\text{g/l}$) vers l'aval (R4: $[\text{HCO}_3^-] = 180 \mu\text{eq/l}$; $[\text{N-NH}_4^+] = 45 \mu\text{g/l}$); les orthophosphates restent stables ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 10 \mu\text{g/l}$).

* Les eaux du Neudoerforbach sont plus faiblement minéralisées à l'amont (R20 $[\text{HCO}_3^-] = 80 \mu\text{eq/l}$) qu'à l'aval (R19: $[\text{HCO}_3^-] = 130 \mu\text{eq/l}$). La station en amont (R20) est située à l'aval d'une tourbière et possède des teneurs en azote ammoniacal supérieures (R20: $[\text{N-NH}_4^+] = 65 \mu\text{g/l}$) à celles mesurées à l'aval (R19: $[\text{N-NH}_4^+] = 40 \mu\text{g/l}$); les concentrations en orthophosphates demeurent constantes ($[\text{P-PO}_4^{3-}] < 20 \mu\text{g/l}$) sur cet affluent.

Le **Falkensteinbach** (figure 10, tableau VIII) prend sa source sur grès vosgien.

- La conductivité, l'alcalinité et le pH augmentent de l'amont (R1: pH = $6,4$; $[\text{HCO}_3^-] = 220 \mu\text{eq/l}$, conductivité = $35 \mu\text{S/cm}$) vers l'aval (R100: pH = $7,2$; $[\text{HCO}_3^-] = 480 \mu\text{eq/l}$, conductivité = $87 \mu\text{S/cm}$). La rivière est caractérisée par des eaux chargées en nutriments à l'aval ($[\text{N-NH}_4^+] = 100 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 65 \mu\text{g/l}$).

* A l'amont de l'Etang de Hanau, le ruisseau de Waldeck renferme des teneurs faibles en nutriments (R7: $[\text{N-NH}_4^+] = 45 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 15 \mu\text{g/l}$). Il se charge fortement en éléments nutritifs à l'aval du de l'étang et du camping (R14: $[\text{N-NH}_4^+] = 400 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 90 \mu\text{g/l}$),

* Au niveau de Mambach, le site R59 ($[\text{N-NH}_4^+] = 100 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 70 \mu\text{g/l}$) renferme des concentrations considérables en orthophosphates par rapport au niveau de la source (R60: $[\text{N-NH}_4^+] = 80 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 25 \mu\text{g/l}$).

* Le ruisseau de Lieschbach contient des teneurs en orthophosphates très élevées à l'aval de l'étang (R16: $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 130 \mu\text{g/l}$) par rapport à l'amont (R17: $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 25 \mu\text{g/l}$). En revanche, les concentrations en azote ammoniacal augmentent peu sur cet affluent (R17: $[\text{N-NH}_4^+] = 40 \mu\text{g/l}$; R16: $[\text{N-NH}_4^+] = 50 \mu\text{g/l}$).

- La source de la **Zinsel du Nord** (figure 11, tableau IX) est située sur grès bigarré. La minéralisation est quasi-stable de l'amont (R8: pH = $7,0$; conductivité = $68 \mu\text{S/cm}$; $[\text{HCO}_3^-] = 445 \mu\text{eq/l}$) à l'aval (R39: pH = $7,1$; conductivité = $71 \mu\text{S/cm}$; $[\text{HCO}_3^-] = 410 \mu\text{eq/l}$). Un léger accroissement des concentrations en orthophosphates s'observe de l'amont (R8: $[\text{N-NH}_4^+] = 70 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 40 \mu\text{g/l}$) vers l'aval (R39: $[\text{N-NH}_4^+] = 75 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 55 \mu\text{g/l}$).

Les affluents moins minéralisés que le cours principal, prennent leur source sur grès vosgien.

* Les eaux du Weissbach, affluent rive gauche de la rivière, sont enrichies en azote ammoniacal (R27: $[\text{N-NH}_4^+] = 70 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 30 \mu\text{g/l}$).

* La station R26 située sur le Bitscherthal est caractérisée par des eaux modérément chargées en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] = 55 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 40 \mu\text{g/l}$).

* Les eaux du ruisseau du Herrenkehle sont relativement peu chargées en éléments nutritifs (R28: $[\text{N-NH}_4^+] = 45 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 25 \text{ } \mu\text{g/l}$).

Le **Rothbach** (figure 12, tableau X) prend sa source sur grès vosgien. Les stations situées en amont de Saegmuhle (R3, R36, R53) ont des concentrations en azote ammoniacal ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \text{ } \mu\text{g/l}$) et des teneurs en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] < 50 \text{ } \mu\text{g/l}$) relativement faibles. Les paramètres de minéralisation sont relativement constants dans la zone amont forestière du ruisseau (R3, R36, R53, R49). Ils augmentent de manière importante à la sortie de la forêt (R50). Les stations R50, R34 et R70 ont un taux élevé de nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] > 100 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] > 80 \text{ } \mu\text{g/l}$). La station intermédiaire R49 se caractérise par une forte concentration en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 100 \text{ } \mu\text{g/l}$).

La **Moder** (figure 13, tableau XI) prend sa source sur grès bigarré. C'est une rivière minéralisée, bien tamponnée ($\text{pH} = 7,2$; conductivité = $100 \text{ } \mu\text{S/cm}$; $[\text{HCO}_3^-] = 630 \text{ } \mu\text{eq/l}$) et à niveau trophique élevé. A l'aval de Wimmenau (R47), la rivière renferme des concentrations élevées en éléments nutritifs ($[\text{N-NH}_4^+] = 330 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 200 \text{ } \mu\text{g/l}$).

* L'affluent rive droite "A" (R51), le Moosbaechel peu minéralisé ($\text{pH} = 5,9$; conductivité = $54 \text{ } \mu\text{S/cm}$) prend sa source sur grès vosgien et traverse des forêts. Il est faiblement enrichi en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] < 30 \text{ } \mu\text{g/l}$).

Le **Mittelbach** (figure 14, tableau XII) est très chargé en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] > 250 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] > 220 \text{ } \mu\text{g/l}$). Ce cours d'eau (R104, R58) qui prend naissance sur grès bigarré, est davantage minéralisé ($\text{pH} = 7,0$; conductivité $> 80 \text{ } \mu\text{S/cm}$; $[\text{HCO}_3^-] > 400 \text{ } \mu\text{eq/l}$).

* Son affluent (R105), circulant totalement en milieu forestier, est nettement moins chargé en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 30 \text{ } \mu\text{g/l}$) et plus faiblement minéralisé ($\text{pH} = 6,6$; conductivité = $90 \text{ } \mu\text{S/cm}$; $[\text{HCO}_3^-] = 150 \text{ } \mu\text{eq/l}$). Il est caractérisé par des teneurs très fortes en sulfates ($[\text{SO}_4^{2-}] = 20 \text{ mg/l}$).

Le réseau de la Moder en plaine d'Alsace

De l'amont (M1) à l'aval de la Moder (M8), la rivière se minéralise et se charge en nutriments (figure 15, tableau XIII). La minéralisation des eaux sur la partie gréseuse est faible (M1: conductivité = $95 \text{ } \mu\text{S/cm}$) alors qu'elle atteint un pic (M5: conductivité = $415 \text{ } \mu\text{S/cm}$) en contrebas des collines sous-vosgiennes. Elle reste relativement stable sur la plaine d'Alsace (M5, M6, M7, M8: conductivité de $230 \text{ à } 280 \text{ } \mu\text{S/cm}$). Le pH neutre à l'amont (M1: pH moyen = $7,2$) devient plus alcalin à l'aval (M8: pH moyen = $8,0$). De l'amont (M1) vers l'aval (M8), le pouvoir tampon augmente (M1: alcalinité = $160 \text{ } \mu\text{eq/l}$; alcalinité = $700 \text{ } \mu\text{eq/l}$). La station M5 est très minéralisée. Sa conductivité et son alcalinité sont nettement supérieures à celles rencontrées sur le secteur. Des concentrations très élevées en sulfates ($[\text{sulfates}] = 90 \text{ mg/l}$) et en calcium ($[\text{Ca}^{2+}] = 65 \text{ mg/l}$) caractérisent cette station atypique. Ailleurs en plaine d'Alsace, les teneurs en sulfates ($[\text{sulfates}] = 40 \text{ mg/l}$) ainsi que celles en calcium ($[\text{Ca}^{2+}] = 40 \text{ mg/l}$) sont plus modérées. Les eaux sont chargées en nutriment dès l'amont (M1: $[\text{N-NH}_4^+] = 130 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 90 \text{ } \mu\text{g/l}$). En plaine d'Alsace, les teneurs en éléments eutrophisants dans l'eau sont plus élevées (M8: $[\text{N-NH}_4^+] = 200 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 280 \text{ } \mu\text{g/l}$) particulièrement les orthophosphates et les nitrates ($[\text{nitrates}] = 2,0 \text{ mg/l}$).

Les affluents sont moins minéralisés que la rivière principale (conductivité moyenne $< 200 \text{ } \mu\text{S/cm}$) et le pH est neutre (pH moyen = $7,6$). Toutefois les eaux restent bien tamponnées et sont considérées comme des eaux bicarbonatées calciques.

Le **Mittelbach** (figure 15, tableau XIII) est peu minéralisé (M3: alcalinité = $200 \text{ } \mu\text{eq/l}$; conductivité = $95 \text{ } \mu\text{S/cm}$) neutre (pH moyen = $7,1$) mais chargé en nutriments suite aux rejets de la Petite Pierre, des villages, et d'une pisciculture ($[\text{N-NH}_4^+] = 140 \text{ } \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 160 \text{ } \mu\text{g/l}$). Le **Rothbach** (figure 15, tableau XIII) est, avant sa confluence avec la Moder,

minéralisé (M4: conductivité = 220 $\mu\text{S/cm}$, alcalinité = 520 $\mu\text{eq/l}$) légèrement alcalin (M4: pH moyen = 7,7) et chargé en nutriments (M9: $[\text{N-NH}_4^+] = 250 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 215 \mu\text{g/l}$). Au niveau de sa confluence avec la Moder (M6), la minéralisation (conductivité = 285 $\mu\text{S/cm}$, alcalinité = 920 $\mu\text{eq/l}$) et les orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 300 \mu\text{g/l}$) augmentent alors que l'azote ammoniacal diminue (M6: $[\text{N-NH}_4^+] = 150 \mu\text{g/l}$). La Zinsel du Nord (figure 15, tableau XIII) est moins minéralisée que les autres affluents et que la Moder (conductivité moyenne = 180 $\mu\text{S/cm}$), ses eaux sont proches de la neutralité et pour plusieurs stations (M10, M13) les teneurs en azote ammoniacal sont modérées ($[\text{N-NH}_4^+] = 60 \mu\text{g/l}$) alors que les concentrations en orthophosphates sont plus élevées ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 100 \mu\text{g/l}$). La station M11, en aval de M10 a des teneurs en azote ammoniacal et en orthophosphates supérieures ($[\text{N-NH}_4^+] = 110 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 150 \mu\text{g/l}$). Les eaux restent cependant modérément minéralisées (alcalinité = 400 $\mu\text{eq/l}$; conductivité = 180 $\mu\text{S/cm}$). Le Falkenteinbach (figure 15, tableau XIII) est représenté par une seule station M12, elle même caractérisée par des eaux modérément minéralisées (alcalinité = 440 $\mu\text{eq/l}$; conductivité = 180 $\mu\text{S/cm}$) mais eutrophes ($[\text{N-NH}_4^+] = 220 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 160 \mu\text{g/l}$).

En conclusion, la Zinsel du Nord et son affluent le Falkensteinbach, sont moins minéralisés et moins eutrophisés que la Moder et le Rothbach. La Moder et le Rothbach bien que de minéralisation différente, ont tous deux des eaux hypertrophes. Ils ont des teneurs élevées en orthophosphates et en nitrates.

2.1.3.2. CLASSIFICATION DES COURS D'EAU EN FONCTION DE LEUR NIVEAU TROPHIQUE

L'étude de l'A.C.P. normée peut porter sur les 3 premiers axes. La position des variables actives permet de les caractériser.

Réseau des Vosges du Nord

Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 65,6\%$) est corrélé négativement à la minéralisation (conductivité $r = -0,97$; alcalinité $r = -0,80$). Le second axe (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 13,4\%$) est expliqué par les sulfates ($r = -0,71$). Le pH est expliqué par les axes 1 et 2. Le 3ème axe (pourcentage d'inertie $\lambda_3 = 7,6\%$), corrélé positivement aux fortes valeurs de nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] r = 0,57$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] r = 0,46$), traduit l'hypertrophisation de certains secteurs (figure 16a).

Tous les caractères (paramètres physico-chimiques) sont corrélés négativement à l'axe 1 lequel représente un facteur de taille. Cet axe 1 oppose des individus ayant de fortes valeurs pour tous les caractères (R47, R52, R100 par exemple), aux individus ayant de faibles valeurs pour tous les caractères (R4, R27 par exemple).

De l'amont vers l'aval, le niveau trophique augmente parallèlement à la minéralisation, exception faite des stations perturbées dès l'amont. Un dendrogramme, suivi d'une partition en 5 classes (C.A.H.1a), confirme le rôle de la minéralisation et précise celui de la trophie.

La composition de l'arbre reflète une zonation amont-aval (figure 16b).

- La classe 1 (R1, R2, R3, R4, R11, R16, R17, R18, R19, R20, R26, R27, R28, R34, R36, R49, R50, R51, R53, R75) rassemble les stations des zones amont faiblement minéralisées ($[\text{HCO}_3^-] < 160 \mu\text{eq/l}$, conductivité $< 60 \mu\text{S/cm}$) modérément chargées en azote ammoniacal ($[\text{N-NH}_4^+] < 60 \mu\text{g/l}$). Dans cette dernière classe, 3 stations amont localisées sur le Rothbach (R34, R49, R50) sont faiblement minéralisées, mais elles subissent des rejets domestiques se manifestant par des teneurs élevées en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] > 100 \mu\text{g/l}$).

- La classe 2 (R7, R8, R10, R14, R15, R32, R39, R42, R43, R58, R59, R70, R100) regroupe les stations minéralisées modérément à très chargées en nutriments.

- La classe 3 (R60, R105) représente deux stations en amont modérément minéralisées ($[\text{HCO}_3^-] < 180 \mu\text{eq/l}$) renfermant peu de orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] < 30 \mu\text{g/l}$) mais présentant des teneurs très élevées en sulfates et en chlorures.

- La classe 4 (R47, R52) distingue les stations aval davantage minéralisées ($[\text{HCO}_3^-] = 630 \mu\text{eq/l}$, conductivité $> 100 \mu\text{S/cm}$) et très chargées en éléments nutritifs de la Moder.

- La station atypique 104, très chargée en nutriments ($[\text{P-PO}_4^{3-}] > 550 \mu\text{g/l}$; $[\text{N-NH}_4^+] > 440 \mu\text{g/l}$) mais relativement peu minéralisée, s'individualise en une classe particulière (classe 5). Il s'agit d'une station très perturbée par les rejets de la commune de La Petite Pierre (figure 16b).

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

L'étude de l'A.C.P.1b normée peut porter sur les 3 premiers axes. La position des variables actives permet de les caractériser (figure 17a et b).

Tous les caractères (paramètres physico-chimiques) sont corrélés négativement à l'axe 1 lequel représente un facteur de taille. Cet axe 1 oppose des individus ayant de fortes valeurs pour tous les caractères (M7 par exemple), aux individus ayant de faibles valeurs pour tous les caractères (M3 par exemple).

Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 53,5\%$) est corrélé négativement au pH ($r = -0,92$) à la minéralisation (conductivité $r = -0,97$; alcalinité $r = -0,92$), aux rejets liés aux activités humaines (sulfates $r = -0,93$, nitrates $r = -0,82$). Le second axe (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 17,9\%$) est expliqué par les chlorures ($r = 0,74$). Le 3ème axe (pourcentage d'inertie $\lambda_3 = 15,6\%$), corrélé positivement aux fortes valeurs de nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] r = 0,60$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] r = 0,58$), traduit l'hypertrophisation de certains secteurs (figure 17a).

Un dendrogramme (figure 17b) a été suivi d'une partition en 4 classes (C.A.H.1b).

- La classe 1 (M2, M3) regroupe les deux stations des Vosges du Nord moins minéralisées (alcalinité $< 440 \mu\text{eq/l}$, conductivité $= 100$ à $130 \mu\text{S/cm}$), neutres (pH moyen $= 7,2$) avec des teneurs faibles en chlorures ($[\text{Cl}^-] = 6,45 \text{ mg/l}$).

- La classe 2 (M1, M10, M11, M12, M13) représente cinq stations modérément minéralisées (alcalinité $< 520 \mu\text{eq/l}$; conductivité $= 95$ à $180 \mu\text{S/cm}$) légèrement alcalines (pH $= 7,6$).

- La classe 3 (M5, M6, M7, M8, M9) distingue les stations chargées en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 280 \mu\text{g/l}$) et en nitrates ($[\text{NO}_3^-] = 1,80 \text{ mg/l}$). Dans cette classe 3, les 2 stations (M5, M9) renferment des teneurs élevées en azote ammoniacal ($[\text{N-NH}_4^+] > 220 \mu\text{g/l}$).

- La station atypique M4, très riches en sulfates ($[\text{SO}_4^{2-}] = 90 \text{ mg/l}$) provoquant une augmentation de la minéralisation des eaux (conductivité $= 420 \mu\text{S/cm}$), s'individualise en une classe particulière (classe 4).

En Plaine d'Alsace, les cours d'eau sont d'abord caractérisés par leur minéralisation, secondairement par les perturbations du milieu engendrées par les activités économiques et l'urbanisation. Ces dernières provoquent une hypertrophisation du milieu (axe 3).

2.1.4. DISCUSSION

L'eutrophisation peut avoir deux origines, l'une interne et l'autre exogène. Les processus engendrant une eutrophisation interne (enrichissement en nutriments sans apports extérieurs) n'ont fait l'objet que de travaux récents. Aux Pays-Bas, SMOLDERS *et al.* (1995) suggèrent que la cause de cette eutrophisation interne serait liée à l'alcalinité et au niveau élevé de sulfates des eaux du Rhin qui alimentent de grandes surfaces des zones basses tourbeuses des Pays-Bas. L'eutrophisation interne ne sera pas abordée dans notre travail car les concentrations en sulfates dans les eaux sont faibles dans notre secteur.

L'eutrophisation exogène est liée aux apports d'azote et de phosphore dans l'écosystème aquatique. Elle est la conséquence des activités humaines (piscicultures, lessives, rejets domestiques). De nombreux travaux ont été consacrés à ce phénomène (CARBIENER, 1990, HAURY et MULLER, 1991; BARROIN, 1991...).

A l'état naturel, les eaux continentales sont très pauvres en phosphore. Le phosphore soluble biodisponible dans les eaux de rivières se trouve normalement à des taux de 10 à 20 µg/l. Il cesse d'être limitant au delà de 60 à 80 µg/l voire 100 µg/l (CARBIENER, 1990). Aussi dans les Vosges du Nord, les eaux renfermant des concentrations en orthophosphates "normales" ($[P-PO_4^{3-}] < 20 \mu\text{g/l}$) et modérément chargées en azote ammoniacal ($[N-NH_4^+] < 40 \mu\text{g/l}$) seront considérées comme **oligotrophes**, celles renfermant des teneurs au-delà desquelles le phosphore n'est plus limitant ($60 \leq [P-PO_4^{3-}] < 100 \mu\text{g/l}$) et des teneurs élevées en azote ammoniacal ($80 \leq [N-NH_4^+] < 120 \mu\text{g/l}$) seront dites **eutrophes**, les concentrations intermédiaires correspondent à des eaux **mésotrophes** ($20 \leq [P-PO_4^{3-}] < 60 \mu\text{g/l}$; $40 \leq [N-NH_4^+] < 80 \mu\text{g/l}$). Les eaux très chargées en orthophosphates ($[P-PO_4^{3-}] > 100 \mu\text{g/l}$), en azote ammoniacal ($[N-NH_4^+] > 120 \mu\text{g/l}$) sont dites **hypertrophes**.

L'azote nitrique ne semble pas jouer de rôle dans la distribution des stations au sein du secteur d'étude. Ces résultats sont confirmés par les données de la littérature (CARBIENER *et al.*, 1990, TREMOLIERES *et al.*, 1993, 1994).

2.1.4.1. DISTRIBUTION DES STATIONS SELON UN GRADIENT PHYSICO-CHIMIQUE CROISSANT DE L'AMONT VERS L'AVAL

Réseau des Vosges du Nord

Les ruisseaux des Vosges du Nord sont classées en fonction de leur minéralisation et secondairement en fonction de la trophie. Un gradient amont (faibles minéralisation et niveau trophique) - aval (minéralisation plus élevée, charge en nutriments forte) se dégage. En général, les stations localisées en tête de bassin versant sont faiblement minéralisées et ont un niveau trophique faible. Les sites situés sur les tronçons intermédiaires sont davantage minéralisés et chargés en nutriments. A l'aval, les eaux sont bien minéralisées et se caractérisent par des concentrations relativement élevées en azote ammoniacal et en orthophosphates. Les stations perturbées par des activités humaines correspondent en général à des eaux peu minéralisées mais enrichies en éléments eutrophisants (orthophosphates et dans une moindre mesure azote ammoniacal).

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

La Moder est dès l'amont perturbée par des étangs et des bassins de piscicultures. Les eaux y sont donc enrichies en nutriments. En plaine d'Alsace, les rejets domestiques, agricoles et industriels sont responsables de l'augmentation du niveau trophique des eaux et plus particulièrement des nitrates. La Moder prend sa source au niveau du grès; les eaux y sont peu minéralisées. Au niveau du champs de fracture de Saverne, la présence de marnes et de

calcaires conduit à une augmentation importante de la minéralisation. De l'amont vers l'aval, la Moder s'alcalinise, se minéralise et ses eaux s'enrichissent en nutriments.

2.1.4.2. IMPACT DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LA QUALITE DES EAUX DANS LES VOSGES DU NORD

2.1.4.2.1. Effet des eaux usées

Les rejets domestiques dans les ruisseaux ont pour conséquence un enrichissement en azote ammoniacal et en orthophosphates (lessives essentiellement, origine physiologique humaine).

Sur le Schwarzbach, la charge trophique augmente entre l'amont (R18: $[N-NH_4^+] = 40 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 20 \mu g/l$) et l'aval (R10: $[N-NH_4^+] = 150 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 50 \mu g/l$) des rejets (village de Sturzelbronn et camping).

Sur le ruisseau de Waldeck, le même phénomène se reproduit entre l'amont du ruisseau (R7: $[N-NH_4^+] = 45 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 15 \mu g/l$) et l'aval de l'étang de Hanau (R14: $[N-NH_4^+] = 400 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 90 \mu g/l$). Un étang, un camping et une station de lagunage séparent ses deux points. Le Lieschbach, autre affluent du Falkensteinbach se définit par des concentrations en orthophosphates qui sont très élevées à proximité de quelques maisons (R16: $[P-PO_4^{3-}] = 130 \mu g/l$). A proximité de la source, le niveau trophique est faible (R17: $[N-NH_4^+] = 40 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 25 \mu g/l$).

Sur le Rothbach, après le village de Wildenguth (R49), les teneurs en orthophosphates augmentent sensiblement (R49: $[P-PO_4^{3-}] = 100 \mu g/l$) par rapport aux stations amont (R53: $[P-PO_4^{3-}] = 55 \mu g/l$).

La Moder perturbée dès l'amont par des étangs et par des agglomérations, renferme des teneurs très fortes en nutriments. Il est difficile de séparer les effets des étangs et les rejets domestiques sur la rivière. Les deux stations de notre réseau sont distantes de quelques centaines de mètres à peine: entre ces deux points, une station d'épuration traite puis rejette les eaux usées de Wimmenau. A l'amont de la station (R52), les teneurs en nutriments sont nettement inférieures (R52: $[N-NH_4^+] = 95 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 115 \mu g/l$) à celles mesurées à l'aval (R47: $[N-NH_4^+] = 330 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 200 \mu g/l$). L'efficacité de rétention du phosphore dans les stations d'épuration biologique de traitements secondaires est faible comme pour l'azote ammoniacal. Ainsi, CARBIENER (1990) considère que la quantité retenue dans les boues n'est que de 15%, donc 85% du phosphore et de l'azote arrivant dans les stations d'épuration se déversent dans les cours d'eau récepteurs.

Sur le Mittelbach la station amont (R104) reçoit les rejets de La Petite Pierre, ce qui se traduit par des pics en nutriments d'autant plus marqués que le ruisseau est en étiage et que la pression touristique est optimale (en août).

2.1.4.2.2. Impact des piscicultures et des étangs

L'impact des piscicultures et des étangs se traduit par un enrichissement des eaux en azote ammoniacal. Souvent construits en barrage, ils engendrent un certain nombre de modifications physiques, chimiques ou biologiques au sein des ruisseaux. Ils provoquent un ralentissement du courant à l'amont (ensablement et envasement). L'écoulement plus lent conduit à un réchauffement des eaux. Ce phénomène a comme conséquence une augmentation de la matière organique parallèlement à une chute des teneurs en oxygène dissous. Il en résulte à terme, une prolifération végétale et une diminution de la diversité spécifique des macro-invertébrés (PERRIER, 1994).

Sur le Moosbach, affluent du Schwarzbach, 4 étangs sont situés à l'amont de la station et expliquent les teneurs relativement élevées en azote ammoniacal (R11: $[N-NH_4^+] = 70 \mu g/l$, $[P-$

PO_4^{3-}] = 10 $\mu\text{g/l}$). A titre de comparaison, le ruisseau de l'Erlenmoos situé à la source du Schwarzbach et en amont d'un étang, renferme des teneurs faibles en azote ammoniacal (R75: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 40 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 10 $\mu\text{g/l}$).

A l'amont du Falkensteinbach (R1), plusieurs bassins sont responsables de teneurs relativement élevées en azote ammoniacal (R1: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 65 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 15 $\mu\text{g/l}$) pour cette station située en tête de bassin versant en milieu tourbeux. La station R2 (Schwarzbach) analogue mais dépourvue de bassins de piscicultures, est nettement moins chargée (R2: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 35 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 10 $\mu\text{g/l}$).

De même, un affluent du Falkensteinbach voit ses teneurs en nutriments augmenter entre deux points distants de quelques centaines de mètres (R60: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 80 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 25 $\mu\text{g/l}$) et (R59: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 100 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 70 $\mu\text{g/l}$). Entre ces deux stations, plusieurs bassins de piscicultures sont recensés. A l'amont de R60, un étang a été récemment créé et peut être à l'origine des teneurs élevées en azote ammoniacal (R60: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 80 $\mu\text{g/l}$) alors que la station analogue R75 située sur le Schwarzbach renferme des teneurs nettement plus faibles (R75: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 40 $\mu\text{g/l}$).

Sur la Zinsel du Nord, les affluents sont caractérisés par des teneurs modérées en azote ammoniacal (R26: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 50 $\mu\text{g/l}$, R27: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 70 $\mu\text{g/l}$, R28: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 45 $\mu\text{g/l}$). Plusieurs étangs sont situés à l'amont de ces sites.

Sur le Rothbach, après une pisciculture et un pâturage intensif (chevaux et moutons), la qualité de l'eau se détériore très rapidement (R50: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 160 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 120 $\mu\text{g/l}$) par rapport à l'amont (R53: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 40 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 55 $\mu\text{g/l}$).

Sur le Mittelbach, après une pisciculture, des fortes concentrations en nutriments sont enregistrées (R58: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 270 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 280 $\mu\text{g/l}$). A titre de comparaison, la station R43 située à l'aval du Schwarzbach reste moyennement chargée en nutriments (R43: $[\text{N-NH}_4^+]$ = 90 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ = 70 $\mu\text{g/l}$).

Les eaux peu tamponnées des cours d'eau faiblement minéralisés sont donc très sensibles aux perturbations du milieu par les piscicultures. Cette activité économique est responsable d'une eutrophisation exogène se traduisant essentiellement par une augmentation des teneurs en azote ammoniacal dans les eaux.

En conclusion, l'impact des piscicultures semble déterminant sur le niveau trophique des cours d'eau, d'autant plus qu'il est couplé à des rejets domestiques dans les Vosges du Nord.

2.1.4.3. COMPARAISON ENTRE LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE DES VOSGES DU NORD ET CELUI DE LA PLAINE D'ALSACE.

Les stations localisées en plaine d'Alsace appartiennent au même réseau hydrographique que celles des Vosges du Nord. Situées à l'aval des Vosges du Nord, les cours d'eau en plaine ne possèdent plus les mêmes caractéristiques morphométriques que lorsqu'ils traversent les Vosges du Nord. Ils sont plus larges et plus profonds.

Dans les Vosges du Nord, les sites localisés à l'aval sont proches de la neutralité (pH: 6,9 à 7,2) alors qu'ils sont davantage alcalins en plaine (pH: 7,5 à 8,0). La conductivité est nettement plus importante en plaine d'Alsace (conductivité: 200 à 400 $\mu\text{S/cm}$) par rapport aux Vosges du Nord (conductivité: 40 à 110 $\mu\text{S/cm}$). De même, le pouvoir tampon est supérieur dans les eaux minéralisées de la plaine (plaine: alcalinité de 400 à 1100 $\mu\text{eq/l}$; Vosges du Nord: alcalinité de 50 à 630 $\mu\text{eq/l}$). Les teneurs en cations et particulièrement en calcium y sont sensiblement plus élevées (plaine $[\text{Ca}^{2+}]$ = 40 mg/l ; Vosges du Nord $[\text{Ca}^{2+}]$ < 10 mg/l). La différence de nature du substratum géologique des Vosges du Nord et de la plaine d'Alsace explique la minéralisation différente entre les deux secteurs géographiques. La nature siliceuse

de la roche-mère des Vosges du Nord donne naissance à des eaux pauvres en bicarbonates et en cations principaux (notamment en calcium), acides et peu tamponnées. En revanche, les marnes et marno-calcaires du substratum géologique de la plaine conduit à un enrichissement en minéraux (particulièrement en calcium) et à une neutralisation des eaux. Conséquence d'une minéralisation plus élevée, les eaux deviennent davantage tamponnées.

Le niveau trophique n'est pas sensiblement différent en plaine de celui mesuré dans les zones aval des Vosges du Nord. Les rejets domestiques et les perturbations liées aux activités humaines dans les Vosges du Nord sont responsables d'un niveau trophique élevé dès l'amont (étangs, piscicultures). Ce niveau trophique élevé perdure en plaine d'Alsace où de nouvelles sources de pollution apparaissent (activités agricoles et industrielles, urbanisation). La composition physico-chimique des eaux est le résultat à la fois des apports des Vosges du Nord et de ceux inhérents à la plaine. En effet, l'apport par l'agriculture d'azote nitrique sous forme d'engrais nitraté et les rejets d'eaux usées renfermant entr'autres des phosphates lessiviels, expliquent les teneurs relativement élevées en nutriments des eaux de la plaine d'Alsace. Ainsi R70, station aval du Rothbach dans les Vosges du Nord, renferme moins de nutriments (R70: $[N-NH_4^+] = 175 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 180 \mu g/l$) que la station M9 située en plaine (M9: $[N-NH_4^+] = 250 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 215 \mu g/l$). Ce processus se retrouve sur le Falkensteinbach (Vosges du Nord: $[N-NH_4^+] = 100 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 65 \mu g/l$; plaine: $[N-NH_4^+] = 220 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 160 \mu g/l$) et s'explique par les teneurs élevées en nutriments des affluents. Sur la Zinsel du Nord, il se produit un enrichissement en orthophosphates (Vosges du Nord: $[N-NH_4^+] = 90 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 55 \mu g/l$; plaine: $[N-NH_4^+] = 60 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 100 \mu g/l$).

La répartition des stations se faisant essentiellement en fonction de la minéralisation, les ruisseaux plus faiblement minéralisés des Vosges du Nord se distinguent sensiblement de ceux de la plaine d'Alsace.

2.1.4.4. COMPARAISON AVEC UN AUTRE RESEAU HYDROGRAPHIQUE: LES RIVIERES PHREATIQUES DU RIED ALSACIEN

Les rivières phréatiques alsaciennes

Elles sont caractérisées par leur limpidité, par leur sténothermie remarquable (12 à 14° C en été et 9 à 10 °C en hiver). Elles se maintiennent en sous-saturation en oxygène dissous sur la quasi-totalité de leurs cours. La composition ionique des eaux alsaciennes est celle des eaux de nappe en équilibre avec les alluvions carbonatées calcaïques du Rhin. Aussi, les eaux des rivières phréatiques sont très minéralisées et alcalines. Elles présentent une relative homogénéité vis à vis de la conductivité (conductivité entre 500 et 700 $\mu S/cm$). Elles sont dures (20 à 27 °F), bicarbonatées-calcaïques (80 à 100 mg/l de Ca^{2+} , 15 à 20 mg/l de Mg^{2+}) et présentent un pH allant de 7,5 à 8,5. Les cours d'eau subissent une addition anormale de chlorure de sodium (50 à 150 mg/l de chlorures), de nitrates et de sulfates d'origine anthropique (CARBIENER *et al.*, 1990). La qualité des rivières phréatiques résulte des apports des cours d'eau vosgiens, de la nappe et des effluents.

Les rivières phréatiques sont normalement oligotrophes par carence phosphorée, du fait de blocages géochimiques du phosphore (3 à 15 $\mu g/l$ de $P-PO_4^{3-}$ à l'émergence) et pratiquement dépourvues d'azote ammoniacal (20 à 30 $\mu g/l$ $N-NH_4^+$ à l'émergence). L'azote nitrique originellement présent à des doses inférieures à 1 mg/l ne cesse d'augmenter pour atteindre des valeurs de 3 à 7 mg/l $N-NO_3^-$ (CARBIENER *et al.*, 1990; TREMOLIERES *et al.*, 1993, 1994). Les secteurs eutrophes renferment des quantités moyennes relativement peu élevées en nutriments ($[N-NH_4^+] = 45 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 30 \mu g/l$). Cependant, certaines stations sont très chargées en éléments nutritifs ($[N-NH_4^+] > 200 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] > 200 \mu g/l$).

Comparaison entre les rivières phréatiques et la Moder et ses affluents en plaine d'Alsace

Dans le Ried alsacien, les cours d'eau sont plus alcalins (pH: 7,5 à 8,5) qu'en plaine d'Alsace (pH: 7,5 à 8,0). Les rivières phréatiques sont davantage minéralisées (conductivité entre 500 et 700 $\mu\text{S/cm}$) que la Moder et ses affluents en plaine d'Alsace (conductivité entre 200 et 400 $\mu\text{S/cm}$). En effet, les teneurs en calcium et en magnésium sont nettement plus faibles dans la plaine d'Alsace ($[\text{Ca}^{2+}] = 20$ à 50 mg/l; $[\text{Mg}^{2+}] = 4$ à 10 mg/l, sauf la station M5) que dans le Ried alsacien ($[\text{Ca}^{2+}] = 80$ à 100 mg/l; $[\text{Mg}^{2+}] = 15$ à 20 mg/l). La dureté des eaux est donc plus importante dans le Ried alsacien qu'en plaine d'Alsace. La nature différente du substrat géologique (marnes et marno-calcaire en plaine et galets bicarbonatés calciques dans le Ried) explique cette différence de minéralisation.

Les concentrations en chlorures sont très élevées dans le Ried ($[\text{Cl}^-] \geq 50$ mg/l) et particulièrement le long du Rhin ($[\text{Cl}^-] \geq 100$ mg/l) par rapport à la plaine d'Alsace ($[\text{Cl}^-]$: 9 à 20 mg/l). Cette "pollution chlorée" des rivières phréatiques est due à la contamination de la nappe par les mines de potasse situées à l'amont.

En revanche, le niveau trophique des rivières phréatiques est très nettement plus faible ($[\text{N-NH}_4^+] = 7$ à 45 $\mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 3$ à 35 $\mu\text{g/l}$) que celui mesuré sur la Moder et ses affluents en plaine ($[\text{N-NH}_4^+] = 55$ à 250 $\mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 80$ à 300 $\mu\text{g/l}$). Les stations situées en plaine ont été enrichies en nutriments dès l'amont par les activités humaines. L'azote nitrique atteint des plus fortes valeurs dans le Ried ($[\text{N-NO}_3^-] = 0,90$ à 5,70 mg/l). Les secteurs "eutrophes" du Ried renferment les plus faibles concentrations en azote nitrique; teneurs semblables à celles mesurées en plaine ($[\text{N-NO}_3^-] = 0,90$ à 2,20 mg/l). Le Ried et dans une moindre mesure la plaine d'Alsace, sont des secteurs agricoles: l'azote nitrique mesuré peut être dû à des apports d'engrais sous forme de nitrates.

En conclusion le secteur de la plaine d'Alsace étudié est une zone de transition géographique et géologique entre les Vosges du Nord et le Ried alsacien. Les cours d'eau y possèdent des caractéristiques physico-chimiques intermédiaires entre les Vosges du Nord et le Ried alsacien. Ils sont modérément minéralisés, neutres mais chargés en nutriments. Ils subissent des perturbations liées à l'anthropisation du milieu (rejets domestiques, industries, activités agricoles, urbanisation) et leur composition physico-chimique est fortement dépendante de la qualité de l'eau des secteurs amont situés dans les Vosges du Nord.

SECONDE PARTIE
ETUDE DU DEGRE D'ACIDIFICATION
DES COURS D'EAU

2.2.1. INTRODUCTION

2.2.1.1. RETOMBÉES ATMOSPHERIQUES ACIDES

Les retombées atmosphériques acides sont un phénomène d'ampleur internationale (figure 18). Elles sont considérées comme un type de pollution transfrontalière à longue distance. La distance de transport des polluants dépend simultanément de facteurs d'ordre météorologique (température, pression, vent, turbulence, période anticyclonique) et physico-chimique telles la nature et la concentration des polluants (ROSSET, 1988). Les précipitations présentant les plus faibles valeurs de pH sont associées aux masses d'air originaires de l'est et du nord (forte industrialisation de ces régions) de l'Europe.

Le dioxyde de soufre (SO_2) et les oxydes d'azote (NO_x), sont les principaux précurseurs d'acidité, mais un certain nombre d'autres composés (protons, chlore) peuvent jouer un rôle non négligeable, soit directement, soit en agissant sur les réactions impliquées dans les transformations des polluants.

2.2.1.1.1. La pollution par SO_2

Elle est liée principalement à la combustion d'énergie fossile et de façon générale, elle est plus modérée en zone de montagne qu'en ville. Le dioxyde de soufre (SO_2) donne naissance par oxydation à l'acide sulfurique H_2SO_4 qui constitue une des principales sources d'acidité d'origine externe dans les écosystèmes forestiers vosgiens (LANDMANN *et al.*, 1991). Pour le SO_2 , il existe une incidence majeure des transports de pollution de longue distance (en provenance d'Europe Centrale).

2.2.1.1.2. La pollution par NO_x

Principalement d'origine automobile, elle montre des pointes de pollution hivernale souvent synchrones avec le SO_2 . Des vagues de pollution moins intenses mais plus fréquentes de NO_2 laissent supposer une prédominance de transports de pollution à moyenne distance générés régionalement dans le fossé rhénan. Les concentrations atmosphériques en NO_2 , mesurées en zone forestière, ne sont pas toxiques pour les essences forestières (LANDMANN *et al.*, 1991). L'oxydation du NO_2 donne naissance à HNO_3 qui participe à l'acidification des sols.

Les oxydes d'azote (monoxyde d'azote NO et peroxyde d'azote NO_2) sont impliqués soit directement comme précurseurs d'acidité, soit par leur rôle dans les réactions photochimiques. La combustion de combustibles fossiles à haute température représente la source majeure d'émissions anthropiques (DIGNON, 1992). Toutefois, le monoxyde d'azote provient à la fois de l'azote contenu dans les combustibles et de l'oxydation de l'azote atmosphérique.

L'azote nitrique et l'azote ammoniacal contribuent de façon significative à l'acidification des sols en produisant des protons et en étant responsables de la désaturation des sols par perte des cations (LANDMANN *et al.*, 1991).

2.2.1.1.3. Les dépôts secs et humides

Les pluies, les dépôts secs (gaz, poussières, aérosols) ou occultes (brouillard, rosée) apportent aux sols divers éléments. Les uns, éléments indispensables aux plantes, sont utiles si l'apport est modéré (le soufre S, l'azote N, le phosphore P, le calcium Ca^{++} , le magnésium Mg^{++} , le potassium K^+). D'autres sont considérés comme polluants, qu'ils soient non assimilables par les plantes et les sols, ou toxiques pour les plantes s'ils sont apportés en fortes quantités (protons H^+ , sodium Na^+ , Chlore Cl^-). Les éléments utiles, déposés trop abondamment, peuvent provoquer des déséquilibres nutritifs (ion ammonium NH_4^+ , ion nitrate NO_3^-) ou être sources d'acidification excessive (NH_4^+ qui, en se nitrifiant, libère des protons) (DAMBRINE *et al.*, 1994).

Les peuplements forestiers, surtout les résineux, grâce à la grande surface de contact de leurs feuillages avec l'atmosphère, grâce aussi à la rugosité de leur couvert qui freine le vent, sont des capteurs extrêmement efficaces des gaz, poussières, gouttelettes de brouillard et aérosols. Les dépôts secs et occultes y sont très élevés, souvent d'importance équivalente aux dépôts humides apportés par les pluies (DAMBRINE *et al.*, 1994). Lors de leur passage à travers les cimes, les pluviolessivats acquièrent une composition chimique très différente marquée par un abaissement d'en moyenne 1/2 unité de pH et une forte augmentation de la charge ionique (4,8 fois en moyenne, celle des précipitations à découvert). Cette augmentation n'est pas homogène pour tous les ions (PROBST et DAMBRINE, 1988).

Cette variation de concentration résulte de divers processus:

- simple concentration par évaporation de l'eau interceptée,
- lessivage d'éléments apportés sous forme de poussières, d'aérosols ou de gaz pendant les périodes sèches (dépôts secs) à la surface des feuilles,
- lessivage d'éléments récrétés, pendant les périodes sèches ou sous l'influence de la pluie par les feuilles,
- absorption d'éléments par le feuillage (PROBST et DAMBRINE, 1988).

2.2.1.1.4. Les retombées atmosphériques dans le massif vosgien

Evolution historique des dépôts atmosphériques

Il n'existe pas dans les Vosges de longues séries de données analytiques permettant d'étudier précisément l'évolution quantitative et qualitative des dépôts acides. Des études réalisées dans le cadre du programme DEFORPA (Dépérissement des Forêts attribué à la Pollution Atmosphérique) ont permis d'établir une relation entre la nature des précipitations et les trajectoires de circulation des masses d'air (GHANNOUCHI et SAISON, 1996). En confrontant leurs résultats avec ceux établis dès 1973 par BOURRIE (1976) et de CENAC et ZEPHORIS (1992), DAMBRINE *et al.* (1994) ont montré une très nette réduction de l'acidité et des sulfates et une légère augmentation des concentrations en ammonium et en nitrate entre 1973 et 1991 (tableau XIV). Les mesures de réduction des émissions en Europe et tout particulièrement à l'Est vont probablement contribuer à réduire l'acidité des dépôts. Une inconnue majeure demeure dans l'évolution des dépôts azotés, liés aux transports et aux activités d'élevage (DAMBRINE *et al.*, 1994).

Apports de polluants par l'atmosphère au massif vosgien

Les sites les plus marqués par un caractère acide (pH des précipitations) se retrouvent sur le versant vosgien lorrain (GHANNOUCHI et SAISON, 1996). Toutefois, la station de La Petite Pierre se démarque des autres par une distribution discontinue des pH. Cette station montre un caractère "acide" dans 70% des cas (pH < 5,3) et "basique" dans 30% des cas restants (pH > 5,6), sachant que le pH dans les eaux de surface est de 5,6 (GHANNOUCHI et SAISON, 1996).

La pollution acide varie cependant beaucoup au sein du massif:

- la pluviométrie très diversifiée en fonction de l'altitude et d'un gradient Nord-Sud influence très directement le dépôt humide d'azote et le soufre.

- les positions géographiques des sites influent principalement le dépôt sec et occulte (DAMBRINE *et al.*, 1994). Ce dernier dépend de la distance par rapport à des sources locales ou à de grands courants de pollution acide et de l'altitude (plus grande fréquence des brumes et brouillards en altitude).

Concentrations moyennes des précipitations hors couvert (mg/l).

	S-SO4	N-NO3	N-NH4	N-total	Cl-	Na +	K +	Ca + +	g +	pH
Ban-sur-Meurthe	1,14	0,47	0,39	0,86	2,04	0,61	0,75	0,43	0,07	4,5
Col du Bonhomme	0,67	0,32	0,4	0,72	0,98	0,36	0,21	0,22	0,07	4,7
Germaingoutte	0,92	0,72	1,7	2,42	1,2	0,52	0,68	0,34	0,1	5,8
Housseras	0,86	0,49	0,43	0,92	1,43	0,45	0,53	0,33	0,07	4,6
Le Donon	0,82	0,37	0,34	0,71	1,7	0,56	0,52	0,23	0,05	4,7
La Petite Pierre	1,2	0,55	0,55	1,2	1,57	0,36	1,02	0,43	0,08	4,4
Plain de Canon	0,72	0,34	0,36	0,7	1,35	0,41	0,52	0,23	0,05	4,7
Sewen	0,7	0,33	0,41	0,74	1,35	0,43	0,41	0,2	0,04	4,8
Val d'Ajol	0,81	0,44	0,4	0,84	1,41	0,44	0,49	0,27	0,06	4,5
Welschbrusch	0,86	0,46	0,56	1,02	1,36	0,38	0,46	0,25	0,04	4,7
moyenne	0,87	0,45	0,56	1,01	1,44	0,45	0,56	0,29	0,06	4,7

Concentrations moyennes des précipitations sous couvert (mg/l).

	S-SO4	N-NO3	N-NH4	Cl-	Na +	K +	Ca + +	Mg + +	pH
Ban-sur-Meurthe	2,43	1,29	0,74	3,60	1,02	3,01	1,36	0,35	3,7
Col du Bonhomme	2,45	1,47	0,54	2,16	0,77	2,63	1,23	0,25	3,9
Germaingoutte	2,70	1,69	0,90	2,68	0,77	3,04	1,42	0,37	3,9
Housseras	1,84	0,63	0,42	3,06	0,87	3,82	0,81	0,22	3,9
Le Donon	2,08	1,59	0,89	3,34	1,00	1,95	1,13	0,23	3,9
La Petite Pierre	4,01	2,47	1,79	4,85	1,62	3,94	2,07	0,46	3,8
Plain de Canon	1,44	0,87	0,36	2,48	0,68	2,10	0,96	0,19	4,2
Sewen	1,66	1,02	0,38	3,02	0,76	3,53	1,27	0,28	4
Val d'Ajol	2,11	1,31	0,69	3,30	1,03	3,91	1,16	0,26	3,8
Welschbrusch	3,02	2,61	0,89	4,62	1,44	4,11	2,68	0,55	4
moyenne	2,37	1,49	0,76	3,31	0,97	3,20	1,41	0,32	3,9

Dépôts annuels d'éléments minéraux hors couvert (kg/ha)

	S-SO4	N-NO3	N-NH4	N-total	Cl-	Na +	K +	Ca + +	g +	pH
Ban-sur-Meurthe	8,79	4,58	2,85	7,43	23,4	7,62	4,27	4,48	0,78	0,2
Col du Bonhomme	7,52	2,62	3,09	5,71	13,4	5,06	2,2	2,48	0,84	0,4
Germaingoutte	9,92	6,03	10,5	16,53	11,2	4,98	4,11	2,32	0,92	0,1
Housseras	5,62	2,74	2,04	4,78	13	4,3	2,94	2,45	0,95	0,2
Le Donon	8,88	3,51	3,11	6,62	21,6	6,29	4,9	2,33	0,51	0,3
La Petite Pierre	10,06	4,68	4,35	9,03	26,4	5,06	5,67	3,6	0,69	0,3
Plain de Canon	12,76	4,58	3,57	8,15	31,3	9,2	7,48	4,23	1,03	0,4
Sewen	8,83	3,85	3,34	7,1	27,5	8,39	4,14	2,95	0,64	0,3
Val d'Ajol	10,75	5,44	3,19	8,63	22,1	7,07	3,71	3,06	0,71	0,4
Welschbrusch	9,54	3,88	5,85	9,78	20,8	6,19	3,36	2,45	0,43	0,2
moyenne	9,27	4,19	4,19	8,38	21,1	6,42	4,28	3,03	0,75	0,3

Dépôts annuels d'éléments minéraux sous couvert (kg/ha)

	S-SO4	N	Cl-	Na +	K +	Ca + +	g +	pH
Ban-sur-Meurthe	12,8	7,4	24,1	7	13,6	5,8	1,6	1
Col du Bonhomme	15,5	12,3	18,6	6,4	18,9	7,3	1,5	0,9
Germaingoutte	17,6	15,8	15,3	4,9	16	6,5	1,9	0,9
Housseras	9,6	5,7	16,6	4,8	16,7	3,3	1	0,7
Le Donon	18,4	16,5	31	10,7	13	6,7	1,6	1,3
La Petite Pierre	23,9	20,8	34,6	13	19	11,2	2,9	1,3
Plain de Canon	16,7	15,1	38,2	11,6	18	11,8	2,4	1
Sewen	10,1	6,3	28,6	8,8	20,4	5,9	1,5	0,8
Val d'Ajol	15,3	12,4	32,2	10	22,8	6,4	1,5	1,3
Welschbrusch	16,1	16,4	30	10,9	30	12,2	2,5	0,8
moyenne	15,6	12,9	26,9	8,9	18,8	7,7	1,8	1

d'après: Apport de pollution et de nutriments aux peuplements forestiers par l'atmosphère. intensité et variations dans le Massif vosgien (BONNEAU M, DAMBRINE E, ASCHAN C).

Le village de La Petite Pierre, situé à faible altitude, reçoit davantage de dioxyde de soufre (figure 19a) que les sites du massif vosgien situés plus au sud (Donon, Aubure), ce que corrobore les mesures de dépôts (TARGET *et al.*, 1994; GHANNOUCHI et SAISON, 1996).

Contrairement au SO_2 , les concentrations locales de NO_2 ne sont pas en baisse depuis quelques années (figure 19b). Les valeurs pour 1991 sont même les plus élevées depuis 5 ans sur certains sites du massif vosgien (LANDMANN *et al.*, 1991).

Schématiquement, si l'on considère le dépôt total, plusieurs ensembles géographiques peuvent être distingués (DAMBRINE *et al.*, 1994):

- les Vosges méridionales et particulièrement les crêtes et le versant alsacien reçoivent des dépôts modérés à faibles principalement associés aux précipitations importantes qu'elles subissent. Le versant lorrain reçoit à altitude égale des dépôts plus importants que le versant alsacien.

- les crêtes des Vosges centrales reçoivent les dépôts les plus importants, malgré une pluviométrie modérée, en raison de forts dépôts secs et occultes,

- le piémont lorrain des Vosges subit des dépôts variables mais globalement modérés en relation avec une faible pluviométrie. La variabilité résulte de la présence de sources locales (Gemaingoutte), ou d'une situation géographique favorisant l'expression de grands courants de pollution (La Petite Pierre).

Une analyse approfondie de la sensibilité des milieux est donc nécessaire pour définir "la charge critique de polluants supportable par un écosystème" (DAMBRINE *et al.*, 1993). *La charge critique est la valeur d'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle des effets significatifs indésirables portant des éléments sensibles de l'environnement n'apparaissent pas en l'état actuel de nos connaissances* (NILSSON 1986, in DAMBRINE *et al.*, 1993). Cette notion exprime la sensibilité écologique des écosystèmes aux apports atmosphériques acides. La détermination de cette sensibilité repose sur des démarches empiriques, associant des évolutions recensées à un niveau de dépôt mesuré, et des études mécanistiques, permettant de calculer l'évolution de paramètres sensibles de l'environnement en fonction d'une variation de dépôt (DAMBRINE *et al.*, 1993). Le calcul des charges critiques distingue l'effet acidifiant des apports atmosphériques et l'effet eutrophisant. Pour définir la valeur de la charge azotée critique vis à vis de l'eutrophisation, la flore, les sols, la nappe et les peuplements forestiers sont pris en compte. La charge acide critique pour les sols est définie afin de limiter l'acidification des sols et des eaux de surface. La charge acide critique établie pour les eaux de surface est également estimée à partir de modèles mathématiques (DAMBRINE *et al.*, 1993).

2.2.1.2. ACIDIFICATION DES SOLS

La nature d'un sol résulte de l'altération de la roche-mère sous l'influence d'agents physiques, chimiques et biologiques (désagrégation, hydrolyse, acido-complexolyse par les composés organiques solubles résultant de la décomposition de la matière organique d'origine végétale). L'influence du climat sur ces phénomènes est très importante. De la nature du sol va dépendre la neutralisation des apports atmosphériques acides ainsi que la qualité des eaux de surface (VAN BREEMEN *et al.*, 1983).

2.2.1.2.1. Acidification naturelle des sols

L'acidification des sols est un mécanisme naturel qui, dans des conditions normales, s'échelonne sur de très longues périodes. Elle résulte de la formation d'acides organiques et d'acide bicarbonique lors de la décomposition des litières, de la nitrification de l'ammonium (qui libère dans le milieu deux protons par nitrate formé), de la minéralisation du soufre

organique, des prélèvements de cations par les végétaux et de l'excrétion d'acides organiques par les racines d'espèces végétales ou par les micro-organismes.

Dans les sols décarbonatés, les principaux constituants qui contribuent à la rétention des cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) sont les argiles et les composés organiques, dont les charges électronégatives (capacité d'échange cationique: C.E.C.) leur confèrent la propriété d'adsorber les cations en position d'échange. Les flux de protons même naturels, tendent à favoriser le lessivage des cations, ce qui induit la désaturation et l'acidification des sols. Cette perte d'éléments basiques peut être cependant compensée par les cycles biologiques, et en particulier par les apports provenant de la décomposition des litières. En fin de compte, les sols les plus riches en argiles ne s'acidifient que très peu (des sols argileux eutrophes existent jusqu'à environ 1100 m dans les Vosges), alors que les sols les plus pauvres en argiles et en minéraux donnent lieu à une forte acidification (sols podzolisés), même dans les conditions naturelles. Lorsque les sols sont trop désaturés en cations basiques, leur pH peut descendre en dessous de 5,5 et l'altération des minéraux conduit à l'apparition d'aluminium échangeable, qui prend une part de plus en plus importante dans la garniture cationique du complexe d'échange à mesure que l'acidité s'accroît. De l'aluminium soluble dans les solutions du sol peut apparaître, soit sous forme minérale (Al^{3+} , complexes Al-F , Al-Si , Al-SO_4 , Al-PO_4 ...) soit sous forme organique (complexes $\text{Al-Acides organiques}$). Dans des conditions naturelles, l'aluminium n'est le plus souvent soluble que dans les horizons de surface et précipite au niveau des horizons profonds des sols. Dans ces conditions, la redistribution de l'aluminium ne s'effectue que sur des courtes distances (des horizons A vers les horizons (B), Bh ou Bs; DUCHAUFOR, 1984) et les eaux de surface ne sont ni acidifiées, ni contaminées par l'aluminium.

L'acidité d'un sol n'est pas en soi le résultat d'un état de pollution et est pour une part au moins tout à fait naturelle. La présence de tourbières acides ne peut pas toujours être incriminée comme facteur d'acidification des cours d'eau car il n'existe aucune corrélation entre le pH et l'alcalinité (Alcalinité totale = Acid Neutralizing Capacity "A.N.C.") des eaux de surface d'une part, et l'existence des tourbières d'autre part. D'autres facteurs comme la nature des sols forestiers constituant les bassins versants, les types de roche-mère et la géomorphologie rendent également compte de la qualité des eaux de surface (PROBST *et al.*, 1990). En effet, les ruisseaux caractérisés par les eaux les plus acides drainent pour la plupart des grès très riches en quartz et très pauvres en argiles et minéraux ferromagnésiens, ou des granites leucocrates, où abondent les sols podzolisés.

Dans les conditions naturelles, la lixiviation des cations alcalino-terreux (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) et de l'aluminium est surtout assurée par les nitrates présents dans les solutions du sol (sols bruns...). Ce phénomène se limite essentiellement à la partie supérieure du sol car les nitrates disparaissent en grande partie en profondeur (MAITAT *et al.*, 1996). Dans des conditions de pollution acide, la présence de SO_4^{2-} , de Cl^- et de F^- à pH acide amplifie la lixiviation de ces cations et la diminution de l'A.N.C. (= Acid Neutralizing Capacity) des sols. Dans le cas des sols podzolisés, il peut en outre se produire un changement dans la spéciation de l'aluminium avec remplacement partiel de l'aluminium organique par de l'aluminium minéral, ainsi qu'à une redissolution de l'aluminium amorphe initialement précipité dans les horizons Bs (BOUDOT *et al.*, 1996).

2.2.1.2.2. Acidification des sols sous l'influence de facteurs anthropiques

L'acidification anthropique induite par les pratiques relatives à l'utilisation des terres et à la sylviculture se surimpose à l'acidification naturelle. Il est difficile de séparer l'acidification naturelle des sols de celle imputée aux activités anthropiques.

L'influence des pluies acides a été fortement étudiée dans le cadre du programme 'DEFORPA' sur le dépérissement forestier dans le massif vosgien et les liens existants entre la nutrition des arbres, les flux de polluants et les sols ont été précisés. Au niveau du sol, les apports d'anions d'acides forts provoquent une acidification supplémentaire, augmentent les pertes de cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} notamment), stimuleraient l'absorption des nitrates donc la croissance des essences forestières (particulièrement de l'épicéa) et induisent un déséquilibre dans la nutrition minérale ce qui provoque l'apparition de symptômes de carences, voire de dépérissement (LANDMANN *et al.*, 1991). Le jaunissement des conifères doit en particulier être imputé à des carences en magnésium.

En plus des précipitations acides, les pratiques forestières sont à l'origine d'une accélération des processus d'acidification des sols. Le remplacement des feuillus par des résineux à croissance rapide mène à un prélèvement plus important des cations nutritifs et favorise donc l'acidification des sols. L'accumulation de matière organique et la formation d'un humus de type moder ou mor peut en outre déclencher un processus de podzolisation. Enfin, les pratiques forestières peuvent agir en synergie avec la pollution atmosphérique acide. Il a été clairement démontré que les peuplements monospécifiques de résineux interceptaient davantage d'aérosols acides que les forêts naturelles (STONER et GEE, 1985; ORMEROD *et al.*, 1989; JENKINS *et al.*, 1990; in NEAL *et al.*, 1992). Par ailleurs, NEAL *et al.* (1992) ont souligné l'impact des coupes à blanc sur la qualité des cours d'eau. Une augmentation notable des concentrations en aluminium est observée pendant environ deux ans. Elle a lieu notamment en hiver et serait imputable à une plus faible consommation des nitrates et à leur lixiviation.

Les précipitations acides, l'apport de protons, de sulfates, de nitrates, de chlorures et parfois de fluorures peuvent dans le cas des sols les plus pauvres réorienter les processus naturels de pédogenèse. L'apparition d'anions d'acides forts à forte mobilité potentielle (SO_4^{2-} , Cl^-) dans les solutions acides des sols accroît la lixiviation des cations alcalino-terreux et la translocation de l'aluminium sur de plus grandes distances. Lorsque l'acidité s'accroît, l'aluminium organique tend en outre à être décomplexé et sa mobilité en est augmentée, tandis que l'aluminium amorphe qui s'était accumulé durant les phases initiales naturelles de la pédogenèse peut être mobilisé. Ainsi, dans le cas de sols préalablement très acides, de fortes concentrations d'aluminium peuvent être transférées des sols aux eaux de surface (BOUDOT *et al.*, 1996). En ce qui concerne les sols initialement moins acides, comme les sols bruns acides, les horizons (B) et les arènes profondes ont encore un pH suffisamment élevé et une richesse en minéraux altérables suffisante pour tamponner l'accroissement de l'acidité dû aux précipitations acides. Si dans ces sols les apports d'acidité exogènes influencent significativement les processus de pédogenèse dans les horizons supérieurs du sol, les réactions de neutralisation dominent encore en profondeur si bien que les eaux de surface ne sont pas encore contaminées en métaux potentiellement toxiques.

L'influence des apports acides est néanmoins bien réelle comme en atteste les très faibles alcalinités tant des solutions du sol que des eaux de surface (MAITAT *et al.*, 1996).

2.2.1.3. IMPACT DE L'ACIDIFICATION SUR LES EAUX DE SURFACE

L'acidification des eaux apparaît ainsi comme la conséquence possible des dépôts atmosphériques sur un territoire sensible (roche-mère de grès vosgien, végétation acidifiante). Une acidification périodique des eaux se manifeste par une chute de l'alcalinité lors d'événements hydrométéorologiques (orages, fonte des neiges) et par un impact significatif sur l'équilibre acide-base des lacs et cours d'eau tant en Amérique du Nord qu'en Europe (WIGINGTON *et al.*, 1990). Une étude comparative entre les épisodes acides en Amérique du Nord et en Europe a mis en évidence que des pics de sulfates jouent un rôle déterminant dans l'acidification des eaux en Europe, au Canada et dans quelques régions des Etats-Unis.

(WIGINGTON *et al.*, 1992). Des pics de nitrates sont également responsables d'une sévère acidification des eaux dans le Nord-Est des Etats-Unis (WIGINGTON *et al.*, 1992).

La composition chimique des eaux de surface résulte principalement de l'interaction des composants chimiques des précipitations avec le sol et le sous-sol.

2.2.1.3.1. Les descripteurs de l'acidification des eaux

Les principales caractéristiques physico-chimiques d'un cours d'eau subissant une acidification sont:

- une concentration en protons élevée,
- une capacité de neutralisation de l'acidité (A.N.C.) faible à nulle,
- une teneur en aluminium forte
- une carence en calcium...

La mesure du pH évalue la concentration en protons libres d'une solution. Paramètre habituel de la mesure de l'acidité, le pH varie avec les teneurs en CO_2 .

L'alcalinité rend compte du pouvoir tampon d'un milieu. La capacité de neutralisation de l'acidité (A.N.C.) est un meilleur indicateur de l'acidité que le pH. L'A.N.C. est d'une part un paramètre plus stable que le pH (indépendant des changements de CO_2 dissous) et d'autre part, elle varie linéairement avec les fortes acidités. Toutefois, deux eaux de même pH et possédant la même A.N.C. mais ne renfermant pas les mêmes concentrations en acides organiques, répondent de manière différente à une perturbation. En effet, les acides organiques augmentent le pouvoir tampon. Le pouvoir tampon est à la base de nombreux équilibres écologiques, aussi doit-il être pris en compte en tant que descripteur d'acidification (HEMOND, 1994).

Parmi les métaux susceptibles d'être fortement mobilisés par les processus d'acidification des sols, l'aluminium peut atteindre des valeurs anormalement élevées. A ce titre, l'aluminium apparaît comme un bon indicateur d'acidification. Ce métal est potentiellement toxique mais sa toxicité dépend étroitement de sa spéciation. Rappelons ici que la valeur guide de la C.E.E. concernant l'aluminium dans les eaux de boisson est fixée à 50 $\mu\text{g/l}$ et la valeur maximale à 200 $\mu\text{g/l}$.

Lors des processus d'acidification, les protons remplacent le calcium et le magnésium au niveau des surfaces d'échange. Par la suite, ces cations sont éliminés du bassin versant, processus qui entraîne une carence calcique (DELISLE *et al.*, 1985).

L'anion sulfate (SO_4^{2-}) représente un excellent traceur des dépôts atmosphériques dans les régions où son origine géologique est négligeable (SULLIVAN *et al.*, 1988).

2.2.1.3.2. Evaluation du degré d'acidification des eaux

Dans un souci de définition du degré d'acidification des eaux de surface et en l'absence de données historiques fiables, certains modèles empiriques ont été élaborés (ODEN, 1976; ALMER *et al.*, 1978; HENRIKSEN, 1979, 1980). La majorité d'entre eux est basée sur les notions d'alcalinité et d'électroneutralité des solutions. Ces modèles considèrent seulement le système CO_2 , HCO_3^- , H_2CO_3 dans sa capacité de neutralisation des apports acides et l'acide sulfurique y est le seul polluant atmosphérique pris en compte dans les processus d'acidification. Le rôle des composants azotés et la contribution des ions Na^+ et K^+ sont ainsi négligés; les concentrations de Ca^{2+} et Mg^{2+} sont supposées inchangées avant et pendant les processus d'acidification et seule l'origine atmosphérique des ions sulfates est retenue (KRAMER, 1982; KRAMER et TESSIER, 1982, DELISLE *et al.*, 1985). Compte tenu de ces restrictions, KRAMER et TESSIER (1982) proposent l'utilisation de tels outils uniquement

dans le cas de comparaison au sein d'un même bassin versant après s'être assuré de l'homogénéité des réactions à l'interface sol/eau sur l'ensemble du bassin versant.

2.2.1.3.3. Processus d'acidification des eaux

C'est un processus complexe qui peut résulter soit de la synergie de plusieurs phénomènes naturels, soit de la conséquence directe de l'activité humaine. La différenciation entre les facteurs d'origine anthropique et naturelle est délicate, du fait de leur action souvent conjointe (EMMETT *et al.*, 1994).

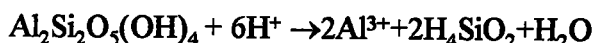
Les principaux facteurs favorisant l'acidification sont les apports atmosphériques, les caractéristiques abiotiques du bassin versant (sol, roche) et la sylviculture. Ils se traduisent par des eaux enrichies en sulfates et en aluminium inorganique (EMMETT *et al.*, 1994). Selon ABRAHAMSEN *et al.* (1977), les rivières drainant des régions boisées apparaissent comme étant plus acides. Les auteurs ajoutent que les forêts de résineux sont des collecteurs efficaces des polluants acides et peuvent également appauvrir le sol en bases, augmentant ainsi l'acidité des horizons de surface et réduisant les capacités de neutralisation du sol.

L'acidification naturelle des eaux va de paire avec des teneurs élevées en acides organiques dissous. Il s'y développe des communautés biologiques spécialisées (KAMARI *et al.*, 1991); c'est le cas en particulier des tourbières à *Sphagnum* (DUCHAUFOR, 1984). L'acidification naturelle s'observe également dans quelques aires géographiquement localisées comme les régions de lacs volcaniques acides (YOSHIMURA, 1933) et les tourbières.

En l'absence de toute activité anthropique, la qualité des eaux de surface dépend donc essentiellement des interactions entre précipitations et sols. Une région subissant un climat de retombées atmosphériques acides ne présentera pas systématiquement des problèmes d'acidification des eaux, compte tenu du rôle essentiel joué par les sols eux-mêmes, dépendant étroitement de la nature du substratum géologique et de la végétation. Si les sols ne présentent pas la capacité de neutraliser les apports atmosphériques acides, il en résultera une acidification des eaux de surface permanente ou temporaire.

2.2.1.3.4. La chimie de l'aluminium

En présence de retombées atmosphériques acides et pour des faibles valeurs de pH, les protons interagissent avec les aluminosilicates et libèrent des ions métalliques selon les réactions suivantes:



L'acidification des sols provoque ainsi le relargage de l'aluminium dans les eaux. Cet élément provient essentiellement du réservoir minéral du bassin versant, par suite de l'altération des aluminosilicates et de l'entraînement subséquent de l'aluminium par les eaux d'écoulement vers les cours d'eau. Certaines espèces d'aluminium (Al^{3+} , AlOH^{2+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, Al_3 ...) sont toxiques pour les poissons et pour le système racinaire des plantes. L'aluminium total dosé représente en fait un ensemble de formes chimiques:

$$\text{Al}_T = [\text{Al}_3^+] + [\text{Al}(\text{OH})^{2+}] + [\text{Al}(\text{OH})_2^+] + [\text{Al}(\text{OH})_4^-]$$

pour un pH > 5,0, Al est surtout présent sous formes hydroxylées.

Dans les eaux naturelles, l'aluminium forme des complexes avec les hydroxydes, fluorures, silicates, matière organique et sulfates (SIGG *et al.*, 1992). Certaines conditions, comme une désagrégation modérée libérant des ions aluminium, un pH modérément acide, une faible quantité de matière organique et des périodes d'humidification et de séchage fréquentes, semblent favoriser la formation d'hydroxydes d'aluminium. La solubilité de l'aluminium varie très fortement dans le domaine pH: 5,0-7,0. Selon JOHANSSON (1980, in DELISLE 1985)

l'aluminium hydraté joue un rôle tampon dans la zone de pH 4,5-5,5. HENRIKSEN (1980) montre qu'entre le pH 4,5 et 4,8 les lacs sont moins acides grâce au tamponnage effectué par l'aluminium. Ce dernier réagit également avec d'autres éléments tel le phosphore, à pH 5,5-6,0. Il s'y adsorbe causant sa précipitation.

De nombreux ligands sont présents dans les eaux naturelles. La complexation des ions métalliques avec d'autres ligands est en compétition avec l'hydrolyse. De très nombreux ligands organiques sont présents. Ils sont généralement produits par des processus biologiques et ne sont qu'insuffisamment connus. Les acides humiques et fulviques jouent un rôle important dans la régulation des métaux. Ils ont une structure macromoléculaire compliquée et contiennent de nombreux groupes fonctionnels. La formation de complexes à la surface des particules conduit à la fixation des ions métalliques sur une phase solide. Les oxydes possèdent des groupes OH de surface, sur lesquels peuvent se complexer des ions métalliques. Les particules organiques présentent différents types de groupes fonctionnels complexant à leur surface (SIGG *et al.*, 1992).

2.2.1.4. LE CAS PARTICULIER DU MASSIF VOSGIEN

BOURRIE (1976) lors d'une étude sur l'acquisition de la composition chimique des eaux en relation avec le substratum géologique, mettait en évidence l'acidité des précipitations dans ce massif. Suite aux signes de dépérissement forestier observés dans ce massif au début des années 1980, un programme de recherche, intitulé DEFORPA (DEpérissement FORestier attribué à la Pollution Atmosphérique), visant à en identifier les causes, a été mis en place. De nombreux cours d'eau présentant des problèmes d'acidification ont été recensés dans le Massif Vosgien (PIHAN, 1987; MASSABUAU *et al.* 1987; PROBST *et al.*, 1990; PARTY *et al.*, 1993). Il est apparu que certains épisodes hydrométéorologiques (orages, fonte des neiges) y sont caractérisés par une baisse du pH dans le cours d'eau ($\text{pH} < 5,5$) et par une diminution de l'alcalinité, souvent associés à des concentrations élevées en aluminium (MASSABUAU *et al.* 1987; GUEROLD et PIHAN 1989; GUEROLD 1992).

GUEROLD *et al.* (1993, 1995) ont réalisé une approche spatiale des peuplements des macro-invertébrés et de la physico-chimie de 34 cours d'eau du massif vosgien et une approche de l'évolution temporelle du chimisme et des peuplements des macro-invertébrés du bassin versant du Rouge-Rupt. A partir d'un échantillonnage de ruisseaux, déterminé au départ par la condition "absence de truites depuis une vingtaine d'années sans cause évidente de mortalité" et par un certain nombre de contraintes environnementales, PROBST *et al.* (1990) ont dégagé une première estimation de l'étendue de l'acidification des ruisseaux du massif vosgien. La comparaison de la distribution des dépôts et de la répartition des ruisseaux acides du Massif Vosgien (PROBST *et al.*, 1990), a montré que l'acidification des cours d'eau est largement répandue sur des roches-mères très pauvres comme les grès vosgiens du piémont lorrain subissant des dépôts atmosphériques faibles à modérés. A l'inverse, l'acidification des eaux est inexistante sur les granites riches des Vosges centrales, en dépit de dépôts atmosphériques substantiels (DAMBRINE *et al.*, 1994). Dans les Vosges du Nord, PROBST *et al.*, (1990) n'ont mis en évidence qu'un seul ruisseau (le "Schoenthal") subissant une acidification. Les données sur les Vosges du Nord sont donc succinctes.

Pourtant, les ruisseaux des Vosges du Nord apparaissent très sensibles à l'acidification du fait de la conjonction de plusieurs paramètres (grès vosgien très pauvre en bases, végétation acidifiante dans les bassins versants, record d'acidité des précipitations dans les Vosges du Nord pour le Massif Vosgien).

Aussi, le but de notre étude a été de préciser le degré d'acidification des cours d'eau des Vosges du Nord, puis de comparer cet état d'acidification avec le massif du Donon (secteur lorrain sur grès).

2.2.2. MATERIELS ET METHODES

L'étude de l'acidification des eaux de surface dans les Vosges du Nord a été effectuée selon deux approches:

- une approche temporelle: variations saisonnière de la qualité des eaux au cours de 2 cycles annuels.
- une approche spatiale: cartographie du degré d'acidification des cours d'eau du bassin versant de la Haute Moder

Ces deux approches ont été menées en terme de description de la qualité physico-chimique des eaux et de la végétation aquatique.

La zone d'étude a ensuite été étendue au secteur lorrain du massif du Donon. Les caractéristiques physico-chimiques de ces cours d'eau ont été précisées et une comparaison du degré d'acidification de ces deux secteurs situés sur grès vosgien a été réalisée.

2.2.2.1. PRESENTATION DES SECTEURS D'ETUDE

2.2.2.1.1. Les Vosges du Nord

Dans les Vosges du Nord, une seule station localisée à La Petite Pierre a fait partie du réseau de mesure du Dépôt atmosphérique d'Eléments Minéraux sur les Ecosystèmes Naturels Terrestres (DEMENT) durant le cycle 1989-90 (DAMBRINE et NOURRISSON, 1990).

L'analyse des concentrations en protons, en soufre et en azote dans les précipitations sous couvert montre que La Petite Pierre apparaît sans conteste comme la station la plus polluée par les apports atmosphériques du Massif Vosgien. Dans ce rapport, il est clairement démontré que malgré un fort dépôt sec d'ions calcium ($[Ca^{2+}] = 2,38$ ppm) et une faible pluviométrie (583 mm), le pH est le plus bas du réseau (pH = 3,92) et la teneur en soufre la plus élevée ($[S-SO_4] = 4,83$ ppm). Les fortes teneurs en polluants du site de La Petite Pierre le rapprochent des sites des Ardennes françaises, de Belgique et des Pays-Bas (DAMBRINE et NOURRISSON, 1990). BONNEAU *et al.* (1992) ont montré que la variabilité entre les divers points du massif vosgien est grande, qu'il s'agisse des concentrations ou des apports totaux en éléments minéraux. Les stations où les teneurs d'éléments dans l'eau de pluie sont les plus fortes ne sont pas nécessairement celles qui reçoivent le plus d'éléments. En effet, ces derniers dépendent beaucoup de la pluviométrie, elle-même très variable dans le massif. Ainsi, La Petite-Pierre doit ses apports très élevés (sulfates, nitrates et la plupart des éléments) à une pluviosité relativement faible et donc à une forte concentration de la pluie.

Les sols du secteur d'étude correspondent soit à des sols podzoliques, soit à des sols ocre podzoliques, soit à des sols bruns ocreux, soit à des sols bruns acides. Ces sols résultent des effets combinés de la décomposition et de la désagrégation des roches, de l'accumulation et/ou de la transformation de la matière organique sous l'influence des organismes biologiques.

41 stations localisées sur 6 réseaux hydrographiques (bassin versant de la Haute-Moder) ont été retenues (tableau XV, figure 20). Les cours d'eau ont été choisis en fonction des données bibliographiques (PROBST *et al.*, 1990; PERRIER, 1994) de l'hydrogéologie, de la qualité de l'eau et de l'ordre de drainage. Les stations ont été retenues à partir d'observations des paramètres mésologiques.

Plusieurs stations suivies dans le cadre du suivi de l'eutrophisation subissent au niveau des têtes de bassin versant une acidification plus ou moins marquée des eaux. Aussi, un certain nombre de stations sont communes aux réseaux "eutrophisation" et "acidification". Plusieurs sites localisés au niveau des sources, en amont de toute activité anthropique (R5, R9, R25,

R29, R30, R31, R48, R54) ont été ajoutées. Ces eaux faiblement tamponnées sont sensibles à l'acidification.

Deux réseaux d'analyses ont été mis en place (tableau XV, figure 20):

- le réseau élargi, regroupant 41 stations, permet de déterminer la qualité globale des eaux du secteur. Les analyses d'eau y ont été réalisées à chaque saison, en 1994 et en 1995.

- le réseau restreint mis en place en 1994, est constitué au départ de 15 sites (R3, R4, R7, R16, R19, R25, R29, R30, R31, R42, R47, R51, R53, R75, R105). Ces points de prélèvements sélectionnés parmi les 41 stations, ont permis d'une part d'effectuer un suivi fin du degré d'acidification des eaux, et d'autre part de préciser l'impact de l'acidification sur les macrophytes. Les prélèvements y ont été réalisés tous les mois. Au vu des résultats obtenus en 1994, 4 stations supplémentaires (R9, R20, R48, R54) ont été suivies tous les mois en 1995. En revanche, la station R47 correspondant à des eaux bien tamponnées qui ne varient que peu au cours du temps, a été supprimée du réseau restreint en 1995. Ce dernier est donc constitué de 18 sites.

2.2.2.1.2. Le massif du Donon

Les cours d'eau ont été choisis en fonction des données bibliographiques (PROBST *et al.*, 1990; BURNEZ, 1991; GUEROLD, 1992), de l'hydrogéologie et du type de drainage.

Une prospection préliminaire a porté sur 30 sites répartis dans 5 vallées. 18 stations du versant lorrain du Donon ont été retenues (tableau XVI, figure 21). Le réseau hydrographique prospecté comprend du Nord au Sud, la Sarre-Blanche, le réseau hydrographique du Châtillon, du Val, de la Plaine et le Rabodeau (tableau XVI, figure 21).

Le secteur d'étude du massif du Donon se situe essentiellement sur grès vosgien (Châtillon et ses affluents, Val et ses affluents, affluents nord de la Plaine). La Plaine et la Sarre Blanche prennent leur source sur grès permien. Cette roche est constituée de rhyolithes moins acides.

Les bassins versants sont couverts de forêts mixtes, de résineux et de tourbières. Les cours d'eau étudiés occupent des altitudes comprises entre 420 et 870 m. La pente est modérée (4%) à forte (9,7%).

L'unique station météorologique complète du secteur d'étude est située à Grand-Fontaine (altitude 770 m). Quelques données sont disponibles à la station de Saint-Sauveur, station située en plaine. Les mesures des précipitations et des températures sur la période 1950-1995 à Grand-Fontaine indiquent une pluviométrie moyenne annuelle de 1500 mm et une température moyenne annuelle de 8,4 °C (figure 22). Les variations mensuelles de température et de pluviométrie en 1995 sont représentées sur la figure 23.

Le climat de pollution par dépôts secs et occultes (sulfates et nitrates) est beaucoup plus sévère sur le versant lorrain du massif vosgien donc sur le secteur occidental du Donon (GHANNOUCHI et SAISON, 1996). Par ailleurs, la concentration des eaux de pluie en divers éléments oppose l'ensemble Donon, Plain du Canon, Sewen, Col du Bonhomme où la charge des pluies est faible à l'ensemble La Petite-Pierre-Ban-sur-Meurthe où elle est forte. La Petite-Pierre, Germaingoutte, Welschbrusch ont des pluies très riches en azote minéral total.

La tête de bassin versant de la vallée du Rabodeau est constituée par des sols à gleys peu profonds sur grès permien. A l'aval, une unité complexe à gleys, gleys et podzols, tourbe et stagnogleys se développe. Les sols bruns ocreux sont moins fréquents sur le grès vosgien à l'état pur où la podzolisation dépasse d'emblée ce stade. Les sols podzolisés sont largement représentés dans le massif du Donon, spécialement sur les grès vosgiens qui constituent le matériau le plus sableux et le plus sensible à la dégradation sous la forêt de résineux. Les sols

ocres podzoliques sont très répandus sous sapinières et sous pineraies. Les sols podzoliques se trouvent presque exclusivement sur le grès vosgien et le conglomérat démantelé. Ils correspondent soit à la Sapinière sur pentes, soit à la Pinède. Sur grès vosgien, sur conglomérat démantelé et sur les matériaux qui en dérivent, la dégradation des sols va fréquemment jusqu'au stade podzol (BONNEAU, in Carte pédologique de Saint-Dié, 1978).

2.2.2.2. MESURES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES:

Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons de 0,5 l en polyéthylène. Avant analyse, les échantillons sont stockés au frais et à l'obscurité.

* pH

La mesure de pH, en apparence simple, est apparue difficile pour les eaux acides. Un pH-mètre WTW 320 à électrode en verre combinée pH avec sonde de température intégrée, remplie d'une solution de KCL 3M, a été utilisé *in situ* ponctuellement. Le pH est mesuré en poste fixe en laboratoire avant l'analyse des autres paramètres.

* Conductivité

La conductivité a été mesurée à 25°C en poste fixe au laboratoire à l'aide d'un conductimètre metrohm E518.

* Température

Lors de la mesure du pH *in situ*, la température est relevée à l'aide du même appareillage.

* Anions majeurs

Les concentrations en anions Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} sont déterminées au plus tard dans les 24 heures qui suivent le prélèvement. Les dosages ont été réalisés par chromatographie ionique à l'aide d'un chromatographe Dionex modèle 4500i équipé d'une colonne Ion Pac AS4A.

* Alcalinité

L'alcalinité représente sans doute avec le pH, l'un des paramètres les plus difficiles à mesurer. Les valeurs ont été déterminées par la méthode de titration de Gran modifiée en tenant compte d'une valeur supplémentaire de pH < 3,7 et du volume d'acide correspondant. Cette méthode semble la seule actuellement utilisable pour approcher au mieux les valeurs d'alcalinité (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, 1994). Le calcul de l'alcalinité est réalisé sur ordinateur à l'aide d'un logiciel conçu au laboratoire.

* Cations majeurs

Les cations majeurs Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , ont été analysés à l'aide d'un spectrophotomètre Perkin Elmer modèle 2380. Le calcium et le magnésium sont dosés par spectrophotométrie d'adsorption atomique (Norme NF 90-005) alors que le sodium et le potassium sont dosés par spectrométrie d'émission de flamme (Norme NF 90-109).

* Aluminium

Les concentrations en aluminium total ont été déterminées sur eau acidifiée (HNO_3 normapur) et dosées au laboratoire d'analyse médicale de la Faculté de Médecine de Nancy par torche à plasma.

Dans les eaux naturelles, il existe une très grande quantité d'espèces chimiques différentes. Aussi lorsque l'on désire analyser les métaux en traces, il se pose le problème des méthodes analytiques spécifiques qui ne sont disponibles que dans de rares cas. Il n'existe aucune méthode de détermination directe de la diversité des espèces métalliques. Le plus souvent il faut combiner diverses méthodes qui permettent une approximation de la spéciation

effective (SIGG *et al.*, 1992). Une autre difficulté provient du fait que les espèces métalliques dans les eaux naturelles sont présentes dans toutes les classes de taille, des ions isolés en passant par les macromolécules jusqu'aux particules plus grandes. En effet, la différence entre espèces dissoutes et particulaires pose analytiquement un problème car elle résulte en général d'une séparation arbitraire pour une taille donnée.

La spéciation de l'aluminium dans l'eau a été réalisée à trois reprises, au Centre de Pédologie-Biologie de Nancy. Elle a été effectuée sur 10 stations (R1, R7, R15, R16, R17, R25, R29, R30, R31, R51) en août 1994; sur 13 stations (R3, R4, R7, R16, R19, R25, R29, R30, R31, R51, R53, R75, R105) en octobre et décembre 1994.

* l'azote ammoniacal N-NH_4^+ et les orthophosphates P-PO_4^{3-} sont dosés par spectrophotométrie (NF 90-015 et NF T 90-023 respectivement).

Un suivi mensuel a été réalisé pendant 8 mois (mars à octobre 1995) sur le secteur du Donon. Les facteurs physico-chimiques mesurés sont: le pH, la conductivité, l'alcalinité (*titration de Gran*), les cations majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ (*spectrométrie d'adsorption atomique*), les principaux anions (NO_3^- , SO_4^{2-} et Cl^- (*chromatographie d'échange ionique DIONEX*) et l'aluminium total (sur eau acidifiée HNO_3 normapur par *torche à plasma*). L'azote ammoniacal (N-NH_4^+) et les orthophosphates (P-PO_4^{3-}) ont été mesurés en juin et en août 1995 (*spectrophotométrie*).

2.2.2.3. LES TRAITEMENTS STATISTIQUES:

2.2.2.3.1. Réseau des Vosges du Nord

Une matrice de corrélations entre les 12 paramètres physico-chimiques a été établie pour les stations du réseau élargi et pour celles du réseau restreint.

Analyses en Composantes Principales (A.C.P.) normée

Deux Analyses en Composantes Principales normées "A.C.P." ont été réalisées par l'intermédiaire du logiciel SPAD.N.2.0.

L'A.C.P.2a a été effectuée sur les 41 stations du réseau élargi et sur les valeurs moyennes des 4 variables physico-chimiques (pH, conductivité, alcalinité, aluminium total). Les variables chimiques sont actives et correspondent à des valeurs moyennes stationnelles de 8 mesures (4 valeurs par an, sur 2 ans).

L'A.C.P.2b a été effectuée sur les 19 stations étudiées dans le cadre du réseau restreint et sur les valeurs moyennes des 4 variables physico-chimiques (pH, alcalinité, conductivité, aluminium total). Les variables chimiques sont actives et correspondent à des valeurs stationnelles moyennes calculées sur les données des deux années (soit 24 valeurs pour 14 sites et 16 valeurs pour 5 sites).

Une première Classification Ascendante Hiérarchique (C.A.H.2a) a été réalisée à partir des premiers axes de l'A.C.P.2a et une seconde C.A.H.2b à partir de l'A.C.P.2b. Elles ont été suivies d'une partition en 5 et 4 classes respectivement en fonction des ruptures de pente de l'histogramme des indices de niveau obtenus.

Analyses des Régressions

Deux analyses des régressions "A.R." ont été réalisées par l'intermédiaire du logiciel MINITAB. La première analyse de régression multiple "A.R.1a" a porté sur les valeurs moyennes stationnelles du réseau élargi ($n = 41$).

La seconde analyse de régression simple "A.R.1b" a été effectuée sur l'ensemble des valeurs stationnelles mesurées du réseau restreint ($n = 428$).

2.2.2.3.2. Réseau du massif du Donon:

Le traitement statistique des données physico-chimiques a été effectué par une Analyse en Composantes Principales (A.C.P.) normée, par l'intermédiaire du logiciel SPAD.N 2.0.

L'A.C.P.3 est effectuée sur toutes les valeurs moyennes stationnelles du Donon. La moyenne de chaque facteur physico-chimique est calculée à partir des 8 valeurs mensuelles mesurées (mars à octobre 1995). La matrice des résultats contient 13 variables physico-chimiques (pH, conductivité, alcalinité, sulfates, chlorures, calcium, magnésium, potassium, sodium, azote nitrique, azote ammoniacal, orthophosphates et aluminium total) et 18 stations. Les variables chimiques sont actives.

Une Classification Ascendante Hiérarchique (C.A.H.3) a été réalisée à partir des 5 premiers axes de l'A.C.P.3. Elle a été suivie d'une partition en 3 classes en fonction des ruptures de pente de l'histogramme des indices de niveau obtenus.

2.2.2.3.3. Comparaison entre les cours d'eau des Vosges du Nord et le Donon

Une A.C.P.4 normée est effectuée sur les valeurs moyennes stationnelles de 7 paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, alcalinité, sulfates, chlorures, nitrates et aluminium total) mesurés en 1995 dans le réseau restreint des Vosges du Nord et dans le Massif du Donon (soit 18 sites pour le Donon et 18 pour les Vosges du Nord). La moyenne de chaque facteur physico-chimique est calculée à partir des 8 valeurs mensuelles mesurées (mars à octobre 1995).

Une Classification Ascendante Hiérarchique (C.A.H.4) a été réalisée à partir des 5 premiers axes de l'A.C.P.4. Elle a été suivie d'une partition en 6 classes en fonction des ruptures de pente de l'histogramme des indices de niveau obtenus.

2.2.3. RESULTATS

2.2.3.1. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD

2.2.3.1.1 Caractéristiques des cours d'eau du réseau élargi

Les valeurs moyennes, les minima et maxima des différents paramètres physico-chimiques sont donnés dans le tableau XVII.

Dans les Vosges du Nord, les ruisseaux drainant un substrat gréseux, se caractérisent par des eaux très acides à neutres (pH variant de 4,4 à 7,3), par une faible minéralisation (conductivité comprise entre 40 et 130 $\mu\text{S/cm}$, alcalinité comprise entre 0 et 620 $\mu\text{eq/l}$) et par des teneurs en aluminium total très variables dans le temps et dans l'espace ([Al total] compris entre 20 et 505 $\mu\text{g/l}$).

L'étude de la matrice de corrélation des facteurs physico-chimiques montre que le pH est corrélé positivement aux bicarbonates et négativement aux concentrations en aluminium. La conductivité est corrélée aux bicarbonates, aux chlorures, aux nitrates, aux phosphates et aux cations majeurs (tableau XVIII).

Les relations entre le pH et les principaux paramètres physico-chimiques sont calculées sur la base des valeurs moyennes (figure 24) et précisées par des analyses de régression.

analyse de régression multiple A.R.1:

Les résultats de l'A.R. 1 montrent que le pH est essentiellement expliqué par l'alcalinité et l'aluminium total.

$$\text{pH} = 6,28 + 2,31[\text{HCO}_3^-] - 0,004[\text{aluminium total}] \quad r^2 = 0,84$$

Le test de nullité du coefficient (test de Fisher) au seuil de 1%, montre qu'il existe une relation hautement significative entre le pH, les bicarbonates et l'aluminium total.

La connaissance des deux facteurs chimiques (alcalinité et aluminium total) permettent ainsi d'avoir une bonne estimation du pH théorique.

analyses de régression simple (n = 41):

Relation pH-conductivité

$$\text{conductivité} = -43,83 + 16,88 \text{ pH} \quad r^2 = 0,28$$

La relation entre le pH et la conductivité est significative au seuil 1% (test de Fisher, zone de rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$).

La conductivité des cours d'eau augmente avec le pH (figure 24a).

Relation pH-alcalinité

$$[\text{HCO}_3^-] = -1 + 10^{(0,80\text{pH} - 2,94)} \quad r^2 = 0,90$$

Il existe une relation hautement significative au seuil 1% (test de Fisher, zone de rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) de type logarithmique croissante entre l'alcalinité et le pH (figure 24b).

Relation pH-aluminium total

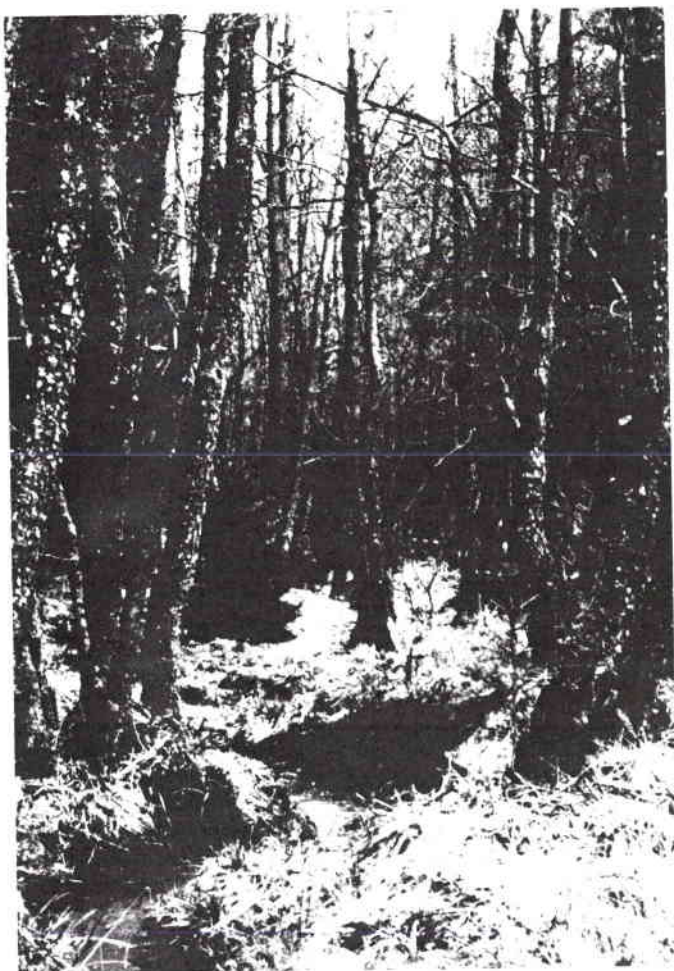
$$[\text{aluminium total}] = 10^{(-0,33\text{pH} + 4,02)} \quad r^2 = 0,51$$

Il existe une relation hautement significative au seuil 1% (test de Fisher, zone de rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) de type logarithmique décroissante entre le pH et la concentration en aluminium total (figure 24c).



Vallée du Weissbach (R27)

cours d'eau fortement acidifié à l'amont (R30).



Vallée du Moosbach (R51)

station acide peu tamponnée

Résultats de l'Analyse en Composantes Principales A.C.P.2a

L'A.C.P.2a réalisée sur les valeurs stationnelles moyennes du réseau élargi met en évidence un gradient d'acidité (figure 25). Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 69\%$) est corrélé négativement au pH ($r = -0,94$), à la minéralisation (alcalinité $r = -0,92$) et positivement à l'aluminium ($r = 0,71$). L'axe 1 oppose l'aluminium au pH et à l'alcalinité. Le second axe (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 24\%$) est corrélé négativement à l'aluminium ($r = -0,68$).

Ordination par Classification Ascendante Hiérarchique C.A.H.2a.

Les 41 stations peuvent être classées en 5 groupes après ordination par Classification Ascendante Hiérarchique C.A.H.2a.

* Le groupe 1 est constitué d'une seule station (R30). Elle ne possède plus de pouvoir tampon, un pH acide ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 4,5$) et une concentration en aluminium élevée ($[\text{Al total}]_{\text{moyen}} = 500 \mu\text{g/l}$). Lors d'événements critiques (quelques fortes pluies intervenant après une période de stabilité anticyclonique), les concentrations en Al peuvent y présenter des valeurs extrêmes de $642 \mu\text{g/l}$ (janvier 1995). La valeur de pH correspondant à une telle concentration est alors de 4,2.

* Le groupe 2 (R5, R9, R17, R19, R20, R25, R48, R51, R75) comprend 9 sites localisés sur des ruisseaux acides ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 5,6$), peu tamponnés ($[\text{HCO}_3^-]_{\text{moyen}} = 50 \mu\text{eq/l}$). Les concentrations en aluminium sont élevées ($[\text{Al total}]_{\text{moyen}} = 165 \mu\text{g/l}$).

* Le groupe 3 (R1, R2, R3, R4, R7, R11, R16, R18, R26, R27, R28, R29, R31, R36, R49, R53) contient 16 sites situés sur des cours d'eau peu minéralisés (conductivité moyenne = $50 \mu\text{S/cm}$) dont les teneurs en aluminium restent faibles ($[\text{Al}]_{\text{moyen}} = 60 \mu\text{g/l}$).

* Les 12 stations du groupe 4 (R8, R10, R14, R15, R34, R42, R50, R54, R58, R59, R60, R105) correspondent à des eaux proches de la neutralité ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 6,8$).

* Le groupe 5 (R47, R52, R104) renferme 3 stations. Les eaux neutres ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 7,2$) sont tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]_{\text{moyen}} = 560 \mu\text{eq/l}$) et minéralisées (conductivité moyenne = $110 \mu\text{S/cm}$).

Une carte du degré d'acidification des cours d'eau des Vosges du Nord a été établie en fonction des cinq groupes précédemment définis (figure 26).

Le degré d'acidification des ruisseaux n'est pas le même selon qu'il s'agit de tronçons situés en tête de bassins versants ou à l'aval. Ainsi, le Schwarzbach est un cours d'eau acide et peu tamponné à sa source, alors que ses eaux sont proches de la neutralité et tamponnées à l'aval. De l'amont vers l'aval, il se produit donc une neutralisation des eaux, une amélioration de la capacité à tamponner les eaux et une diminution des teneurs en aluminium.

Cependant, tous les cours d'eau du secteur d'étude n'ont pas le même comportement, ni la même sensibilité à l'acidification. Le Weissbach au niveau de sa source est très acide et a perdu son pouvoir tampon. Le Schwarzbach amont et ses affluents, le Lieschbach (affluent du Falkensteinbach), le Schoenthal (affluent de la Zinsel du Nord) et le Moosbaechel (affluent de la Moder) sont des cours d'eau acides à faiblement acides dont le pouvoir tampon fluctue fortement. Le Rothenbach et le Moosbach (affluents du Schwarzbach), le Falkensteinbach à l'amont et ses affluents (ruisseau du Waldeck, Lieschbach aval), les affluents de la Zinsel du Nord (Bitscherthal; Hurrenkehle, aval du Weissbach) et le Rothbach amont sont faiblement acides et tamponnés. Le Schwarzbach aval, le Falkensteinbach aval et ses affluents à l'aval (ruisseau du Waldeck, ruisseau de Mambach), la Zinsel du Nord aval, le Rothbach aval et son

affluent, le Mittelbach et son affluent sont faiblement acides et bien tamponnés. La Moder (R52, R47) et le Mittelbach au niveau de sa source (R104) ne subissent pas d'acidification de leurs eaux.

2.2.3.1.2. Caractéristiques générales des cours d'eau du réseau restreint

Les valeurs moyennes, les minima et maxima des différents paramètres physico-chimiques des stations du réseau restreint sont précisées dans le tableau XIX. Les eaux sont très acides à neutres (pH variant de 4,4 à 7,2), faiblement minéralisées (conductivité comprise entre 45 et 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$, alcalinité comprise entre 0 et 620 $\mu\text{eq}/\text{l}$) et renferment des teneurs en aluminium total très variables ($[\text{Al total}]$ compris entre 40 et 505 $\mu\text{g}/\text{l}$).

L'étude de la matrice de corrélation des facteurs physico-chimiques montre que le pH est corrélé positivement à l'alcalinité et négativement aux concentrations en aluminium. La conductivité est corrélée aux chlorures et aux nitrates (tableau XX).

Les relations entre le pH et les principaux paramètres physico-chimiques sont calculées sur la base des valeurs moyennes et précisées par des analyses de régression.

Analyse de régression simple A.R.2 (n= 428):

Relation pH-conductivité

$$\text{conductivité} = 6,69\text{pH} + 17,65 \quad r^2 = 0,10$$

La relation entre le pH et la conductivité est significative au seuil de 1% (test de Fisher, zone de rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$).

La conductivité des cours d'eau augmente avec le pH (figure 27a).

Relation pH-alcalinité

$$[\text{HCO}_3^-] = -1 + 10^{(1,01\text{pH} - 4,435)} \quad r^2 = 0,82$$

Il existe une relation hautement significative au seuil de 1% (test de Fisher, zone de rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) de type logarithmique croissante entre l'alcalinité et le pH (figure 27b).

Relation pH-aluminium total

$$[\text{Al total}] = 10^{(-0,033\text{pH} + 4,040)} \quad r^2 = 0,51$$

Il existe une relation significative au seuil de 1% (test de Fisher, zone de rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) de type logarithmique décroissante entre le pH et la concentration en aluminium total (figure 27c).

Résultats de l'Analyse en Composantes Principales A.C.P.2b

L'A.C.P.2b a été également réalisée en ne considérant que les descripteurs physico-chimiques (pH, alcalinité, aluminium total, conductivité) discriminants vis à vis de l'acidification (figure 28). Les paramètres non retenus n'ont qu'une importance secondaire comme indicateurs d'acidification des eaux et servent essentiellement à la validation des données pour établir le bilan ionique.

L'A.C.P.2b a permis de préciser sur un nombre plus réduit de stations, les corrélations entre les principaux facteurs physico-chimiques déterminants dans le processus d'acidification. Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 68\%$) est corrélé négativement au pH ($r = -0,95$), à l'alcalinité ($r = -0,91$) et positivement à l'aluminium ($r = 0,75$). Le second axe (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 24\%$) est expliqué par l'aluminium ($r = -0,62$) et la conductivité ($r = -0,71$). L'A.C.P.2b met en évidence un gradient d'acidification décroissant allant de la droite vers la gauche. L'axe 1 oppose entre elles les stations extrêmes, en l'occurrence les stations acides peu

tamponnées, présentant de fortes valeurs en aluminium et les stations à pH élevé, bien tamponnées à faibles concentrations aluminiques.

Ordination par Classification Ascendante Hiérarchique C.A.H.2b

La C.A.H. 2b. a permis de classer les 19 stations en 4 groupes après ordination par Classification Ascendante Hiérarchique C.A.H.2b.

* Le groupe 1 renferme 1 seule station (R30); cette dernière ne possède plus de pouvoir tampon. Son pH moyen est inférieur à 4,5 et sa concentration moyenne en aluminium total est de 500 µg/l. Les concentrations en aluminium total peuvent y présenter des valeurs beaucoup plus importantes pendant les périodes de stress acide (juillet 1994: [Al total]=1021 µg/l).

* Le groupe 2 constitué de 9 sites (R9, R16, R19, R20, R25, R31, R48, R51, R75) comprend des ruisseaux acides (pH moyen = 5,7) faiblement tamponnés ($[\text{HCO}_3^-]$ moyenne = 50 µéq/l, avec un minimum 12 µéq/l et un maximum de 123 µéq/l) mais qui peuvent perdre leur alcalinité au cours de certaines périodes. Les concentrations en aluminium total y atteignent des valeurs élevées ([Al total]_{moyen} = 150 µg/l).

* Le groupe 3 comportant 8 points (R3, R4, R7, R29, R42, R53, R54, R105) contient les cours d'eau faiblement acides (pH moyen = 6,6) relativement bien tamponnés ($[\text{HCO}_3^-]$ moyenne = 194 µéq/l, avec un minimum de 126 µéq/l et un maximum de 293 µéq/l). L'alcalinité peut y chuter périodiquement de façon importante. Les concentrations en Al modérées ([Al total] moyen = 80 µg/l) peuvent encore y présenter des valeurs ponctuellement très importantes (R54 novembre 1994: [Al total]= 786 µg/l; mai 1995: [Al total]= 620 µg/l).

* enfin, le groupe 4 renferme 1 seule station (R47) aux eaux proches de la neutralité (pH_{moyen} = 7,2) bien tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]$ moyenne = 593 µéq/l) et dont les teneurs en aluminium total sont faibles [Al total] moyen = 62 µg/l).

Comparaison entre la classification C.A.H.2a et C.A.H.2b

Les traitements par Classification Ascendante Hiérarchique C.A.H. des deux réseaux permettent de classer les stations en fonction de leur degré d'acidification. La comparaison entre C.A.H.2a réalisée sur le réseau principal et C.A.H.2b établie sur le réseau restreint, montre que le classement des cours d'eau à partir de valeurs moyennes calculées sur un nombre limité de données (C.A.H.2a) est similaire à celui effectué à partir de valeurs moyennes calculées sur un plus grand nombre de données (C.A.H.2b).

En effet, la C.A.H.2a et la C.A.H.2b regroupent les stations en fonction de la minéralisation (alcalinité ou/et conductivité), du pH et de l'aluminium. La variabilité spatiale de l'acidification des cours d'eau géologiquement homogènes est mise en évidence par l'analyse C.A.H.2a. L'approche mensuelle étudiée par l'intermédiaire de la C.A.H.2b les variations temporelles de l'acidification des eaux et précise le rôle des paramètres discriminants dans ce processus.

En confrontant les résultats de la classification C.A.H.2a effectuée sur le réseau élargi (n = 41, échantillon plus grand, nombre de répétitions plus petit) avec ceux de la classification sur le réseau restreint (n = 19, échantillon réduit; répétitions plus nombreuses) quelques différences apparaissent. Le regroupement au sein de classes différentes des stations est dû d'une part aux deux approches méthodologiques utilisées et d'autre part au traitement statistique. Ainsi, les stations R16 et R31 ont été déclassées entre les deux réseaux (groupe 2 du réseau restreint, groupe 3 du réseau principal) car subissant des variations temporelles importantes. Les stations R42, R54, R105 du groupe 4 du réseau principal renferment les stations les plus tamponnées du groupe 3 du réseau restreint. La station R47 correspond au groupe 4 du réseau restreint et au groupe 5 du réseau principal.

2.2.3.1.3. Variations temporelles du degré d'acidification

Les paramètres physico-chimiques sont soumis à d'importantes variations mensuelles (figure 29). Les fluctuations mensuelles du pH, de l'alcalinité et de l'aluminium total sont différentes en 1994 et en 1995. Les valeurs moyennes, minimales et maximales des principaux paramètres (pH, alcalinité et aluminium total) concernant 24 campagnes de mesures mensuelles, sont indiquées dans le tableau XIX.

Les valeurs minimales de pH sont atteintes en hiver (février et décembre 1995) et au printemps (avril 1994 et mai 1995), alors que les maximales sont mesurées en été (août 1994) et en automne (octobre-novembre 1994 et 1995).

L'alcalinité la plus faible est mesurée au printemps (avril 1994, mai et juin 1995). Le pouvoir tampon est optimal en été (juin et août 1994) en automne (septembre à novembre) et en hiver 1994-1995 (décembre 1994 et janvier à mars 1995).

Sur l'ensemble des stations du réseau restreint, le maximum d'aluminium total se rencontre en hiver (février 1995) et au printemps (avril-mai 1994 et mai 1995). Les plus faibles teneurs en aluminium sont détectées en été (juin et août 1994) et en automne (septembre-octobre 1994 et 1995).

En juillet 1994, des teneurs très élevées en aluminium ont été mesurées sur le Rothbach (R3 et R53: $[Al] > 2000 \mu\text{g/l}$) et sur le Weissbach (R30: $[Al] > 1000 \mu\text{g/l}$). Le ruisseau Melch (R54) a également subi plusieurs pics d'aluminium ($[Al] > 600 \mu\text{g/l}$) en novembre 1994 et en mai 1995.

Les épisodes acides se manifestent généralement en hiver et au printemps. Ils se traduisent par une forte acidification des eaux, une perte du pouvoir tampon et une mobilisation d'aluminium. Les stations les plus sensibles enregistrent une chute importante de pH et d'alcalinité et une augmentation des teneurs en aluminium total dans les eaux. Il existe donc une forte variation temporelle de la composition physico-chimique des cours d'eau faiblement tamponnés.

L'étude de quelques stations (groupe 1 à 4) illustre cette réponse mensuelle stationnelle différentielle (figure 30).

La station R30 (groupe 1) est soumise à une forte acidification en hiver (janvier, février 1995) et dans une moindre mesure en avril 1994; ce phénomène se traduit par un pH bas, une perte de l'alcalinité, teneur en aluminium total élevée. En été et en automne le pH s'élève, l'acidité et l'aluminium total diminuent. Dans ce site fortement acidifié tout au long de l'année, c'est de l'acidité et non pas de l'alcalinité qui est mesurée (valeur négative de l'A.N.C.).

La station R75 (groupe 2) subit une forte acidification à la fin de l'hiver (février 1995) et au printemps (avril 1994 et mai 1995). Une alcalinisation de ses eaux se produit en été et automne (pH plus élevé, augmentation de l'alcalinité, faibles concentrations en aluminium).

Les eaux de la station R3 (groupe 3) s'acidifient au printemps (avril 1994) et à la fin de l'été (août 1994 et septembre 1995). Elles s'alcalinisent en hiver (décembre 1994 et janvier-février 1995), à la fin du printemps (juin 1994) et en automne (octobre 1995).

Deux pics d'acidité de faible amplitude sont distingués dans les eaux de la station R47 (groupe 4) en avril 1994 et janvier 1995. Tout au long de l'année, les eaux restent bien tamponnées, alcalines et peu chargées en aluminium total.

2.2.3.2. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU DU MASSIF DU DONON

Les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau du secteur lorrain du Donon, drainant un substrat gréseux sont indiquées dans le tableau XXI.

Dans le massif du Donon, les ruisseaux se caractérisent par des eaux acides à neutres (pH variant de 5,0 à 7,2), par une faible minéralisation (conductivité comprise entre 35 et 75 $\mu\text{S/cm}$), par un faible pouvoir tampon (alcalinité comprise entre 0 et 220 $\mu\text{eq/l}$) et par des teneurs en aluminium total faibles à élevées ($[\text{Al total}]$ compris entre 30 et 715 $\mu\text{g/l}$). Ils sont oligotrophes ($[\text{N-NH}_4^+]$ moyen = 10 $\mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}]$ moyen = 10 $\mu\text{g/l}$).

La matrice de corrélation des facteurs physico-chimiques montre qu'il existe en fait non pas de simples relations entre paramètres pris deux à deux, mais des interrelations complexes (tableau XXII). Le pH est corrélé positivement aux bicarbonates, au calcium, au magnésium et aux orthophosphates. La conductivité est fortement corrélée aux orthophosphates.

L'A.C.P.3 réalisée sur les valeurs stationnelles moyennes du secteur du Donon met en évidence un gradient d'acidité (figure 31). Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 52\%$) est corrélé négativement au pH ($r = -0,91$), à la minéralisation (conductivité $r = -0,84$; alcalinité $r = -0,88$; $r > 0,80$ pour les cations et les chlorures) et aux orthophosphates ($r = -0,95$). Le second axe (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 23\%$) est expliqué par l'azote (azote nitrique $r = 0,70$ et ammoniacal $r = -0,66$), par les sulfates ($r = -0,62$) et le potassium ($r = -0,83$). L'azote nitrique s'oppose à l'azote ammoniacal sur l'axe 2. Le troisième axe (pourcentage d'inertie $\lambda_3 = 12\%$) est caractérisé par l'aluminium ($r = 0,75$) et les sulfates ($r = -0,60$). L'aluminium s'oppose aux sulfates sur l'axe 3. Les sulfates sont situés entre l'axe 2 et 3 ($r = -0,62$ et $r = -0,60$ respectivement), car ils sont d'origine humaine et contribuent à l'acidification des eaux.

La C.A.H.3 permet de classer les 18 stations en 3 groupes.

* Le groupe 1 renferme 3 stations (D1, D26, D27) caractérisées par leur teneur élevée en aluminium total ($[\text{Al total}] > 250 \mu\text{g/l}$) et peu de sulfates ($[\text{sulfates}] = 6,40 \text{ mg/l}$). Les concentrations en Al peuvent présenter des valeurs beaucoup plus importantes pendant les périodes de stress acide (épisodes orageux, fonte des neiges, apports atmosphériques plus importants).

* Le groupe 2 (D5, D9, D11, D12, D13, D18, D19, D21, D23, D24, D25, D30) comprend 12 sites localisés sur des ruisseaux enrichis en sulfates ($[\text{sulfates}] = 9,80 \text{ mg/l}$), faiblement tamponnés ($[\text{alcalinité}] = 8 \mu\text{eq/l}$) et peu chargés en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 8 \mu\text{g/l}$).

* Le groupe 3 (D2, D15, D16) contient 3 sites situés sur des cours d'eau relativement bien tamponnés ($[\text{alcalinité}] = 140 \mu\text{eq/l}$), proches de la neutralité (pH = 6,8), minéralisés (conductivité = 72 $\mu\text{S/cm}$) et chargés en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 15 \mu\text{g/l}$).

Une carte du degré d'acidification des cours d'eau du Donon a été établie (figure 32). Le degré d'acidification des eaux des ruisseaux du massif du Donon (ruisseau de Saussenrupt, ruisseau de Bousson, Sarre Blanche) ne varie pas entre la source et l'aval. De l'amont vers l'aval de la zone prospectée, aucune neutralisation des eaux, amélioration de la capacité à tamponner les eaux et diminution des teneurs en aluminium n'ont été mises en évidence.

Les cours d'eau du massif du Donon n'ont pas tous la même sensibilité à l'acidification:

- Le Rabodeau amont (D26, D27) et l'affluent de la Plaine (D1) renferment des teneurs élevées en aluminium total. Les stations sont localisées à proximité des sources dans des forêts

d'Epicéa. Sur le Rabodeau, les sites retenus sont à l'aval de zones tourbeuses. La source de l'affluent D1 de la Plaine est située sur grès vosgien.

- Le ruisseau de Saussenrupt (D9, D11, D12, D13), le ruisseau du Val (D5, D18, D25) et le ruisseau de Bousson (D19, D21, D23, D24, D30) sont des cours d'eau faiblement tamponnés. Ces stations correspondent à des têtes de bassin versant situées sur grès vosgien.

- La Sarre Blanche (D15, D16) et la Plaine (D2) sont bien tamponnées et proches de la neutralité. Ces cours d'eau prennent naissance sur grès permien, roche-mère moins dépourvue de minéraux que le grès vosgien.

2.2.3.3. COMPARAISON PHYSICO-CHIMIQUE DES COURS D'EAU DES DEUX SECTEURS ETUDIÉS

L'A.C.P.4 normée réalisée sur les valeurs stationnelles moyennes (pH, conductivité, alcalinité, sulfates, azote nitrique, aluminium total) du massif du Donon et des Vosges du Nord met en évidence un gradient d'acidité (figure 33). Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 42\%$) est corrélé négativement au pH ($r = -0,83$), à la minéralisation (conductivité $r = -0,84$; alcalinité $r = -0,76$, chlorures $r = -0,75$) et positivement à l'aluminium ($r = 0,58$). Le second axe (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 23\%$) est essentiellement expliqué par les dépôts atmosphériques (sulfates $r = 0,77$; chlorures $r = 0,42$; azote nitrique $r = -0,40$). L'azote nitrique s'oppose aux sulfates et chlorures sur l'axe 2. Le troisième axe (pourcentage d'inertie $\lambda_3 = 15\%$) est caractérisé par l'azote nitrique ($r = 0,84$). Le quatrième axe (pourcentage d'inertie $\lambda_4 = 12\%$) est corrélé négativement à l'aluminium total ($r = -0,57$).

La C.A.H.4 permet de classer les 36 stations en 6 groupes (figure 33).

* Le groupe 1 contient 2 sites (R30, D1) situés sur des cours d'eau relativement bien tamponnés dont le niveau trophique est supérieur à la moyenne. Ces deux stations présentent une très forte concentration en aluminium total ($[Al \text{ total}] = 580 \mu\text{g/l}$). Elles sont très acides ($\text{pH} = 4,7$) et ne possèdent plus de pouvoir tampon ($[alcalinité] = 0 \mu\text{eq/l}$).

* Le groupe 2 renferme 14 stations du massif du Donon (D5, D9, D11, D12, D13, D18, D19, D21, D23, D24, D25, D26, D27 et D30). Elles sont acides ($\text{pH} = 5,7$), peu tamponnées ($[alcalinité] = 16 \mu\text{eq/l}$), peu minéralisées (conductivité $= 46 \mu\text{S/cm}$) et renferment très peu de chlorures ($[Cl^-] = 2,0 \text{ mg/l}$) et des teneurs en azote nitrique relativement élevées ($[N-NO_3^-] = 0,73 \text{ mg/l}$). Parmi elles, les stations situées sur le Rabodeau (D26, D27) se distinguent par leur teneur élevée en aluminium total ($[Al \text{ total}] > 150 \mu\text{g/l}$).

* Le groupe 3 rassemble 7 sites des Vosges du Nord (R9, R20, R25, R31, R48, R51, R75). Les eaux sont définies par des teneurs faibles en azote nitrique ($[N-NO_3^-] = 0,30 \text{ mg/l}$). Elles sont acides ($\text{pH} = 5,6$) peu tamponnées ($[alcalinité] = 35 \mu\text{eq/l}$) et contiennent des teneurs relativement élevées en aluminium ($[Al \text{ total}] = 170 \mu\text{g/l}$).

* Le groupe 4 est caractérisé par 4 stations des Vosges du Nord (R4, R16, R19, R29). Ces stations renferment des teneurs en azote nitrique ($[N-NO_3^-] = 0,21 \text{ mg/l}$) inférieures à celles mesurées dans le groupe 3. Les eaux y sont par ailleurs faiblement acides ($\text{pH} = 6,3$) davantage minéralisées et tamponnées ($[alcalinité] = 160 \mu\text{eq/l}$) et peu chargées en aluminium total ($[Al \text{ total}] = 90 \mu\text{g/l}$).

* Le groupe 5 réunit 7 stations des Vosges du Nord (R3, R7, R42, R53, R54) et 3 stations du massif du Donon (D2, D15, D16). Ces eaux sont proches de la neutralité ($\text{pH} = 6,7$), relativement tamponnées ($[alcalinité] = 170 \mu\text{eq/l}$), minéralisées (conductivité $= 67 \mu\text{S/cm}$) et peu chargées en aluminium total ($[Al \text{ total}] = 80 \mu\text{g/l}$).

* Le groupe 6 est constitué d'une seule station des Vosges du Nord (R105) faiblement acide ($\text{pH} = 6,5$) relativement tamponnée ($[\text{alcalinité}] = 120 \mu\text{eq/l}$), chargée en aluminium total ($[\text{Al total}] = 150 \mu\text{g/l}$) et présentant des teneurs en sulfates élevées. Le second axe est expliqué par les sulfates d'où la position particulière de la station R105.

2.2.4. DISCUSSION

2.2.4.1. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD

2.2.4.1.1. Les descripteurs de l'acidification des eaux

Les tourbières et les cours d'eau riches en matières organiques subissent une acidification naturelle qui s'échelonne sur une longue période. Mais, les dépôts atmosphériques renfermant des acides forts, en plus des pratiques forestières (coupe à blanc, plantations de résineux) et des facteurs prédisposants (grès, végétation acidifiante) entraînent une accélération du processus naturel existant ou provoquent une acidification des têtes de bassin versant normalement non sujettes à ce phénomène.

Les analyses de régression simple pas à pas A.R.2 faites sur l'ensemble des données stationnelles mensuelles de 1994 et de 1995 du réseau restreint confirment les résultats des analyses de régression AR1, faites sur les valeurs moyennes des 41 stations du réseau principal. En effet, lorsque le pH diminue, l'alcalinité chute et l'aluminium augmente. Il existe des relations hautement significatives entre le pH et la conductivité, entre le pH et l'alcalinité et entre le pH et l'aluminium total. Le pH stationnel est expliqué par l'alcalinité et l'aluminium total. Les interactions biologiques (action des micro-organismes, de la végétation acidifiante...) ne sont pas prises en compte dans ces équations.

La matrice de corrélation des facteurs physico-chimiques montre qu'il existe en fait non pas de simples relations entre paramètres pris deux à deux, mais des interrelations complexes (tableau XVIII).

L'étude des analyses de régression AR1a et AR1b et de la matrice des coefficients de corrélations linéaires entre les différents paramètres physico-chimiques pris deux à deux, permet de discerner les facteurs prépondérants et les relations qui les unissent. Elle a mis en évidence le nombre important de liens régissant les différents équilibres chimiques. Certaines de ces relations ne sont évidemment pas à prendre en considération et n'ont pas de rapport direct avec l'acidification. Il s'agit essentiellement de la conductivité qui, donnant une mesure de la minéralisation de l'eau, est hautement corrélée aux paramètres minéraux (PAPINEAU, 1989). En effet, la conductivité est fortement corrélée au calcium, lui-même fortement lié au pH. La présence de cet ion calcium dans les eaux est la conséquence de sa substitution au niveau du complexe d'échange cationique des sols par des protons. La présence d'un coefficient de corrélation élevé entre Al total et HCO_3^- n'indique pas une relation de cause à effet; ces variables dépendent de processus différents dont l'effet est semblable. En revanche, les facteurs pH, HCO_3^- , Aluminium total, Ca^{2+} , Mg^{2+} et SO_4^{2-} apparaissent d'une importance fondamentale dans la compréhension des processus d'acidification et leurs conséquences sur les composantes biologiques. La perte d'alcalinité résulte d'une augmentation de l'acidité minérale dérivant des dépôts atmosphériques d'acide sulfurique (COSBY *et al.*, 1991). Le pH et les concentrations en bicarbonates sont extrêmement liés ce qui est logique compte tenu de leur implication dans l'équilibre acide-base. Les corrélations significatives entre les anions d'acides forts NO_3^- et SO_4^{2-} ($r = 0,52$) et les cations Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ ($r = 0,81$; $r = 0,73$ respectivement) montrent que SO_4^{2-} et NO_3^- sont les contre-ions accompagnant l'exportation de Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ .

2.2.4.1.2. Classification des cours d'eau en fonction du degré d'acidification

La station R30 (groupe 1) reste caractéristique d'un cours d'eau fortement acidifié.

Les sites du groupe 2 sont soumises à une acidification de leurs eaux. Ces derniers connaissent des fortes fluctuations de leur pouvoir tampon. Ils traversent des tourbières acides naturellement ou sont situées à l'aval de zones tourbeuses (exception faite du Schoenthal). PROBST *et al* (1990) avaient classé le ruisseau de Schoenthal (R25) parmi ceux ayant perdu leur pouvoir tampon, à la limite de l'acidité en période d'étiage. Nos résultats confirment donc

ce diagnostic. La très faible alcalinité du cours d'eau ($[\text{HCO}_3^-]_{\text{moyen}} = 27 \mu\text{eq/l}$) est liée à un pH acide ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 5,7$), les teneurs en aluminium restant modérées ($[\text{Al}]_{\text{moyen}} = 90 \mu\text{g/l}$).

Les sites du groupe 3 du réseau principal, faiblement acidifiés, semblent refléter le degré d'acidification considéré comme normal des cours d'eau amont des Vosges du Nord.

Les stations du groupe 4 du réseau principal sont faiblement acides et bien tamponnées. Elles correspondent au degré d'acidification "normal" des cours d'eau aval des Vosges du Nord.

Les sites du groupe 5 du réseau principal sont proches de la neutralité et bien tamponnées. Ils ne risquent pas de subir une acidification de leurs eaux.

La Moder et la Zinsel du Nord prennent leur source sur grès bigarré, roche-mère davantage minéralisée. Dès l'amont les cours sont tamponnés et faiblement acidifiés.

Les 41 stations ont des valeurs moyennes de pH comprises entre 4,4 (R30) et 7,3 (R47), ce qui correspond en terme de protons ($\mu\text{eq/l}$) à un facteur de 600 entre ces deux extrêmes. L'examen des résultats classés par ordre croissant de pH montre un déplacement progressif d'un pôle acide constitué par des concentrations élevées en aluminium total et par des valeurs faibles de pH et d'alcalinité vers un pôle alcalin caractérisé par des fortes concentrations en bicarbonates et par des faibles concentrations en aluminium. Parallèlement à ce phénomène de neutralisation, les teneurs en sulfates diminuent et les concentrations en calcium et magnésium augmentent, entraînant par voie de conséquence une élévation de la minéralisation. Lors des processus d'acidification, les concentrations en calcium diminuent. Ce phénomène a des répercussions biologiques importantes car il peut provoquer des carences. Les stations R104 et R105 sont atypiques car elles renferment des teneurs très élevées en sulfates et en chlorures.

L'approche saisonnière sur un échantillon plus grand de stations et l'analyse d'une gamme plus étendue de paramètres physico-chimiques montrent d'une part la variabilité spatiale des niveaux d'acidification des cours d'eau et d'autre part que l'acidification des eaux résulte de phénomènes complexes de synergie et d'antagonismes existant entre plusieurs facteurs physico-chimiques (rôle des dépôts atmosphériques sur les teneurs en sulfates).

2.2.4.1.3. Evolution temporelle des principaux paramètres physico-chimiques

Variations liées aux précipitations atmosphériques.

Divers événements hydrométéorologiques sont susceptibles d'influencer le processus d'acidification des eaux. Les épisodes acides sont généralement définis par la perte de l'alcalinité ou de la Capacité à Neutraliser l'Acidité "ANC", phénomène qui se produit lors des précipitations ou lors de la fonte des neiges (WIGINGTON *et al.*, 1990). Durant ces événements, le pH diminue et les concentrations en SO_4^{2-} , NO_3^- , et Al s'accroissent notablement (MASSABUAU *et al.*, 1987). Les différences de pluviométrie entre 1994 et 1995 peuvent ainsi expliquer les pics d'acidité (figure 34).

La fonte des neiges est reconnue par de nombreux auteurs comme étant une période critique pour l'environnement aquatique, par suite des modifications de la composition chimique des eaux de surface (ODEN, 1976; MASSABUAU *et al.*, 1987, HORNUNG et REYNOLDS, 1995). Ceci associé à des processus d'assimilation biologique faible à cette période, permettrait la minéralisation d'azote organique, suivie d'une nitrification; ce qui entraînerait une augmentation des nitrates dans l'eau de surface (HORNUNG et REYNOLDS, 1995). Or dans les Vosges du Nord, l'enneigement ces dernières années est très faible (21 jours en 1994 et 37 jours en 1995 à Mouterhouse) et la fonte de neige ne peut être jugée responsable de l'acidification des eaux notées en hiver.

Dans les Vosges du Nord, le mois d'octobre 1995 (Mouterhouse: 0 mm dans les 10 jours qui précèdent le prélèvement) est caractérisé par une absence de précipitations alors que novembre 1995 (Mouterhouse: 49,7 mm dans les 10 jours qui précèdent le prélèvement) a été relativement arrosé. Les pluies régulières qui ont suivi cette période anticyclonique, ont favorisé la mobilisation de l'aluminium, la perte de l'alcalinité et la baisse du pH. Ces processus d'acidification (périodes anticycloniques, suivies de pluies) se retrouvent en hiver et pourraient être responsables de "stress acides".

Dans les Vosges du Nord, les fortes pluies printanières d'avril 1994 et mai 1995 (Mouterhouse: 53,2 mm et 62,5 mm respectivement dans les 10 jours qui précèdent le prélèvement) par rapport à avril 1995 et mai 1994 (Mouterhouse: 19,3 mm et 27,2 mm respectivement dans les 10 jours qui précèdent le prélèvement) ont provoqué une acidification des eaux. Les fortes pluies chargées d'acides forts provoquent une augmentation des ions H^+ , SO_4^{2-} et de l'Al total, phénomènes qui provoquent entr'autre une chute de pH dans les eaux de surface (GUEROLD, 1992). En effet, le degré d'acidification d'un bassin versant déterminé par la baisse du pH, est alors lié à l'augmentation des teneurs en aluminium, en protons et la chute de l'A.N.C. qui se produisent durant ces pluies (HORNUNG et REYNOLDS, 1995).

En plus des apports anthropiques en SO_4^{2-} et en NO_3^- , il existe d'autres facteurs naturels (Acides Organiques et dépôts marins) qui produisent une chute de l'A.N.C. (De WALLE et SWISTOCK, 1994). Les Acides Organiques jouent un rôle très important dans les zones tourbeuses (HORNUNG et REYNOLDS, 1995) ou dans les zones humides riches en matière organique (WIGINGTON *et al.*, 1992) et mineur (par rapport aux sulfates et à la perte des cations) dans cinq cours d'eau de Pennsylvanie (De WALLE et SWISTOCK, 1994).

Variations liées à la pédogenèse.

Le chimisme des eaux de surface peut être sujet à des variations dans le temps, qui dépendent du régime hydrique du bassin versant. En période d'étiage, les ruisseaux sont alimentés par des eaux ayant longuement séjournées dans les arènes profondes (temps de résidence élevé). Sur les substrats suffisamment riches en minéraux altérables, leur acidité initiale a eu le temps d'être neutralisée par l'altération de ces minéraux et leur pH est alors proche de la neutralité, leur teneur en cations alcalino-terreux est relativement élevée et celle en aluminium est très faible. Ce processus de neutralisation profond n'existe cependant pas partout, et sur les substrats les plus pauvres, les eaux de surface peuvent rester très acides à l'étiage. En période de crue au contraire, les cours d'eau sont en grande partie alimentés par des eaux dont le temps de résidence dans le sol est court, et qui s'écoulent fréquemment latéralement au sein des horizons superficiels des sols (écoulement hypodermique). Lorsque ces sols sont acides, l'acidité de ces eaux ne peut être neutralisée et le pH et l'ANC de ces cours d'eau baissent considérablement, tandis que leur teneur en aluminium augmente et peut atteindre des niveaux très élevés (BOUDOT *et al.*, 1996).

La qualité des eaux de surface est liée à la nature du sol et à son régime hydrique, dont dépend la neutralisation des apports atmosphériques. Dans les sols bruns acides, les nitrates en excès constituent le facteur principal contrôlant la mobilisation de l'aluminium. Le rôle primordial de la strate herbacée capable de prélever la plus grande partie des nitrates, et par conséquent de restreindre la mobilisation de l'aluminium pendant sa phase de croissance a été mis en évidence. La neutralisation de l'acidité dans ce type de sol limite la lixiviation de l'aluminium en profondeur et évite la contamination des eaux de surface par cet élément, dont certaines formes sont toxiques pour les organismes aquatiques (BOUDOT *et al.*, 1994; MAITAT *et al.*, 1996). Dans ces sols, les variations saisonnières des flux de protons sont sous la dépendance principale des flux de nitrates (BECQUER *et al.*, 1990, 1992). Un prélèvement important de nitrates par la strate herbacée a lieu pendant la phase de croissance végétative, ce qui provoque une alcalinisation nette des solutions du sol. Si la totalité des nitrates ne sont pas

consommés par la végétation et les micro-organismes (nitrification), ils se retrouvent lixiviés et ont un rôle acidifiant (HORNUNG et REYNOLDS, 1995). Si dans un premier temps l'acidification des sols conduit à une augmentation des concentrations en cations basiques dans les eaux de surface (déplacement du stock initialement présent dans le sol), les conséquences ultérieures sont inverses. Le sol, les solutions qui y circulent et les eaux courantes sont appauvris en cations basiques et enrichis en aluminium, qui est potentiellement toxique. Dans le cas où la végétation parvient à consommer tous les nitrates durant sa période d'activité, ce phénomène a lieu préférentiellement en hiver (BOUDOT *et al.*, 1994). Dans les podzols et les sols apparentés, l'aluminium monomérique soluble qui migre dans les horizons de surface, est complexé soit aux composés organiques solubles, soit aux ions fluors. Ces espèces d'aluminium n'étant pas toxiques pour la végétation, il n'y a pas toxicité aluminique. En profondeur et sous l'influence des acides minéraux forts provenant de la pollution atmosphérique, une redissolution des horizons spodiques Bs se produit. L'aluminium mobilisé à ce niveau est transféré aux eaux de surface sous forme inorganique, et en particulier sous forme de plusieurs espèces toxiques vis à vis des organismes aquatiques (BOUDOT *et al.*, 1996).

Variations de l'aluminium total et de l'aluminium monomérique dans les eaux

Les résultats partiels de la spéciation de l'aluminium demandent à être confirmés par des séries analytiques plus longues.

La spéciation de l'aluminium a été faite sur 15 stations différentes (R1, R3, R4, R7, R15, R16, R19, R25, R29, R30, R31, R51, R53, R75, R105) correspondant à des teneurs en aluminium total allant par exemple en décembre 1994 de 28 µg/l (R29) à 451 µg/l (R30) dans le ruisseau le plus acide et le plus riche en aluminium. Il existe donc une variabilité importante des stations étudiées (figure 35).

En fonction de l'époque de l'année, les différentes formes de l'aluminium ne sont pas présentes en même quantité. La variabilité temporelle des espèces chimiques de l'aluminium est donc importante. L'étude de la spéciation de l'aluminium de 7 stations (R7, R16, R25, R29, R30, R31, R51) réalisée à trois périodes de l'année 1994 (août, octobre, et décembre) permet de préciser cette variabilité temporelle. L'aluminium monomérique toxique représente plus de 10% de l'aluminium total dans les stations (R15, R29, R30, R31) en août. La station (R30) renferme plus de 10% d'aluminium toxique en octobre. En décembre, deux stations (R30 et R75) contiennent plus de 10% d'aluminium sous forme monomérique toxique. La station R30 est un exemple de la variabilité temporelle des différentes espèces d'aluminium: 40% de l'aluminium total est sous forme monomérique toxique en août 1994, pourcentage atteignant 34% en octobre et 32% en décembre 1994. Il ne semble pas avoir de toxicité de l'aluminium même dans le cas de R30, moins de 50% de l'aluminium étant sous forme monomérique toxique (figure 35).

La toxicité de l'aluminium total est fonction des interactions qui existent entre les ions métalliques et les organismes vivants. La concentration des ions métalliques libres chute fortement en présence d'un complexant fort comme un ligand organique de type acide humique. Ainsi dans une solution qui contient un complexant fort en excès et un ion métallique, la concentration de l'ion métallique libre est bien plus faible que la concentration totale de cet ion. Cette solution peut être considérée comme solution tampon vis à vis des métaux. De plus, la surface des particules peut également agir en tant que ligands forts. Ainsi, lors de l'augmentation de la concentration totale en métaux, une partie des ions métalliques se complexe à la surface des particules et aux ligands organiques, de sorte que la concentration en métaux libres n'augmente que dans une infime mesure. De nombreux cations et ligands sont présents dans les eaux naturelles. Comme ils sont dépendants les uns des autres par différents équilibres la variation des concentrations en métaux libres en fonction de leur concentration

totale est de ce fait régulée par les concentrations des autres ions métalliques et ligands, tout particulièrement des ions majeurs comme le calcium (SIGG *et al.*, 1992).

2.2.4.2. COMPARAISON DU DEGRE D'ACIDIFICATION DES EAUX DU MASSIF DU DONON AVEC LES DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES ANTERIEURES

PROBST *et al.* (1990) ont prospecté les cours d'eau du massif vosgien et en particulier du massif du Donon. En 1988-1989, la composition physico-chimique des eaux lors des basses eaux d'automne (étiage) et des hautes eaux de printemps (fonte des neiges) y a été analysée. Des comptages de truites par pêches électriques (Conseil Supérieur de la Pêche), des mesures hydrologiques (G.E.R.E.A., in Probst *et al.*, 1990) et un inventaire qualitatif et quantitatif des invertébrés (GUEROLD *et al.*, 1993) y ont été réalisés en parallèle.

Les ruisseaux échantillonnés dans le massif du Donon sont classés en 2 groupes par PROBST *et al.* (1990):

- les alcalins typiques: Sarre Blanche et Gentil Sapin. Le ruisseau D27 a une charge en calcium et magnésium supérieure à 85% de l'ensemble des cations.
- les très faiblement tamponnés, à la limite de la neutralité. Le ruisseau du Grand Bras (D26) évolue de façon marquée d'une période à l'autre: ruisseau tamponné calci-magnésien, typique d'un grès à l'étiage, il devient chargé en aluminium total et en protons et donc acide à la fonte des neiges. Les cours d'eau Chanson Combelle, Bousson, Vallée des Chevaux ont un chimisme atypique; ils sont à la limite de la neutralité avec un pôle alcalin très faible et une charge anionique équilibrée entre sulfates et chlorures-nitrates.

La classification des ruisseaux d'après les caractéristiques de la macrofaune benthique (GUEROLD *et al.*, 1993) est un peu différente. La Sarre Blanche D16 est toujours considérée comme bien à relativement bien tamponnée. Les ruisseaux de Chanson Combelle (D18) et de Bousson (D19), sont estimés comme faiblement à très faiblement tamponnés. Le ruisseau des Chevaux (D12) est classé en très faiblement tamponné à acide. Les cours d'eau du Grand Bras (D26) et Gentil Sapin (D27) sont mis à part car ils ont des teneurs en aluminium élevées.

Les résultats de 1995 ont été confrontés avec ceux de PROBST *et al.* (1990) (tableau XXIII). Les données de 1995 correspondent à des valeurs moyennes calculées pour le pH, l'alcalinité, la conductivité et l'aluminium total. Les valeurs minimales et maximales de pH et d'aluminium total de la campagne de 1988-1989 sont indiquées dans le tableau XXIII.

- La Sarre Blanche (D16) et la Plaine (D2) bien tamponnées ($[\text{HCO}_3^-] > 170 \mu\text{eq/l}$), sont des cours d'eau alcalins types (pH moyen = 7,0). La Sarre Blanche est à l'amont plus acide (D15: pH moyen = 6,2) et moins tamponnée ($[\text{HCO}_3^-] < 70 \mu\text{eq/l}$). La rivière la Plaine (D2) est un ruisseau alcalin type qui prend sa source sur grès permien alors que son affluent (D1) est situé sur grès vosgien.

- L'affluent (D1) de la Plaine est très acide (pH moyen = 5,0), peu tamponné ($[\text{HCO}_3^-] < 15 \mu\text{eq/l}$) et contient des teneurs très élevées en aluminium total ($[\text{Al}] = 700 \mu\text{g/l}$).

- Le Val et ses affluents (Chanson Combelle, Bousson) ainsi que le Châtillon et ses affluents (Vallée des Chevaux) sont très faiblement tamponnés, à la limite de l'acidité.

- Le Rabodeau dans sa partie amont est atypique. En effet, les cours d'eau du Grand Bras (D26) et Gentil Sapin (D27) renferment une teneur élevée en aluminium total. Gentil Sapin (D27) est caractérisé par une alcalinité relativement importante ($[\text{HCO}_3^-] = 110 \mu\text{eq/l}$) par rapport à Grand Bras D26 ($[\text{HCO}_3^-] < 20 \mu\text{eq/l}$). L'hypothèse d'un chaulage de D27 semble l'explication la plus probable (GUEROLD *et al.*, 1993). D27 est un ruisseau peu tamponné qui subit des variations importantes d'alcalinité ($[\text{HCO}_3^-] = 90 \mu\text{eq/l}$ en mars 95; $[\text{HCO}_3^-] = 339 \mu\text{eq/l}$ en août 95).

BURNEZ (1991) a réalisé 8 campagnes mensuelles sur le ruisseau du Val et sur ses affluents. Elle s'est intéressée aux liens existants entre la physico-chimie et les populations de poissons. Parmi les onze points sélectionnés en 1991, trois sont communs avec les stations prospectées en 1995. Il s'agit de l'affluent le Bousson (D19), le Mauvais (D25) et du ruisseau le Val au niveau de la source (D5). En 1991, le pH moyen des stations les plus en amont du Val est inférieur à 5,0 et les concentrations moyennes en aluminium total sont supérieures à 300 µg/l (BURNEZ, 1991). En 1995, le pH est de 5,2 alors que les teneurs en aluminium total sont de 230 µg/l. En 1991, les stations du Bousson et du Mauvais ont un pH supérieur ou égal à 6,0 et une concentration en aluminium total moyenne inférieure à 150 µg/l (BURNEZ, 1991). En 1995, le pH est légèrement inférieur à 6,0 et les teneurs en aluminium total sont inférieures à 120 µg/l. Les résultats des analyses physico-chimiques de 1995 sont donc sensiblement identiques à ceux indiqués par BURNEZ (1991). Les têtes de bassin versant du Val sont acides alors que les affluents sont peu acidifiés.

Les résultats de 1995 ne sont donc pas sensiblement différents de ceux obtenus en 1988-1989 et de ceux de 1991. Il semblerait cependant que l'acidification des eaux se soit accentuée sur le secteur. En effet, les eaux sont en moyenne plus acides, moins tamponnées et ont des concentrations en aluminium total supérieures en 1995.

En général les ruisseaux très acides, en limite d'acidité ou au pouvoir tampon très faible, perdent le plus d'alcalinité. Sous l'impact des précipitations acides, les capacités d'échange des sols sont considérablement appauvries en bases par remplacement des cations basiques par les protons. Ces ruisseaux perdent complètement leur pouvoir tampon lors de la fonte des neiges et basculent dans le domaine des eaux acides. La situation de ces ruisseaux est très précaire et leur composition chimique actuelle très fragile. La comparaison des résultats des analyses de 1995 avec ceux de la littérature montrent que les cours d'eau du secteur du Donon subissent une acidification marquée des eaux.

2.2.4.3. COMPARAISON DONON-VOSGES DU NORD

La comparaison entre la pluviométrie et les sols des deux secteurs d'étude peut permettre d'expliquer en quoi les processus d'acidification qui régissent les cours d'eau des Vosges du Nord et du Massif du Donon, sont différents.

2.2.4.3.1. Les précipitations atmosphériques dans le massif vosgien

Un important effet de relief tenant compte de l'orientation des chaînes et de la découpe du massif, a été mis en évidence dans la distribution spatiale de chaque polluant. Le massif du Donon est à la fois un couloir de passage pour les flux venant du nord et un obstacle pour les flux dominants d'ouest (GHANNOUCHI et SAISON, 1996). Ainsi, les flux d'ouest génèrent de grandes quantités d'eau et peuvent engendrer par conséquent un effet de dilution des principaux polluants. En revanche, les flux du nord-ouest, d'est, du nord-est et du sud sont plus chargés (trajet des masses nuageuses plus continental, temps de séjour plus long) (GHANNOUCHI et SAISON 1996). La station La Petite Pierre reçoit 12,44 kg/ha/an de soufre (valeur élevée pour une faible pluviométrie) et 0,28 kg/ha/an de protons dans les pluies sous couvert (DAMBRINE *et al.*, 1994). Les précipitations atmosphériques y contiennent donc des teneurs élevées en acides forts (figure 36 et 37). En revanche, le Donon reçoit 14,18 kg/ha/an de soufre et 0,61 kg/ha/an de protons dans les pluies sous couvert (DAMBRINE *et al.*, 1994). L'enrichissement, défini comme la différence entre flux d'éléments sous-couvert et hors couvert, atteint une valeur élevée au Donon et reste faible à La Petite-Pierre (DAMBRINE *et al.*, 1994). Toutefois, les dépôts atmosphériques demeurent faibles à modérés en raison des fortes pluviométries reçues sur le Massif du Donon.

La composition physico-chimique des eaux de surface est donc fortement dépendante de la pluviométrie de l'aire d'étude (La Petite-Pierre: 900 mm, le Donon: 1500 mm), et des

événements météorologiques (fonte des neiges, orages). L'impact de la météorologie sur la qualité des eaux du Val et de ses affluents a été étudié par BURNEZ (1991). Par temps sec, le pH moyen était maximal et la concentration en aluminium minimale. Lorsque la température moyenne de l'eau était faible, les concentrations d'aluminium étaient élevées surtout après des pluies et après la fonte des neiges. L'hypothèse émise est que le manteau neigeux joue le rôle de réserve temporaire en eau et en polluants jusqu'à ce que la neige fonde. Lorsque la température est élevée, une pluie survenant après une longue période de temps sec peut provoquer une mobilisation de l'aluminium.

En 1995, 37 jours d'enneigement ont été enregistrés à Mouterhouse (21 jours en 1994), mais les hauteurs de neige n'ont pas été mesurées. Aussi, est-il très difficile d'estimer actuellement l'effet de la fonte des neiges sur l'acidification des eaux de surface des Vosges du Nord et du Donon.

Les variations des paramètres physico-chimiques sont également expliquées par le débit. Les données de débit sur le secteur du Donon sont peu nombreuses. Les débits moyens mesurés sur trois années (1983 à 1986) à Val-et-Châtillon est de 0,76 m³/s. A titre de comparaison avec les débits estimés dans les cours d'eau des Vosges du Nord, le débit moyen mensuel minimum mesuré est de 0,38 m³/s (bassin de la Zinsel du Nord et du Falkensteinbach), 0,41 m³/s (bassin du Schwarzbach). Les débits sont donc plus élevés dans le Massif du Donon que dans les Vosges du Nord. La période d'étiage du Val s'étend de juillet à décembre. En août, le débit est ponctuellement plus élevé en raison des pluies d'orage. Puis, dès le mois de janvier, une élévation du niveau des eaux est due à la fonte des neiges et aux pluies de printemps (BURNEZ, 1991). Dans les Vosges du Nord, le régime hydrologique de la Moder est caractérisé par des hautes eaux en hiver (maximum en février) et des basses eaux en fin d'année (minimum en septembre). L'enneigement a été faible dans les Vosges du Nord, aussi aucune élévation du niveau des eaux n'a été imputée à la fonte des neiges. Le régime hydrologique des deux secteurs est similaire.

Ainsi, l'enneigement et la fonte des neiges ne sont pas comparables entre le massif du Donon et les Basses Vosges gréseuses. L'impact des dépôts atmosphériques dans les Vosges du Nord est certainement moins marqué que dans le Massif du Donon. Les débits sont plus élevés dans le Massif du Donon que dans les Vosges du Nord.

2.2.4.3.2. L'évolution des sols dans le massif vosgien

Situation actuelle dans les Vosges du Nord

Dans les Vosges du Nord, les sols bruns acides représentent la majorité des sols des vallées prospectées (amont de R1, R3, R7, R25, R29, R105). Ce sont des sols souvent peu évolués où la minéralisation de la matière organique est relativement rapide. Lorsque l'humus se transforme en moder, le sol tend à se dégrader en sol brun ocreux ou sol ocre podzolique (DUCHAUFOR, 1984). Au niveau des sources de quelques vallons, les sols évoluent vers des sols ocres podzoliques (amont des sites R17, R31, R54). Si la redistribution de l'aluminium peut y être intense et profonde, celle du fer y est en revanche entravée et ne se fait en profondeur que sur quelques centimètres, en général sous l'influence d'une teneur en minéraux altérables (ferro-magnésiens). Les sols podzoliques se retrouvent sous peuplements de résineux (R30). Des sols podzoliques hydromorphes (gleys et pseudogleys podzoliques très acides) se trouvent également à proximité des zones tourbeuses (R2, R9, R20, R51, R75). La mobilisation de l'aluminium dépend du type de sol. Elle apparaît déjà dans les sols bruns acides, puis s'amplifie dans les sols bruns ocreux, les sols ocres podzoliques et les sols podzoliques. En fait, bien que la matière organique soluble favorise la mobilisation de l'aluminium (cas des sols podzolisés), la simple baisse du pH des horizons supérieurs du sol en dessous de 5,0 ou 5,5,

provoque à elle seule l'apparition d'aluminium minéral à l'état soluble (cas des sols bruns acides).

Une campagne de prospection pédologique (71 sondages), a été réalisée en juillet 1996 sur la partie amont du bassin versant de la Moder (figure 38). Les sols bruns acides représentent 36,6%, les sols bruns ocreux 23,9%, les sols ocres podzoliques 31% et les sols podzoliques 8,5% des sols étudiés (VINOT, 1997). Un processus de podzolisation s'amorce dans les Vosges du Nord. La majorité des sondages a été effectuée sous hêtraie-sapinière. L'enrésinement augmente dans ce secteur ce qui favorise l'acidification des sols. En effet, PROBST *et al.* (1990) ont clairement montré l'effet acidifiant des résineux vis à vis des sols, lié au captage accru des polluants atmosphériques.

Une nette acidification des sols du Donon

La tête de bassin versant de la Vallée du Rabodeau est constituée par des sols à gleys peu profonds sur grès permien. Les sols bruns ocreux sont moins fréquents sur grès vosgien. Les sols ocres podzoliques sont très répandus sous sapinières et sous pineraies. Les sols podzolisés sont largement représentés dans le massif du Donon. La podzolisation est liée à la présence d'une végétation génératrice d'humus brut (lande à bruyères, à myrtilles, forêt de résineux). C'est cette végétation qui constitue l'agent actif de la podzolisation (DUCHAUFOR, 1984). La majorité des cours d'eau prospectés drainent des forêts d'Epicéas ou d'Epicéas et tourbières.

Les forêts de résineux (sapinières, pinèdes, pessières) du massif du Donon favorisant la podzolisation des sols, se distinguent des forêts mixtes à landes à bruyères et myrtilles des Vosges du Nord. Aussi, les sols peu évolués des Vosges du Nord contrastent-ils fortement avec ceux bien plus podzolisés du versant occidental du Massif du Donon. Ces derniers ne possédant pas la capacité de neutraliser les apports atmosphériques, entraînent une acidification des eaux de surface.

2.2.4.3.3. Etude du degré d'acidification des eaux dans le massif vosgien

La minéralisation est légèrement plus faible dans le Massif du Donon (conductivité moyenne = 50 $\mu\text{S/cm}$) par rapport à celle mesurée dans les eaux des Vosges du Nord (conductivité = 58 $\mu\text{S/cm}$). Les eaux du massif du Donon sont plus acides (pH moyen = 5,8) et moins tamponnées [HCO_3^-]moyen = 40 $\mu\text{eq/l}$) que celles des Vosges du Nord (pH moyen = 6,1; [HCO_3^-]moyen = 100 $\mu\text{eq/l}$). Les concentrations moyennes en aluminium sont supérieures dans les eaux du Donon ([Al] = 170 $\mu\text{g/l}$) à celles analysées dans les ruisseaux des Vosges du Nord ([Al] = 140 $\mu\text{g/l}$).

Les eaux sont oligotrophes ([N- NH_4^+] et [P- PO_4^{3-}] = 10 $\mu\text{g/l}$) dans les cours d'eau du secteur du Donon alors qu'elles sont davantage chargées en nutriments dans les Vosges du Nord ([N- NH_4^+] et [P- PO_4^{3-}] > 50 $\mu\text{g/l}$). Dans les Vosges du Nord, les teneurs en azote ammoniacal plus élevées dans les ruisseaux s'expliquent en partie par l'anthropisation du milieu (étangs, piscicultures, rejets domestiques). La même explication prévaut pour les orthophosphates (rejets domestiques dus à "l'urbanisation" des Vosges du Nord).

Les concentrations moyennes en azote nitrique ([N- NO_3^-] = 0,80 mg/l) sont supérieures dans le massif du Donon à celles mesurées dans les cours d'eau amont des Vosges du Nord ([N- NO_3^-] = 0,40 mg/l). Il semblerait que les processus de dénitrification et de nitrification dans les eaux des deux secteurs soient différents. Dans les Vosges du Nord, l'azote ammoniacal serait la forme dominante de l'azote dans les ruisseaux de tête de bassin versant, alors que dans le massif du Donon, l'azote sous forme nitrique serait la forme majoritaire. Cette hypothèse demande à être confirmée par des études détaillées du cycle de l'azote sur les deux secteurs.

Les deux secteurs sont situés sur grès. Et pourtant, la majorité des stations du Massif du Donon (15 sur 18 sites) subissent une acidification nette de leurs eaux (groupe 1 et 2 classés

par C.A.H.4), alors que seulement la moitié des zones prospectées dans les Vosges du Nord sont concernées par ce phénomène. Dans les Vosges du Nord, un seul cours d'eau a été jugé très acide (R30). Ses caractéristiques sont proches de la station D1 du massif du Donon. Ils sont par conséquent rassemblés par C.A.H.4 au sein du groupe 1. Les 14 stations du groupe 2 (C.A.H.4) sont similaires du point de vue de leur sensibilité à l'acidification à six stations du groupe 3 (R9, R20, R25, R48, R51, R75) et à la station R19 du groupe 4. Elles risquent de basculer d'un état faiblement acidifié à un état acidifié en permanence. Les stations (R3, R7, R42, R53, R54) des Vosges du Nord et les sites du massif du Donon (D2, D15, D16) sont réunies dans le groupe 5 par C.A.H.3. Cette dernière classe caractérise des eaux faiblement acides à proches de la neutralité, tamponnées à bien tamponnées.

Une comparaison plus fine du degré d'acidification des cours d'eau des deux secteurs (figures 26 et 31) montre que des niveaux d'acidification manquent dans le massif du Donon.

En effet, les stations des Vosges du Nord (R3, R4, R7, R16, R29, R31, R53) correspondent à des stations d'amont faiblement acides et tamponnées. Cette catégorie de cours d'eau n'a pas été observée dans le Massif du Donon. De même, les cours d'eau proches de la neutralité et minéralisés similaires à la Moder (R47) n'ont pas été étudiés dans le massif du Donon. Les concentrations en aluminium et en protons dans les eaux sont maximales dans les cours d'eau du massif du Donon en raison de l'existence de facteurs prédisposants à une acidification des eaux (pluviométrie importante, enneigement, altitude élevée, forte vitesse du courant...). Elles sont liées aux précipitations acides, à la position topographique, à l'hydrodynamique du ruisseau (débit, largeur, profondeur) et à la nature de la roche-mère. Dans le massif du Donon, les forêts sont essentiellement constituées de résineux et l'altitude des cours d'eau étudiés est supérieure à celle rencontrée dans les Vosges du Nord (Donon: 340 à 530 m; Vosges du Nord: 220 à 300 m).

Ainsi, suite aux activités humaines (dépôts atmosphériques, plantation de résineux...) les sols de tête de bassin versant amorcent un début de podzolisation dans les Vosges du Nord. Ce processus de pédogenèse a pour conséquence une formation de composés solubles très acides qui altèrent les minéraux et mobilisent l'aluminium. Ce métal, toxique sous certaines formes, se retrouve alors dans les ruisseaux, phénomène particulièrement net pour les eaux alimentées par les lixiviats des sols podzolisés. En effet, les concentrations moyennes en aluminium des cours d'eau du massif du Donon sont généralement supérieures à celles mesurées dans les ruisseaux des Vosges du Nord (tableau XXIV). L'acidification est ainsi davantage marquée dans le Massif du Donon que dans les Vosges du Nord. Ce phénomène est d'autant plus aigu dans le massif du Donon que l'altitude et l'enneigement y sont supérieurs (tableau XXIV).

CHAPITRE 3:
BIODIAGNOSTIC DE LA
QUALITE DES EAUX PAR LES
MACROPHYTES AQUATIQUES

PREMIERE PARTIE:
IMPACT DU NIVEAU TROPHIQUE SUR
LES GROUPEMENTS DE MACROPHYTES
AQUATIQUES

3.1.1. INTRODUCTION

La présence des végétaux est liée aux caractéristiques physico-chimiques de l'eau et à la morphométrie des cours d'eau. Les plantes doivent pouvoir assurer leurs fonctions physiologiques de base dans le milieu: photosynthèse, nutrition, reproduction.

L'adaptation à la vie aquatique passe par la possibilité de réaliser une photosynthèse efficace en développant des mécanismes qui visent à augmenter la capacité à fixer le carbone (BOSTON *et al.*, 1989). La capacité à mobiliser les bicarbonates de l'eau ou à utiliser le gaz carbonique du sédiment conditionne la présence et le développement des macrophytes. Le rôle des bicarbonates (= alcalinité) dans l'eau sera étudié en détail dans la partie consacrée à l'impact de l'acidification sur les groupements végétaux (cf. chapitre 3.2.).

Les plantes vivant dans l'eau absorbent généralement les éléments nutritifs par la surface de leurs feuilles (LUTTGE *et al.*, 1992).

Dans les milieux aquatiques, ROBACH *et al.* (1995a et b, 1996a, 1996c) ont étudié le rôle du phosphore et ont montré que la phase aqueuse joue un rôle déterminant dans la distribution des végétaux et dans leur mode de nutrition (cf. chapitre 4.1.1.).

Les formes azotées directement assimilables sont constituées essentiellement par les nitrates, bien que certaines plantes ammoniophiles soient susceptibles d'utiliser l'ammoniaque en tant que source première d'azote. D'autres macrophytes aquatiques, enfin, utilisent indifféremment les nitrates ou l'azote ammoniacal (KOHLENER et LABUS, 1983). L'azote nitrique est assimilé par les végétaux au cours de processus photosynthétiques.

En l'absence de perturbations anthropiques, les groupements végétaux des têtes de bassin versant sont généralement composés d'espèces oligotrophes, alors que ceux de l'aval sont eutrophes, les zones intermédiaires étant caractérisées par des espèces mésotrophes (CARBIENER *et al.*, 1990). A cette augmentation du degré de trophie de l'eau s'ajoute un accroissement des matières en suspension (éléments minéraux, matière organique inerte et phytoplancton) qui diminuent la transparence de l'eau donc l'énergie lumineuse disponible pour les plantes enracinées. Dans ces conditions, la productivité maximale est assurée par les algues. Ceci est accentué lorsque la profondeur est accrue par des aménagements hydrauliques. En revanche, lorsque les eaux sont enrichies en matière organique suite à des rejets domestiques, la production phytoplanctonique est également réduite.

La zonation phytosociologique amont-aval résulte donc de l'interférence entre les paramètres physiques (diminution de la pente et augmentation de la largeur et de la profondeur du cours d'eau) et les paramètres chimiques (augmentation de la minéralisation et de la trophie).

L'objectif de cette étude est d'établir dans un premier temps, la composition floristique des stations prospectées, puis de relier ces groupements de macrophytes aquatiques au niveau trophique des eaux, afin de réaliser un biodiagnostic de la qualité des cours d'eau par les phytocénoses. Une extension de la zone d'étude est faite sur la plaine d'Alsace. Par la suite, cette échelle de bioindication est confrontée avec celle établie dans le Ried alsacien et avec les communautés végétales d'autres régions de France et d'Europe occidentale.

3.1.2. MATERIEL ET METHODES

3.1.2.1. LES RELEVES VEGETAUX

Le choix précis des sites de relevés a été réalisé sur le terrain. Ces tronçons ont une longueur minimale de 50 mètres (HAURY, 1982) afin de prendre en compte le maximum d'espèces présentes. Quand la richesse spécifique de la station est faible, la longueur prospectée peut atteindre 100 m sur un tronçon homogène.

A chaque espèce présente sur le tronçon étudié, un coefficient d'Abondance-Dominance (AD) est attribué selon la méthode de BRAUN-BLANQUET (1964) ainsi qu'un coefficient de sociabilité (GUINOCHET, 1973). Cet indice est fondé sur le fait que deux espèces peuvent occuper autant de place tout en étant distribuées de manière très différente l'une de l'autre. Une espèce peut être représentée par de nombreux individus de faible dimension et une autre espèce peut être présente au moyen d'un petit nombre d'individus occupant un espace important.

L'échelle d'Abondance-Dominance:

- * + : simplement présent (recouvrement et abondance très faibles).
- * 1 : moins de 5% de recouvrement, nombreux individus;
- * 2 : recouvrement inférieur à 25%,
- * 3 : recouvrement de 25 à 50%
- * 4 : recouvrement de 50% à 75%,
- * 5 : recouvrement supérieur à 75%.

Le degré de sociabilité: Il caractérise le développement d'une espèce et est toujours associé à l'indice d'abondance-dominance.

- * 1 : espèce isolée
- * 2 : espèce en groupe
- * 3 : en troupe
- * 4 : en petites colonies
- * 5 : peuplements denses.

Les algues filamenteuses ont été prélevées pour identification au laboratoire, lors de chaque passage.

Réseau des Vosges du Nord

Des relevés de la végétation aquatique (hydrophytes, hélrophytes stricts, bryophytes, algues filamenteuses) ont été effectués d'aval en amont, lors de la phase principale de développement de la végétation (juin et août) en 1993, 1994, 1995. Un inventaire qualitatif et quantitatif des espèces est effectué pour les 38 stations étudiées.

Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

Des relevés végétaux ont été effectués en 1994 et en 1995, sur les 13 stations retenues (M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7, M8, M9, M10, M11, M12, M13) au cours de la période optimale de croissance végétale en utilisant le même protocole défini ci-dessus.

Les stations les plus aval M7, M8, M9 et M13 ne sont plus accessibles avec des cuissardes, aussi une prospection le long des rives a-t-elle été réalisée.

3.1.2.2. L'IDENTIFICATION DES VEGETAUX

L'identification des végétaux a été effectuée jusqu'à l'espèce à l'aide de la "Nouvelle Flore de Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions Voisines" (LAMBINON *et al.*, 1993). L'identification des Callitriches a été précisée à l'aide de la clé de détermination mise au point par DUVIGNEAUD et SCHOTSMAN (1977). Elle prend en compte la morphologie des feuilles tout en étant basée sur la forme des grains de pollen.

La reconnaissance des algues d'eau douce s'arrête au genre et a été effectuée grâce à l'ouvrage "Algues d'eau douce" de BOURRELY (1968, 1970, 1990).

La détermination des sphaignes s'est arrêtée au genre. L'identification des autres Bryophytes, jusqu'à l'espèce, a été réalisée dans un premier temps au microscope et d'après la flore d'AUGIER (1966). En août 1995, une prospection des cours d'eau a été faite en compagnie d'un bryologue belge, A. VANDERPOORTEN. Les échantillons collectés ont ensuite été identifiés d'après la Flore de VANDEN BERGHEN (1979) et de SMITH (1990).

3.1.2.3. LES TRAITEMENTS STATISTIQUES

3.1.2.3.1. L'analyse Factorielle des Correspondances "A.F.C."

L'A.F.C., représentant les p relevés dans un espace à n dimensions (nombre d'espèces), individualise des groupes homogènes vis à vis de leur composition floristique. Les espèces déterminant la répartition des relevés sont obtenues par une A.F.C. sur les espèces dans un espace à p dimensions.

L'A.F.C. est une méthode d'analyse multivariable. *"L'A.F.C. est essentiellement un mode de présentation graphique de tableaux de contingence. Elle vise à rassembler en un ou plusieurs graphes la plus grande partie possible de l'information contenue dans le tableau, en s'attachant, non pas aux valeurs absolues, mais aux correspondances entre les caractères, c'est-à-dire aux valeurs relatives"* (LAGARDE, 1986). L'A.F.C. représentant les p relevés dans un espace à n dimensions (nombre d'espèces), individualise des groupes homogènes vis à vis de leur composition floristique.

Il est possible de représenter dans un plan la projection des nuages de points, ce qui donne une carte factorielle des espèces et une carte factorielle des relevés. La superposition de ces cartes permet d'évaluer la proximité d'une espèce avec un ou plusieurs relevés. La perte d'informations induite par la projection peut-être appréhendée par le calcul de pourcentage d'inertie de chaque axe. C'est une estimation de la part explicative qui peut être attribuée à un axe.

Les A.F.C. ont été réalisés par l'intermédiaire du logiciel ANAPHYTO mis au point par le Laboratoire d'Ecologie végétale de l'Université de Paris XI (Orsay). Une Analyse Factorielle des Correspondances (A.F.C.) a été utilisée pour traiter les données floristiques du réseau des Vosges du Nord. A partir des données collectées sur le terrain, trois types de relevés végétaux ont été traités en "présence-absence":

- * les relevés d'hydrophytes
- * les relevés d'hélophytes stricts
- * les relevés regroupant l'ensemble des espèces floristiques (hydrophytes + hélophytes).

Une A.F.C. 1a n'a pris en compte que les hydrophytes phanérogames. Une seconde analyse A.F.C. 1b a considéré les hydrophytes, terme pris au sens large, c'est à dire les phanérogames, les bryophytes et les algues filamenteuses également présents dans plus de 3 relevés.¹.

3.1.2.3.2. Analyses en Composantes Principales "A.C.P."

Des Analyses en Composantes Principales "A.C.P." ont été réalisées (logiciel ADE) pour étudier les variations saisonnières et inter-annuelles des principaux paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, alcalinité, orthophosphates et azote ammoniacal) en fonction des groupements végétaux établis au préalable par l'A.F.C. 1a "A.C.P. inter-groupements" et au sein des unités végétales "A.C.P. intra-groupement". Les traitements statistiques ont porté sur les 38 stations du réseau Vosges du Nord et sur l'ensemble des données obtenues sur les 3 ans.

3.1.2.4. METHODE DES PROFILS ECOLOGIQUES

Les principaux paramètres (pH, alcalinité, azote ammoniacal et orthophosphates) impliqués dans le développement des végétaux aquatiques ont été sélectionnés.

Pour une vision précise de la distribution des taxons, des profils écologiques ont été construits selon la méthode de DAGET et GODRON (1982).

Un profil écologique est "une suite de fréquences (absolues, relatives, pondérées ou corrigées) ordonnées selon les magnitudes successives du descripteur envisagé" (in DAGET et GODRON, 1982). Il a été établi à partir des fréquences relatives. Le profil des fréquences relatives d'une espèce est l'expression en pourcentage du nombre de relevés qui contiennent l'espèce par rapport au nombre total de relevés pour chaque classe.

L'étude détaillée des distributions a été réalisée sur les les principaux végétaux vasculaires caractéristiques du secteur:

- sur les 4 espèces de *Callitriche* (*C. platycarpa*, *C. stagnalis*, *C. hamulata*, *C. obtusangula*),
- sur les 2 espèces d'élodées (*Elodea canadensis*, *E. nuttallii*),
- sur *Potamogeton polygonifolius*
- et sur *Ranunculus peltatus*.

¹Dans l'A.F.C., une espèce peu présente a autant de poids qu'une espèce très présente.

L'état physiologique de la plante n'est pas précisé. Une plante vigoureuse a le même poids qu'une espèce étiolée.

3.1.3. RESULTATS

3.1.3.1. DISTRIBUTION DES MACROPHYTES

3.1.3.1.1. Réseau des Vosges du Nord

En phytosociologie, les premiers axes définis par des cartes factorielles expriment les facteurs qui influent sur la composition floristique. Deux relevés très différents ou deux espèces qui n'apparaissent jamais ensemble sont représentés par deux points très éloignés l'un de l'autre. Un pourcentage d'inertie élevé de l'analyse indique que les axes considérés fournissent une image satisfaisante du nuage de points dans son ensemble. Le pourcentage d'inertie absorbée par les deux premiers axes de l'A.F.C. est:

- 25% pour l'analyse des relevés d'hydrophytes (A.F.C.1a: figure 39)
- 20% pour l'analyse des relevés d'hydrophytes au sens large du terme (A.F.C.1b: figure 40)

L'A.F.C.1a montre une distribution des hydrophytes en fonction d'un gradient trophique. Sur le secteur des Vosges du Nord, l'A.F.C.1a a permis d'individualiser quatre grands groupes de relevés en fonction de la trophie du milieu (figure 39).

* Le groupe "A" regroupant 10 relevés, est défini par la présence de *Potamogeton polygonifolius* et l'absence de nombreuses autres espèces. Une variante à *Glyceria fluitans* et à *Potamogeton polygonifolius* (R7, R16, R17, R20, R51, R105) peut y être distinguée d'une variante typique (R2, R3, R60, R75) très pauvre en espèces.

* Le groupe "B" réunit 11 relevés, dans lesquels *Potamogeton polygonifolius* se développe en compagnie d'autres espèces (*Callitriche platycarpa*, *C. stagnalis*, *C. hamulata*, *Ranunculus peltatus*).

* Le groupe "C" est défini par l'absence de *Potamogeton polygonifolius* et la présence d'*Elodea canadensis*, de Potamots rares (*P. alpinus*, *P. variifolius*) ou non (*P. crispus*, *P. berchtoldii*), de *Myriophyllum alterniflorum* et de *Ranunculus peltatus*. Les trois différentes espèces de Callitriches (*C. platycarpa*, *C. stagnalis*, *C. hamulata*) déjà présents dans "B", y atteignent leur développement optimal.

* Le groupe "D" regroupe des stations différenciées par *Elodea nuttallii* et *Callitriche obtusangula*.

L'A.F.C.1b confirme les résultats de l'A.F.C.1a (figure 40). L'unité végétale "A" de l'A.F.C.1b renferme des relevés plus éloignés dans l'espace que ceux de l'A.F.C.1a. En effet, elle se subdivise en deux sous-unités: une sous-unité à *Sphagnum sp.* (R2, R17, R20, R51, R75) et une sous-unité définie par l'absence de sphaignes (R16, R60, R105) et souvent caractérisé par *Scapania undulata* (R3, R7).

De même, le groupe "D" de l'A.F.C.1b renferme des relevés plus éloignés dans l'espace que ceux de l'A.F.C.1a car les stations les plus perturbées contiennent des algues filamenteuses, uniquement prises en compte dans l'A.F.C.1b.

Les groupements phanérogamiques

Le tableau phytosociologique permet de définir de manière plus précise les 4 groupements végétaux (tableau XXV):

- "A": groupement à *Potamogeton polygonifolius*. Des hélophytes de bordure comme *Carex rostrata*, *Viola palustris* et *Sparganium erectum* y sont associés.
- "B": groupement à *Potamogeton polygonifolius* et *Callitriche hamulata*. Les stations "B" possèdent un cortège d'hydrophytes de base davantage diversifié que le

groupement "A". Elles sont caractérisées par l'apparition d'espèces de callitriches comme *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa* ou *C. stagnalis*, accompagnés de *Ranunculus peltatus* et *Sparganium emersum*, ainsi que de *Lemna minor* (en courant plus lent). *Carex rostrata*, *Sparganium erectum*, *Cardamine amara* et *Berula erecta* constituent les hélophytes principaux. Parmi les sites "B", trois stations (R11, R27, R28) correspondent à des types de transition entre "A" et "B". En effet, ces cours d'eau de tête de bassin versant sont colonisés essentiellement par *Potamogeton polygonifolius*, les callitriches étant faiblement représentés (seulement *Callitriche platycarpa*) et *Ranunculus peltatus* étant absente.

- "C": groupement à *Callitriche hamulata* et *Elodea canadensis*. La disparition de *Potamogeton polygonifolius* et l'apparition d'élodées (*Elodea canadensis*, *E. nuttallii*) et d'espèces rares (*Oenanthe fluviatilis*, *Myriophyllum alterniflorum* et *Potamogeton alpinus*) définissent ce groupement végétal. *Phalaris arundinacea* y remplace *Carex rostrata* comme hélophyte typique. *Carex acutiformis* et *Solanum dulcamara* sont d'autres hélophytes caractéristiques de ce groupement.

Les seules stations des Vosges du Nord du potamot hybride *Potamogeton variifolius* colonisent l'aval de type "C" du Falkensteinbach (WOLFF, 1990).

- "D": Groupement à *Callitriche hamulata* et *Callitriche obtusangula*. Ce groupement végétal se caractérise par l'apparition d'une autre espèce de Callitriche, *Callitriche obtusangula*. Les principaux hélophytes observés sont *Nasturtium officinale*, *Glyceria maxima* et *Myosotis scorpioides*.

La distinction entre les deux groupements végétaux "C" et "D" est fondée principalement sur la présence (groupe "D") et l'absence (groupe "C") de *Callitriche obtusangula*, ainsi que sur l'absence de *Myriophyllum alterniflorum* (groupe "D") et le remplacement d'*Elodea canadensis* (fréquence III dans "C" et I dans "D", tableau XXVI) par *Elodea nuttallii* (fréquence I dans C et III dans D, tableau XXVI).

Les algues filamenteuses

Les algues filamenteuses se rencontrent dans tous les groupements végétaux à différentes saisons. Elles constituent au sein de chaque groupement végétal des sous-ensembles (tableau XXV). Ainsi, les stations "B" se subdivisent en deux sous-ensembles: le groupe "B1" largement majoritaire (R4, R11, R14, R18, R19, R26, R27, R28, R36, R53) et le groupe "B2" représenté par une seule station (R1). Les sites "B1" sont caractérisés par l'absence d'algues filamenteuses. Le site "B2" (R1) se caractérise à la fois par un groupement végétal à *Potamogeton polygonifolius* - *Callitriche* sp., par la présence d'algues filamenteuses (*Vaucheria* sp., *Binuclearia* sp., et *Oedogonium* sp.) et d'une characée *Nitella flexilis*.

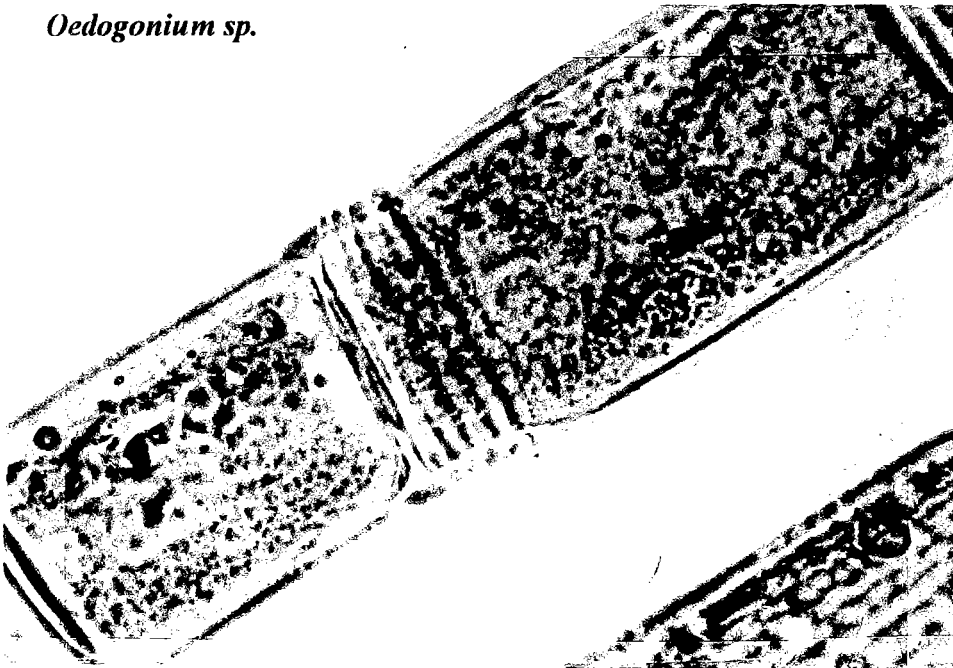
De même, les stations "C" se subdivisent également en deux sous-ensembles: le groupe "C1" (R8, R10, R15, R32, R39, R42, R100) et le groupe "C2" (R49, R59, R104). Les stations "C1" possèdent un cortège d'hydrophytes de base davantage diversifié avec des hélophytes typiques des zones aval (*Nasturtium officinale*, *Phalaris arundinacea*). Les stations "C2" se caractérisent par l'absence d'élodées, par un développement important de callitriches et généralement par la présence d'algues filamenteuses tout au long de l'année (exception faite de la station R104).

Enfin, les stations de type "D" peuvent également être subdivisées en deux sous-groupes (D1 et D2). L'unité végétale "D" se caractérise par l'apparition de *Callitriche obtusangula*, souvent accompagné d'*Elodea nuttallii*. Le groupe "D1" (R43, R47) se définit en plus de la présence de *Callitriche obtusangula* par l'absence d'algues

Vaucheria



Oedogonium sp.



Binuclearia sp.



filamenteuses en été et par une plus grande diversité floristique (présence de *Callitriche platycarpa*, *Elodea nuttallii*, *Ranunculus peltatus*), alors que le groupe "D2" (R34, R50, R52, R58, R70) présente une physionomie sensiblement différente, avec des algues filamenteuses tout le long de l'année et peu de macrophytes en dehors de *Callitriche obtusangula* et *Callitriche hamulata*. La station R52 représente un type intermédiaire "D1/D2" (présence de *Callitriche obtusangula*, d'algues filamenteuses, *Callitriche platycarpa*, *Elodea nuttallii* et *Ranunculus peltatus*).

Distribution des algues filamenteuses dans les cours d'eau des Vosges du Nord.

Des algues filamenteuses ont été observées dans les quatre unités végétales (tableau XXV).

Tetraspora cylindrica a été vu au printemps 1993 dans une station du groupement végétal "A" (R75).

Batrachospermum sp. a été identifié en trois stations de type "A" (R2, R51, R60), sur "B1" (R19) et ponctuellement sur "C1" (R42).

Des cyanophycées du genre *Oscillatoria sp.* apparaissent souvent dans les zones amont (sites "A" et "B").

Nitella flexilis est présent dans des stations situées en tête de bassin versant à l'aval de piscicultures dans le type "B2" (R1), de rejets domestiques dans le type "C2" (R49) et à l'aval des rivières dans le type "D2" (R70).

Les algues colonisent généralement les deux types de cours d'eau "C". En effet, un faible développement d'algues se produit, en été en période de basses eaux, dans quelques stations aval de type "C1": Zinsel du Nord (R39), Schwarzbach (R42). En revanche, la station "C2" (R59) voit un développement permanent à *Bimuclearia sp.* et *Vaucheria sp.*

Les algues se rencontrent essentiellement dans le type "D2". Les genres *Vaucheria sp.*, *Oedogonium sp.*, *Bimuclearia sp.* y apparaissent dès le mois de juin. Pour certaines stations (R34, R52, R70), les espèces d'algues se relaient dans le temps; passant d'une communauté printanière dominée par *Vaucheria sp.* à une communauté estivale à *Oedogonium sp.* et *Bimuclearia sp.* L'algue *Hydrodictyon sp.*, généralement présente en milieu stagnant, a été identifiée sur le Mittelbach à l'aval de la pisciculture (R58) en novembre 1995.

Les Bryophytes

Les bryophytes colonisent les substrats rocheux de tous les groupements végétaux des Vosges du Nord (tableau XXV). Leur présence est inféodée aux blocs et galets. Aussi, des conditions mésologiques favorables au développement de ces végétaux sont-elles le préliminaire indispensable à toute bioindication.

Dans les Vosges du Nord, les sphaignes se rencontrent dans les zones tourbeuses des têtes de bassin versant des phytocénoses de type "A" (R2, R17, R20, R51, R75) et "B2" (R1). Elles colonisent les milieux à courant faible, alors que les autres espèces de bryophytes se développent sur des blocs rocheux dans des rivières à courant modéré à fort. Ce sont donc principalement des paramètres mésologiques (pente, vitesse du courant...) qui définissent la variante à *Sphagnum sp.* ou à *Scapania undulata* du groupement "A".

Scapania undulata est présent dans tous les groupements végétaux. Cette hépatique se trouve dans deux stations de type "A" (R3, R7), dans trois sites "B" (R19, R36, R53), 1 point "C" (49) et dans deux stations "D" (R34, R50).

Chiloscyphus polyanthos est observé sur 1 station "A" (R3), 2 sites "B" (R36, R53), 1 point "C" (R42) et 2 stations "D" (R34, R43).

Quand les conditions du biotope le permettent, *Brachythecium rivulare*, *Rhynchostegium riparioides* et *Fontinalis antipyretica* se développent dans les groupements végétaux "B", "C" et "D".

Amblystegium riparium est présent ponctuellement sur le Schwarzbach dans le type "C" (R42) et essentiellement sur le Rothbach dans le type "D" (R34, R50, R70).

Fissidens crassipes est typique des groupements "D" (R34, R50, R70) du Rothbach aval.

Variations de la richesse floristique en fonction des groupements végétaux

Le nombre moyen d'espèces d'hydrophytes phanérogames présents dans les groupements végétaux "A" est de 2, alors qu'il est de 4 pour le type "B", de 6 pour les stations de type "C" et de 7 pour le type "D". De l'unité végétale "A" vers "D", la diversité spécifique augmente (tableau XXVII).

Au sein des groupements des zones aval, les stations "C2" et "D2" renferment un nombre moyen $\bar{x}$ d'espèces ($\bar{x}$: 4 et 6, respectivement) plus faibles que leurs homologues "C1" et "D1".

Le calcul de la richesse spécifique du cours d'eau n'a porté que sur les espèces d'hydrophytes phanérogames. En effet, la présence d'espèces de bryophytes (exception faite des sphaignes) est conditionnée par la présence de rochers, de galets, comme substrat. L'ensablement dans les Vosges du Nord ne favorise pas l'installation des bryophytes, végétaux qui y sont par conséquent sous-représentés. Les algues filamenteuses ont été déterminées au niveau du genre et non pas de l'espèce. La nutrition des hélophytes dépend essentiellement du sédiment et n'est que faiblement liée à la composition physico-chimique de l'eau.

3.1.3.1.2. Réseau de la Moder en plaine d'Alsace

Des hélophytes de bordure *Chrysosplenium oppositifolium*, *C. alterniflorum*, *Stellaria alsine* se développent au niveau de la source de la Moder. *Nasturtium officinale* y forme des cressonnières denses dans les zones bien éclairées où il est alors accompagné par *Carex rostrata*, *Scirpus sylvaticus* et *Juncus effusus*. Aucune espèce d'hydrophyte phanérogame n'y est observée. *Callitriche obtusangula* souvent accompagné de *C. hamulata* apparaît dès les stations amont. *Ranunculus peltatus*, *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* forment des herbiers denses dans les secteurs gréseux de la Moder. En plaine d'Alsace, les stations se caractérisent par un ensemble de macrophytes aquatiques de base constitué de *Callitriche platycarpa*, *C. obtusangula*, *C. hamulata*, parfois *Elodea nuttallii*, *Amblystegium riparium*, *Fontinalis antipyretica*, *Vaucheria sp.*, et *Oedogonium sp.* A ce groupement végétal, s'ajoute la présence d'un autre genre d'algue *Cladophora sp.* et d'une autre espèce d'élodée *Elodea ernstae*.

Les affluents de la Moder (en plaine d'Alsace) renferment les mêmes espèces d'hydrophytes phanérogames que dans les Vosges du Nord, malgré la minéralisation plus élevée de ce dernier secteur. En effet, *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. obtusangula*, *Elodea canadensis* (ponctuellement), *E. nuttallii* et *Vaucheria sp.* sont les principales espèces rencontrées. Lorsque les conditions morphométriques et la physico-

chimie le permettent, *Ranunculus peltatus*, *Potamogeton crispus* et *Fontinalis antipyretica* se retrouvent sur les affluents moins minéralisés de la Moder. Ces espèces n'ont pas été observées sur la Moder en plaine d'Alsace.

3.1.3.2. RELATIONS ENTRE LES CARACTERISTIQUES DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD ET LA VEGETATION

Les relevés ont été regroupés en fonction de leur composition floristique (A.F.C.). Le but du travail est d'établir des corrélations entre le niveau trophique des cours d'eau et les phytocénoses aquatiques et non pas de réaliser des spectres écologiques pour des espèces données. Aussi les résultats sont exploités en fonction des groupements végétaux précédemment définis. Chaque unité végétale est ainsi définie par des caractéristiques physico-chimiques.

La moyenne stationnelle est calculée pour chaque facteur (pH, conductivité, azote ammoniacal, orthophosphates, azote nitrique) à partir des mesures effectuées chaque saison de 1993 à 1995 (soit 12 données). La valeur moyenne attribuée à chaque paramètre physico-chimique de l'unité végétale ("A, B, C, D") est calculée à partir des valeurs moyennes stationnelles (soit 11 stations "A", 10 stations "B", 10 stations "C", 7 stations "D").

3.1.3.2.1. Distribution des groupements végétaux en fonction de la morphométrie

De "A" à "D", il existe une zonation mésologique croissante des groupements végétaux. Les stations "A" localisées à proximité des sources, en forêt hygrophile primaire ou en prairie secondaire en amont des hameaux, ont une largeur moyenne inférieure à 1 m, une profondeur moyenne de 0,1 m avec une pente moyenne de l'ordre de 15‰ et un débit souvent rapide. Les stations "B", généralement situées à l'aval des hameaux et des petits bassins de pisciculture en forêt ou en prairie, ont une largeur de 1 à 2 m, une profondeur de 0,1-0,3 m et un débit rapide à modéré. Les stations "C" sont situées à l'aval des villages et des étangs en milieu prairial. Les stations "D" se rencontrent également en milieu prairial à l'aval des cours d'eau ou après une source de pollution organique importante. Les stations perturbées "C2" et "D2" peuvent être également présentes dans des conditions morphométriques (largeur et profondeur du lit, notamment) correspondant aux types "A" ou "B". Les stations "C" et "D" ont, au niveau de la faille vosgienne, une largeur de 4 à 6 m, une profondeur de 0,6-1,0m avec une pente moyenne de l'ordre de 3‰ et un débit modéré à lent.

En effet, le gradient de conditions physiques qui s'exprime le long des cours d'eau de l'amont à l'aval induit une série de réponses des groupements végétaux. Les zones tourbeuses à courant lent sont souvent colonisées par des sphaignes ou/et *Potamogeton polygonifolius*. Les petits cours d'eau submontagnards de tête de bassin versant sont caractérisés par des vitesses de courant relativement élevées (exception faite des stations qui prennent leur source au niveau de zones tourbeuses) et par l'ombrage intense, qui limitent considérablement le développement de la végétation. Celles-ci se réduisent aux bryophytes fixées sur les blocs (*Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthos*...) ou aux espèces plus rhéophiles (*Fontinalis antipyretica*). Lorsque la vitesse du courant est plus faible et que l'éclairement augmente, des phanérogames inféodés à ces milieux apparaissent (*Potamogeton polygonifolius*, *Glyceria fluitans*, éventuellement *Callitriche platycarpa*, *C. hamulata* et *Ranunculus peltatus*). Cette zonation correspond aux sites "A" et "B" des cours d'eau des Vosges du Nord. A l'aval de la zone d'étude, la vitesse du courant faible, la profondeur et la largeur supérieures correspondent généralement aux stations "C" et "D". De nouvelles espèces d'hydrophytes phanérogames apparaissent:

Potamogeton alpinus, *P. crispus*, *P. variifolius*, *P. berchtoldii*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche obtusangula*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*...

La végétation des rives est influencée à la fois par les conditions de microclimat et de topographie (température, pente), qui caractérisent ces parties de cours d'eau et l'intensité des perturbations dues à la dynamique hydraulique.

3.1.3.2.2. Distribution spatiale des groupements végétaux en fonction de la physico-chimie de l'eau

Une évolution spatiale des communautés végétales en liaison avec la physico-chimie de l'eau a été également mise en évidence dans les Vosges du Nord (tableau XXVI).

De l'unité végétale "A" à l'unité "D", l'évolution des paramètres de minéralisation reflètent une neutralisation progressive des eaux (pH de 6,1 à 7,0). La conductivité moyenne des zones amont est de 50 $\mu\text{S/cm}$, elle augmente pour atteindre et dépasser 80 $\mu\text{S/cm}$ dans les zones aval. L'alcalinité passe de milieux faiblement tamponnés ($[\text{HCO}_3^-] \leq 100 \mu\text{eq/l}$) à des milieux bien tamponnés ($[\text{HCO}_3^-] \geq 400 \mu\text{eq/l}$).

De même, les paramètres de la trophie traduisent une eutrophisation nette de "A" vers "D" ($[\text{N-NH}_4^+]$: 50 à 170 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}]$: 30 à 145 $\mu\text{g/l}$). Cette augmentation de la trophie varie de manière parallèle à celle de la richesse floristique phanérogamique des stations. En effet, le nombre moyen d'espèces des stations "A" est de 2, de 4 pour les sites "B", de 6 pour les tronçons "C" et "D".

Les teneurs moyennes en azote ammoniacal sont modérées pour les cours d'eau de type "A" et "B" ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \mu\text{g/l}$ pour "A", $[\text{N-NH}_4^+] = 80 \mu\text{g/l}$ pour "B") et identiques pour les orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 30 \mu\text{g/l}$ pour "A" et "B"). Elles atteignent des valeurs élevées à l'aval des ruisseaux (stations "C" et "D": $[\text{N-NH}_4^+] = 120$ à 170 $\mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 110$ à 145 $\mu\text{g/l}$).

Les teneurs en nitrates très faibles ne varient que très peu sur une grande partie du linéaire ($[\text{N-NO}_3^-] = 0,50 \text{ mg/l}$), tout en augmentant légèrement à l'aval et en particulier au niveau des unités "D".

Toutefois, il existe au sein d'une même phytocénose, une grande variabilité des teneurs moyennes en nutriments. Ainsi dans le type "A", la station R2 est oligotrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 35 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 10 \mu\text{g/l}$) alors que la station R16 est enrichie en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}] = 130 \mu\text{g/l}$) et la station R60 en azote ammoniacal ($[\text{N-NH}_4^+] = 80 \mu\text{g/l}$). La plus grande variabilité des concentrations moyennes est atteinte dans les groupements végétaux des zones aval. Ainsi, R42 classé en "C1" est mésotrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 40 \mu\text{g/l}$) alors que R104 classé en "C2" est hypertrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 450 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 550 \mu\text{g/l}$). La station R43 classée en "D1" est eutrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 90 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 70 \mu\text{g/l}$) alors que R47 classée en "D2" est hypertrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 330 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 200 \mu\text{g/l}$).

Une carte de répartition des 4 unités végétales en fonction de la minéralisation et du niveau trophique a ainsi pu être réalisée (figure 41).

La composition floristique des ruisseaux des Vosges du Nord varient entre l'amont et l'aval. Les têtes de bassin versant de type "A" et "B" sont en général peu minéralisées, acides, oligotrophes à mésotrophes; alors que les stations aval de type "C et D" sont davantage minéralisées, plus proches de la neutralité et méso-eutrophes à hypertrophes.

Tous les cours d'eau du secteur d'étude n'ont pas la même séquence de végétation. Ainsi, le Schwarzbach, le Neudorfelbach, le Rothenbach, le Lieschbach, le Rothbach sont des cours d'eau acides, peu minéralisés, oligotrophes à mésotrophes de type "A et B" au niveau des têtes de bassin versant. Le Falkensteinbach et la Zinsel du Nord sont de type "C" sur la majeure partie de leur cours. Les eaux du Schwarzbach, du Rothbach, de la Moder et du Mittelbach proches de la neutralité, tamponnées et chargées en nutriments sont de type "D" à l'aval. Quelques têtes de bassin versant (R1, R20, R60) acides ou faiblement acidifiées, renferment des teneurs élevées en azote ammoniacal ($[N-NH_4^+] = 70 \mu g/l$). La végétation aquatique se répartit selon un gradient d'acidité, de minéralisation et de trophie dans les cours d'eau des Vosges du Nord.

3.1.3.3. VARIATIONS TEMPORELLES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES EN FONCTION DES GROUPEMENTS VEGETAUX

L'étude des variations temporelles des variables physico-chimiques en fonction des associations végétales a consisté à analyser séparément:

- les variations saisonnières inter-groupements
- les variations saisonnières intra-groupement
- les variations inter-annuelles.

3.1.3.3.1. Variations saisonnières inter-groupement

Résultats de l'A.C.P. inter-groupements

L'A.C.P. inter-groupements sépare nettement les unités "AB" des unités "CD". Secondairement, une séparation entre les unités "A" et "B" est mise en évidence, alors que les unités "C" et "D" restent regroupées (figure 42). L'alcalinité et les nutriments caractérisent l'axe 1 de l'analyse ($\lambda_1 = 93\%$). Cette séparation entre les unités "A" et "B" serait due à l'alcalinité. En effet, les stations "A" moins tamponnées que les sites "B" ont un pouvoir tampon qui varie fortement au cours du temps, alors que les stations aval "C et D" ont un pouvoir tampon relativement constant tout au long de l'année.

Variations saisonnières inter-groupements

Le tableau XXVIII illustre les variations saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques. Des tests de variance ANOVA à 1 facteur (groupement végétal) ont été réalisés sur l'ensemble des données physico-chimiques. Une variation saisonnière inter-groupement significative (seuil de 1%) appelée "effet groupement" a été mise en évidence en janvier, en juin, en août et en novembre pour le pH, la conductivité, l'alcalinité et les orthophosphates. En août, aucun effet groupement n'a été distingué pour l'azote ammoniacal et l'azote nitrique (seuil 5%).

Il existe donc une variation saisonnière significative du pH, de la conductivité, de l'alcalinité et des orthophosphates d'un groupement végétal à l'autre. Aucune variation significative inter-groupements n'a été établie pour l'azote ammoniacal et l'azote nitrique en août.

3.1.3.3.2. Variations saisonnières intra-groupement

Résultat de l'A.C.P. intra-groupement

Une première A.C.P. intra-groupement a montré qu'au sein de chaque unité végétale, il existe une variabilité saisonnière relativement importante pour les orthophosphates et l'azote ammoniacal (axe 1: $\lambda_1 = 48\%$) et secondairement pour le pH et l'alcalinité (axe 2: $\lambda_2 = 23\%$). La variabilité temporelle la plus forte est obtenue pour

les stations "D" hypertrophes. En effet, les unités végétales "D" subissent de plus importantes fluctuations de leur niveau trophique que les autres groupements végétaux (figure 43a).

Une seconde A.C.P. intra-groupement a été réalisée en excluant les stations les plus perturbées (R14, R47, R50, R58, R104). La variabilité des teneurs en nutriments de ces stations perturbées est très grande. L'effet spatial devient alors plus important que l'effet temporel. Aucune contribution nette de chaque axe n'est mise en évidence. L'axe 1 est expliqué par le pH et l'alcalinité, l'axe 2 par l'azote ammoniacal, l'axe 3 par la conductivité et enfin l'axe 4 par les orthophosphates. Cette fois-ci, si la séparation entre les unités amont "AB" et celles de l'aval "CD" demeurent toujours prépondérante, une coupure se produit secondairement entre les unités "C" et "D". Cette analyse n'apporte pas d'informations intéressantes par rapport à l'A.C.P. intra-groupement globale.

Variations saisonnières intra-groupement

Des tests de variance ANOVA à 2 facteurs (saison, station) ont été réalisés sur l'ensemble des données physico-chimiques. Une variation saisonnière significative (seuil de 5%) du pH intra-groupement (effet saison) a été mise en évidence pour l'ensemble des unités végétales. Aucun "effet saison" significatif au seuil de 5% n'a été observé pour l'alcalinité (groupe A), pour la conductivité (groupe A et D), pour l'azote ammoniacal (groupe B et D), pour l'azote nitrique (groupe B) et pour les orthophosphates (groupe A et C).

Un effet station a été mis en évidence pour tous les groupements végétaux et pour tous les paramètres physico-chimiques testés.

Une comparaison entre les valeurs moyennes saisonnières en nutriments de stations "extrêmes" et des stations "normales" mettent en évidence l'hétérogénéité existante au sein des différentes unités végétales (figure 43b).

Variations saisonnières au sein de l'unité végétale "A"

Le site R2 de type "A" contient les teneurs les plus importantes en azote ammoniacal en janvier et juin ($[N-NH_4^+] = 45 \mu g/l$) alors qu'elles chutent en été et en automne ($[N-NH_4^+] = 25 \mu g/l$). En revanche, les concentrations en orthophosphates restent faibles en janvier, juin et août ($[P-PO_4^{3-}] < 10 \mu g/l$) pour augmenter légèrement en novembre ($[P-PO_4^{3-}] = 15 \mu g/l$).

Le site R16 de type "A", situé à l'aval de l'étang du Lieschbach a le même comportement saisonnier vis-à-vis de l'azote ammoniacal que le site R2. Il contient toutefois des teneurs en azote ammoniacal 1,5 fois plus importantes que R2 (R16 en janvier et juin: $[N-NH_4^+] = 70 \mu g/l$; en août et novembre: $[N-NH_4^+] = 35 \mu g/l$). Les concentrations en orthophosphates sont 10 fois supérieures à celles analysées en R2. Les teneurs les plus faibles sont observées en janvier ($[P-PO_4^{3-}] = 80 \mu g/l$), elles augmentent en juin et novembre ($[P-PO_4^{3-}] = 140 \mu g/l$), le maximum étant enregistré en août ($[P-PO_4^{3-}] = 160 \mu g/l$).

Variations saisonnières au sein de l'unité végétale "B"

La station R18 de type "B1" se caractérise par un enrichissement en azote ammoniacal en janvier ($[N-NH_4^+] = 60 \mu g/l$) par rapport à juin et août ($[N-NH_4^+] = 40 \mu g/l$) et à une diminution en novembre ($[N-NH_4^+] = 30 \mu g/l$). En revanche, les teneurs en orthophosphates restent constantes en janvier, juin et novembre ($[P-PO_4^{3-}] < 20 \mu g/l$). Un léger accroissement est mesuré en août ($[P-PO_4^{3-}] = 25 \mu g/l$).

Le site R1 de type "B2" à l'aval de bassins de piscicultures, a des teneurs en azote ammoniacal supérieures à celles mesurées sur R18 (facteur d'enrichissement de 1,3 fois en janvier et juin et de 1,9 fois en août et novembre). Les teneurs maximales en azote ammoniacal sont dosées en janvier et juin ($[N-NH_4^+] = 75 \mu g/l$) par rapport à août et novembre ($[N-NH_4^+] = 55 \mu g/l$). Les teneurs en orthophosphates restent constantes tout au long de l'année ($[P-PO_4^{3-}] = 15 \mu g/l$) et similaires à celles mesurées en R18.

Variations saisonnières au sein de l'unité végétale "C"

En janvier le site R15 de type "C1" renferme une relativement forte concentration en azote ammoniacal ($[N-NH_4^+] = 95 \mu g/l$). Le maximum d'azote ammoniacal est atteint en juin et août ($[N-NH_4^+] = 115$ et $105 \mu g/l$ respectivement) pour R15. En novembre les teneurs chutent ($[N-NH_4^+] = 35 \mu g/l$). Les concentrations minimales en orthophosphates sont mesurées en janvier ($[P-PO_4^{3-}] < 20 \mu g/l$) et demeurent quasi-constantes en juin, août et novembre ($[P-PO_4^{3-}] = 45 \mu g/l$).

Le niveau trophique de R104 de type "C2", station recevant les eaux usées de La Petite-Pierre est très nettement supérieur à celui de R15 de type "C1" (R104: facteur d'enrichissement en azote ammoniacal de 5 en janvier et juin, de 8 en août, de 17 en novembre; facteur d'enrichissement en orthophosphates de 35 en janvier, 12 à 15 en juin et août, de 8 en novembre; par rapport à R15). Le site R104 se définit par une teneur minimale en azote ammoniacal en janvier ($[N-NH_4^+] = 250 \mu g/l$), une forte hausse en juin ($[N-NH_4^+] = 500 \mu g/l$) un pic en août ($[N-NH_4^+] = 800 \mu g/l$) et une baisse en novembre ($[N-NH_4^+] = 600 \mu g/l$). La concentration en orthophosphates est similaire en janvier et juin ($[P-PO_4^{3-}] = 550 \mu g/l$), optimale en août ($[P-PO_4^{3-}] > 750 \mu g/l$) et minimale en novembre ($[P-PO_4^{3-}] = 375 \mu g/l$).

Variations saisonnières au sein de l'unité végétale "D"

L'optimum d'azote ammoniacal de la station R43, est mesuré en janvier ($[N-NH_4^+] = 135 \mu g/l$), le minimum en juin ($[N-NH_4^+] = 50 \mu g/l$). Une augmentation des concentrations en azote ammoniacal a lieu en août ($[N-NH_4^+] = 75 \mu g/l$) et se poursuit à l'automne ($[N-NH_4^+] = 95 \mu g/l$). En janvier et juin les teneurs en orthophosphates restent modérées ($[P-PO_4^{3-}] = 60 \mu g/l$) et augmentent en août ($[P-PO_4^{3-}] < 75 \mu g/l$) et en novembre ($[P-PO_4^{3-}] < 85 \mu g/l$).

Le site R50 de type "D2", à l'aval du village et de la pisciculture de Wildenguth, renferme davantage de nutriments que la station R43 (R50: facteur d'enrichissement en azote ammoniacal de 1,2 en janvier, de 2,5 en juin, de 2 en août et en novembre; facteur d'enrichissement en orthophosphates de 1,5 en janvier et juin, 1,2 en août et en novembre). Les teneurs les plus fortes en azote ammoniacal se rencontrent en janvier et août ($[N-NH_4^+] = 175 \mu g/l$) et les plus faibles en juin et novembre ($[N-NH_4^+] = 135 \mu g/l$). Le même phénomène se reproduit avec les concentrations en orthophosphates ($[P-PO_4^{3-}] < 95 \mu g/l$ en janvier et août, $[P-PO_4^{3-}] = 150 \mu g/l$ en juin et novembre).

En conclusion, une variation saisonnière intra-groupement du pH et dans une moindre mesure de l'alcalinité a été mise en évidence pour toutes les communautés végétales. En revanche, les variations des teneurs en nutriments ne s'expliquent pas uniquement par l'effet saison mais également par un effet station. Il existe donc une forte variabilité inter-stationnelle des nutriments au sein de chaque communauté végétale.

3.1.3.3.3. Variations inter-annuelles des principaux paramètres physico-chimiques

Variations saisonnières inter-annuelles

Des variations saisonnières inter-annuelles importantes des principaux facteurs physico-chimiques ont été mises en évidence (figure 44). Les plus fortes fluctuations sont rencontrées en novembre, alors que les plus faibles sont observées en août. Janvier 94 est distinct de janvier 93 et 95. De même les résultats de juin 1995 sont plus proches de ceux de novembre 95 que de ceux de juin 1993 et 1994.

Des variations inter-annuelles saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques sont également établies entre groupements végétaux (tableau XXIX). Le maximum d'azote ammoniacal est atteint pour les unités végétales "AB" de 1994, les teneurs sont identiques en janvier 1994 et 1995 pour les unités "C", et en 1993 et 1995 pour les unités "D". Les teneurs en orthophosphates restent constantes pour les unités végétales "AB" en janvier 1993, 94, et 95 alors qu'elles sont les plus basses en 1994 pour les unités "CD".

Au début de l'été (juin), les teneurs en azote ammoniacal les plus basses sont mesurées en 1995 et les plus fortes en 1993. Les teneurs en orthophosphates sont maximales en 1993 sur l'ensemble des stations. Les plus faibles concentrations en orthophosphates ont été mesurées en 1995 sauf pour les stations "D".

A la fin de l'été (août), le maximum d'azote ammoniacal est atteint en 1993 pour "A" et "C", en 1994 pour "B" et en 1995 pour "D". Les concentrations maximales en orthophosphates sont mesurées en 1993 pour presque toutes les unités végétales. Elles sont les plus faibles dans les stations "A et B" en 1995 et en 1994 pour les sites "C et D".

A l'automne (novembre), les concentrations en azote ammoniacal sont similaires en 1993 et 94 pour les unités "A", en 1994 et 1995 pour les unités "B" et en 1993 et 1995 pour les unités "C". Les teneurs maximales en azote ammoniacal ont été analysées en 1994 pour l'ensemble des stations. Les concentrations en orthophosphates sont les plus élevées en 1993 sur l'ensemble du réseau et les plus basses en 1994 pour les sites "B et D" et en 1995 pour les stations "A et C".

Variations inter-annuelles

Les variations inter-annuelles de l'ensemble des variables physico-chimiques testées sont indiquées dans le tableau XXX.

Des tests de variance ANOVA à un facteur (année) ont été effectués sur l'ensemble des données physico-chimiques. Aucune variation inter-annuelle significative (seuil de 5%) n'a été observée pour le pH, l'azote ammoniacal, l'azote nitrique et les orthophosphates. Une variation inter-annuelle significative a été mise en évidence pour la conductivité (seuil 1%) et dans une moindre mesure pour l'alcalinité (seuil 5%).

3.1.4. DISCUSSION

Lorsque le milieu aquatique est soumis à un apport excessif en éléments eutrophisants, il se produit en général une baisse de la richesse spécifique parallèlement à la prolifération d'espèces résistantes (CARBIENER, 1990). Ainsi aux Pays-Bas, des macrophytes aquatiques tels *Stratiotes aloides*, *Potamogeton compressus* et *P. acutifolius*, végétaux inféodés à des milieux oligotrophes, ont vu leurs populations fortement décliner suite à l'eutrophisation des eaux de surface. L'habitat de ces espèces est alors colonisé par des lemniides *Spirodela polyrhiza*, *Azolla fillicoides* et des nymphéïdes *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba* (SMOLDERS *et al.*, 1995).

Les perturbations de l'écosystème aquatique par les activités humaines (rejets domestiques, piscicultures) sont à l'origine de changements dans les phytocénoses. L'impact de trois piscicultures sur les groupements végétaux a été ainsi étudié par comparaison amont-aval sur un cours d'eau armoricain (DANIEL et HAURY, 1995). Il en ressort que suite à l'eutrophisation, une profonde modification du recouvrement des macrophytes aquatiques s'est produite. BARROIN (1991) établit que la pollution des eaux stagnantes par les phosphates se manifestant par une prolifération d'algues, est due à l'intensification de l'élevage (10%), à l'industrie (29,3%) et surtout aux activités domestiques (48,7%).

3.1.4.1. RELATIONS ENTRE LES PHANEROGAMES ET LA QUALITE DE L'EAU

3.1.4.1.1. Relations entre les communautés végétales et le niveau trophique

Dans les milieux aquatiques, les paramètres descriptifs du niveau trophique des cours d'eau alcalins bicarbonatés calciques sont essentiellement les orthophosphates et l'azote ammoniacal (CARBIENER et ORTSCHKEIT 1987, CARBIENER *et al.*, 1990). Les nitrates liés à la contamination diffuse d'origine agricole n'influencent pas directement la répartition des groupements végétaux. Par activation des cycles biologiques, ils contribuent cependant à favoriser une hausse faible mais significative des phosphates qui eux-mêmes activent le cycle de l'ammoniaque.

Le rôle de l'azote ammoniacal

L'azote ammoniacal, produit par la dégradation des matières organiques azotées et les déjections animales, abonde à l'aval des rejets anthropiques. Dans notre aire d'étude, ce sont surtout les piscicultures, les étangs et les rejets des villages qui sont responsables de l'enrichissement anormal en azote ammoniacal des cours d'eau. Dans les milieux alcalins, l'azote ammoniacal peut devenir toxique pour les végétaux.

Le rôle des orthophosphates

Le phosphore est un facteur limitant important pour le développement de nombreuses espèces: c'est la quantité de P biodisponible qui semble ainsi déterminer la présence ou non de certaines espèces.

Les stations "A" les plus oligotrophes se définissent par la présence de *Potamogeton polygonifolius*, comme seule espèce d'hydrophyte phanérogame. Ce potamot se développe pour des concentrations très faibles en orthophosphates. Il est par exemple abondant au niveau de l'Etang du Tabac (R2: $[P-PO_4^{3-}] = 8 \mu g/l$).

Les stations "B" se caractérisent par l'apparition de *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. stagnalis* et de *Ranunculus peltatus*. Pourtant, la quantité moyenne d'orthophosphates et la minéralisation dans les eaux n'est pas sensiblement supérieure à celle mesurée dans les groupements végétaux de type "A". Les orthophosphates ne semblent pas être le facteur limitant pour ces espèces d'hydrophytes phanérogames. Une

explication possible consiste à suggérer une sensibilité aux protons des callitriches et de la renoncule car le caractère discriminant entre les deux unités végétales semble être le pH. Il convient également de prendre en compte les chutes d'alcalinité fréquentes pour les sites de type "A" (cf. chapitre 3.2.4.1).

Les stations "C", aux eaux mésotrophes tamponnées, possèdent la plus grande diversité floristique avec l'apparition de *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton berchtoldii* et la présence d'espèces rares dans les Vosges du Nord telles *Myriophyllum alterniflorum*, *Oenanthe fluviatilis*, *Potamogeton alpinus* (une seule station) et *Potamogeton variifolius*. Ces espèces semblent avoir une exigence écologique vis à vis de la minéralisation et de la trophie supérieure à celle de *Potamogeton polygonifolius*, espèce inféodée aux groupements végétaux "A" et "B". L'apparition de nouvelles espèces pourrait être due à une plus grande teneur en phosphore biodisponible dans l'eau, quantité suffisante pour répondre aux exigences nutritives de ces macrophytes. D'autres hypothèses peuvent être avancées: sensibilité aux protons des espèces (*Myriophyllum alterniflorum*); alcalinité trop faible des cours d'eau situés en tête de bassin versant.

Les stations "D" sont caractérisées par la présence de *Callitriche obtusangula*, souvent accompagné par *Elodea nuttallii*. Ces espèces colonisent des cours d'eau eutrophes à hypertrophes.

En l'état actuel de nos connaissances, l'eutrophisation progressive se doublant d'une neutralisation du pH et d'une minéralisation plus élevée dans les zones aval, nos résultats ne permettent pas de mettre en évidence le paramètre responsable de la modification de la composition floristique entre les communautés "AB" et "CD" et plus particulièrement de la disparition de *Potamogeton polygonifolius*. Les dosages de phosphore total dans les plantes et dans le sédiment devraient permettre d'apporter des éléments de réponses aux processus d'absorption des éléments nutritifs pour les macrophytes aquatiques (cf. chapitre 4.1.2.). Des expériences de transplantations de *Potamogeton polygonifolius* ont également été effectuées pour tester la toxicité potentielle de l'azote ammoniacal (cf. chapitre 4.2.).

Relations entre les unités végétales et les apports élevés en nutriments

La station R1 de type "B2", à l'aval de bassins de piscicultures, est enrichie en azote ammoniacal ($[N-NH_4^+] = 65 \mu g/l$) par rapport à la station R4 de type "B1" ($[N-NH_4^+] = 45 \mu g/l$). En revanche, les teneurs en orthophosphates des deux stations comparées sont identiques ($[P-PO_4^{3-}] = 10 \mu g/l$). Ces deux stations sont colonisées par *Potamogeton polygonifolius*, par *Callitriche platycarpa* et *C. stagnalis*.

La station R59 de type "C2", située à l'aval de piscicultures est colonisée par *Callitriche platycarpa*, *C. stagnalis* et par des algues filamenteuses. La station R15 de type "C1" est caractérisée par la présence de *Callitriche platycarpa*, de *Ranunculus peltatus*, d'*Elodea canadensis*, d'*E. nuttallii* et l'absence d'algues filamenteuses. La station R59 correspond à des eaux plus chargées en nutriments ($[N-NH_4^+] = 100 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 70 \mu g/l$) que la station R15 ($[N-NH_4^+] = 85 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 40 \mu g/l$). Les algues filamenteuses semblent également liées au niveau trophique supérieur à la normale (R15). La station "C2" possède une plus faible diversité en hydrophytes phanérogames que la station homologue "C1".

La station R50 à l'aval des rejets du village de Wildenguth et d'une pisciculture se caractérise par ses teneurs en azote ammoniacal et en orthophosphates élevées ($[N-NH_4^+] = 160 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 120 \mu g/l$) parallèlement à une prolifération de *C. obtusangula* et d'algues filamenteuses. En revanche, la station R43 colonisée par des

populations importantes de *C. obtusangula* et *E. nuttallii* correspond à l'unité végétale "D1". Les eaux ($[N-NH_4^+] = 90 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 70 \mu g/l$) sont eutrophes. L'apport élevé en nutriments se traduit sur le terrain par des proliférations de *Callitriche obtusangula* souvent accompagné d'*Elodea nuttallii* et généralement par la présence d'algues filamenteuses. L'unité végétale "D2" correspond donc à des eaux hypertrophes. De plus, la diversité spécifique des hydrophytes phanérogames diminue dans les stations hypertrophes "D2" (R34, R50). En effet, le nombre moyen d'espèces d'hydrophytes phanérogames présents en "D1" est de 6, alors qu'il n'est que de 4 en "D2". *Callitriche obtusangula* et les algues filamenteuses deviennent dominants dans les cas les plus critiques. L'absence des autres macrophytes pourrait s'expliquer par un pouvoir compétitif supérieur de *Callitriche obtusangula* et d'*Elodea nuttallii*.

Les stations hypertrophes "C2" et "D2" correspondant à des tronçons enrichis en nutriments, ont donc une plus faible diversité en hydrophytes phanérogames que les tronçons méso-eutrophes "C1" et "D1". Un apport excessif en éléments eutrophisants semble responsable de cette diminution de la diversité floristique.

En conclusion les stations définies par la présence d'algues filamenteuses correspondent à des stations perturbées par l'activité humaine. La présence des algues filamenteuses pourrait indiquer un niveau trophique "anormal" car supérieur à celui mesuré dans les stations homologues (caractérisées par l'absence d'algues filamenteuses). Le phosphore étant le facteur limitant dans l'écosystème aquatique, l'apport de phosphore est sans doute responsable de ces variantes à algues filamenteuses.

3.1.4.1.2. Auto-écologie de quelques espèces

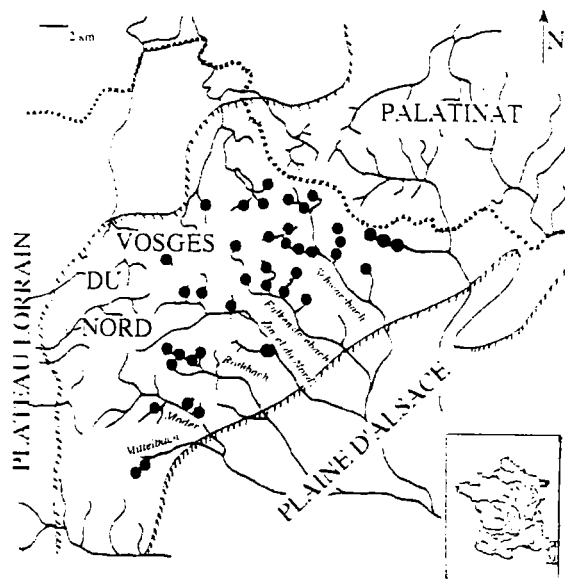
Dans ce paragraphe, l'auto-écologie des espèces caractéristiques des unités végétales "A, B, C, D" précédemment définies est précisée.

- Les potamots

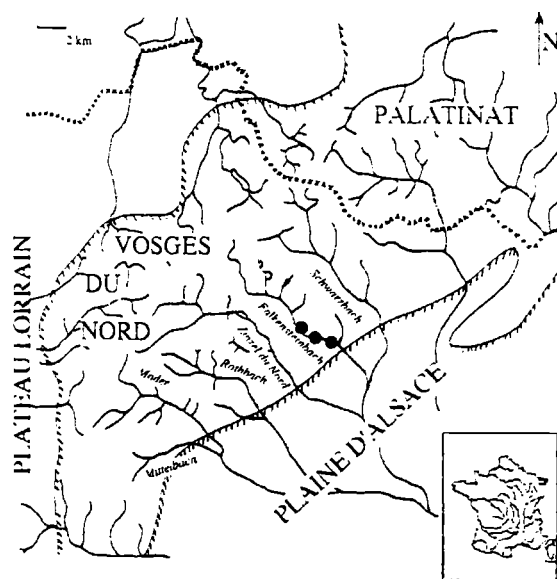
*** *Potamogeton polygonifolius***

C'est une espèce acidiphile dont la distribution est encore assez étendue dans les Vosges du Nord et le Palatinat, où elle atteint la limite orientale de son aire de distribution (ROWECK *et al.*, 1988; MULLER, 1990; THIEBAUT et MULLER, 1995). La diversité de biotopes dans lesquels se rencontre ce potamot, a conduit à une variabilité morphologique importante des feuilles et la distinction de 4 formes aquatiques différentes (*P. polygonifolius* fo *submersus*, fo *ovato-oblongus*, fo *cordifolius*, fo *lancifolius*) qui sont liées à la vitesse du courant et non pas à la qualité de l'eau (ENGEL et KAPP, 1964).

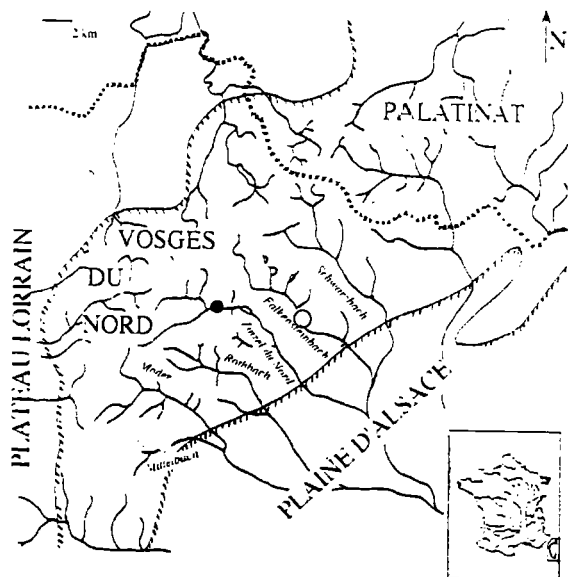
Potamogeton polygonifolius caractérise les groupements végétaux "A" et "B". Il est présent dans 21 relevés (fréquence: 55%). Il se développe dans les eaux modérément chargées en nutriments ($[N-NH_4^+] = 70 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 30 \mu g/l$) des Vosges du Nord (figure 45). Réputé oligotrophe, il est présent pour des teneurs faibles en nutriments dans les zones de source (R2: $[N-NH_4^+] = 40 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 10 \mu g/l$). Toutefois il supporte et devient même dominant (R60) dans des stations à teneur en ammonium élevée (R60: $[N-NH_4^+] = 80 \mu g/l$, R20: $[N-NH_4^+] = 70 \mu g/l$); ces stations représentant des sites riches en matière organique à courant faible (R60) ou des fossés de tourbière (R20). De même, il est présent à l'aval de l'étang de Hanau sur un tronçon de rivière perturbé par des rejets (R14: $[N-NH_4^+] = 400 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 90 \mu g/l$), et dominant à R16 sur un cours d'eau riche en orthophosphates ($[P-PO_4^{3-}] = 130 \mu g/l$).



Carte de répartition de *Potamogeton polygonifolius* sur le réseau hydrographique de la Haute-Moder.

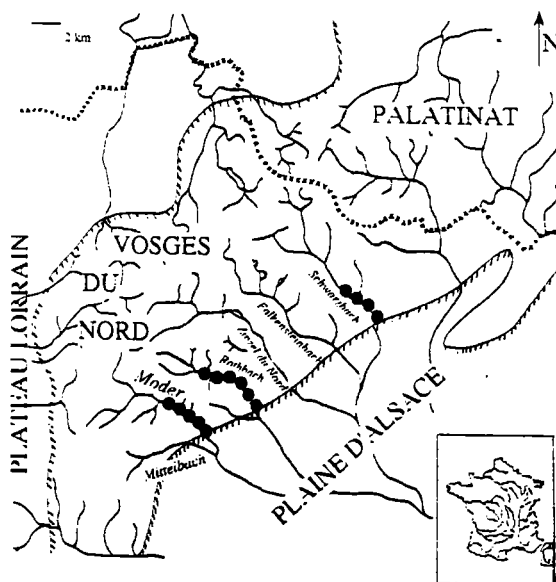


Carte de répartition de *Potamogeton variifolius* sur le réseau hydrographique de la Haute-Moder.



Carte de répartition de *Potamogeton alpinus* sur le réseau hydrographique de la Haute-Moder.

- répartition de *P. alpinus* en 1964 (Engel et Kapp)
- répartition actuelle (Muller)



Carte de répartition de *Callitriche obnusangula* sur le réseau hydrographique de la Haute-Moder

* *Potamogeton x variifolius*

Ce potamot avait été mentionné en plusieurs stations sur le cours du Falkensteinbach (ENGEL et KAPP, 1964; KAPP, 1967, WOLFF, 1990). Actuellement douze petites colonies ont été retrouvées dans le cours inférieur de la rivière, souvent en compagnie d'*Oenanthe fluviatilis*. Elles correspondent à une seule station (R100) Il est difficile d'établir un profil écologique de l'espèce avec un nombre aussi restreint de données. Toutefois, dans les Vosges du Nord, *Potamogeton x variifolius* se développe dans des eaux neutres (pH = 7,2) minéralisées (alcalinité = 480 $\mu\text{eq/l}$), méso-eutrophes ($[\text{N-NH}_4^+] = 100 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 65 \mu\text{g/l}$). Ce potamot semble inféodé à la présence d'un fond de lit de graviers et à des berges éclairées.

* *Potamogeton alpinus*

Ce potamot n'est plus présent que sur une seule station (R8) dans les Vosges du Nord. Il se rencontre dans des eaux neutres (pH = 7,0) tamponnées (alcalinité = 300 $\mu\text{eq/l}$) et mésotrophes ($[\text{N-NH}_4^+] = 70 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 40 \mu\text{g/l}$).

- Les callitriches

SCHOTSMAN (1962, 1967, 1972) s'est intéressée à la répartition des callitriches et à leur occupation spatiale. Les Callitriches sont en général des espèces pionnières qui s'installent de préférence sur un substrat quasi-nu. Leur existence dépend en grande partie des événements naturels ou des actions des hommes et des animaux. Le courant fort des crues, le nettoyage des cours d'eau, l'assèchement des étangs créent des espaces vides, habitats favorables à ces végétaux pionniers. Les callitriches peuvent constituer soit des populations plus ou moins volumineuses, souvent éloignées les unes des autres, soit des populations homogènes et denses sur une étendue très vaste, empêchant l'installation d'autres espèces. Ces peuplements purs, se développant sur de grandes surfaces, ont une durée de vie variable dans le temps et dans l'espace. Plusieurs espèces de callitriches peuvent croître ensemble. Dans les cours d'eau des Vosges du Nord, *Callitriche stagnalis*, *C. platycarpa*, *C. hamulata* et *C. obtusangula* sont les 4 espèces de callitriches observés (figure 46).

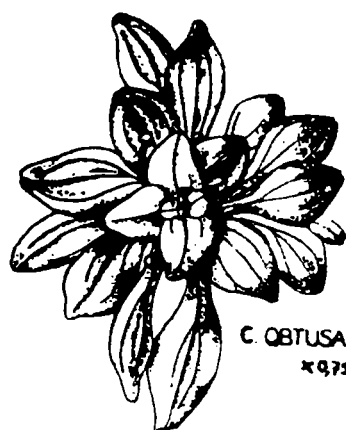
* *Callitriche hamulata*:

C. hamulata caractérise les seuils constitués de dépôts de petits cailloux et où les vitesses du courant sont importantes (PETIT et SCHUMACKER, 1985). *Callitriche hamulata* nécessite une oxygénation importante et peut résister à un écoulement rapide (PETIT et SCHUMACKER, 1985). Ceci correspond aux observations d'HASLAM (1978), qui a démontré expérimentalement que cette espèce était très tolérante à la turbulence et qu'elle n'opposait qu'une faible résistance hydraulique au flux, ce qui traduit une forme d'adaptation des plantes aux écoulements rapides.

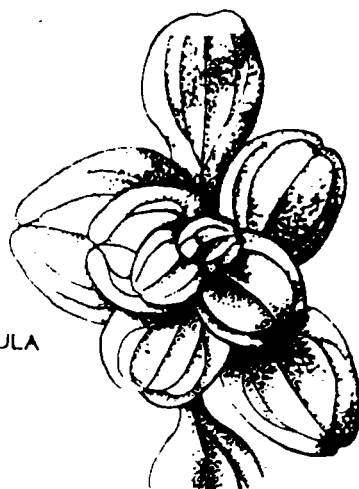
Dans les Vosges du Nord, *Callitriche hamulata* se trouve le plus généralement dans les eaux courantes à vitesse de courant modérée à rapide (fréquence: 47%). Il possède une amplitude large vis-à-vis de la trophie et la minéralisation (figure 45). Son optimum de distribution est atteint dans les cours d'eau modérément chargés en azote ammoniacal et enrichis en orthophosphates ($40 < [\text{N-NH}_4^+] < 120 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] > 100 \mu\text{g/l}$) neutres (pH > 6,5; alcalinité > 300 $\mu\text{eq/l}$). Il est souvent observé en compagnie de *Callitriche platycarpa* ou/et de *C. obtusangula*.

- *Callitriche obtusangula*:

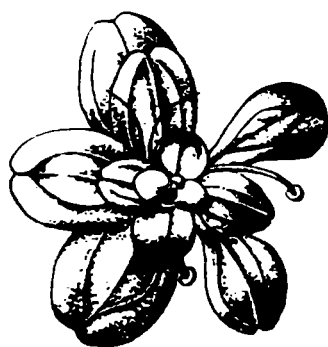
En Belgique, *C. obtusangula* a été observé par DUVIGNEAUD (1976) dans le district mosan et dans la vallée de l'Ourthe. DUVIGNEAUD et SCHOTSMAN (1977)



C. OBTUSANGULA
x 9,75



C. STAGNALIS
x 2



C. PLATYCARPA
x 4,5



C. HAMULATA
x 4,5

in Sell (1960): *Contribution à l'étude des callitrichacées d'Alsace.*

citent sa présence dès 1897 dans la province de Namur (CHARLET, in DUVIGNEAUD et SCHOTSMAN 1977) et suggèrent que ce callitriche est une espèce méconnue dans les stations plus continentales. Au Luxembourg, DIEDERICH (1983) ne décrit qu'une seule station. SELL (1959, 1960), le signale dans les environs de Strasbourg (Ill, Rhin tortu et certains bras morts). Ce callitriche est essentiellement observé dans les parties aval des rivières phréatiques alsaciennes qui présentent des eaux mésotrophes oligosaprobies (KLEIN et CARBIENER, 1988). SCHOTSMAN (1962) mentionne également sa présence dans le Sud-Ouest de la France.

C. obtusangula n'avait été signalé dans les Vosges du Nord, ni par SCHULTZ (1846) ni par GODRON (1883). Il est actuellement présent sur le Schwarzbach, le Rothbach et la Moder dans les zones aval à niveau trophique élevé ou dans les zones amont perturbées par des rejets anthropiques ou par des piscicultures (fréquence: 18%). Il colonise des eaux peu profondes à courant modéré et se développe préférentiellement sur les bancs de sable dans des lits modérément éclairés. Il se rencontre souvent en compagnie d'autres callitriches comme *Callitriche hamulata* et *C. platycarpa*. Ces deux dernières espèces se localisent alors dans le courant rapide. Dans les stations hypertrophes, *C. obtusangula* devient dominant et forme des herbiers denses dans lesquels des algues filamenteuses du genre *Vaucheria* s'enchevêtrent. Il prolifère dans les eaux proches de la neutralité et tamponnées (pH = 7,0; alcalinité = 425 $\mu\text{eq/l}$), et enrichies en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] = 170 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 150 \mu\text{g/l}$) des Vosges du Nord (figure 45). Sur le Rothbach, la faible diversité floristique (*C. obtusangula*, *C. hamulata*, algues filamenteuses) constitue une biomasse très importante. Sur la Moder, cours d'eau plus large, plus profond et surtout aux eaux plus minéralisées et au pouvoir tampon supérieur, *C. obtusangula* se développe au sein de groupements végétaux diversifiés comprenant *Ranunculus peltatus*, *Fontinalis antipyretica*, *Sparganium emersum*, *E. nuttallii*, *C. platycarpa*, *C. hamulata* et des algues filamenteuses (THIEBAUT et MULLER, 1995a).

Dans les ruisseaux ou petites rivières polluées par des déversements d'eau riches en matières organiques, *C. obtusangula* ne fleurit pas et manifeste une vitalité amoindrie. Il est difficile de savoir si cette réaction est liée au phénomène même de pollution organique ou à l'élévation de température qui l'accompagne généralement (DUVIGNEAUD et SCHOTSMAN, 1977).

- *Callitriche stagnalis*:

Cette espèce tolère un courant faible et semble quasi-indifférente aux températures changeantes et souvent assez élevées de ces habitats (SCHOTSMAN, 1972).

Ce callitriche se rencontre dans les Vosges du Nord, dans les anses des ruisseaux ou dans les fossés, là où le courant et la hauteur d'eau ne sont pas trop importants (fréquence: 26%). Il possède une large amplitude écologique vis-à-vis de la chimie (figure 45). Il colonise les milieux acides (R19: pH = 6,1) peu tamponné (R36: alcalinité = 110 $\mu\text{eq/l}$) à neutres et tamponnés (R47 et R52: pH = 7,2; alcalinité = 630 $\mu\text{eq/l}$). Il se développe dans les eaux oligotrophes (R19: $[\text{N-NH}_4^+] = 40 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 15 \mu\text{g/l}$) à hypertrophes (R47: $[\text{N-NH}_4^+] = 330 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 200 \mu\text{g/l}$). Il possède une grande amplitude écologique vis-à-vis de la minéralisation et de la trophie.

- *Callitriche platycarpa*:

Elle est considérée à l'instar de *C. obtusangula* comme rhéotolérante; ces espèces restent toutefois stériles sous ces conditions (SCHOTSMAN, 1972). Pour cet auteur, il est probable que *C. platycarpa* ne supporte pas un ensoleillement trop intensif et une

température élevée de l'eau; ce qui expliquerait son absence des berges et des zones en voie d'assèchement.

Dans les Vosges du Nord, *Callitriche platycarpa* est l'espèce de callitriche la plus répandue. Cette espèce se rencontre dans les eaux à courant très rapide à modéré (fréquence: 55%). Elle montre dans les Vosges du Nord, une amplitude écologique large vis-à-vis de la chimie (figure 45). Elle est observée du niveau oligo-mésotrophe (R4: $[N-NH_4^+] = 45 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 10 \mu g/l$) à mésotrophe, voire hypertrophe (R104: $[N-NH_4^+] = 450 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 550 \mu g/l$). *Callitriche platycarpa* est présent dans des stations eutrophes mais à minéralisation modérée (conductivité = $70 \mu S/cm$) au niveau de R43 et hypertrophes R50 ($[N-NH_4^+] = 160 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 120 \mu g/l$). Il accompagne alors *C. obtusangula*. Il peut se rencontrer avec *C. stagnalis* (présent au niveau du méandre du lit majeur) et de *C. hamulata*. Dans les secteurs perturbés par les rejets d'origine humains, la trophie augmente et cette espèce de callitriche entre en compétition avec *C. obtusangula*.

Dans les cours d'eau du bassin versant de la Haute Moder, *Callitriche obtusangula*, *C. hamulata* et *C. platycarpa* se rencontrent ensemble au stade "D" de la séquence de bioindication de l'eutrophisation. Ces communautés végétales présentes dans des eaux bien tamponnées, colonisent l'aval méso-eutrophe du Schwarzbach ($45 < [N-NH_4^+] < 70 \mu g/l$, $35 < [P-PO_4^{3-}] < 50 \mu g/l$), la Moder eutrophe ($130 < [N-NH_4^+] < 400 \mu g/l$, $110 < [P-PO_4^{3-}] < 200 \mu g/l$) et le Mittelbach (R58: $[N-NH_4^+] = 270 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 220 \mu g/l$) où quelques individus de *Callitriche obtusangula* ont été observés en 1996. Ces résultats ont été confirmés par les données de la littérature. En effet, SCHOTSMAN (1972) a montré que *C. obtusangula* s'installe surtout dans le courant ou dans les parties les plus profondes et souvent un peu ombragées; il gagne du terrain lorsque le niveau d'eau est assez élevé et la température modérée. *C. obtusangula* et *C. platycarpa* emplissent quelquefois en moins de trois ans des eaux limpides à courant calme. Ces populations denses font ralentir le courant et provoquent une accumulation de vase (SCHOTSMAN, 1972).

L'étude précise de l'écologie des différentes espèces de callitriches (facteurs limitants pour la croissance et le développement) nécessiterait de réaliser des expérimentations en conditions contrôlées de laboratoire (microcosmes...).

- Les élodées

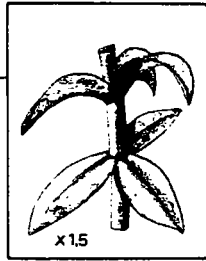
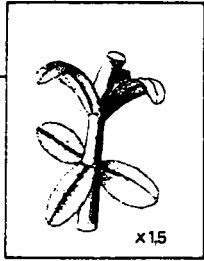
Deux espèces d'élodées sont présentes dans les Vosges du Nord: *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* (THIEBAUT *et al.*, 1997).

Originaire d'Amérique du Nord, *Elodea canadensis* a été introduite en Europe à partir de l'Irlande en 1836, trouvée en Angleterre en 1842 puis en France en 1845. Cette espèce est signalée pour la première fois en Lorraine en 1877 par GODRON (1877) et en Alsace en 1878 (Société d'étude de la Flore d'Alsace, 1982). Elle a dû s'introduire dans les Vosges du Nord à la fin du XIX^e ou au début du XX^e siècle (aucune donnée précise n'existe) et a progressivement colonisé la plupart des réseaux hydrographiques et est présente dans 15% des stations. Après un envahissement important au départ dans toute l'Europe tempérée, l'espèce a régressé suite à des mécanismes de compétition. La phase actuelle est celle de l'intégration d'*Elodea canadensis* dans les phytocénoses aquatiques (MERIAUX et GEHU, 1979).

Egalement originaire d'Amérique du Nord, *Elodea nuttallii* a été récoltée pour la première fois en Belgique en 1939 (LAMBINON *et al.*, 1993), puis en 1941 aux Pays-Bas et en Allemagne. En France, cette espèce a été observée d'abord en Alsace dans les

E. canadensis

E. nuttallii



ELODÉE DU CANADA
Elodea canadensis Michaux

15cm

in Dethioux (1989): *Espèces aquatiques des eaux courantes*

années 1950 (SELL, 1959; GEISSERT *et al.*, 1985). Sa présence a été ensuite notée dans le département de la Meuse (DE LANGHE et D'HOSE., 1974), puis dans celui des Ardennes, enfin dans ceux du Nord (MERIAUX et GEHU, 1979) et du Pas de Calais (MERIAUX, 1977). Dans les Vosges du Nord, la première observation est due à P. WOLFF (in ENGEL *et al.*, 1979). Actuellement, il se produit un envahissement des stations avec régression des autres espèces (fréquence 13%). Mais *Elodea nuttallii* peut, après une phase de forte extension, s'intégrer dans la végétation aquatique. En Europe, cette espèce se développe principalement dans les eaux eutrophes, riches en calcaire, moyennement polluées (WEBER-OLDECOP, 1977a). Les conséquences écologiques des introductions d'espèces ont été soulignées par HAURY et PATTEE (1997).

Dans les eaux courantes des Vosges du Nord, les deux espèces d'élodées se développent habituellement en compagnie de *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *Ranunculus peltatus* ainsi que d'espèces plus rares dans ce territoire comme *Myriophyllum alterniflorum*, *Oenanthe fluviatilis*, *Potamogeton alpinus* et *P. variifolius*. Des différences apparaissent toutefois dans la distribution géographique de ces deux espèces. Ainsi *Elodea canadensis* apparaît, sur une seule station (R15) en compagnie de *Potamogeton polygonifolius*. Les deux espèces d'élodées *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* n'ont été trouvées ensemble que sur une station du Falkensteinbach (R15) où quelques pieds d'*Elodea nuttallii* sont mélangés à des peuplements importants d'*Elodea canadensis* et sur la Moder (entre l'aval de Wingen-sur-Moder et l'amont de Wimmenau). La station R15 est atypique car les quelques individus de *Potamogeton polygonifolius* présents antérieurement, n'ont plus été observés en 1996, le cours d'eau étant colonisé par de vastes populations d'*Elodea nuttallii*.

Dans notre zone d'étude, *Elodea nuttallii* présente un vaste spectre trophique (figure 45), allant des cours d'eau mésotrophes (R42: $[N-NH_4^+] = 50 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 40 \mu g/l$) jusqu'aux rivières hypertrophes (R47: $[N-NH_4^+] = 330 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 200 \mu g/l$). *E. canadensis* (figure 45) colonise également les cours d'eau méso-eutrophes (R15: $[N-NH_4^+] = 85 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 40 \mu g/l$) à hypertrophes (R70: $[N-NH_4^+] = 175 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 180 \mu g/l$). Toutefois, *E. canadensis* voit son optimum de développement pour des eaux mésotrophes alors qu'*E. nuttallii* a son optimum de développement dans des eaux eutrophes (tableau XXVI). Plus fréquemment, *Elodea canadensis* se trouve dans le groupement "C" alors qu'*Elodea nuttallii* semble rencontrer son optimum dans le type "D" à *Callitriche obtusangula* (tableau XXVI).

Ainsi, l'extension des deux espèces introduites s'explique par leur large amplitude écologique vis à vis de la trophie. Leur propagation est facilitée par leur mode de reproduction (dérive des rameaux, boutures, plantules...). Leur maintien et leur développement sont possibles car les exigences écologiques vis à vis de la température et du milieu physique (profondeur, vitesse du courant, substrat) sont satisfaites.

MERIAUX et GEHU (1979) ont comparé des groupements végétaux dépourvus d'*Elodea nuttallii* et d'autres dans lesquels l'espèce introduite s'est implantée. Ils ont constaté que la compétition a surtout lieu avec *Elodea canadensis* et qu'une phase d'expansion d'*Elodea nuttallii* au Grand Marais d'Ecourt-St-Quentin (Pas de Calais) était en cours. D'autres travaux ont mis en évidence que l'extension d'*Elodea nuttallii* semble se faire au détriment d'*E. canadensis* (DUVIGNEAUD, 1976; LAMBINON *et al.*, 1993). *Elodea nuttallii* peut constituer à elle seule la strate inférieure d'une communauté végétale et s'opposer au développement des autres espèces. Ce pouvoir compétitif conduit à une diminution de la diversité floristique de la station et à terme, peut aboutir à une perte de la diversité biologique du cours d'eau. Ainsi dans les Vosges du Nord,

Elodea nuttallii s'est développée au détriment d'une espèce protégée régionalement *Myriophyllum alterniflorum*. Sur le Falkensteinbach (R15) *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* ont été observées ensemble. En 1993, quelques pieds d'*Elodea nuttallii* y étaient mélangés à des peuplements importants d'*E. canadensis*. Fin 1995, la situation s'est pratiquement inversée. L'essentiel de la compétition a donc lieu entre les deux espèces d'élodées et en faveur d'*Elodea nuttallii*. Ce phénomène a été également mis en évidence dans les cours d'eau de la plaine d'Alsace (ROBACH *et al.*, 1996a, ROLLAND, 1995).

L'expansion d'*Elodea nuttallii* au détriment d'*Elodea canadensis* dans les Vosges du Nord, s'explique par une eutrophisation croissante des milieux aquatiques. Cette dernière est plus compétitive vis à vis de l'absorption des orthophosphates mais aussi vis à vis de l'azote ammoniacal qu'*Elodea canadensis* (ROLLAND, 1995; ROLLAND *et al.*, 1995). De plus, il a été démontré en conditions de laboratoire que le développement d'*Elodea canadensis* est optimal dans le cas d'une alimentation nitrique stricte alors que celui d'*E. nuttallii* est maximal dans le cadre d'un apport combiné d'azote ammoniacal et d'azote nitrique en proportions équimolaires et en proportions fortement majoritaires d'ions ammonium (ROLLAND *et al.*, 1995). *Elodea canadensis* peut donc être considérée comme espèce "nitratophile", alors qu'*E. nuttallii* serait "ammoniophile". Le caractère "ammoniophile" d'*Elodea nuttallii* a été établi dans les systèmes lénitiques (OZIMEK *et al.*, 1993) et dans les systèmes lotiques (ROLLAND, 1995).

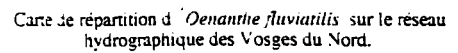
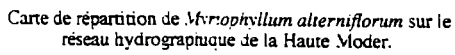
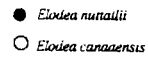
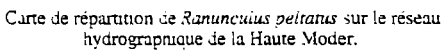
Elodea nuttallii présente des capacités d'accumulation du phosphore plus importantes qu'*E. canadensis*, ce qui la rendrait plus compétitive en milieu eutrophe et pourrait, en partie expliquer la distribution des deux espèces d'élodées (ROBACH *et al.*, 1995a et b, 1996 a et b). Le cycle biologique ne fait que déplacer le phosphore du compartiment eau vers le compartiment plante en absence de faucardage et de récolte des plantes. Cela peut se traduire par une diminution temporaire de la trophie de l'eau, suite au stockage du phosphore dans les végétaux. Cependant, lors des premiers stades de la décomposition des plantes, une grande quantité de nutriments peut être libérée et contribuer ainsi à augmenter les apports en phosphore dans le milieu. Ce phénomène peut provoquer une eutrophisation du milieu dont l'intensité dépend de la forme chimique sous laquelle sont évacués les nutriments (complexés à de la matière organique ou en tant que minéraux). Lorsque les hydrophytes ont stocké une forte quantité de nutriments dans leurs tissus et que ces derniers sont libérés sous forme minérale lors de la sénescence des macrophytes, le niveau trophique augmente et permet l'installation d'espèces eutrophes. Ceci expliquerait la présence des phytocénoses même dans des eaux dont les teneurs de phosphore et d'azote ammoniacal sont temporairement faibles (exemple de la plaine d'Alsace du Steingriengiessen, du Schütz) où *Elodea nuttallii* est présente malgré des niveaux trophiques de l'eau faibles.

- La renoncule peltée

*** *Ranunculus peltatus*:**

Cette espèce est largement répandue dans les Iles Britanniques, sur le littoral atlantique jusqu'au Cap Nord et littoral baltique de Scandinavie et jusqu'en Méditerranée (DELVOSALLE *et al.*, 1970). Son aire de répartition est moins atlantique et littorale que celle de *R. penicillatus*. La détermination de cette renoncule n'est pas toujours aisée. Il peut exister des confusions taxonomiques avec *Ranunculus penicillatus*. Dans le Nord de la France, la plante se développe dans les eaux calmes, peu profondes et peu minéralisées (GEHU et MERIAUX, 1981).

Dans les Vosges du Nord, *Ranunculus peltatus* est modérément présente (fréquence: 21%). La renoncule apparaît dans les eaux acides (R19: pH = 6,1)



oligotrophes (R19: $[N-NH_4^+] = 40 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 15 \mu g/l$). Toutefois, elle forme des herbiers denses dans les cours d'eau hypertrophes (R47: $[N-NH_4^+] = 330 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 200 \mu g/l$). Elle a une large amplitude écologique vis-à-vis de la trophie (figure 45). Son optimum de développement est atteint dans les eaux neutres (pH = 6,9), tamponnées (alcalinité = 380 $\mu eq/l$) et eutrophes ($[N-NH_4^+] = 100 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 65 \mu g/l$).

- Quelques espèces rares:

*** *Myriophyllum alterniflorum*:**

C'est une espèce des eaux neutres (pH = 7,1) et tamponnées (alcalinité = 370 $\mu eq/l$) du réseau hydrographique des Vosges du Nord (figure 45). Actuellement, elle est en cours de régression, puisqu'une seule petite station subsiste sur le Schwarzbach (R42) dans des eaux neutres minéralisées (pH = 6,9; alcalinité = 310 $\mu eq/l$), mésotrophes ($[N-NH_4^+] = 50 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 40 \mu g/l$). Deux sites (R32, R39) forment des belles populations dans la partie aval méso-eutrophe de la Zinsel du Nord ($[N-NH_4^+] = 85 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 50 \mu g/l$). Elle est par ailleurs abondante dans l'étang de Hanau.

*** *Oenanthe fluviatilis***

Dans les Vosges du Nord, elle est actuellement connue dans le Schwarzbach (R10, R42, R43), dans le Falkensteinbach (R100) et dans deux stations de la Zinsel du Nord (R32, R39). Elle se développe dans des eaux neutres (pH = 7,0) tamponnées (alcalinité = 400 $\mu eq/l$), méso-eutrophes ($[N-NH_4^+] = 105 \mu g/l$, $[P-PO_4^{3-}] = 50 \mu g/l$).

3.1.4.2. RELATIONS ENTRE LES ALGUES FILAMENTEUSES ET LA QUALITE DE L'EAU

L'échantillonnage des algues benthiques des milieux lotiques pose de multiples problèmes résumés par WHITTON (1975). La rapidité du développement de ces organismes nécessite des prélèvements à intervalles très rapprochés, protocole qui n'a pas été appliqué dans ce travail. La validité de l'échantillonnage est conditionnée par la stabilité des conditions hydrologiques, une augmentation soudaine du débit consécutive à un épisode pluvieux provoquant un "effet de chasse" auquel les algues à thalle macroscopique sont sans doute d'autant plus sensibles qu'elles offrent une plus grande surface à l'action du courant.

Les observations réalisées dans les Vosges du Nord montrent que le développement algal est un phénomène essentiellement estival. Ces résultats sont concordants avec ceux relevés dans la bibliographie.

3.1.4.2.1. Algues filamenteuses et intensité lumineuse

Les espèces macroscopiques se développant mieux pour des intensités lumineuses faibles sont des Rhodophytes (*Batrachospermum sp.*), ce qui s'expliquerait par la présence de pigments supplémentaires leur conférant un avantage adaptatif vis à vis de la lumière. Cette algue a été observée au début du printemps (mars-avril) et à l'automne (novembre) sur quelques cours d'eau des Vosges du Nord.

3.1.4.2.2. Algues filamenteuses et température

WHITFORD et SCHUMACHER (1963, in NAULEAU 1988) ont dressé une liste des températures optimales de développement pour différentes espèces des rivières de Caroline du Nord. Dans les Vosges du Nord, les eaux ont des variations de température saisonnières importantes (températures $T = 1$ à $2^\circ C$ en hiver, $T = 18^\circ C$ en été).

La plupart des algues macroscopiques (*Vaucheria sp*, *Ulothrix sp*, *Draparnaldia sp*, *Oedogonium kurzii*) ont leur maximum de développement pour des températures comprises entre 15 et $20^\circ C$. Cette gamme de température, correspondant aux

températures rencontrées dans l'aire d'étude au printemps et en été, pourrait être un élément de réponse à la présence de *Vaucheria sp.* et d'*Oedogonium sp.* Diverses observations indiquent que *Vaucheria sp.* supporte des températures faibles: à titre d'exemple, sur le Mittelbach (R58) cette algue était présente en janvier 1994 et 1995. Les grandes espèces de *Spirogyra sp.* se développent mieux pour des températures supérieures à 20 °C.

Ainsi sur le secteur d'étude, *Draparnaldia sp.* a été déterminé une seule fois en novembre 1995 (R1) et *Spirogyra sp.* a proliféré en été 1995 sur une station (R34). L'année 1995 se caractérise par un début d'été très chaud ($T_{\text{moyenne juillet 93}} = 17,1$ °C; $T_{\text{moyenne juillet 95}} = 20,1$ °C) et par un bel automne ($T_{\text{moyenne octobre 93}} = 8,3$ °C, $T_{\text{moyenne novembre 93}} = 1,3$ °C; $T_{\text{moyenne octobre 95}} = 13,2$ °C, $T_{\text{moyenne novembre 95}} = 4,1$ °C). Ces conditions climatiques pourraient expliquer les changements de genre d'algues en 1995 par rapport aux années précédentes. Ces résultats sont cependant trop fragmentaires pour être généralisés.

3.1.4.2.3. Algues filamenteuses et vitesse du courant

Le débit intervient dans la distribution des algues à la fois par son rôle mécanique (intensité du courant) et par son rôle trophique (flux de nutriments véhiculés). *Vaucheria sp.* est présent dans des situations variées de courant (NAULEAU, 1988). NAULEAU et PAILLARD (1984) ont observé *Spirogyra sp.* exclusivement dans les zones d'eau morte le long des berges, tandis que *Tribonema sp.* est localisé dans les courants faibles.

3.1.4.2.4. Algues filamenteuses et niveau trophique

Dans les Vosges du Nord, les stations hypertrophes renferment en général *Vaucheria sp.*, *Oedogonium sp.* ou *Bimuclearia sp.* L'apport d'éléments eutrophisants se traduit par des développements importants d'algues filamenteuses. Ainsi, *Nitella flexilis*, characée liée aux fortes teneurs en nutriments, est présent à l'aval de piscicultures (R1, R70) ou de rejets domestiques (R49). Toutefois, la présence d'algues ne traduit donc pas forcément un stade "hypertrophe". Il existe des algues d'eau douces spécifiques des milieux oligotrophes ou catharobes (*Batrachospermum sp.*, *Tetraspora cylindrica*).

Les genres d'algues sont très ubiquistes. Ils se développent à la fois pour des concentrations faibles et élevées en nutriments dans l'eau. Comme de nombreux genres d'algues, *Vaucheria sp.* assimilerait plus vite NH_4^+ que NO_3^- . D'autre part, sa présence et son abondance augmenteraient avec la teneur en P dans l'eau. L'enrichissement en azote et phosphore favorise le développement de *Spirogyra sp.* et *Oedogonium sp.*, algues responsables de la régression des hydrophytes (PHILLIPS *et al.*, 1978, in NAULEAU 1988). Le rôle exclusif du phosphore dans les proliférations d'algues est cependant à relativiser. En effet, il n'est pas le seul responsable des forts recouvrements (GRASMUCK, 1994). Les nitrates ne constituent pas un facteur limitant de la croissance des algues en eau douce. *Vaucheria sp.*, préférerait les teneurs en azote nitrique relativement élevées ($[\text{N-NO}_3^-] > 0,50$ mg/l), ce qui est en concordance avec nos données.

3.1.4.2.5. Algues filamenteuses et minéralisation

Le genre d'algues *Cladophora* n'a été observé dans aucune station de l'aire d'étude. Il est absent lorsque la conductivité est inférieure à 100 $\mu\text{S/cm}$ (GRASMUCK, 1994). Son pourcentage de recouvrement augmente avec l'accroissement de la teneur en azote ammoniacal dans l'eau mais diminue pour une concentration supérieure à 0,50 mg/l (GRASMUCK, 1994). Son absence dans les cours d'eau des Vosges du Nord pourrait être due à la trop faible minéralisation des ruisseaux.

L'abondance des algues filamenteuses est liée à une minéralisation moyenne à très élevée (sauf *Oedogonium sp.*, *Ulothrix sp.*). Les algues filamenteuses telles *Vaucheria sp.*, *Oedogonium sp.* et *Ulothrix sp.* sont présentes pour une large gamme de conductivité ($100 < \text{conductivité} < 2500 \mu\text{S/cm}$; GRASMUCK, 1994). Les algues sont absentes ou peu abondantes si la concentration en calcium est trop faible ($[\text{Ca}^{2+}] < 10 \text{ mg/l}$; GRASMUCK, 1994). Ces résultats sont confirmés par la littérature. Ceci pourrait expliquer pourquoi aucun développement d'algues n'est signalé dans les stations (R14, R104) hypertrophes mais peu minéralisées ($[\text{Ca}^{2+}] < 10 \text{ mg/l}$). Le calcium aurait un rôle métabolique considérable. Quand les teneurs en calcium sont faibles, il peut être observé macroscopiquement une perte de coloration et microscopiquement une rupture de la membrane entraînant des fuites du contenu cytoplasmique (WHITTON, 1970; NAULEAU, 1988).

3.1.4.2.6. Algues filamenteuses et substrat

WHITTON (1975) rappelle que le substrat influence la colonisation par les organismes du fait de sa structure, de sa texture, et de sa composition chimique.

Dans les Vosges du Nord, aucune relation ne se dégage entre la nature du substrat et les algues présentes.

Le caractère ubiquiste des genres d'algues vient sans aucun doute de l'amalgame des différentes espèces les constituant. La présence de certains genres d'algues *Spirogyra sp.*, *Oedogonium sp.*, peut être caractéristique des groupements végétaux diversifiés et riches où algues et macrophytes coexistent avec un développement optimum au printemps pour les algues et en été pour les macrophytes (TEN CATE *et al.*, in NAULEAU, 1988). La notion de variations saisonnières est donc à prendre en compte dans l'étude des algues.

En conclusion, le développement algal est un phénomène essentiellement estival; ces végétaux ayant besoin d'une température relativement élevée pour assurer leur métabolisme de base et pour se reproduire. L'amplitude écologique des algues filamenteuses *Oedogonium sp.*, *Vaucheria sp.*, *Binuclearia sp.* vis-à-vis de la trophie est large (niveau mésotrophe à hypertrophe); un enrichissement en éléments nutritifs stimulant leur développement. Ces algues ont une grande tolérance vis-à-vis des teneurs en calcium, un seuil trop bas pouvant néanmoins constituer un facteur limitant. Nos premières données sont insuffisantes pour leur conférer une valeur bioindicatrice très précise en raison des difficultés de détermination jusqu'à l'espèce, en absence d'organes reproducteurs et suite aux fortes variations saisonnières des peuplements. Toutefois, dans la mesure où tout enrichissement en nutriments favorise la prolifération des algues, il n'est pas étonnant de les retrouver dans les stations hypertrophes "B2, C2 et D2" des Vosges du Nord.

3.1.4.3. RELATIONS ENTRE LES BRYOPHYTES ET LA QUALITE DE L'EAU

Les communautés bryophytiques sub-aquatiques (c-a-d vivant sur les berges) ne sont pas prises en compte dans notre interprétation car elles ne sont pas soumises en permanence aux conditions d'immersion.

Les bryophytes, exception faite des sphaignes, sont sous-représentés sur notre secteur d'étude pour des raisons liés à la morphométrie des ruisseaux (absence ou rareté des substrats rocheux), à l'exploitation forestière (ensablement). L'ensablement important des cours d'eau ne favorise ni l'installation ni le développement des bryophytes aquatiques. Les bryophytes, exception faite de *Sphagnum sp.*, sont très sensibles aux teneurs élevées en matière organique dissoute (EMPAIN, 1973; EMPAIN *et al.*, 1980).

Cela pourrait expliquer leur absence dans les zones amont tourbeuses (R1, R2, R17, R20, R51, R75). Il paraît par conséquent difficile d'établir une typologie des cours d'eau basée essentiellement sur leur présence. Ces problèmes seront abordés de manière plus détaillée dans la partie consacrée à l'acidification.

3.1.4.3.1. Distribution spatiale des communautés bryophytiques

Dans le réseau hydrographique du Schwarzbach, les zones amont (tourbière) de type "A" sont colonisées par les sphaignes (R2, R20, R75). Ces stations possèdent une faible diversité floristique (nombre d'espèces de végétaux réduit). Dès que la minéralisation augmente, le cortège bryophytique se diversifie. *Chiloscyphus polyanthus* y apparaît (R42, R43).

Une zonation sommaire des bryophytes en fonction de la minéralisation et de la trophie se dégage sur le Rothbach. *Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthus* et *Riccardia chamaedryfolia* constituent le groupement fontinal d'amont (R3). Ce cortège s'enrichit quelques centaines de mètres plus loin de *Fontinalis antipyretica* (R36, R53). L'augmentation trophique et saprobique à l'aval de la pisciculture se traduit par le changement progressif des communautés de bryophytes avec l'apparition d'une espèce caractéristique des eaux minéralisées, bien tamponnées: *Fissidens crassipes* (R34, R50, R70). Les niches écologiques sont progressivement habitées par d'autres espèces. *Fontinalis antipyretica* et *Scapania undulata* sont ainsi remplacés par *Amblystegium riparium*, mousse manifestement favorisée par le niveau trophique élevé (HAURY et MULLER, 1991). En revanche dans les rivières phréatiques alsaciennes, *Amblystegium riparium* est présente dans des eaux mésotrophes (CARBIENNER *et al.*, 1990).

Dans les autres cours d'eau, peu de bryophytes sont présents. *Scapania undulata* colonise quelques blocs pierreux du Falkensteinbach (R7). Cette hépatique se retrouve également sur les affluents de la Zinsel du Nord dans les zones des sources.

3.1.4.3.2. Auto-écologie dans les Vosges du Nord de quelques espèces de bryophytes

Relations entre les bryophytes et la minéralisation de l'eau:

La distribution des principales espèces de bryophytes en fonction du pH, de l'alcalinité, de l'azote ammoniacal et des orthophosphates est illustrée par la figure 47.

Les sphaignes sont présentes dans le lit des ruisselets à courant très lent, qui traversent les tourbières et les zones tourbeuses (R2, R17, R20, R51, R75). Ces bryophytes sont capables de supporter des conditions fortes d'acidité (R75: pH = 5,4) et des eaux riches en acides organiques et peu minéralisées (R75: alcalinité = 50 $\mu\text{eq/l}$).

Scapania undulata colonise quelques blocs pierreux du Falkensteinbach (R7), du Rothbach amont (R3, R34, R36, R49, R50, R53) et du Schwarzbach (R19). Cette hépatique se retrouve également sur les affluents de la Zinsel du Nord dans les zones des sources (amont de R26, R27, R28). Mais, dans le réseau hydrographique du Schwarzbach, la zone amont (tourbière) est dépourvue de *Scapania undulata* (R20, R75). Cette espèce est présente dans les eaux acides peu minéralisées "A" et "B" (R19: pH = 6,1; alcalinité = 130 $\mu\text{eq/l}$) et dans des eaux faiblement acides relativement minéralisées "C" et "D" (R34-R50: pH = 6,8; alcalinité = 260 $\mu\text{eq/l}$). Dans la littérature, *Scapania undulata* est considéré comme une espèce possédant une large amplitude écologique vis à vis du pH, de l'alcalinité et des métaux (WHITTON *et al.*, 1982; SATAKE *et al.*, 1989; TREMP et KOHLER, 1991b, 1993; STEPHENSON *et al.*, 1995). Ces données sont conformes à nos résultats.

Chiloscyphus polyanthus se développe dans les eaux peu acides "B" (pH = 6,5; alcalinité = 125 $\mu\text{eq/l}$) du Rothbach amont (R36, R53) et dans les eaux minéralisées et neutres "C" et "D" (pH = 7,0; alcalinité > 300 $\mu\text{eq/l}$) des stations situées à l'aval (R34, R42, R43). Des travaux allemands (TREMP et KOHLER, 1991b, 1993) ont montré que cette hépatique ne supportait pas les eaux peu tamponnées, à pH bas. Cette dernière est inféodée à des eaux proches de la neutralité.

Rhynchostegium riparioides se rencontre de "B" à "D", dans les eaux acides peu minéralisées (R19: pH = 6,1; alcalinité = 130 $\mu\text{eq/l}$) à neutres et minéralisées (R43: pH = 7,1; alcalinité = 400 $\mu\text{eq/l}$). Cette espèce largement distribuée dans le monde entier a fait l'objet de nombreuses études (WHITTON *et al.*, 1982; WEHR et WHITTON, 1986; KELLY et WHITTON, 1987; TREMP et KOHLER, 1991b, 1993; CLAVERI, 1995). Elle est décrite comme espèce des eaux faiblement acides à neutres. Ces données sont conformes aux observations réalisées dans les Vosges du Nord.

Fontinalis antipyretica est observée du stade "B" (R36, R53) au stade "D" (R47, R52, R70) dans l'ensemble des cours d'eau, exception faite du Mittelbach. Son absence est alors liée à des conditions mésologiques (ensablement important du ruisseau). Il semble posséder une large amplitude écologique vis à vis du pH ($6,4 < \text{pH} < 7,2$), de la minéralisation ($110 < \text{alcalinité} < 630 \mu\text{eq/l}$) et de la trophie ($40 < [\text{N-NH}_4^+] < 330 \mu\text{g/l}$, $25 < [\text{P-PO}_4^{3-}] < 200 \mu\text{g/l}$).

Relations entre les bryophytes et le niveau trophique

Deux espèces de mousses semblent inféodées à des teneurs en nutriments élevées (figure 47).

Amblystegium riparium, espèce notée ponctuellement sur un site de "C" (R42) et abondamment sur le Rothbach aval classé en "D" (R34, R50, R70). Cette mousse colonise des eaux mésotrophes (R42: $[\text{N-NH}_4^+] = 50 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 40 \mu\text{g/l}$) et surtout hypertrophes (R70: $[\text{N-NH}_4^+] = 175 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 180 \mu\text{g/l}$). Elle peut être considérée comme un indicateur de pollution organique (HAURY et MULLER, 1991).

Fissidens crassipes est décrit sur le Rothbach aval (R34, R50, R70) dans les eaux hypertrophes (R70: $[\text{N-NH}_4^+] = 175 \mu\text{g/l}$, $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 180 \mu\text{g/l}$).

3.1.4.4. RELATIONS ENTRE LES PHANEROGAMES ET LES VARIATIONS TEMPORELLES DE LA QUALITE DE L'EAU

3.1.4.4.1. Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques

Selon les saisons, les végétaux ne sont pas dans les mêmes conditions hydrauliques et mésologiques, les teneurs en nutriments et en minéraux varient. Des variations saisonnières de la minéralisation et de la trophie au sein de chaque unité végétale et entre les 4 groupements de macrophytes aquatiques ont été mises en évidence (tableau XXVIII et XXIX).

Variations saisonnières inter-groupements

Le pH augmente pendant la phase de développement de la végétation (fin juin à août) car il est lié à l'activité photosynthétique et à la concentration en CO_2 dissous dans l'eau. L'augmentation de la conductivité en janvier sur certains sites peut être attribuée au salage des routes suite à l'enneigement, activité qui induit une hausse des teneurs en chlorures et en sodium dans les eaux et par conséquent de la conductivité. L'alcalinité ne varie que peu pour les stations aval bien tamponnées. En revanche, les sites localisés au niveau des sources voient en général, leur pouvoir tampon s'effondrer en hiver suite à des

pics d'acidité dus aux précipitations acides. Ces variations de l'alcalinité seront davantage précisées dans la partie consacrée à l'acidification.

En hiver, les concentrations très élevées en azote ammoniacal des stations "A" peuvent s'expliquer par la décomposition lente de la litière qui, par écoulement hypodermique et par ruissellement, pourrait apporter des quantités importantes de nutriments. D'autre part, les précipitations atmosphériques renferment de l'azote qui serait en partie responsable de "l'eutrophisation" relative de ces eaux (THIMONIER, 1994; DAMBRINE *et al.*, 1994). A titre d'exemple, les dépôts annuels d'azote total sous couvert à La Petite Pierre sont de 13 kg/ha, alors que la moyenne de ces dépôts dans le massif vosgien est de 8,9 kg/ha (BONNEAU *et al.*, 1992). Les stations situées à l'aval "C et D" n'ont que peu d'apports azotés atmosphériques et ne sont que faiblement végétalisées en cette saison.

En période maximale de croissance (fin du printemps et juin plus particulièrement), les plantes apparaissent et utilisent l'azote du milieu pour leur développement. Ces prélèvements conduisent à une diminution des concentrations moyennes en azote ammoniacal.

L'augmentation en août des concentrations en orthophosphates sur l'ensemble des cours d'eau pourrait être due à la remobilisation du phosphate sous l'effet des températures estivales élevées. Les sites de types "B", "C" et "D" qui subissent un étiage sévère, connaissent par effet de concentration des pics importants de nutriments. En revanche, les végétaux des stations "A" dont la biomasse est importante (R2, R7, R16) prélèvent le phosphore pour assurer leur nutrition, ce qui provoque une baisse significative des concentrations en phosphore, diminution d'autant plus marquée que la pluviométrie est faible en août.

En novembre, bien que les macrophytes en phase de sénescence relarguent des nutriments, les fortes pluies automnales (station Moutherhouse: précipitations moyennes = 127 mm en septembre, 88 mm en octobre) par rapport à l'été (station Moutherhouse: précipitations moyennes = 43 mm en juin, 50 mm en août) conduisent à une dilution des teneurs en éléments nutritifs (diminution des concentrations en azote ammoniacal et en orthophosphates).

Variations saisonnières intra-groupement

Les regroupements par unités végétales peuvent masquer des variations saisonnières en nutriments, particulièrement importantes pour les stations les plus perturbées par l'activité anthropique. Au sein des groupements végétaux, les stations dont les fluctuations saisonnières sont particulièrement nettes, sont alimentées en général par les eaux usées ou sont situées à l'aval de piscicultures (figure 43b).

3.1.4.4.2. Variations inter-groupements inter-annuelles des principaux paramètres physico-chimiques

Variations saisonnières inter-annuelles

Dans les cours d'eau faiblement minéralisés et relativement peu chargés en nutriments, des variations moyennes saisonnières inter-annuelles ont été mise en évidence (tableau XXIX). Ces résultats montrent qu'au sein de chaque unité végétale, il existe des variations inter-annuelles saisonnières assez nettes pour les nutriments. En effet, les variations d'une année sur l'autre des teneurs saisonnières en nutriments s'expliquent en partie par les fluctuations climatiques annuelles (pluviométrie). L'impact des précipitations dépend à la fois de la dynamique hydraulique du ruisseau (débit) et de la mésologie (largeur, profondeur). Lors des violents orages, les nutriments sont relargués

également par le sédiment et de l'azote est apporté par les précipitations atmosphériques. Ce phénomène a été particulièrement vérifié en 1993 et 1994 où les conditions météorologiques ont été sensiblement différentes en juin (52 mm en 1993 et 66 mm en 1994) et en août (40 mm en 1993 et 51 mm en 1994). Les faibles teneurs en nutriments dans les eaux en juin 1995 par rapport à juin 1994 peuvent être attribuées aux conditions météorologiques différentes (1994: précipitations de 66 mm, 1995: précipitations de 45 mm à La Petite Pierre). Les fortes pluies de juin 1994 ont pu provoquer le relargage des nutriments du sédiment (azote ammoniacal essentiellement). De même, les fortes pluies de janvier 1995 (précipitations de 171 mm à La Petite Pierre) ont contribué par effet de dilution, à une diminution des concentrations en nutriments par rapport à janvier 1993 (précipitations de 82 mm à La Petite Pierre).

Les fluctuations inter-annuelles sont liées aux précipitations atmosphériques et au débit variable des cours d'eau. Aussi, l'étude des fluctuations saisonnières des paramètres physico-chimiques nécessiterait de faire un suivi régulier afin de prendre en compte le débit et la pluviométrie.

La seule station de mesures des débits se trouve en plaine d'Alsace (Schweighouse-sur-Moder) et il n'est pas possible d'en utiliser les données. Aussi, une campagne de mesures des débits a été menée en octobre 1995 sur l'ensemble du secteur d'étude. Elle a permis d'obtenir des valeurs indicatives et de classer sommairement les stations. Il est difficilement envisageable de programmer systématiquement à chaque passage une campagne de mesures de débits car cette méthode est exigeante en temps et en équipements.

Variations inter-annuelles

Les variations inter-annuelles de la conductivité et de l'alcalinité sont étroitement corrélées à la pluviométrie et à l'hydrologie. En période d'étiage, les teneurs en éléments minéraux dissous sont élevées par effet de concentration alors qu'en période de hautes eaux, elles sont plus faibles par effet de dilution.

En conclusion, il apparaît que les variations spatiales des principaux facteurs physico-chimiques inter-groupements végétaux sont plus importantes que leurs variations temporelles.

3.1.5. APPLICATION AU MONITORING DE LA QUALITE DE L'EAU ET COMPARAISONS AVEC D'AUTRES TERRITOIRES

3.1.5.1. UTILISATION DE L'ECHELLE DE BIOINDICATION DE L'EUTROPHISATION PAR LES MACROPHYTES AQUATIQUES POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU DES RUISSEAUX DES VOSGES DU NORD

D'amont vers l'aval, les cours d'eau des Vosges du Nord se minéralisent et se chargent en nutriments. Parallèlement à cette neutralisation, à cette minéralisation et cette eutrophisation progressive des eaux, le cortège floristique se modifie et la diversité spécifique augmente.

Les hydrophytes de type "A" se localisent généralement en têtes de bassin versant, les hydrophytes de type "B" à l'aval des premiers hameaux, les hydrophytes de type "C" et "D" à l'aval des villages. Les hélophytes se répartissent également selon une zonation amont (unités végétales "A" et "B") - aval (unités végétales "C" et "D"). Cette distribution des macrophytes aquatiques (hydrophytes + hélophytes) le long d'un gradient de minéralisation et d'eutrophisation est définie comme séquence "normale" de bioindication de l'eutrophisation des cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. Toutefois, la séquence "A→B→C→D", reflétant l'évolution normale de la végétation de ces rivières de l'amont vers l'aval sous l'influence des facteurs abiotiques, est souvent accélérée et perturbée par des activités humaines. En particulier, l'apparition précoce d'un type "C" ou "D" dans des eaux encore relativement acides et peu minéralisées (correspondant normalement à des types moins évolués) révèle une eutrophisation anthropique manifeste.

Dans certains cas, les phénomènes d'auto-épuration et d'apport d'eau de source dans les ruisseaux peuvent conduire à une amélioration de la qualité de l'eau se traduisant par la séquence inversée "C→B" (ex: ruisseau de Bitscherthal; MULLER, 1990)

- Le Schwarzbach est un ruisseau à séquence complète "A→B1→C1→D1" (figure 48). D'amont en aval les eaux du Schwarzbach se minéralisent et se chargent en nutriments.

Un affluent, le Muhlenenthal, perturbé par les rejets d'un camping et d'étangs se jette dans la rivière à Sturzelbronn (R10). Aucune pisciculture n'est installée sur la rivière. Entre Dambach (R42) et Wineckerthal (R43), une station d'épuration de type lagunage fonctionne. Au niveau de Sturzelbronn (R10), *Elodea canadensis* est présent. Au niveau de Dambach, cette élodée, qui était présente au début des années 1980 (MULLER, communication personnelle) est remplacée par une autre espèce d'élodée *E. nuttallii*. *Elodea nuttallii* a colonisé la partie aval méso-eutrophe de la rivière au détriment de *Myriophyllum alterniflorum*.

Les affluents du Schwarzbach présentent généralement une séquence "A→B1".

* Le Rothenbach situé en milieu forestier, oligotrophe à l'amont de l'Etang du Tabac (R2) où *Potamogeton polygonifolius* abonde, se charge légèrement en nutriments et en minéraux plus à l'aval (R4). *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa*, *C. stagnalis* apparaissent alors.

* Le Neudorfelbach prend sa source au niveau d'une tourbière (R20). *Potamogeton polygonifolius* est présent dans les eaux acides (pH = 5,6) peu minéralisées ($[\text{HCO}_3^-] = 80 \mu\text{eq/l}$) oligo-mésotrophes ($[\text{N-NH}_4^+] = 65 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 15 \mu\text{g/l}$) de la tourbière (R20) et au niveau de sa confluence avec le Schwarzbach (R19). Cette dernière station moins acide (pH = 6,1) et davantage minéralisée ($[\text{HCO}_3^-] = 130 \mu\text{eq/l}$),

renferme des teneurs en nutriments similaires à celles mesurées au niveau de la source ($[N-NH_4^+] = 40 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 15 \mu g/l$). Elle est colonisée par *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa* et *C. stagnalis*.

- **Le Falkensteinbach** est un ruisseau à séquence incomplète "B2→C1" (figure 49). La minéralisation (conductivité, alcalinité et pH) augmente de l'amont vers l'aval. A l'amont (R1) les rejets des bassins de pisciculture sont à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau, qui se traduit par la présence concomitante de *Potamogeton polygonifolius*, de *Callitriche platycarpa*, *C. hamulata*, *C. stagnalis* et d'algues filamenteuses (*Vaucheria sp.*, *Oedogonium sp.*, *Binuclearia sp.* et *Nitella flexilis*). Ces algues sont réputées indicatrices de niveau trophique élevé.

Les affluents du Falkensteinbach sont en général de meilleure qualité au niveau des sources (affluent I de type "A→B1", affluent II de type "A→A", affluent III à séquence accélérée "A→C2").

* **L'affluent I** (ruisseau du Waldeck) est oligotrophe à l'amont de l'Etang de Hanau (R7). La station située à l'aval de l'étang de Hanau (R14), après un camping et une station de lagunage, possède des teneurs très élevées en nutriments. La dégradation de la qualité de l'eau se manifeste par l'apparition de *Callitriche platycarpa* et par une population réduite à quelques individus de *Potamogeton polygonifolius*, alors que la population de *P. polygonifolius* est importante à l'amont (R7).

* **L'affluent II** (ruisseau de l'Etang de Lieschbach) contient des teneurs en orthophosphates très élevées à l'aval (R16: $[P-PO_4^{3-}] = 130 \mu g/l$) par rapport à l'amont (R17: $[P-PO_4^{3-}] = 25 \mu g/l$). Les concentrations en azote ammoniacal n'augmentent que peu sur cet affluent. Aucune corrélation entre ces orthophosphates et une activité humaine n'a encore pu être dégagée. Toutefois, les concentrations élevées en orthophosphates semblent favoriser le développement de *Potamogeton polygonifolius* qui réduit à quelques individus à l'amont (R17), forme des peuplements importants à l'aval (R16).

* **L'affluent III** est un ruisseau à séquence accélérée. Le site de type "C2" (R59) aux concentrations considérables en nutriments, se définit par des caractéristiques mésologiques et des hélophytes types des zones amont et par l'absence de *Potamogeton polygonifolius*. Quelques centaines de mètres en amont de R59, le site de type "A" (R60) possède une belle population de *Potamogeton polygonifolius*. Entre ces deux lieux de prélèvements des bassins de piscicultures rejettent dans le ruisseau.

- **La Zinsel du Nord** traverse des agglomérations dans sa partie amont et tout un chapelet d'étangs liés au passé industriel de la vallée. Un accroissement des concentrations en nutriments et en cations s'observe de l'amont vers l'aval. Le cours principal est mésotrophe (R8, R32, R39) et de type "C1" (figure 50). Les affluents sont de qualité supérieure, mais amorcent une détérioration qui semblent être liée à la présence d'étangs. La différence de minéralisation entre les affluents et le cours principal s'explique par leur nature géologique dissemblable. En effet, la Zinsel du Nord prend sa source sur grès bigarré plus riches en minéraux que le grès vosgien. La station amont R8 est ainsi relativement minéralisée (pH = 7,0; conductivité = $68 \mu S/cm$, $[HCO_3^-] = 450 \mu eq/l$). Les trois affluents étudiés prennent leur source sur le grès vosgien, plus pauvre en minéraux (pH < 6,7; conductivité < $50 \mu S/cm$; $[HCO_3^-] < 270 \mu eq/l$). La présence en amont d'étangs se traduit par une augmentation des teneurs en azote ammoniacal et semble favoriser le développement de *Callitriche platycarpa*.

- **Le Rothbach** est un ruisseau à séquence "A→B1→C2→D2" (figure 51). Les paramètres de minéralisation sont relativement constants tout le long du ruisseau; ils augmentent de manière importante à l'aval du cours d'eau (R70). La situation topographique des points (R50 et R34) en amont de toute agglomération n'est pas en correspondance avec leurs fortes teneurs en nutriments. Les hélophytes présents correspondent aux unités d'amont "A et B", alors que les communautés d'hydrophytes traduisent un stade "D". La zonation oligotrophe-hypertrophe s'amorce très rapidement et ne correspond pas à l'évolution spatiale du pH et de la conductivité. Le classement en type "D" est dû à la présence de *Callitriche obtusangula* et aux forts taux de nutriments ($[N-NH_4^+] > 100 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] > 80 \mu g/l$). La cause essentielle d'enrichissement en azote ammoniacal du cours d'eau a pour origine des activités anthropiques (rejets domestiques, piscicultures) et un pâturage intensif. La présence très abondante de *Nitella flexilis* et la disparition de *Potamogeton polygonifolius* (R49) est certainement corrélée aux rejets domestiques. Le traitement des eaux usées en aval ne permet pas d'améliorer la situation.

Ce ruisseau est considéré comme cours d'eau à séquence accélérée par rapport au Schwarzbach (figure 48). Sur le Rothenbach, affluent du Schwarzbach, il existe des secteurs de rivières pratiquement inaltérés (groupements "A" et "B") sur des distances de plus de 5 km alors que sur le Rothbach, seulement 3 kilomètres séparent le groupement "A" du groupement "D2" (figure 54).

- **La Moder** est une rivière à niveau trophique élevé de type "D2/D1" (figure 52). Cet enrichissement en nutriments semble être lié à la présence d'étangs, des agglomérations et à la nature de la roche-mère. La minéralisation plus importante de la source (grès bigarré) est la cause de l'absence de *Potamogeton polygonifolius*. Le pH neutre et la conductivité relativement élevée ($100 \mu S/cm$) sont dus à la nature du substratum géologique (grès bigarré).

Son affluent le Moosbach (R51) prend sa source sur grès vosgien et s'écoule en milieu forestier tourbeux. En amont de la confluence avec la Moder, il est de type "A". *Potamogeton polygonifolius* n'est que peu présent sur cet affluent acide (pH = 5,9); peu tamponné (alcalinité = $95 \mu eq/l$) et oligo-mésotrophe ($[N-NH_4^+] = 50 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 30 \mu g/l$).

- **Le Mittelbach** est un ruisseau de type "C2→ D2" (figure 53). L'impact des rejets de La Petite Pierre (amont de R104 et de R58) sur la qualité de l'eau est très important. Une des conséquences en serait la disparition de *Potamogeton alpinus*, présent dans les années 1960 (ENGEL et KAPP, 1964) et l'absence d'Elodées. Incapable d'assurer une autoépuration efficace en raison de ses caractéristiques morphométriques (faible profondeur, largeur et débit peu important), il contient des teneurs très élevées en nutriments pour une faible conductivité. Cela se traduit par un appauvrissement floristique, par l'absence de *Potamogeton polygonifolius* (R104). Il existe une absence de cohérence entre les hydrophytes et les hélophytes (R104); les hydrophytes caractérisant un type "C2" voire "D2" et les hélophytes strictes correspondant à une unité d'amont "AB". A l'aval de R104 (R58), une pisciculture et un village constituent des sources d'apports en azote ammoniacal considérables. Les analyses d'eau de cette dernière station (R58) mettent en évidence le déséquilibre de la communauté végétale et la présence de fortes teneurs azote ammoniacal. L'apparition de quelques individus de *Callitriche obtusangula* en 1996 sur la station R58 est responsable du déclassement de "C2" en "D2" qui a eu lieu au cours de nos études. Une classification uniquement en fonction de la chimie conduirait à un déclassement de R104 de "C2" vers "D2". Cette absence de

cohérence végétation-chimie s'explique par le délai nécessaire à l'apparition des plantes par rapport à la chimie.

3.1.5.2. EXTENSION DE CE BIODIAGNOSTIC EN PLAINE D'ALSACE (BASSIN VERSANT DE LA MODER)

De l'amont M1 vers l'aval M8, les eaux de la Moder s'alcalinisent et se chargent en minéraux et en nutriments. Ces changements sont attribués d'une part à la nature de la roche-mère qui, constituée de grès bigarré au niveau de la source, est remplacée par des marnes et des argiles au niveau de la plaine, et d'autre part aux rejets des étangs et des agglomérations. Cette composition physico-chimique est favorable au développement de la biomasse végétale avec notamment des herbiers très importants à *Ranunculus peltatus*, espèce dont l'optimum de développement est atteint dans les eaux eutrophes. L'eutrophisation se manifeste floristiquement par la présence dès l'amont de *Callitriche obtusangula* souvent accompagné de *C. hamulata* et serait à l'origine du remplacement d'*Elodea canadensis* par *E. nuttallii*, espèce réputée ammoniophile (ROLLAND, 1995).

En plaine d'Alsace, cette modification de la composition physico-chimique (minéralisation plus forte) et les aménagements du lit ont entraîné une diminution très importante de la biomasse végétale et des changements dans le cortège floristique de la Moder. Dans la plaine d'Alsace, les stations se caractérisent par un ensemble de macrophytes aquatiques de base constitué de *Callitriche platycarpa*, *C. obtusangula*, *C. hamulata*, parfois *Elodea nuttallii*, *Amblystegium riparium*, *Fontinalis antipyretica*, *Vaucheria sp.*, *Oedogonium sp.*, espèces déjà présentes dans les stades hypertrophes de la Moder gréseuse. A ce groupement végétal, s'ajoute la présence d'un autre genre d'algue *Cladophora sp.*, et d'une autre espèce d'élodée, *Elodea ernstae*. L'absence de *Potamogeton crispus* dans la Moder pourrait s'expliquer par des conditions morphométriques défavorables à l'installation du potamot et non pas par la minéralisation trop élevée. En effet, dans la séquence de bioindication établie dans le Ried alsacien (CARBIENER *et al.*, 1988, 1990, TREMOLIERES *et al.*, 1993 et 1994, ROBACH *et al.*, 1996b), la fréquence de répartition de *Potamogeton crispus* est la plus élevée pour le type "D" caractérisant des eaux minéralisées (conductivité = 650 $\mu\text{S/cm}$), alcalines (pH = 7,9) mésotrophes ($[\text{NH}_4^+] = 35 \mu\text{g/l}$; $[\text{PO}_4^{3-}] = 30 \mu\text{g/l}$). GRASMUCK (1994) a montré que dans les cours d'eau lorrains, ce potamot est capable de supporter une forte minéralisation (conductivité > 1000 $\mu\text{S/cm}$) et des teneurs élevées en nutriments ($[\text{N-NH}_4^+] > 500 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] > 500 \mu\text{g/l}$). Il possède donc une large amplitude écologique vis-à-vis de la minéralisation et de la trophie.

En conclusion, la composition des groupements végétaux des cours d'eau situés en plaine d'Alsace ne semble différer que peu de celle observée dans les Vosges du Nord. Le cortège floristique est essentiellement constitué de *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. obtusangula*, d'*Elodea nuttallii* et *Vaucheria sp.* Deux espèces *Ranunculus peltatus* et *Potamogeton crispus* observées dans les Vosges du Nord, n'ont été observées que sur les affluents de la Moder en plaine d'Alsace. L'apparition d'un nouveau genre d'algues *Cladophora sp.*, d'une nouvelle espèce d'élodée *E. ernstae*, et le très faible taux de recouvrement assuré par ces végétaux, distingue la Moder en plaine d'Alsace. Les différences de communautés végétales seraient liées à la géologie, aux caractéristiques morphométriques des cours d'eau, mais surtout aux activités humaines (pollution, aménagement de la rivière). L'augmentation importante de la minéralisation pourrait avoir pour conséquence d'éliminer les espèces strictement inféodées aux eaux gréseuses peu minéralisées.

Comparaison entre la séquence de végétation de la Moder dans les Vosges du Nord, dans la plaine d'Alsace et des rivières phréatiques du Ried alsacien.

Cette comparaison oppose trois secteurs géographiques (Vosges du Nord, plaine d'Alsace et Ried alsacien) sur le plan géologique (grès vosgien: Vosges du Nord, marnes et argiles: plaine d'Alsace, galets glaciaires carbonatés calcaïques: Ried alsacien) et sur le plan de l'occupation du sol (forêts, cultures et forêts + cultures). Les cours d'eau de ces trois secteurs ont également des caractéristiques physico-chimiques différentes.

La comparaison entre les trois régions géographiques met en évidence la présence d'espèces communes (tableau XXXI).

Dans les Vosges du Nord, dans le Ried alsacien et sur les affluents de la Moder en plaine d'Alsace, *Potamogeton crispus* est souvent accompagné d'*Elodea canadensis*. L'optimum de fréquence de ces deux espèces est atteint dans des eaux mésotrophes.

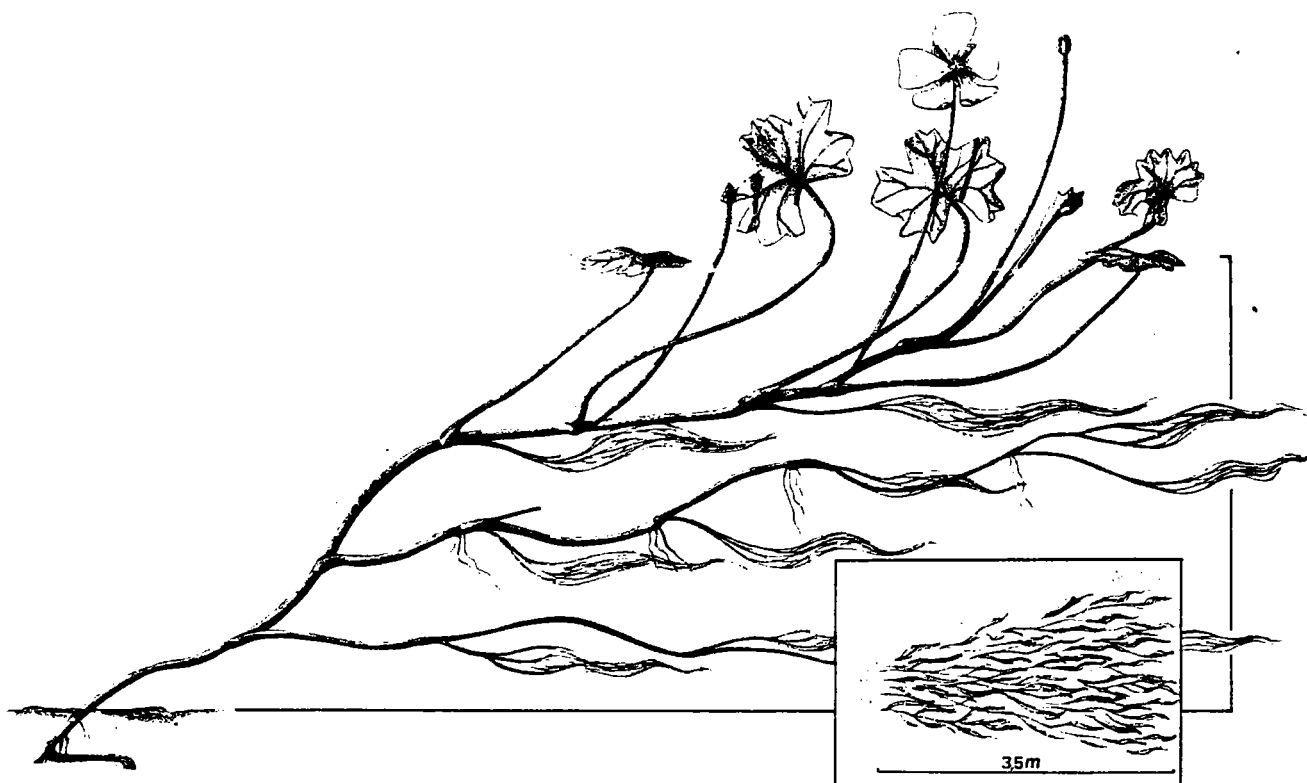
Dans les Vosges du Nord, sur la Moder en plaine et dans le Ried alsacien, *Elodea nuttallii*, *Callitriche obtusangula* et *Vaucheria sp.* sont présents dans des cours d'eau eutrophes à hypertrophes.

Dans les eaux modérément minéralisées (Moder en plaine) à minéralisées (Ried) et hypertrophes, *Elodea ernstae* et *Cladophora sp.* sont signalés.

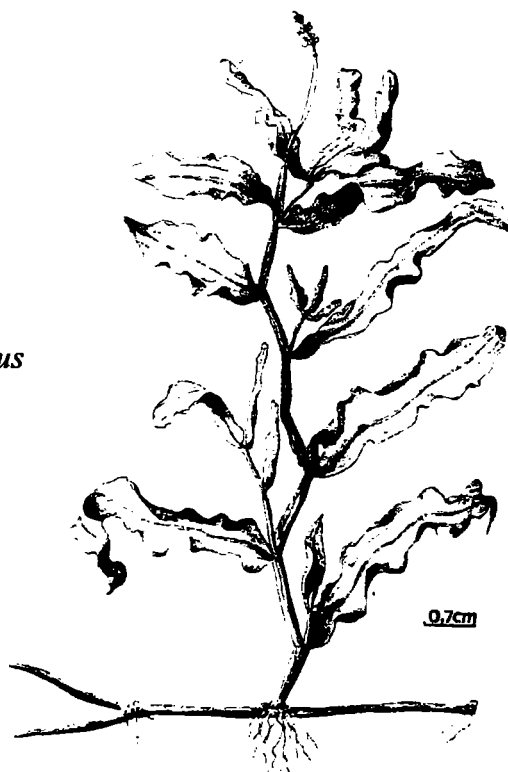
Dans les eaux faiblement à modérément minéralisées (Vosges du Nord et affluents de la Moder en plaine) *Ramunculus peltatus* se développe. Absent des rivières phréatiques minéralisées du Ried alsacien, *Ramunculus peltatus* serait inféodée aux eaux peu à modérément minéralisées. En effet, GRASMUCK (1994) a établi que *Ramunculus peltatus* est absent des eaux dont la conductivité dépasse 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et devient fréquent et abondant pour les conductivités inférieures à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les rivières phréatiques du Ried alsacien possèdent toutefois une diversité floristique supérieure. Ainsi *Ramunculus fluitans*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. lucens*, *P. friseii*, *P. nodosus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* sont des espèces caractéristiques des cours d'eau bicarbonatés calcaïques eutrophes (type F) du Ried alsacien qui manquent totalement dans la Moder aval, bien que le niveau trophique y soit semblable.

En conclusion, les cours d'eau situés en plaine d'Alsace ont un cortège floristique constitué de *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. obtusangula*, *Elodea nuttallii* et *Vaucheria sp.* La rivière la Moder se caractérise en plaine par l'apparition d'une nouvelle espèce d'élodée *E. ernstae* et d'un nouveau genre d'algues *Cladophora sp.* Une comparaison entre la composition floristique des ruisseaux des Vosges du Nord, de la plaine d'Alsace et du Ried alsacien met en évidence la présence d'espèces communes aux trois régions (*Callitriche platycarpa*, *C. hamulata*, *C. obtusangula*, *Elodea nuttallii* et *Vaucheria sp.*). L'absence de *Ramunculus peltatus* dans le Ried alsacien et dans une moindre mesure sur la Moder en plaine d'Alsace, pourrait être liée à la minéralisation élevée des eaux. De même, la non présence dans la Moder de végétaux inféodés aux eaux fortement minéralisées du Ried alsacien tels *Ramunculus fluitans*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. lucens* pourraient s'expliquer par les trop faibles teneurs en cations (calcium notamment) dans cette rivière.

Des études plus détaillées et approfondies devraient permettre de confirmer ces premiers résultats sur les communautés végétales de la plaine d'Alsace et préciser l'influence de la minéralisation sur *Ramunculus peltatus* (espèce calcifuge ?).



Ranunculus peltatus



Potamogeton crispus

3.1.5.3. COMPARAISON ENTRE LA SEQUENCE D'EUTROPHISATION DES VOSGES DU NORD ET CELLE ETABLIE DANS LES RIVIERES PHREATIQUES DU RIED ALSACIEN.

CARBIENER et ORTSCHKEIT (1987) ont établi, sur les phytocénoses des rivières phréatiques du Ried alsacien, une séquence de groupements végétaux à 6 échelons A, B, C, CD, D et E, déterminés par les phosphates et l'azote ammoniacal, allant de l'oligotrophe A au plus eutrophe E (tableau XXXII)².

- la communauté végétale A se caractérise par la présence de *Potamogeton coloratus*, *Juncus subnodulus*, *Chara hispida*. Ces macrophytes se rencontrent dans des eaux oligotrophes ($[N-NH_4^+] = 6,5 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 8,5 \mu g/l$)

- la communauté végétale B oligo-mésotrophe ($[N-NH_4^+] = 11 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 7 \mu g/l$) est dominée par *Berula erecta*, *Callitriche obtusangula* y est très faiblement représenté. Elle est surtout caractérisée par l'absence de *Potamogeton coloratus*.

- la communauté végétale C méso-eutrophe ($[N-NH_4^+] = 13,5 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 12,5 \mu g/l$) est caractérisée par le développement important de *Callitriche obtusangula* et par *Berula erecta*

- la communauté végétale CD ($[N-NH_4^+] = 11 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 12,5 \mu g/l$) définie par l'abondance de *Callitriche obtusangula* et de *Berula erecta*, est davantage diversifiée avec la présence de *Lemna trisulca*, *Fontinalis antipyretica*, *Potamogeton friesii*. Les espèces de type "C" sont abondantes alors que celles de type "D" sont peu nombreuses.

- la communauté végétale D rhéophile et eutrophe ($[N-NH_4^+] = 34 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 33 \mu g/l$) est caractérisée par *Potamogeton crispus*, *Zannichellia palustris* et *Ranunculus trichophyllus* (plante rarement présente, mais typique du groupement). *Nasturtium officinale* et *Lemna trisulca* sont très représentatives de cette communauté.

- la communauté végétale E eutrophe ($[N-NH_4^+] = 46 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 33 \mu g/l$) se caractérise par un faciès rhéophile à *Ranunculus fluitans* et un lentique à *Potamogeton pectinatus*. *Oenanthe fluviatilis* y est présent. Les espèces du *Nasturtietum* disparaissent et celles du *Lemnion* sont maintenues.

L'échelle de bioindication présente une sensibilité de l'ordre de $10 \mu g/l$ d'azote ammoniacal et de phosphates par échelon (CARBIENER *et al.*, 1990).

EGLIN et ROBACH (1992) ont étendu cette échelle de bioindication par les macrophytes aux rivières eutrophes et hypertrophes de la plaine d'Alsace. Sur la base d'une analyse phytosociologique de l'ensemble des espèces aquatiques recensées dans tout le réseau hydrographique étudié, sept groupements végétaux nommés de A à G, définissant sept niveaux trophiques distincts ont été différenciés. Les cinq premiers groupements, correspondant aux communautés "A, B, C, D, E" de l'échelle de bioindication précédemment établie par CARBIENER et ORTSCHKEIT (1987) voient leur composition floristique demeurée globalement inchangée. Les deux groupes suivants (F et G) caractérisent les zones les plus eutrophes (teneurs moyennes annuelles en $P-PO_4^{3-}$ respectivement de 191 et 232 $\mu g/l$). Le groupe F est caractérisé par la présence de végétaux du groupe E auquel s'adjoignent obligatoirement soit *Potamogeton nodosus*, soit *Potamogeton lucens* qui s'excluent mutuellement dans le secteur central de la plaine

²les termes employés dans le texte pour qualifier le niveau trophique des groupements végétaux du Ried alsacien sont ceux utilisés par les auteurs.

Ranunculus circinatus



Ranunculus fluitans

d'Alsace. Le groupe G est caractérisé par une biomasse en macrophytes aquatiques très faible et une richesse spécifique extrêmement réduite. L'espèce caractéristique est *Lemna gibba*, typique des milieux hypertrophes et tolérants même une certaine saprobie (ROBACH *et al.*, 1991). La gamme de bioindication dans le Ried alsacien montre que les échelons B et C de physionomie et de biomasse très différentes, recèlent des taux de phosphore identiques mais des taux d'azote ammoniacal par contre doublés pour C (ROBACH *et al.*, 1996a).

Dans une rivière phréatique non perturbée par des apports d'origine anthropique, la séquence normale serait, d'amont à l'aval, A, B, C, (D). Cet agencement longitudinal des associations végétales caractérise la lente et progressive eutrophisation naturelle de la rivière (CARBIENER et KAPP, 1981). Une eutrophisation plus importante est nécessairement liée à des rejets dus à des activités humaines.

Une comparaison entre les séquences de bioindication par les macrophytes de l'eutrophisation des cours d'eau en milieu carbonaté calcaïque (Ried) et en milieu faiblement minéralisé (Vosges du Nord) a permis de préciser l'écologie de quelques espèces.

Ce travail a fait l'objet d'une présentation au 9th Symposium on Aquatic Weeds de l' E.W.R.S en 1994 à Dublin et d'une publication dans Hydrobiologia (ROBACH et al., 1996b).

3.1.5.3.1. Sites d'étude

Les rivières phréatiques alsaciennes sont caractérisées par leur limpidité, par leur sténothermie remarquable (12 à 14° C en été et 9 à 10 °C en hiver). Les rivières alsaciennes se maintiennent en sous-saturation sur la quasi-totalité de leurs cours, alors que les eaux sont saturées en oxygène dans les Vosges du Nord. Elles constituent des cas très particuliers. En effet, les sources issues directement de la nappe possèdent des caractéristiques physico-chimiques constantes ($[Ca_2^+] = 100 \text{ mg/l}$, pH: 7,5-8,0). Les eaux sont bicarbonatées calcaïques et vont subir une eutrophisation d'amont vers l'aval.

Dans les Vosges du Nord, les eaux sont faiblement minéralisées, acides avec des variations de température saisonnières importantes (températures $T = 1$ à 2 °C en hiver, $T = 18$ °C en été). Aussi, ces deux séquences homologues, eaux dures et eaux douces présentent malgré leur proximité géographique des cortèges floristiquement différents du fait de divergences profondes de composition chimique des eaux (ROBACH *et al.*, 1996a et b).

3.1.5.3.2. Méthodes

Des relevés végétaux ont été effectués en plaine d'Alsace et dans les Vosges du Nord selon la méthode de BRAUN-BLANQUET (1964) sur une distance de 50 à 100 m. 129 stations ont été retenues pour la comparaison (38 stations dans les Vosges du Nord et 91 stations dans le Ried). Des prélèvements d'eau ont été réalisés trimestriellement en parallèle sur les deux secteurs en 1993 et en 1994. Le pH, la conductivité, les orthophosphates, les nitrates, l'azote amoniacal, les chlorures et la dureté (calcium + magnésium) ont été mesurés en laboratoire selon les normes définies en 3.2.

Une A.C.P. normée réalisée sur les valeurs moyennes des 7 paramètres physico-chimiques et une Analyse Factorielle Discriminante (A.F.D.) ont été utilisées (Logiciel STATICF). L'A.C.P. a porté sur 129 sites et sur les valeurs moyennes des 7 paramètres physico-chimiques. L' A.F.D. a intégré les communautés végétales en plus des données physico-chimiques.

3.1.5.3.3. Résultats

Résultats des analyses multivariabiles

L'A.F.D. a distingué les deux zones géographiques (figure 55). Le premier axe (pourcentage d'inertie $\lambda_1 = 54\%$) corrélé à la minéralisation (conductivité $r = 0,95$) explique cette séparation. L'axe 2 (pourcentage d'inertie $\lambda_2 = 26\%$) est expliqué par la trophie.

L'A.F.D. sur les espèces floristiques a montré que la distribution des végétaux se fait en fonction de la minéralisation dans un premier temps et secondairement en fonction de la trophie. L'axe 1 oppose les végétaux inféodés au milieu calcaire (corrélation positive) à ceux liés aux milieux acides (corrélation négative). Les espèces oligotrophes sont corrélées positivement à l'axe 2 alors que les espèces eutrophes sont corrélées négativement à l'axe 2. L'axe 2 apparaît donc comme un axe de trophie. Les espèces indifférentes sont au milieu du diagramme.

Callitriche obtusangula, *Potamogeton berchtoldii*, *Oenanthe fluviatilis*, *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Potamogeton crispus* sont des hydrophytes communs aux eaux calcaires et aux eaux acides (figure 56). La seule espèce de bryophyte commune à ces deux milieux est *Fontinalis antipyretica*.

Relations macrophytes et qualité de l'eau des deux secteurs

Les rivières du Ried alsacien bien tamponnées car riches en bicarbonates de calcium sont alcalines (pH compris entre 7,5 et 8,2) minéralisées (conductivité comprise entre 400 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), hyper-oligotrophes à l'amont ([nutriments] = 3 $\mu\text{g}/\text{l}$) à eutrophes à l'aval ([nutriments] = 350 $\mu\text{g}/\text{l}$). Les phytocénoses des milieux bicarbonatés calcaïques se développent pour des gammes trophiques nettement plus étroites que celles situées sur grès. L'échelle de bioindication de l'eutrophisation est formée de 7 échelons A à F (tableau XXXIIa).

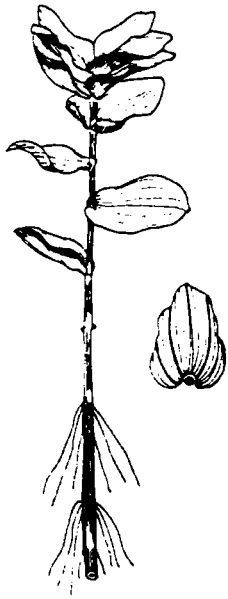
Les cours d'eau des Vosges du Nord ont des eaux acides à neutres (pH compris entre 5,5 et 7,0) faiblement minéralisées (conductivité comprise entre 40 et 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$), oligotrophes à l'amont ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \mu\text{g}/\text{l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 25 \mu\text{g}/\text{l}$) à eutrophes à l'aval ($[\text{N-NH}_4^+] = 150 \mu\text{g}/\text{l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 150 \mu\text{g}/\text{l}$). Une échelle de bioindication du niveau trophique à 4 échelons A' à D' a été établie (tableau XXXIIb).

Pour plus de clarté, les échelons de la séquence de bioindication par les macrophytes établie en hydrochimie alcaline sont indiqués en lettres majuscules A à F. En ce qui concerne l'échelle de bioindication du niveau trophique en hydrochimie acide, chaque groupement végétal est identifié dans ce chapitre par une lettre en majuscule et un (') de A' à D'.

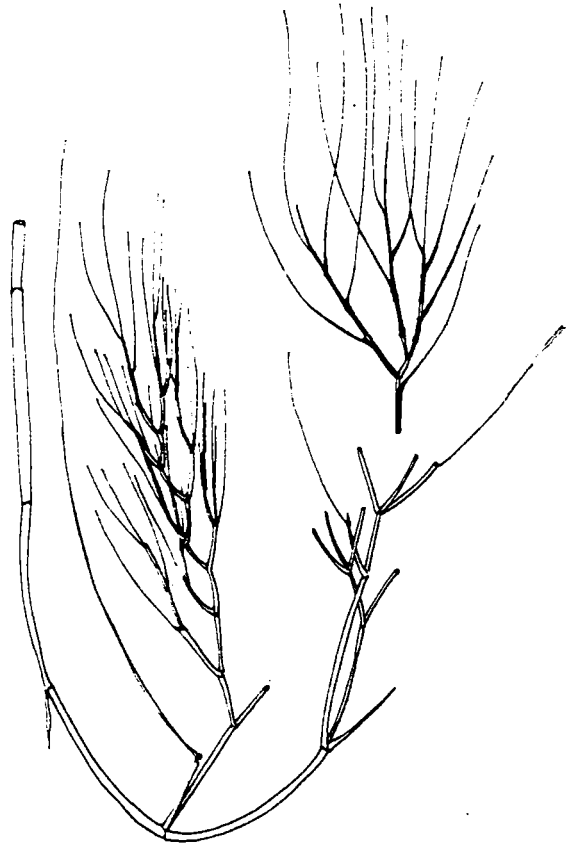
Les 2 séquences présentent un gradient trophique différent avec des gammes plus grandes pour les eaux acides.

Le type A calcaire correspond à des eaux franchement oligotrophes ($[\text{N-NH}_4^+]$ et $[\text{P-PO}_4^{3-}] < 10 \mu\text{g}/\text{l}$), alors que le groupement végétal A' de la séquence acide est plus mésotrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 50 \mu\text{g}/\text{l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 25 \mu\text{g}/\text{l}$). *Potamogeton coloratus* (eaux carbonatées du Ried) et *Potamogeton polygonifolius* (eaux peu minéralisées des Vosges du Nord) sont des espèces vicariantes caractéristiques de A et A' respectivement. Le terme de vicariance est utilisé dans le sens de géosynvicariance défini par GEHU (1986). Il correspond au "remplacement géographique de syntaxons (i. e groupements végétaux) analogues dans des territoires voisins. Les syntaxons analogues le sont floristiquement

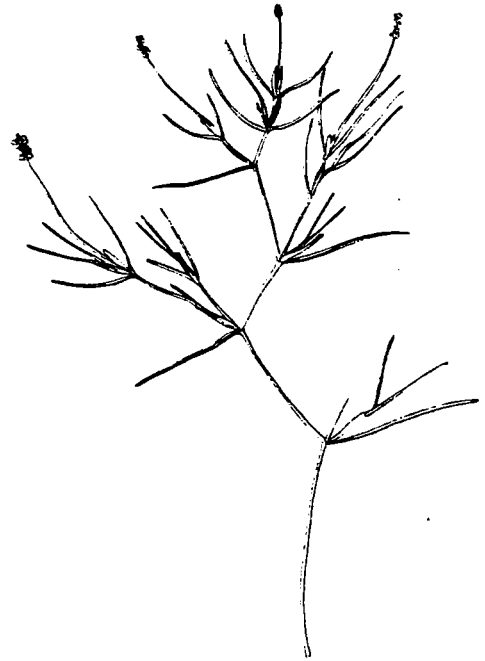
Potamogeton perfoliatus



Potamogeton pectinatus



Potamogeton lucens



Potamogeton pusillus

et écologiquement c'est-à-dire qu'ils se différencient par un lot d'espèces différentielles géographiques et qu'ils occupent des biotopes de même nature". *Potamogeton coloratus* est même plus sensible puisque strictement limité au stade "A" dans le Ried alsacien, alors que *Potamogeton polygonifolius* caractérise les groupements végétaux A' et B' des Vosges du Nord.

Les espèces inféodées aux stades mésotrophes à eutrophes de ces deux séquences (*Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Oenanthe fluviatilis*, *Potamogeton crispus*...), montrent d'une manière générale une similitude de comportement vis à vis de la trophie dans les deux séquences avec quelques variations d'optimum pour *Oenanthe fluviatilis* et *Callitriche obtusangula*.

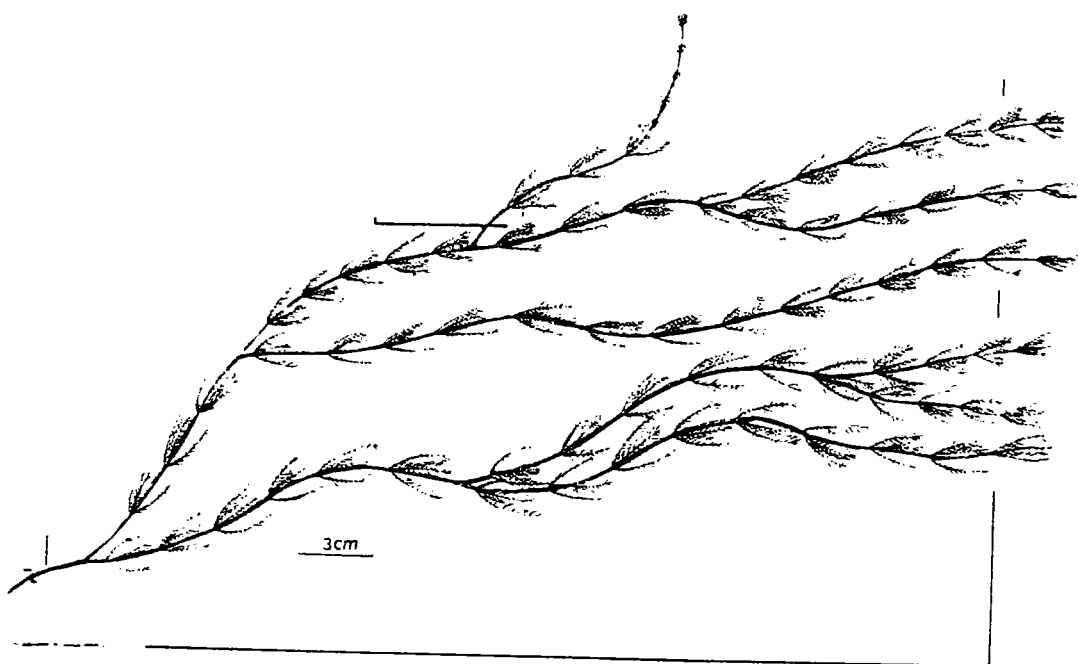
En effet, *Oenanthe fluviatilis* correspond au groupement végétal C' du milieu acide ($[N-NH_4^+] = 100 \mu g/l$; $[P-PO_4^{3-}] = 50 \mu g/l$) et au type E de la séquence calcaire ($[N-NH_4^+] = 60 \mu g/l$ et $[P-PO_4^{3-}] = 40 \mu g/l$).

Cette différence semble la plus marquée pour *Callitriche obtusangula*, espèce caractéristique du stade D' pour les Vosges du Nord, qui apparaît dans les eaux du Ried dès le stade B et y trouve son optimum dans le stade C avec un faible niveau trophique ($[P-PO_4^{3-}] = 15 \mu g/l$) alors qu'elle correspond au stade D' enrichi en orthophosphates ($[P-PO_4^{3-}] = 150 \mu g/l$) en milieu faiblement minéralisé (tableau XXXIII).

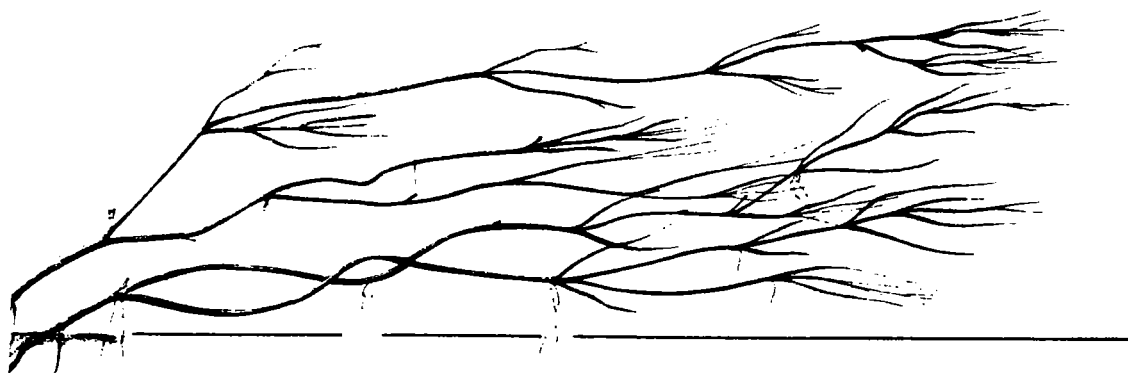
Dans les Vosges du Nord, *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* ont été observées dans des eaux proches de la neutralité, faiblement minéralisées (*E. canadensis*: pH = 7,0; conductivité = 75 $\mu S/cm$; *E. nuttallii*: pH = 7,1; conductivité = 85 $\mu S/cm$), et peu chargées en azote nitrique ($[N-NO_3^-] = 0,60 \text{ mg/l}$). En revanche, elles se développent dans les eaux minéralisées (conductivité > 500 $\mu S/cm$), légèrement alcalines (pH compris entre 7,5 et 7,9) et relativement chargées en azote nitrique ($[N-NO_3^-]$ compris entre 1,60 et 4,70 mg/l) de la plaine d'Alsace (ROBACH *et al.*, 1996a et b). Le spectre écologique de ces deux espèces est donc différent dans les deux secteurs étudiés (figure 57). L'optimum de développement d'*Elodea canadensis* et dans une moindre mesure celui d'*E. nuttallii* sont observés dans les eaux modérément chargées en azote ammoniacal (figure 57). En revanche, dans les Vosges du Nord ces deux espèces se rencontrent pour des teneurs en orthophosphates nettement plus élevées que celles mesurées en plaine d'Alsace (figure 57).

Les espèces indicatrices des stades les plus eutrophisés D et E de la séquence carbonatée (*Zannichellia palustris*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus fluitans*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*...) manquent totalement dans les stades correspondants des eaux peu minéralisées.

Plusieurs héliophytes sont communs aux deux types de séquence de végétation: *Nasturtium officinale*, *Berula erecta*, *Veronica beccabunga*, *Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica*. L'étude des spectres écologiques montre que *Nasturtium officinale* et *Berula erecta*, apparaissent pour des gammes de trophie inférieures dans les eaux carbonatées de la plaine d'Alsace par rapport aux eaux faiblement minéralisées des collines vosgiennes (tableau XXXIII). *Nasturtium officinale* apparaît dans les Vosges du Nord sur les stations aval dès le stade mésotrophe. *Berula erecta* est caractéristique des zones amont oligotrophes mais semble supporter les eaux eutrophes (station R47 sur la Moder). *Berula erecta*, *Nasturtium officinale*, héliophytes caractéristiques dans les Vosges du Nord des séquences B' et D' respectivement se retrouvent également pour des gammes de trophie inférieure dans les eaux carbonatées (tableau XXXIII).



MYRIOPHYLLE EN ÉPI
Myriophyllum spicatum L.



ZANNICHELLIE DES MARAIS
Zannichellia palustris L.

in Dethioux (1989): *Espèces aquatiques des eaux courantes*

3.1.5.3.4. Discussion

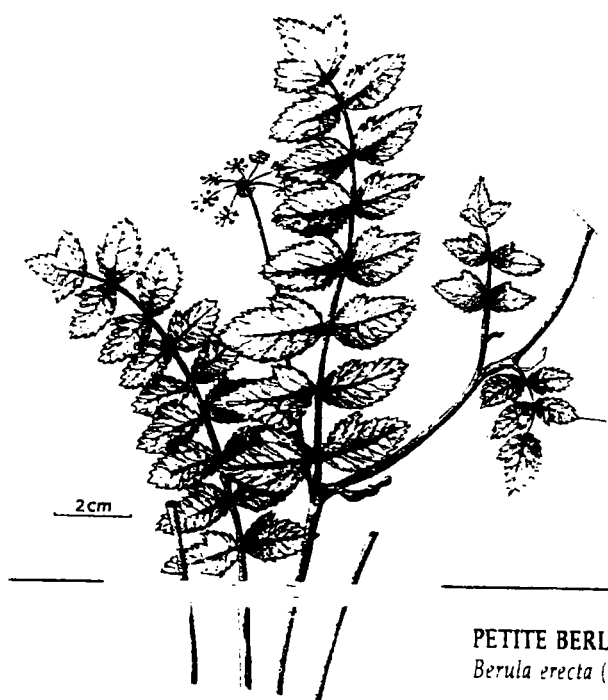
La minéralisation influence les sensibilités spécifiques des macrophytes submergées et semble déterminer prioritairement la composition des phytocénoses aquatiques.

Les sources limnocrènes et les secteurs catharobes des cours d'eau phréatiques sont caractérisés par des teneurs en CO_2 dissous très supérieures à l'équilibre avec l'atmosphère, d'où la tendance à la précipitation en pavage des lits de croûtes carbonatées calcaréo-ferrugineuses voire à des décharges locales d'hydroxyde de fer (CARBIENER, 1967). Les têtes de bassin versant à hydrochimie acide subissent également des oxydoréductions du fer mais selon des modalités différentes.

Les secteurs catharobes hébergent des formes submerses d'hélophytes qui disparaissent plus en aval et sont notamment absents des zones les plus eutrophisées. Ces espèces correspondent aux groupements oligotrophes ou mésotrophes A, B et A' et B' des séquences de bioindication en milieu calcaire et acide. Il est à noter que les formes terrestres de ces hélophytes sont très eurytopes et centrées sur des milieux eutrophes: formes submerses de *Juncus subnodulus* (groupements A), *Cardamine amara* (A' et B'), *Agrostis stolonifera* (A et C), *Phalaris arundinacea*. D'autres sont répandus dans les cours d'eau phréatiques en général ou karstiques à l'exclusion des autres: *Berula erecta*, *Mentha aquatica*, *Veronica anagallis*, *Myosotis scorpioides*. Les formes submerses stériles de *Nasturtium officinale* peuvent exister à l'exclusion des formes hélophytiques fertiles dans les secteurs A à C, alors que la forme hélophytique flottante frangeant les berges est hautement différentielle de l'association D, où elle peut devenir exubérante (CARBIENER *et al.*, 1995). La biodisponibilité en CO_2 libre est d'autant plus élevée que l'on est proche des sources (MASSABUAU et FRITZ, 1984). Ces hélophytes sont dépourvus de systèmes enzymatiques permettant la décomposition des bicarbonates, au contraire de la plupart des hydrophytes (PRINS et ELZENGA, 1989; ADAMEC, 1993). Ils restent de ce fait tributaire d'eaux dans lesquelles l'épuisement photosynthétique du CO_2 libre ne se produit pas, de par la triple conjonction des apports limnocrènes, de la faiblesse des biomasses et de la dépression par le froid particulièrement important dans les eaux sténothermes froides du Ried alsacien (CARBIENER *et al.*, 1995).

Les espèces des ruisseaux acides semblent moins sensibles à l'eutrophisation que les espèces des milieux calcaires. Ainsi, les espèces du groupement A sont ultra-sensibles à l'ammoniaque, qui explique mieux que le phosphore la ségrégation A/B. Pour FORSBERG (1964), les *Chara* sont liés à des eaux dont le taux de P-PO_4^{3-} est inférieur à 20 $\mu\text{g/l}$. Ceci est controversé. Toutefois, il est établi que les Characées sont extrêmement sensibles à l'envahissement par des microphytes épiphytes, lié à la hausse des phosphates (CARBIENER *et al.*, 1995). Les *Chara sp.* ont développé pourtant une défense biochimique phytocide (présence de polysulfures cycliques) dont l'efficacité antimicrophyte est limitée (FORSBERG *et al.*, 1990). Aucun travail similaire n'existe à notre connaissance sur *Nitella flexilis*.

L'azote ammoniacal est plus toxique en milieu calcaire qu'en milieu acide où il est surtout présent sous sa forme ionisée non toxique (DENDENE *et al.*, 1993). La limitation par le phosphore cesse au delà de 40-60 $\mu\text{g/l}$ en eau carbonatée calcaire. En revanche, l'azote ammoniacal continue à être sélectif jusqu'à une limite non encore établie, d'élimination totale des macrophytes ou du moins de réduction à des populations paucispécifiques d'espèces résistantes (*Ranunculus fluitans*, *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*) ou de proliférations végétales de macro-algues et de lemnides (CARBIENER *et al.*, 1995). En milieu faiblement minéralisé hypertrophe D2', le cours d'eau est colonisé par des peuplements quasi monospécifiques très



PETITE BERLE
Berula erecta (Huds.) Coville

Nasturtium officinale



importants de *Callitriche obtusangula* dans lesquels s'enchevêtrent des algues du genre *Vaucheria* sp., parfois accompagné d'*Amblystegium riparium*.

Dans le cas du phosphore, deux hypothèses sont émises pour expliquer les différences d'amplitude entre les deux types de biotopes. La nutrition en phosphates principalement assurée par les eaux pourrait être également relayée par les sédiments (absorption racinaire de l'eau interstitielle ou absorption foliaire lors des échanges entre le sédiment et l'eau sous certaines conditions de pH et de potentiel redox, GACHTER *et al.*; 1988; MANNING 1989, FURAMAI et OHGAKI, 1989). Ces échanges entre le sédiment et l'eau sont plus efficaces en milieu alcalin où la majeure partie des phosphates est retenue sur les colloïdes par le calcium et complexée sous forme de tricalcium dans le sédiment qui agit comme tampon. Dans les eaux acides, le phosphate est davantage sous forme soluble, la plus grande partie de la nutrition phosphatée est obtenue directement de l'eau et les plantes ont donc besoin de concentrations supérieures dans les eaux. La seconde hypothèse concerne une absorption plus efficace en phosphore des plantes dans les eaux alcalines. En effet, l'absorption serait favorisée par les cations calcium qui agissent comme cotransporteurs actifs du phosphate et du calcium (ROBACH *et al.*, 1996b).

3.1.5.4. COMPARAISON DES PHYTOCENOSSES DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD, DE BRETAGNE ET DE LOZERE

Les phytocénoses des petites rivières acides sont encore mal connues en France (HAURY et MULLER, 1991). Aussi, une comparaison des associations végétales des cours d'eau des Vosges du Nord avec les données disponibles dans les massifs siliceux français (Massif Armoricaïn, Lozère) a-t-elle été réalisée pour comprendre l'organisation des groupements de macrophytes.

Ce travail a fait l'objet d'une présentation au Symposium de l'I.A.V.S en 1994 à Bailleul et d'une publication dans les actes de ce colloque (HAURY et al., 1994).

3.1.5.4.1. Sites d'étude

Le Massif Armoricaïn

Le Massif Armoricaïn est une région naturelle de faible altitude au climat océanique (températures moyennes annuelles entre 9.0 °C et 12,5 °C; pluviométrie comprise entre 600 et 1200 mm/an).

Les cours d'eau des bassins intérieurs coulent sur des schistes tendres et des limons. Ils sont fréquemment eutrophisés. La conductivité élevée (souvent > 300 $\mu\text{S/cm}$) et les très fortes teneurs en azote nitrique (> 10 mg/l) sont le résultat d'une forte intensification agricole.

Les petits fleuves côtiers coulent sur des roches dures (granites, schistes plus ou moins métamorphisés et grès). La conductivité est plus faible (en général < 200 $\mu\text{S/cm}$). La composition floristique des principaux cours d'eau a déjà été étudiée (HAURY, 1985; HAURY, 1988; HAURY et MULLER, 1991). L'utilisation de l'espace correspond à des systèmes de polyculture-élevage dans un contexte bocager plus ou moins altéré par les remembrements, avec des poches d'intensification ou d'ateliers hors-sol.

La Lozère

L'altitude est supérieure à 500 m, voire 1000 mètres pour beaucoup de stations. Les précipitations sont en moyenne de 1100 mm/an. Trois régions naturelles ont été distinguées (CODHANT *et al.*, 1991): la Margeride essentiellement granitique, le Mont Lozère granitique et les Cévennes schisteuses.

Les rivières des Cévennes n'ont pas de peuplements phanérogamiques développés (instabilité des substrats).

La conductivité est comprise entre 20 et 150 $\mu\text{S/cm}$ sur granites et entre 20 et 300 $\mu\text{S/cm}$ sur roches métamorphiques. Les teneurs en azote nitrique sont inférieures à 1.0 mg/l. L'utilisation de l'espace est peu intensive avec de nombreuses prairies permanentes, landes et forêts. Les conditions sont proches de celles rencontrées dans les Vosges du Nord.

3.1.5.4.2. Méthodologie

Des relevés phytosociologiques ont été réalisés sur des tronçons homogènes de cours d'eau. La végétation est recensée avec une distinction entre les hydrophytes et les hélophytes, en déterminant au genre les algues macrophytiques et en précisant les bryophytes aquatiques.

En parallèle, des mesures mésologiques ont été effectuées pour déterminer les relations macrophytes-milieu. Le tri des relevés et la mise en évidence de groupes d'espèces ont été réalisés par des analyses multidimensionnelles qui permettent d'établir les gradients et la hiérarchie des facteurs écologiques qui gouvernent l'organisation des

phytocénoses rhéophiles. A partir des classes de relevés et des groupes d'espèces mis en évidence, un tableau de synthèse est élaboré par diagonalisation et par comparaison avec la littérature.

Le nombre de relevés pris en compte est de 198. Il correspond à 151 taxons. Le traitement des données a été effectué en présence-absence. Les traitements utilisés sont l'Analyse des Correspondances Multiples "A.C.M." sur les modalités présence ou absence de l'espèce considérée, l'Analyse en Composantes Principales "A.C.P." sur les coefficients d'abondance-dominance et la Classification Ascendante Hiérarchique "C.A.H." Le logiciel utilisé est SPADN.

3.1.5.4.3. Résultats

Gradient floristique mis en évidence par l'analyse des données

L'analyse de référence A.C.M. correspond à 56 espèces de macrophytes. La structure est tridimensionnelle. L'analyse du plan factoriel F1*F2 des variables fait ressortir les principales relations entre espèces (figure 58). Sur l'axe 1, les espèces présentes uniquement dans les Vosges du Nord comme *Elodea nuttallii*, *Glyceria maxima*, et *Berula erecta* s'opposent aux espèces caractéristiques du Massif Armoricain comme *Porella pinata*, *Oenanthe crocata* et *Luronium natans*. Sur l'axe 2, les espèces eutrophes et/ou de zones profondes comme *Nuphar lutea* et *Ceratophyllum demersum* sont opposées aux espèces oligotrophes comme *Carex rostrata*, *Potamogeton polygonifolius*. L'axe 3 correspond uniquement aux présences des espèces d'amont comme *Myosotis scorpioides* ou de pied de berges comme *Alisma plantago*.

La C.A.H. fait apparaître 6 classes dont les variables discriminantes, espèces présentes ou absentes, et la composition en terme d'origine géographique des relevés permettent de distinguer les classes suivantes (tableau XXXIV):

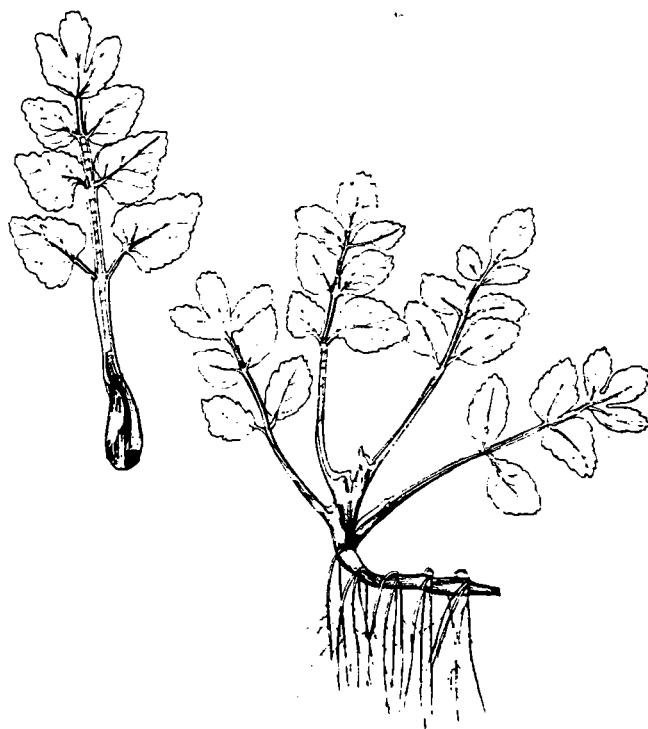
- Les classes 1 et 2 sont des stations eutrophes, caractérisées par l'abondance de *Callitriche obtusangula*.
- La classe 1 se caractérise par la présence de *Nuphar lutea*
- la classe 2 est typique de l'association avec *Potamogeton alpinus*, *Myriophyllum alterniflorum*...
- la classe 3 est une variante relativement appauvrie de l'association.
- la classe 4 se définit par son niveau oligotrophe et est caractérisée par la présence de *Potamogeton polygonifolius* et l'absence de *Callitriche obtusangula*.
- la classe 5 est représentative de la race atlantique de l'association avec la présence de *Ranunculus penicillatus*, *Scirpus fluitans*, *Apium inundatum*, *A. nodiflorum*, *Oenanthe crocata*, *Ranunculus omiophyllos* et de nombreux bryophytes.
- La classe 6 est représentative des Vosges du Nord, avec la présence d'espèces subatlantiques méso-eutrophes: *Ranunculus peltatus*, *Elodea nuttallii*, *Oenanthe fluviatilis*, *Cardamine amara*, *Berula erecta*.

Les espèces se répartissent selon un gradient de trophie et de minéralisation qui augmente de l'amont vers l'aval (figure 58). Il existe un gradient géographique entre la Bretagne, la Lozère et les Vosges du Nord, gradient qui se traduit par la présence d'espèces atlantiques en Bretagne (*Oenanthe crocata*, *Luronium natans*, *Apium inundatum*) et d'espèces subatlantiques dans les Vosges du Nord et en Lozère: *Elodea nuttallii*, *Berula erecta*, *Oenanthe fluviatilis*. La Lozère est proche des Vosges du Nord du point de vue phytosociologique avec la présence commune de *Ranunculus peltatus*, la

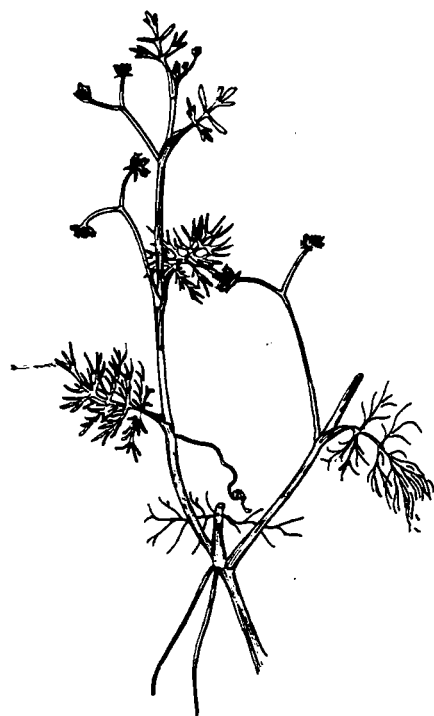
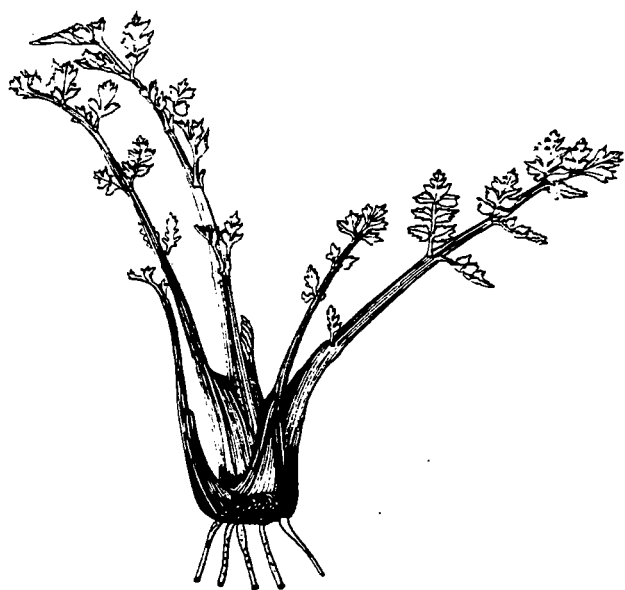
Luronium natans
= *Alisma natans*



Apium nodiflorum



Oenanthe crocata



Apium inundatum

rareté de *Potamogeton alpinus* et la présence des deux espèces caractéristiques de l'association *Callitriche hamulata* et *Myriophyllum alterniflorum*. *Callitriche hamulata* est souvent accompagné de *Callitriche platycarpa*. Quelques rivières de Bretagne avec la présence en mélange dans certains relevés de *Ranunculus peltatus* et de *Ranunculus penicillatus* voire même *Ranunculus aquatilis*, semblent être soumises à des influences médio-européennes.

Comparaison éco-régionale

Les stations des Vosges du Nord et surtout de la Lozère sont moins soumises à l'eutrophisation ou à une forte minéralisation qu'en Bretagne. Même dans les eaux les plus eutrophes et minéralisées, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. panormitanus* sont absents. Des espèces comme *Potamogeton crispus* sont en limite de répartition. En effet, l'occupation du sol (agricole pour la Bretagne et forestière pour les Vosges du Nord) et la nature du substratum géologique peuvent expliquer ces différences. Un des exemples les plus typiques est représenté par l'absence de *Chrysosplenium oppositifolium* en bordure des cours d'eau vosgien (grès vosgien); cette espèce est abondante plus loin sur grès bigarré. De plus, l'ensablement important des ruisseaux vosgiens ne permet que peu aux bryophytes de s'installer.

Potamogeton alpinus n'est présent que sur une seule station dans les Vosges du Nord et semble avoir subi une forte régression depuis les observations de ENGEL et KAPP (1964). *Myriophyllum alterniflorum* est une espèce rare dans les Vosges du Nord et se trouve uniquement dans les eaux mésotrophes, dans lesquelles *Potamogeton polygonifolius* a disparu; ce n'est pas le cas de la Bretagne où ces deux espèces sont notées ensemble. *Elodea canadensis* colonise de vastes étendues dans les Vosges du Nord et n'est que peu présent en Bretagne. *Elodea nuttallii*, apparu récemment en Bretagne (HAURY, communication personnelle) mais absent en Lozère, se développe dans les eaux faiblement minéralisées des Vosges du Nord et semble entrer en compétition avec *E. canadensis* pour les sites les plus eutrophes.

La composition floristique des cours d'eau de Lozère est proche de celle des Vosges du Nord avec la présence commune de *Ranunculus peltatus*, la rareté de *Potamogeton alpinus* et la présence des deux espèces caractéristiques *Callitriche hamulata* et *Myriophyllum alterniflorum* (figure 59).

La faible minéralisation du grès vosgien par rapport au granite et l'occupation du sol différente peuvent expliquer la plus faible diversité biologique des cours d'eau des Vosges du Nord (une seule espèce de renoncules aquatiques) par rapport à ceux de Bretagne.

Les zones atlantiques sont enrichies en macrophytes eu-atlantiques ou méditerranéo-atlantiques, comme *Oenanthe crocata* ou *Apium inundatum*, espèces qui manquent dans les régions médio-européennes. Les phytocénoses apparaissent fortement dépendantes des paramètres abiotiques.

Comparaison avec la bibliographie

Les associations végétales des ruisseaux des Vosges du Nord

Les associations végétales des cours d'eau des Vosges du Nord peuvent être rattachées au *Callitrichetum hamulatae* (figure 60). Trois sous-associations végétales

peuvent être distinguées: à *Potamogeton polygonifolius*, typique et à *Callitriche obtusangula* (figure 60)³.

- Le *Callitrichetum hamulatae potamogetonetosum polygonifolii* correspond au groupement oligo-mésotrophe "B";
- Le *Callitrichetum hamulatae typicum* englobe le groupement mésotrophe "C";
- Le *Callitrichetum hamulatae callitrichetosum obtusangulae* caractérise le groupement eutrophe "D".

Les associations végétales communes aux massifs siliceux

WEBER-OLDECOP (1977b) rattache cette association végétale au *Callitricho-Myriophylletum alterniflori*. Le *Callitricho-Myriophylletum* a une aire de répartition plus vaste dans le Nord, à l'ouest et en Europe Centrale (WEBER-OLDECOP 1970, 1971).

Pour DETHIOUX et NOIRFALISE (1985), l'association à *Ranunculus penicillatus* (*Callitricho-Ranunculetum penicillati*, OBERDORFER 1977) caractérise les ruisseaux et les rivières à eaux claires et turbulentes du massif ardennais modérément minéralisées et relativement froides en raison de l'altitude. Les autres espèces caractéristiques sont *Callitriche hamulata*, moins constante et de plus faible recouvrement que *Ranunculus penicillatus*, ainsi que des bryophytes préférentielles de ces sites, *Fontinalis squamosa*, *Scapania undulata*, *Amblystegium riparium* et une algue rouge *Lemanea sp.*

BOTINEAU et GESTHEM (1995) ont étudié la répartition du *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* dans la vallée de la Vienne en liaison avec la qualité physico-chimique des eaux. Ils constatent également que cette association, particulièrement développée dans le cours supérieur de la rivière, semble progressivement s'appauvrir au fur et à mesure que le milieu s'enrichit en nutriments. *Callitriche hamulata* et *Myriophyllum alterniflorum* ne se rencontrent ensemble qu'à l'amont. Seule la variante à *Ranunculus peltatus* est représentée sur ce secteur.

Les espèces différentielles de la sous-association typique sont les espèces différentielles du *Callitricho hamulatae-Ranunculetum* (OBERDORFER 1977). OBERDORFER (1990) distingue deux sous-associations:

- la sous-association à *Myriophyllum alterniflorum* qui se divise en une variante typique dans les eaux courantes rapides et en une variante à *Sparganium emersum* dans les eaux faiblement courante;
- la sous-association typique qui se rencontre dans les eaux moins oligotrophes mais rapides avec une variante à *Sparganium emersum* dans les eaux à courants faibles.

L'examen du préférendum trophique de *Callitriche obtusangula* amène à distinguer une sous-association à *C. obtusangula* à laquelle la variante hydrodynamique à *Sparganium emersum* peut être rattachée.

Les groupements s'intègrent dans le *Callitrichetum hamulatae*, nom retenu par OBERDORFER (1990) à la place de *Ranunculo-Callitrichetum hamulatae*

³ Le groupement oligotrophe strict A de la séquence de bioindication de l'eutrophisation, est rattaché au *Hyperico-Potamogetonetum polygonifolii*. Ce groupement paucispécifique est caractérisé par *Potamogeton polygonifolius*. *Hypericum elodes*, autre espèce caractéristique de l'association dans le domaine atlantique, est absent des Vosges du Nord.

(OBERDORFER, 1977). *Callitriche hamulata*, *Ranunculus peltatus* et/ou *R. penicillatus*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton alpinus* en sont les espèces caractéristiques. Cette association est proche du *Callitricho-Myriophylletum alterniflori* de STEUSLOFF (1939), au moins pour les sous-ensembles amont et non eutrophisés.

Une synthèse sur les groupements à callitriches et renoncules des rivières faiblement minéralisées des Vosges du Nord, de Bretagne et de Lozère a ainsi été établie (HAURY *et al.*, 1994). Il est apparu que les espèces se répartissent selon plusieurs gradients:

- un gradient de minéralisation qui augmente de l'amont vers l'aval
- un gradient de trophie entre les stations oligotrophes (*Potamogeton polygonifolius*) et eutrophes (*Callitriche obtusangula*, algues filamenteuses à *Vaucheria*)
- un gradient géographique entre la Bretagne, la Lozère et les Vosges du Nord se traduisant par la présence en Bretagne d'espèces atlantiques (*Oenanthe crocata*, *Luronium natans*, *Apium inundatum*) absentes en Lozère et dans les Vosges du Nord.

3.1.5.5. EXTENSION A D'AUTRES TERRITOIRES D'EUROPE OCCIDENTALE

Une comparaison des relevés végétaux avec d'autres territoires établis sur substrat faiblement minéralisé en Europe de l'Ouest confirme l'existence d'une grande homogénéité floristique des eaux faiblement minéralisées. L'ensemble floristique de base est constitué par *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton alpinus*, espèces retrouvées en Ecosse, en Bretagne, en Saxe, en Bavière et dans les Vosges du Nord. Ces groupements végétaux sont dites azonaux car indépendants des conditions climatiques mais déterminés par la nature du substratum géologique (ELLENBERG, 1990).

Un tableau de synthèse (tableau XXXV) présente une synthèse des travaux floristiques (pour ceux de HOLMES 1983 où les pourcentages de présence ont été transformés en coefficients de fidélité, et pour les relevés lozériens de CODHANT *et al.*, 1991) et phytosociologiques (WEBER-OLDECOP, 1971; HAURY, 1985; DETHIOUX et NOIRFALISE, 1985; MULLER, 1990). Les espèces différentielles des races géographiques sont les renoncules (*Ranunculus penicillatus* pour la race atlantique et *R. peltatus* pour la race subatlantique). Dans la race atlantique, plusieurs différentielles peuvent être distinguées: *Luronium natans*, *Apium inundatum*, *Oenanthe crocata*. Un gradient géographique Ouest-Est se traduit par le remplacement de *Ranunculus penicillatus* par *Ranunculus peltatus*.

Il est ainsi possible de mettre en évidence 2 races géographiques:

- une race atlantique: Bretagne, Irlande, Iles Britanniques
- une race subatlantique: Vosges du Nord, Palatinat, Saxe, Luxembourg.

En conclusion, la comparaison entre les associations rhéophiles des rivières acides du Massif Armoricain, de Lozère et des Vosges du Nord a montré qu'il existe un cortège floristique de base qui s'appauvrit le long d'un gradient géographique Ouest-Est. Le gradient géographique Ouest-Est se traduit par le remplacement de *Ranunculus penicillatus* par *Ranunculus peltatus*. Les espèces se répartissent selon un gradient de minéralisation croissant amont-aval, un gradient de trophie (stations oligotrophes à *Potamogeton polygonifolius* et eutrophes à *Callitriche obtusangula*) et un gradient géographique entre la Bretagne, la Lozère et les Vosges du Nord. Des comparaisons bibliographiques avec des relevés phytosociologiques établis dans d'autres pays occidentaux montrent que cette association du *Callitrichetum hamulatae* liée à la faible minéralisation de ces cours d'eau drainant des substrats siliceux présente une grande homogénéité floristique sur son aire de répartition atlantique et subatlantique. L'ensemble floristique de base est constitué par *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton alpinus*.

SECONDE PARTIE:
IMPACT DE L'ACIDIFICATION DES
EAUX SUR LES GROUPEMENTS VEGETAUX

3.2.1. INTRODUCTION

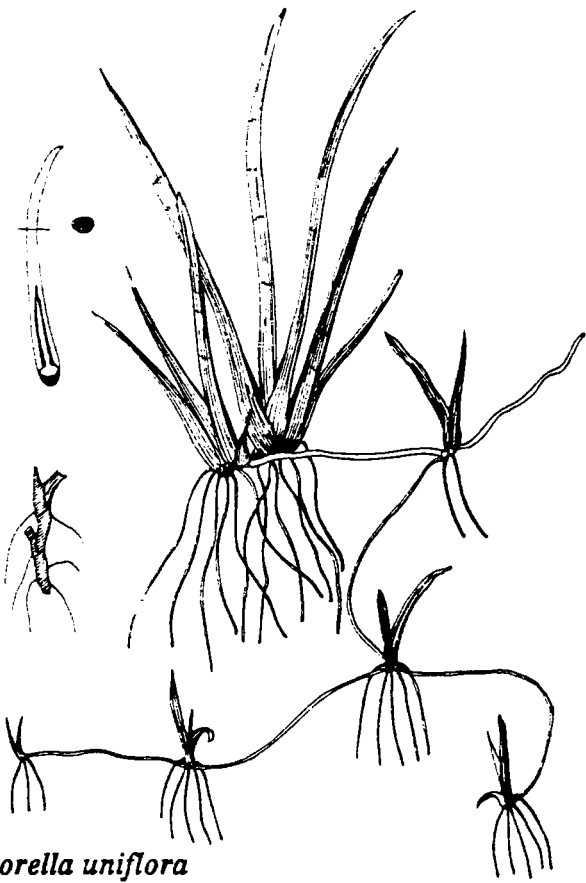
De nombreux facteurs affectent les macrophytes qui subissent une acidification de leurs eaux. Il est donc difficile d'établir quel est le paramètre responsable de la modification des communautés végétales. Les pertes en carbone inorganique suite à l'acidification, semblent jouer un rôle prépondérant dans la disparition des espèces. De même, les fortes teneurs en aluminium et l'augmentation des concentrations en protons peuvent être impliquées dans la modification des phytocénoses aquatiques suite à l'acidification des eaux. Pour JACKSON et CHARLES (1988), le pH et ses variables associées (calcium, magnésium, alcalinité et conductivité) sont les facteurs déterminant la composition floristique; l'altitude, la morphométrie, le substrat et le niveau trophique n'intervenant que secondairement dans la distribution et la composition des macrophytes.

Macrophytes et alcalinité

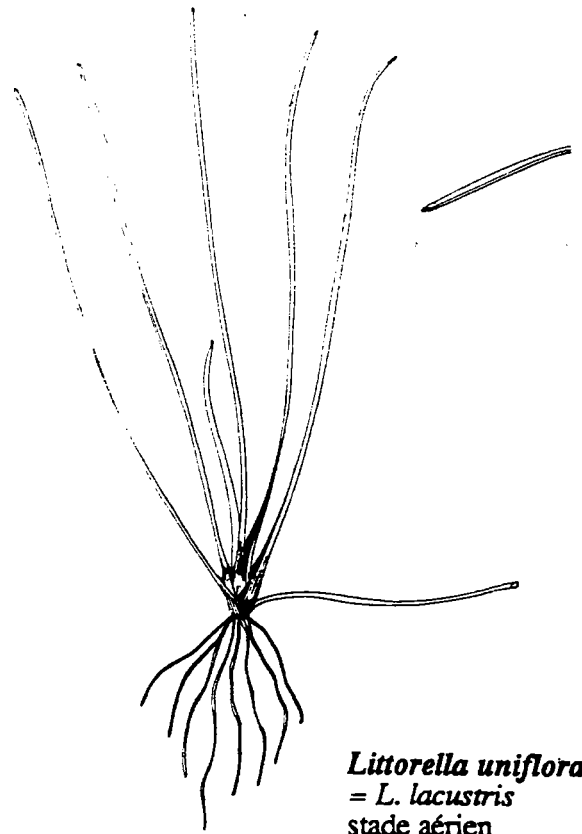
Pour les macrophytes, l'adaptation à la vie aquatique passe par la possibilité de réaliser une photosynthèse efficace en développant des mécanismes qui visent à augmenter la capacité à fixer le carbone (BOSTON *et al.*, 1989):

- soit en mettant en place des mécanismes de concentration du carbone inorganique (type C_4 et CAM) et en ayant la capacité à mobiliser les bicarbonates de l'eau
- soit en utilisant une autre source de carbone comme le CO_2 du sédiment
- soit en réalisant une photosynthèse nette à des intensités lumineuses basses
- soit en possédant une adaptation morphologique permettant de prélever du carbone inorganique ou minéral.

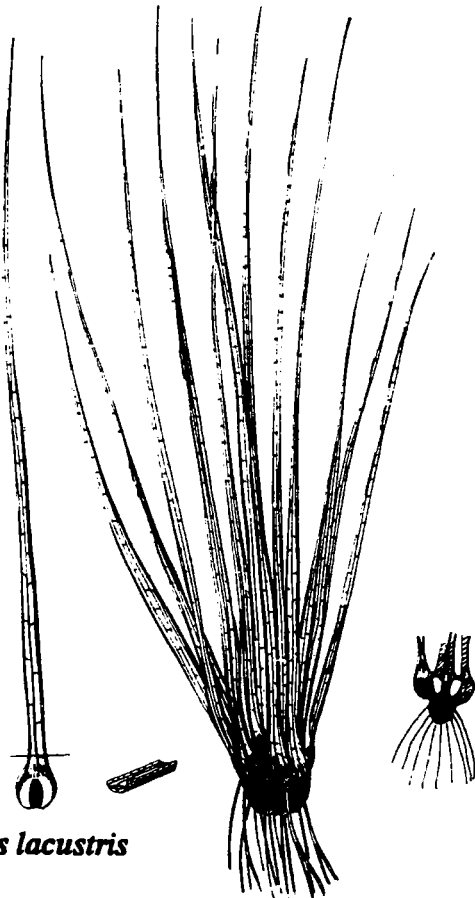
Dans les lacs acides d'Europe, le remplacement général des espèces du *Littorellion* par *Sphagnum sp.* et *Juncus bulbosus*, s'expliquerait par la capacité de ces derniers à utiliser le CO_2 plutôt que les bicarbonates HCO_3^- pour la photosynthèse (ROELOFS, 1983; ROELOFS *et al.*, 1984; ARTS *et al.*, 1990). Par des expérimentations d'écophysiologie, ROELOFS *et al.* (1984) attribuent ces différences de composition floristique (disparition des espèces du *Littorellion* et prolifération des sphaignes) à une diminution des teneurs en CO_2 dans l'eau et dans les sédiments, suite à l'acidification des eaux. De nombreux lacs de Scandinavie sont envahis par des ceintures denses de *Juncus bulbosus*. Ces lacs ont subi pendant quelques années (3 à 6 ans) des chaulages afin de remédier à leur acidification. Ces amendements ont provoqué des flux importants de CO_2 et de carbone inorganique des sédiments vers l'eau interstitielle. Ils ont conduit à une minéralisation accélérée de la matière organique et sont à l'origine des teneurs élevées en nutriments dans les sédiments. Tous ces paramètres physico-chimiques ont été favorables à l'extension de *Juncus bulbosus* (ROELOFS *et al.*, 1995). L'acidification des eaux se caractérise par une perte de la Capacité à Neutraliser l'Acidité 'ANC' c'est-à-dire une diminution des quantités de bicarbonates disponibles pour les végétaux. La répartition et le développement des plantes aquatiques sont donc conditionnés par leur capacité à utiliser diverses sources de carbone minéral. Les mousses ne peuvent pas utiliser les bicarbonates comme source de carbone pour la photosynthèse (GLIME et VITT, 1984). Les hélophytes peuvent utiliser le gaz carbonique (CO_2) atmosphérique. Les hydrophytes phanérogames submergés ou à feuilles flottantes ont développé des mécanismes leur permettant d'utiliser, outre le CO_2 dissous dans l'eau, les ions bicarbonates (HCO_3^-) avec cependant une moins grande efficacité (*Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *P. lucens*...). Cependant quelques espèces caractéristiques des eaux peu minéralisées (*Myriophyllum alterniflorum*, *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris*) semblent incapables d'utiliser HCO_3^- (MABERLY et



Littorella uniflora
= *L. lacustris*
stade aquatique



Littorella uniflora
= *L. lacustris*
stade aérien



Isoetes lacustris

SPENCE, 1983). Ainsi, aux Etats-Unis TITUS (1992) a établi que l'influence du sédiment sur *Vallisneria americana* n'est ni due aux nutriments ni à une toxicité de l'aluminium mais à la disponibilité en CO_2 (qui régule la croissance du macrophyte soumis à un pH 5,0). Cette espèce, rarement trouvée à un pH bas, semble donc sensible à l'acidification.

Macrophytes et aluminium

L'impact d'un faible pH ($[\text{H}^+]$ élevée) et des concentrations élevées en aluminium total sur les macrophytes n'ont fait l'objet que de peu d'études (HAVAS, 1986; FARMER, 1990). La toxicité de l'aluminium sous forme complexé ou non a été étudiée vis à vis de la faune (piscicole en particulier) et du phytoplancton. Les bryophytes sont capables d'accumuler de plus fortes concentrations en métaux lourds dont l'aluminium, que les monocotylédones et que les dicotylédones (BRAKKE *et al.*, 1994).

Les travaux consacrés à l'impact de l'aluminium sur les algues ont montré que ce métal est impliqué dans la disparition des algues acido-sensibles (HAVENS et HEATH, 1990; GENTER et AMYOT, 1994; GENTER 1995). En revanche, d'autres espèces d'algues apparaissent favorisées par l'acidification des eaux. Ainsi, GRAHAM *et al.* (1996) suggèrent que *Mougeotia sp.* est une espèce particulièrement tolérante aux fortes concentrations en métaux et plus particulièrement à l'aluminium. Des observations au microscope ont mis en évidence que *Mougeotia sp.* renferme des métaux dans la cellule; ces derniers ne provoquant cependant aucun dommage membranaire (GRAHAM *et al.*, 1996).

De nombreux auteurs ont démontré que l'aluminium, en modifiant le prélèvement du calcium et des orthophosphates, a un impact considérable sur les plantes terrestres.

Les conséquences des teneurs élevées en aluminium sur les hydrophytes phanérogames sont mal connues. Quelques études démontrent que l'aluminium s'accumule dans le noyau, ce qui interfère avec la division cellulaire. Il reste à déterminer sous quelles conditions l'aluminium est toxique pour les végétaux aquatiques, la sensibilité ou la tolérance des macrophytes à l'acidification, si l'aluminium interfère avec le calcium et le phosphore dans leur métabolisme (BRAKKE *et al.*, 1994). Quelques auteurs ont travaillé sur l'impact de l'acidification sur les phanérogames en conditions contrôlées de laboratoire dans une optique éco-toxicologique (ROELOFS *et al.*, 1984; TREMP et KOHLER, 1991a; MAESSEN, *et al.*, 1992). Leurs conclusions seront comparés aux observations effectuées dans les Vosges du Nord.

Macrophytes et acidification: adaptation morphologique des végétaux

Les isoétides comme *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* et *Isoetes sp.*, communément observés dans les eaux scandinaves (GRAHN, 1977) ont des feuilles en rosette (HUTCHINSON, 1975). Ces espèces se retrouvent dans les lacs acidifiés, mais d'autres végétaux *Myriophyllum tenellum* et *Utricularia resupinata* dont les feuilles ne sont pas en rosette, sont également représentatifs de ces lacs (ROBERTS *et al.*, 1985). La tolérance à l'acidification de *Luronium natans* serait due au fait que cette espèce possède un système racinaire développé qui lui permet de puiser les éléments nutritifs indispensables et par là même affranchirait la plante du compartiment eau acidifié. Il est à noter que *Myriophyllum alterniflorum* se caractérise également par un système racinaire développé et est jugé sensible à l'acidification (MAESSEN *et al.*, 1992).

Peu de plantes à tige feuillée se développent dans les lacs acides. Aux Etats-Unis, ROBERTS *et al.*, (1985) ont établi que *Potamogeton confervoides* est la seule espèce du genre *Potamogeton* présente dans les eaux à pH < 5,0, et pour une très faible alcalinité

($[\text{HCO}_3^-] \leq 3 \mu\text{eq/l}$). Cette plante des tourbières et des plans d'eau faiblement alcalins, est caractérisée par des feuilles linéaires très fines.

L'acidification des eaux en Amérique du Nord semble favoriser l'expansion des formes en rosette ou à feuilles fines (ROBERTS *et al.*, 1985). Une explication possible est que ces formes sont favorables au prélèvement du CO_2 (HUTCHINSON, 1975). Les isoétides sont capables de prélever le CO_2 du sédiment ce qui est une adaptation au faible niveau de carbone inorganique des eaux. La nutrition des nutriments (orthophosphates par exemple) est assurée par le système racinaire.

Le but de notre étude dans les Vosges du Nord, a été de dégager dans les grandes lignes les relations entre le degré d'acidification des cours d'eau et la distribution des macrophytes aquatiques et de comparer nos résultats avec ceux de la littérature. Une extension au massif du Donon a eu pour objectif de préciser ces tendances.

3.2.2. MATERIELS ET METHODES

Les relevés floristiques ont été effectués dans les mêmes conditions et selon le protocole défini précédemment (cf.3.1.2.).

L'abondance des bryophytes est liée à la présence plus ou moins grande de blocs rocheux et aux conditions mésologiques. L'inventaire de la bryoflore a été mené dans l'ensemble des niches écologiques afin de prendre en compte tous les types biologiques. Des relevés bryosociologiques d'une dizaine de centimètres carrés ont ainsi été réalisés sur les rochers immergés. Seule la présence d'une espèce est indiquée. Ni les bryophytes sub-aquatiques, ni les hélophytes n'ont été pris en compte dans l'analyse des données. En effet, ces espèces ne vivant pas en permanence dans l'eau, ne sont pas indicatrices d'un niveau d'acidification. L'état physiologique du végétal et sa représentativité spatiale n'ont pas été pris en compte dans notre analyse.

3.2.2.1. RESEAU DES VOSGES DU NORD

Les résultats des inventaires floristiques réalisés dans le cadre du suivi de l'eutrophisation ont été utilisés. Les 8 nouvelles stations ont fait l'objet de relevés en 1995. 41 stations ont ainsi fait l'objet de relevés végétaux pendant leur période de végétation.

3.2.2.2. RESEAU DU MASSIF DU DONON

Des relevés floristiques complets ont été effectués en 1995 sur 18 stations (tableau XVI) selon le protocole défini au chapitre 3 (3.2.1.2.2.).

3.2.3. RESULTATS

3.2.3.1. RESEAU DES VOSGES DU NORD

3.2.3.1.1. Résultats floristiques

Les relevés floristiques effectués dans les cours d'eau du réseau élargi sont rassemblés dans le tableau phytosociologique XXXVI.

Les quatre unités végétales "A, B, C, et D" définies précédemment (cf. chapitre 3.1.3.) se retrouvent. L'unité "A" se subdivise en deux sous-unités "Aa" et "Ab". La variante "Aa" est caractérisée par la présence de *Scapania undulata* et l'absence de *Potamogeton polygonifolius*, alors que la variante "Ab" se définit par la présence de *Potamogeton polygonifolius*.

Ce regroupement en 4 unités végétales "A, B, C, D" en 8 sous-unités "Aa, Ab, B1, B2, C1, C2, D1, D2) est également établi pour les stations du réseau restreint (tableau XXXVII).

Les nouvelles stations (R5, R9, R25, R29, R30, R31, R48, R54) étudiées dans le cadre du suivi du degré d'acidification (par rapport au réseau eutrophisation) appartiennent aux unités végétales des zones amont (figure 20).

La majeure partie de ces stations (R5, R9, R25, R30, R31, R48) correspondent à l'unité "A" et à la variante "Aa". En effet, elles sont définies par la présence de *Scapania undulata* parfois accompagné par *Sphagnum auriculatum* (R9, R48) et surtout par l'absence de *Potamogeton polygonifolius*. La diversité floristique y est faible. *Glyceria fluitans* ou ponctuellement *Sparganium emersum* (R48) y sont observés.

La station R54 est colonisée par *Potamogeton polygonifolius* et donc représentative de la variante "Ab". L'absence de cailloux et de blocs rocheux explique certainement pourquoi *Scapania undulata* n'est pas présente.

La station R29 est caractérisée par l'absence de *Potamogeton polygonifolius* et surtout par la présence de callitriches: *Callitriche platycarpa* et *C. stagnalis*.

La composition floristique des autres stations a déjà été décrite (chapitre 3.1.3.).

3.2.3.1.2. Relations entre la composition floristique et la physico-chimie

Cette étude des relations entre la composition physico-chimique des cours d'eau et les communautés végétales, a porté sur les stations du réseau élargi après classement par C.A.H.2 (tableau XXXVIIIa).

Les résultats ont été analysés en fonction de la chimie de l'eau.

* L'unique station du groupe 1 (R30) est peu colonisée par la végétation. Le cours d'eau très acide (pH = 4,4) ayant perdu son pouvoir tampon et renfermant des teneurs très fortes en aluminium [Al] = 500 µg/l), se caractérise uniquement par la présence d'une hépatique *Scapania undulata* sur quelques blocs rocheux.

* Les eaux acides (pH = 5,6) à faiblement acides (pH = 6,0) et peu tamponnées ([HCO₃⁻]: 40 à 90 µeq/l) du groupe 2 (R5, R9, R17, R19, R20, R25, R48, R51, R75) correspondent essentiellement au groupement végétal "A". La sous-unité "Aa" (R5, R9, R25, R48) est caractérisée par la présence de *Scapania undulata*, alors que la sous-unité "Ab" (R17, R20, R51, R75) est représentée par *Potamogeton polygonifolius*, accompagné éventuellement de *Scapania undulata*. Ces deux variantes "Aa" et "Ab" ont les mêmes caractéristiques physico-chimiques: elles sont acides (pH = 5,6), faiblement tamponnées ([HCO₃⁻] = 40 µeq/l) et ont des teneurs modérées en aluminium ([Al] = 160

à 175 µg/l). La station R19 de type "B1" est définie par la présence de *Potamogeton polygonifolius*, *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. stagnalis* et de *Ranunculus peltatus*. Cette dernière communauté végétale correspond à des eaux faiblement acides (pH = 6,0), faiblement tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]$ = 90 µeq/l) et modérément chargées en aluminium $[\text{Al}]$ = 150 µg/l).

* Les 16 stations du groupe 3 (R1, R2, R3, R4, R7, R11, R16, R18, R26, R27, R28, R29, R31, R36, R49, R53) sont caractérisées par la présence de *Potamogeton polygonifolius* (groupement végétal "Ab": R2, R3, R7, R16; groupement végétal "B1/B2": R1, R4, R11, R18, R26, R27, R28, R36, R53) sauf pour 1 site "Aa" (R31) et 2 site "C2" (R29, R49). Plusieurs espèces de Callitriches (*Callitriche hamulata*, *C. platycarpa* et *C. stagnalis*) colonisent les sites "B" et "C" (R1, R4, R11, R18, R26, R27, R28, R29, R36, R49, R53). Les stations "B1" R36 et "R53" se définissent par la présence d'un cortège bryophytique important (*Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthos*, *Brachythecium rivulare*, *Riccardia chamaedryfolia*, *Fissidens pusillus*, *Fontinalis antipyretica*) en plus des phanérogames. Ces différents cortèges floristiques se développent dans des eaux faiblement acides (pH: 6,2 à 6,6), très faiblement tamponnées à tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]$: 60 à 200 µeq/l) et dont les teneurs en aluminium sont faibles ($[\text{Al}]$: 80 à 45 µg/l).

* Les 12 sites du groupe 4 (R8, R10, R14, R15, R34, R42, R50, R54, R58, R59, R60, R105) correspondent aux 4 unités végétales ("Ab, B1, C1/C2, D2") de la séquence d'eutrophisation. Les eaux sont faiblement acides à neutres (pH: 6,6 à 6,9), tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]$: 160 à 320 µeq/l) et modérément chargées en aluminium ($[\text{Al}]$: 50 à 130 µg/l). Les 3 stations "Ab" s'individualisent par la présence d'une seule espèce de phanérogame *Potamogeton polygonifolius* (R54, R60, R105). Le site "B1" est colonisé par *Potamogeton polygonifolius* et par *Callitriche hamulata* et *C. platycarpa* (R14). Les 5 sites "C" (R8, R10, R15, R42, R59) se caractérisent par la disparition de *Potamogeton polygonifolius*, la présence de Callitriches (*C. hamulata*, *C. platycarpa*, *C. stagnalis*) et d'*Elodea canadensis* (R10) et *Elodea nuttallii* (R42). Enfin, les 3 sites "D2" (R34, R50, R58) voient l'apparition d'une nouvelle espèce de callitriche (*Callitriche obtusangula*). *Myriophyllum alterniflorum*, espèce rare dans les Vosges du Nord, n'est présent que dans une station (R42) du groupe 4. *Elodea canadensis* apparaît dans ce groupe 4 (R10, R15).

* Les 3 stations du groupe 5 (R47, R52, R104) regroupent 1 station de l'unité végétale "C" (R104) et 2 sites de type "D" (R47, R52). Elles correspondent à des eaux neutres (pH: 7,0 à 7,2), bien tamponnées ($[\text{HCO}_3^-]$: 460 à 615 µeq/l) et modérément chargées en aluminium ($[\text{Al}]$: 55 à 110 µg/l). La station R104 ne renferme que des callitriches (*Callitriche hamulata*, *C. platycarpa*, *C. stagnalis*). Les stations "D" (R47, R52) possèdent une plus grande diversité biologique avec la présence des callitriches, de la renoncule (*Ranunculus peltatus*) et de l'élodée (*Elodea nuttallii*). *E. nuttallii* se développe préférentiellement dans les groupes 4 (R8, R15, R42) et 5 (R47, R52). *Ranunculus peltatus* se rencontre dans le groupe 2 (R19), 3 (R4), 4 (R15, R42) et 5 (R47, R52).

Le tableau XXXVIIIb met en évidence les relations entre les communautés de macrophytes et le degré d'acidification des cours d'eau du réseau élargi

Les relations entre les groupements végétaux et la composition physico-chimique des cours d'eau du réseau restreint sont répertoriés dans le tableau XXXIX. Les stations classées différemment dans les deux classifications ascendantes hiérarchiques, correspondent à des stations de transition (cf. chapitre 2.2.2.3.).

3.2.3.2. RESEAU DU DONON

3.2.3.2.1. Résultats floristiques

Les cours d'eau du massif du Donon sont colonisés essentiellement par des bryophytes. En effet, les seules espèces de phanérogames présentes sont: *Callitriche platycarpa*, *Glyceria fluitans* et sur les berges *Nasturtium officinale*. Elles n'ont été observées que sur une seule station (D16).

Les espèces de bryophytes présentes sur ce secteur sont indiquées (tableau XXXX).

Le cortège bryophytique des ruisseaux du Donon est constitué d'espèces acidiphiles: *Sphagnum auriculatum*, *Marsupella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa* et dans une moindre mesure *Hyocomium armoricum*. Un ensemble à *Rhynchostegium riparioides*, *Chiloscyphus polyanthos* et *Brachythecium rivulare* se distingue. *Thamnobryum alopecurum*, *Amblystegium fluviatile* et *Fissidens crassipes* caractérisent une seule station (D2). L'hépatique *Scapania undulata* est présente sur tous les cours d'eau prospectés alors que *Nardia compressa*, espèce acidiphile, n'est observé que sur une seule station située en tête de bassin versant (D13).

3.2.3.2.2. Caractéristiques physico-chimiques et floristiques des cours d'eau du Donon

La composition physico-chimique des eaux influe sur la composition floristique. Les végétaux semblent se distribuer selon un gradient d'acidité dans ce secteur d'étude.

Les résultats ont été analysés en fonction de la chimie de l'eau.

Le groupe 1 (D1, D26, D27) correspond aux communautés bryophytiques à *Scapania undulata*, *Jungermannia sphaerocarpa*, *Hyocomium armoricum*, plus ou moins accompagné par *Rhynchostegium riparioides*. Ces bryophytes tolèrent des fortes teneurs en aluminium ($[Al] > 250 \mu g/l$), un pH acide à faiblement acide (pH: 5,0 à 6,2) et des concentrations faibles à modérées en bicarbonates ($[HCO_3^-]$: 15 à 170 $\mu eq/l$).

Le groupe 2 (D5, D9, D11, D12, D13, D18, D19, D21, D23, D24, D25, D30) est défini par *Scapania undulata*, *Sphagnum auriculatum*, *Marsupella emarginata* ou/et de *Rhynchostegium riparioides*. Ce cortège floristique correspond à des eaux très pauvres en bicarbonates ($[HCO_3^-] < 10 \mu eq/l$), acides (pH = 5,6) et plus ou moins enrichies en aluminium ($[Al]$: 30 à 240 $\mu g/l$).

Le groupe 3 (D2, D15, D16) est caractérisé par la présence de *Scapania undulata*, de *Rhynchostegium riparioides* et de *Chiloscyphus polyanthos*, souvent accompagné de *Brachythecium rivulare*. Cet ensemble végétal se développe dans des eaux tamponnées ($[HCO_3^-] = 140 \mu eq/l$) proches de la neutralité (pH = 6,8) et caractérisées généralement par des faibles teneurs en aluminium $[Al]$: 45 à 105 $\mu g/l$.

La répartition des bryophytes en fonction du pH, de l'alcalinité et de l'aluminium dans le massif du Donon permet de préciser leur auto-écologie (figure 62).

Scapania undulata est présent sur toutes les stations. Il colonise les eaux acides enrichies en aluminium, ayant perdu leur pouvoir tampon (pH = 5,0; ($[HCO_3^-] = 0 \mu eq/l$), $[Al] = 700 \mu g/l$) jusqu'aux eaux neutres, tamponnées et peu chargées en aluminium (pH = 7,2; ($[HCO_3^-] = 220 \mu eq/l$), $[Al] = 30 \mu g/l$).

Marsupella emarginata se développe dans des eaux acides (pH = 5,6), pauvres en bicarbonates ($[HCO_3^-] = 20 \mu eq/l$) et supporte des teneurs élevées en aluminium total (D1: $[Al] = 700 \mu g/l$).

Rhynchostegium riparioides possède une amplitude écologique vis-à-vis du pH, de l'alcalinité relativement large. Cette espèce préfère les eaux faiblement acides (pH = 6,0), pauvres en bicarbonates ($[\text{HCO}_3^-] = 50 \mu\text{éq/l}$) et renfermant des teneurs modérées en aluminium ($[\text{Al}] = 130 \mu\text{g/l}$).

Chiloscyphus polyanthos est observé dans des eaux acides (pH = 5,7) à neutres (pH = 7,2). Son optimum de fréquence est établi pour des eaux faiblement acides (pH = 6,3) modérément tamponnées ($[\text{HCO}_3^-] = 90 \mu\text{éq/l}$) et pour des teneurs faibles à moyennes en aluminium ($[\text{Al}]$: de 45 à 170 $\mu\text{g/l}$).

3.2.3.3. RELATION ENTRE LA COMPOSITION FLORISTIQUE ET LA PHYSICO-CHIMIE DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD ET DU DONON.

La comparaison de la composition floristique des cours d'eau des deux secteurs met en évidence la présence de sept espèces de bryophytes communes à ces eaux peu minéralisées *Sphagnum auriculatum*, *Scapania undulata*, *Rhynchostegium riparioides*, *Chiloscyphus polyanthos*, *Brachythecium rivulare*, *Fissidens crassipes* et *Dichodontium pellucidum* (tableau XXXXI).

Les cours d'eau du massif du Donon possèdent un cortège de bryophytes davantage diversifié que celui des Vosges du Nord. Les principaux représentants des cours d'eau les plus acides du Donon sont: *Sphagnum auriculatum*, *Marsupella emarginata* et *Hyocomium armoricum*. Les espèces *Rhynchostegium riparioides* et *Chiloscyphus polyanthos* semblent davantage inféodées à des eaux faiblement acides, tamponnées et peu chargées en aluminium. *Scapania undulata* est noté sur toutes les stations prospectées. *Fontinalis antipyretica* ainsi qu'*Amblystegium riparium* (espèce indicatrice d'un niveau trophique élevé) sont absents des eaux du massif du Donon. Peu de phanérogames sont présents sur ce secteur.

Dans les cours d'eau des Vosges du Nord, *Scapania undulata* est la seule espèce de bryophyte observée (en dehors des sphaignes) dans les eaux les plus acidifiées (R9, R25, R30, R31, R48). *Rhynchostegium riparioides* peu présent dans les Vosges du Nord (R19, R42, R50) est signalé dans des eaux faiblement acides à neutres, modérément tamponnées à tamponnées et relativement peu chargées en aluminium. *Brachythecium rivulare*, souvent accompagné de *Scapania undulata* et de *Chiloscyphus polyanthos*, est observé sur le Rothbach amont (R36, R49, R53) faiblement acide, modérément tamponné et peu chargé en aluminium. Les espèces acidiphiles *Marsupella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa* et *Hyocomium armoricum*, sont absentes des stations étudiées dans les ruisseaux des Vosges du Nord. De même, les espèces de bryophytes les plus alcalines *Thamnobryum alopecurum*, *Amblystegium fluviatile* ne sont pas signalées dans les Vosges du Nord. Les cours d'eau de ce secteur sont colonisés essentiellement par des phanérogames.

En conclusion, la comparaison entre la composition floristique des ruisseaux des Vosges du Nord et du massif du Donon met en évidence la présence d'espèces de bryophytes communes: *Sphagnum auriculatum*, *Rhynchostegium riparioides* et *Chiloscyphus polyanthos*, espèces se répartissant le long d'un gradient d'acidité décroissant (très acide, acide, faiblement acide). *Scapania undulata* se développe dans toutes les stations du massif du Donon et correspond à l'espèce la plus représentée des Vosges du Nord. Peu de phanérogames ont été observés dans le massif du Donon, alors qu'ils colonisent l'ensemble des cours d'eau des Vosges du Nord.

3.2.4. DISCUSSION

3.2.4.1. IMPACT DE L'ACIDIFICATION DES EAUX SUR LES MACROPHYTES DES VOSGES DU NORD

3.2.4.1.1. Influence sur les macrophytes des faibles teneurs en bicarbonates

Dans les Vosges du Nord, les cours d'eau les plus acides prennent leur source dans des tourbières à sphaignes (R2, R9, R51, R75). Ces bryophytes tolèrent donc une acidification forte des eaux. En effet, ils sont capables d'utiliser le dioxyde de carbone libre qui représente la plus grande partie du carbone inorganique disponible dans les lacs acides. L'utilisation efficace de cette source de carbone pourrait se traduire par une limitation des quantités utilisables par le phytoplancton (HULTBERG et GRAHN, 1975) et expliquer la prolifération des sphaignes signalée dans plusieurs lacs scandinaves acidifiés. Ce phénomène serait dû aux propriétés intrinsèques de ces mousses (capacité d'échange ionique c'est-à-dire capacité d'adsorption des cations (HULTBERG et GRAHN, 1975; CRUM, 1976), qui accélère l'acidification (GRAHN *et al.*, 1974; HENDREY et VERTUCCI, 1980; HENDREY, 1982). PAFFEN et ROELOFS (1991) ont ainsi montré expérimentalement que la biomasse de *Sphagnum cuspidatum* augmente fortement lorsque les teneurs en bicarbonates sont élevées. En revanche, un enrichissement en azote ammoniacal non combiné à des concentrations en bicarbonates ne provoque pas d'augmentation de la biomasse. Le dioxyde de carbone est donc le facteur limitant pour la croissance des sphaignes. La surface des sphaignes leur permet d'emmagasiner les éléments nutritifs et les métaux, ceux-ci devenant ainsi inaccessibles aux autres organismes.

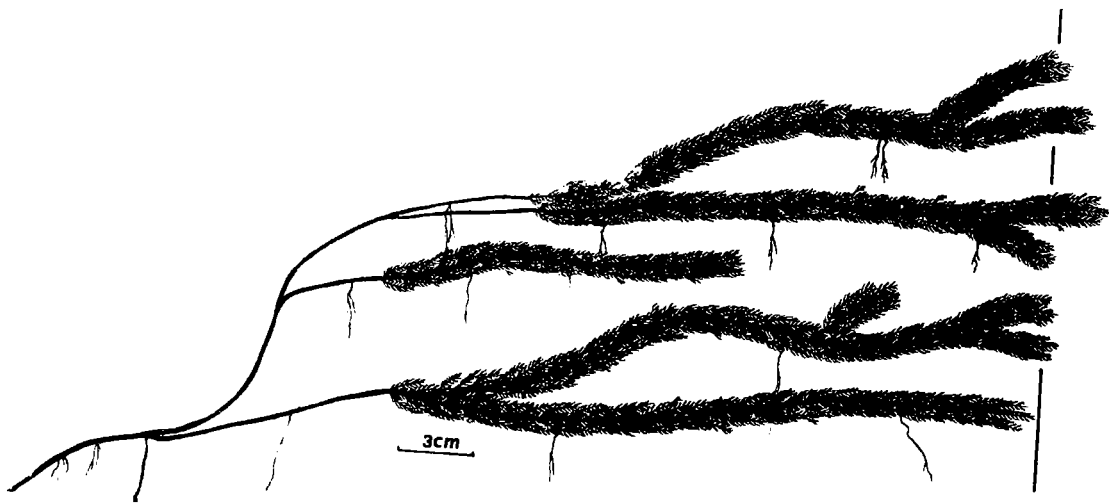
Dans les Vosges du Nord, la distribution des principales espèces de macrophytes aquatiques a été étudiée en fonction du degré d'acidification (figure 61). Sur le secteur, quatre stations à *Potamogeton polygonifolius* (R2, R20, R51, R75) colonisent des eaux appauvries en bicarbonates et enrichies en aluminium ($[\text{HCO}_3^-] < 50 \mu\text{eq/l}$, $[\text{Al total}] > 160 \mu\text{g/l}$). Ces sites sont situés au niveau de tourbières à sphaignes riches en acides humiques qui atténueraient les effets de l'acidification des eaux sur les macrophytes. En effet, dans les écosystèmes dystrophes, la décomposition de la matière organique est fortement ralentie si bien que les eaux sont très chargées en matière organique dissoute ou colloïdale (acides humiques) et très pauvres en éléments nutritifs. La complexation de l'aluminium par les acides organiques le rendrait indisponible et éviterait ainsi tout risque d'intoxication aluminique. Une autre hypothèse privilégie le rôle de la matière organique comme source complémentaire de CO_2 pour les végétaux (THIEBAUT *et al.*, 1995).

Exceptées en ces zones tourbeuses, *Potamogeton polygonifolius* est généralement absent des eaux acidifiées ($\text{pH} = 5,6$) du secteur d'étude (R5, R9, R25, R30, R31, R48). Une hypothèse envisagée pour expliquer l'absence du potamot de ces zones amont faiblement tamponnées (R5, R9, R25, R30, R31, R48) a été que l'absence de *Potamogeton polygonifolius* s'expliquerait par la faible concentration en bicarbonates des eaux ($[\text{HCO}_3^-]$: 0 à $60 \mu\text{eq/l}$). Incapable d'utiliser les bicarbonates du sédiment comme source de carbone pour la photosynthèse, il ne pourrait se développer. En effet, *Potamogeton polygonifolius* ne peut utiliser que le CO_2 dissous (MABERLY et SPENCE, 1983; BOSTON *et al.*, 1989).

Dans les Vosges du Nord, *Ranunculus peltatus* se développe à partir d'une alcalinité modérée ($[\text{HCO}_3^-] = 100 \mu\text{eq/l}$) alors que dans les cours d'eau hollandais *Ranunculus peltatus* est observé pour une alcalinité plus élevée ($[\text{HCO}_3^-] = 700 \mu\text{eq/l}$; ARTS *et al.*, 1990).



Potamogeton polygonifolius



Myriophyllum alterniflorum

in Dethioux (1989): *Espèces aquatiques des eaux courantes*

Dans les Vosges du Nord, *Myriophyllum alterniflorum* se rencontre dans les cours d'eau aval mésotrophes et bien tamponnés ($[\text{HCO}_3^-] = 100 \mu\text{eq/l}$) et à l'Etang de Hanau. Il est difficile de conclure à la cause de sa non présence en tête de bassin versant. Son absence des zones amont peut être due aux teneurs trop faibles soit en bicarbonates, soit en nutriments ou à des facteurs édaphiques (ensablement). En effet, la forte régression entre 1984 et 1988 de *Myriophyllum alterniflorum* dans un lac finlandais et sa disparition de plusieurs lacs acidifiés hollandais et allemands ont été attribuées à une diminution des concentrations en carbone inorganique (HEITTO, 1990). Dans les cours d'eau hollandais, *Myriophyllum alterniflorum* y est rencontré pour une alcalinité plus élevée ($[\text{HCO}_3^-] = 700 \mu\text{eq/l}$; ARTS *et al.*, 1990).

Dans les Vosges du Nord, un seuil critique d'alcalinité ($[\text{HCO}_3^-] = 100 \mu\text{eq/l}$) en deçà duquel plusieurs espèces ne sont plus rencontrées, a été établi. Ainsi, *Elodea canadensis* se rencontre uniquement dans les eaux bien tamponnées des Vosges du Nord ($[\text{HCO}_3^-] = 400 \mu\text{eq/l}$). *Callitriche hamulata* y est présent à partir d'une alcalinité modérée ($[\text{HCO}_3^-] = 130 \mu\text{eq/l}$). ADAMEC et ONDOK (1992) montrent expérimentalement que *Callitriche hamulata* est incapable d'utiliser HCO_3^- , alors que *Elodea canadensis* possède deux mécanismes différents régulant l'affinité pour le HCO_3^- ce qui lui confère une grande plasticité vis à vis du prélèvement du carbone inorganique (ADAMEC, 1993). L'absence de *Callitriche hamulata* dans les zones amont acidifiées des Vosges du Nord pourrait s'expliquer par la faible alcalinité des eaux, facteur non limitant pour *Elodea canadensis*. Cette dernière espèce n'y est pourtant pas présente. L'absence d'*Elodea canadensis* dans les eaux acidifiées pourrait s'expliquer par le niveau trophique faible des zones amont (oligotrophe). En effet, cette espèce a une exigence nutritive élevée vis-à-vis du phosphore et semble préférer les eaux méso-eutrophes.

Dans les Vosges du Nord, *Elodea nuttallii* se développe préférentiellement dans les eaux neutres ($\text{pH} = 7,1$) et bien tamponnées ($[\text{HCO}_3^-] = 500 \mu\text{eq/l}$). Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer l'absence de *Callitriche platycarpa*, de *C. obtusangula* et d'*Elodea nuttallii* dans les eaux acidifiées¹. Premièrement ces espèces, qui ont des exigences nutritives élevées, préfèrent les eaux eutrophes; deuxièmement, elles ne supportent pas les teneurs en carbone inorganique trop faibles (incapacité à utiliser le carbone inorganique du sédiment). Ces hypothèses ont été partiellement vérifiées pour *Elodea nuttallii* par les travaux de PORTIELJE et LIJLEMA, (1995). Ces auteurs se sont intéressés au flux de CO_2 de l'atmosphère vers la surface de l'eau et du rôle du carbone dans les phytocénoses aquatiques eutrophes. Ils ont montré que la contribution du CO_2 atmosphérique est plus grande dans les milieux colonisés par les macrophytes que dans les eaux dominées par les algues benthiques. De plus, selon les espèces de macrophytes et selon la saison, le prélèvement de CO_2 diffère. En effet, *Elodea nuttallii* prélève davantage de carbone que *Chara sp.* En été, lorsque *Elodea nuttallii* forme des tapis denses à la surface de l'eau, le prélèvement du CO_2 à partir du sédiment n'est pas optimisé. Lorsque les apports en nutriments augmentent, la production primaire augmente en parallèle à la hausse du pH favorisant ainsi le prélèvement du C atmosphérique. Ainsi, le C atmosphérique détermine la productivité des écosystèmes eutrophes colonisés par les macrophytes. Il n'est toutefois pas possible

¹La non présence en tête de bassin versant d'espèces peut également s'interpréter en terme de stratégies et de non possibilités de colonisation du milieu.

de séparer les effets des concentrations trop basses en nutriments des teneurs en C trop faibles, car ces phénomènes sont interdépendants (PORTIELJE et LIJLEMA, 1995).

Certaines espèces (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans*) qui ont leur optimum de distribution dans des eaux alcalines et pour des pH élevés, peuvent également survivre dans les lacs acidifiés. Elles sont pourtant incapables d'utiliser les bicarbonates. Il est alors possible que la capacité à utiliser les bicarbonates rende les macrophytes plus sensibles aux protons (ARTS *et al.*, 1990). Une autre hypothèse peut être avancée. En effet, les concentrations élevées en bicarbonates dans les sédiments stimulent les processus de décomposition de la matière organique en neutralisant les acides produits pendant la minéralisation (KOK et VAN de LAAR, 1991 in ROELOFS *et al.*, 1995). Ce phénomène augmente les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore et baisse sévèrement le potentiel redox. Cette chute du potentiel redox est la conséquence de la diminution de la nitrification, c'est-à-dire de la baisse des teneurs en nitrates et de la réduction du fer. Ces modifications physico-chimiques sont favorables au développement de la végétation.

3.2.4.1.2. Influence sur les macrophytes des concentrations élevées en protons

Dans les Vosges du Nord (cf 3.2.4.1.1.), quatre stations à *Potamogeton polygonifolius* (R2, R20, R51, R75) sont soumises à des conditions de fortes acidités (pH $\leq$ 5,8). Un pH acide (pH: 5,7-5,9) limiterait aux Pays-Bas le développement de *Potamogeton polygonifolius* (ARTS *et al.*, 1990). Ces auteurs posent comme hypothèse que la disparition d'espèces à un pH $<$ 5,0 est due soit à la concentration trop faible en carbone inorganique, soit au remplacement peu plausible des nitrates par l'ammonium comme source d'azote, soit à une toxicité de l'aluminium.

Dans les lacs finlandais, HEITTO (1990) a établi que *Ranunculus peltatus* était uniquement présent dans des eaux faiblement acides (pH = 6,7 $\pm$ 0,8). En conditions contrôlées de laboratoire, MAESSEN *et al.* (1992) ont établi qu'à pH très acide (pH = 3,0), *Ranunculus peltatus*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton gramineus* ne survivent pas au delà d'une semaine. En revanche, *Luronium natans*, *Ranunculus ololeucos* se maintiennent pendant 4 semaines et meurent au bout de 6-7 semaines. A pH = 4,0, le premier groupe d'espèces survit pendant 3 à 5 semaines alors que les deux autres espèces ont une vitalité qui s'amointrit après 8 semaines. Les 3 espèces acido-sensibles *Ranunculus peltatus*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton gramineus* survivent pendant 6 à 7 semaines à pH = 5,0 et meurent avant la fin de l'expérimentation, alors que les 2 espèces acido-tolérantes (*Luronium natans*, *Ranunculus ololeucos*) se maintiennent. Pour MAESSEN *et al.* (1992), c'est la charge élevée en protons qui est responsable de la disparition des espèces les plus "sensibles" à l'acidification. En effet, les protons diffusant facilement à travers les membranes biologiques, pourraient provoquer des dommages cellulaires importants à des pH bas.

Dans les Vosges du Nord, un seuil limite de pH (pH $>$ 6,2) a été établi pour *Elodea canadensis*, *E. nuttallii* et les 4 espèces de callitriches. Il n'est toutefois pas possible de conclure sur une toxicité des protons en absence d'expérimentations en milieu contrôlé.

3.2.4.1.3. Impact sur les macrophytes des teneurs élevées en aluminium

Dans les Vosges du Nord, *Scapania undulata* supporte des teneurs très élevées en aluminium total (R30: [Al] = 510 μ g/l) pour un pH moyen de 4,5.

Potamogeton polygonifolius se rencontre ponctuellement dans des eaux renfermant des teneurs fortes en aluminium (R20: [Al] = 220 μ g/l). Les hydrophytes

phanérogames tels *Ranunculus peltatus*, *Callitriche hamulata*, *C. stagnalis* et *C. platycarpa* sont observés pour des valeurs faibles à modérées en aluminium total ([Al] compris entre 50 et 150 µg/l).

L'impact des fortes teneurs en aluminium sur la physiologie des phanérogames n'a été que peu étudié (TREMP et KOHLER, 1991a; MAESSEN *et al.*, 1992, TITUS, 1992). Il se pose le problème de l'extrapolation des résultats de laboratoire au terrain. MAESSEN *et al.* (1992) ont étudié expérimentalement l'impact de l'aluminium sur des macrophytes réputés acido-sensibles ou acido-tolérants. Ils démontrent que des modifications du rapport Al/Ca dans l'eau n'induisent pas de changements de concentrations de l'aluminium, du calcium et du phosphore dans les tissus de *Luronium natans*. L'ajout de calcium dans le milieu ne stimule pas le développement des végétaux soumis à ces conditions acides. Ils concluent que la disparition des espèces végétales suite à l'acidification des eaux n'est pas due à une toxicité de l'aluminium.

Ces études ont été effectuées aux Pays-Bas, essentiellement sur des plantes à répartition atlantique (*Luronium natans*, *Lobelia dortmanna*, *Ranunculus ololeucos*...) absentes des Vosges du Nord. Il paraît alors difficile de transposer les résultats hollandais aux cours d'eau des Vosges du Nord.

En Allemagne, TREMP et KOHLER (1991a) ont testé en laboratoire l'impact d'un pH acide et de fortes concentrations en aluminium sur *Potamogeton polygonifolius*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche stagnalis*, *Ranunculus peltatus*, *Elodea canadensis*, *Fontinalis antipyretica* et *Sphagnum cuspidatum*. Ils ont réalisé des mesures d'activité photosynthétique et ont observé par la suite, les dommages causés par l'aluminium aux différentes espèces. Ils ont montré que dans des conditions de toxicité aiguë (3 semaines à pH 4,0), *Potamogeton polygonifolius*, *Fontinalis antipyretica* et *Sphagnum cuspidatum* n'assurent que 50% de leur photosynthèse. Dans les mêmes conditions de pH et après 14 jours d'expérimentation, *Myriophyllum alterniflorum* et *Callitriche stagnalis* ont perdu leur chlorophylle et sont morts. A pH = 5,0 et pour des fortes teneurs en aluminium (1350 µg/l et 2700 µg/l) des déformations foliaires (*Ranunculus peltatus*) et des dommages cellulaires (*Potamogeton polygonifolius*) sont notés. Les auteurs comparent leurs conclusions de la toxicité de l'aluminium sur les macrophytes à ceux de MAESSEN *et al.* (1992). Ces derniers ont appliqué un protocole expérimental différent (aux Pays-Bas, les végétaux sont fixés dans du sédiment et non soumis à un fort courant). Bien que difficilement comparable, ces résultats montrent que *Ranunculus peltatus* et *Myriophyllum alterniflorum* meurent au bout de 5 semaines dans des eaux très acides (pH = 4,0). Le développement des racines de *Elodea canadensis* (pH = 4,6; [Al] = 250 µg/l), diminue d'un facteur 3 après trois jours d'intoxication. A 1350 µg/l d'aluminium, la croissance racinaire de *Ranunculus peltatus* est inhibée au bout de 5 jours. TREMP et KOHLER (1991a) attribuent cette inhibition de la croissance racinaire à l'aluminium. Ils suggèrent que la sensibilité variable des racines des macrophytes serait liée au mode de fixation des végétaux (*Ranunculus peltatus* ancré dans le sédiment).

Les monocotylédones (*Potamogeton polygonifolius*) supportent des teneurs en métaux lourds plus élevées que les dicotylédones (BRAKKE *et al.*, 1994). Cette tolérance à l'aluminium pourrait expliquer la présence de *Potamogeton polygonifolius* et l'absence des dicotylédones *Ranunculus peltatus* et *Myriophyllum alterniflorum* dans des eaux chargées en aluminium (R20).

Les expériences de TREMP et KOHLER (1991a) sont menées sur des macrophytes observés également dans les Vosges du Nord; ces données peuvent donc être plus facilement appliquées à notre zone d'étude. Il ressort de cette approche, que les

macrophytes ont une sensibilité variable à l'aluminium et au pH acide et qu'il existe des dommages cellulaires lorsque les végétaux sont soumis à une forte acidification du milieu. Un lien existerait entre le type d'appareil racinaire et la sensibilité/tolérance à l'acidification. Ces résultats sont cependant à prendre avec précaution car les concentrations en aluminium, appliqués au laboratoire, sont nettement supérieures à celles mesurées sur le terrain.

Les fortes concentrations en aluminium ne donnent qu'une toxicité potentielle, de nombreux facteurs influençant la toxicité de l'aluminium. En effet, l'impact de l'aluminium sur les organismes dépend également de la matière organique et des effets antagonistes des cations tels le calcium (WHITTON *et al.*, 1982; FARMER, 1990). De plus, YAN *et al.* (1985) considèrent que le cuivre et le nickel seraient davantage responsables d'une toxicité métallique que l'aluminium et le manganèse. Ils avancent pour cela trois raisons. Premièrement, bien que les lacs scandinaves aient les mêmes teneurs en aluminium et manganèse que les lacs canadiens, ils ne renferment que peu de cuivre et de nickel et n'ont pas habituellement une faible richesse spécifique. Deuxièmement, le cuivre est nettement plus phytotoxique que l'aluminium ou le manganèse. Le nickel peut provoquer de sérieuses lésions aux macrophytes. Enfin, il existe une synergie entre métaux, et les concentrations élevées détectées dans les lacs canadiens pourraient exacerber l'effet phytotoxique (YAN *et al.*, 1985). Dans les Vosges du Nord, d'autres métaux sont présents en particulier le plomb.

Par ailleurs, la toxicité dépend également de l'intensité lumineuse. En effet, KUPPER *et al.* (1996) ont montré que le remplacement du magnésium dans la molécule de chlorophylle par des métaux (mercure, cuivre, cadmium, nickel, zinc, plomb) *in vivo* perturbe fortement la photosynthèse des végétaux aquatiques. L'incorporation de métaux divalents inhibent le transfert des électrons vers les photo-systèmes, ce qui aboutit finalement à l'arrêt de la photosynthèse. Les végétaux aquatiques sont capables à la différence des terrestres, d'absorber les ions sur une grande partie de leur surface. Ainsi, ces auteurs ont montré que certaines espèces (*Stratiotes aloides*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*) ont des doses létales plus basses que d'autres (*Crassula helmsii*, *Lemna minor*, *Callitriche stagnalis*). Une échelle de sensibilité aux métaux lourds a pu être établie: du plus résistant au moins résistant *Stratiotes aloides* > *Elodea canadensis* > *Ceratophyllum demersum* > *Lemna trisulca* > *Myriophyllum spicatum* > *Callitriche stagnalis* > *Lemna minor* > *Crassula helmsii*. En effet, les plantes des anses sont capables de réguler les échanges d'ions de façon plus efficaces que les hydrophytes stricts, car elles sont adaptées aux changements environnementaux. Lorsque l'intensité lumineuse est faible, tous les atomes centraux de la chlorophylle sont accessibles aux métaux lourds. Ils se forment alors des complexes stables. Les végétaux restent verts bien qu'il soient morts. Lorsque l'intensité lumineuse est forte, la plupart des molécules de chlorophylle sont inaccessibles aux métaux lourds, les dommages sont alors plus limités (KUPPER *et al.*, 1996). L'impact de ces métaux dépend donc de l'intensité lumineuse.

Il existe donc un effet physiologique indirect de l'acidification sur les organismes. Certains végétaux subissent en plus, un impact direct de l'acidification des eaux. Cependant les mécanismes ayant lieu en milieu lentique sont difficilement extrapolables au milieu lotique. Les facteurs mésologiques (température, profondeur...), la trophie (relargage du sédiment, nutriments), la composition des végétaux inféodés à ces eaux stagnantes sont régis par des lois très différentes dans ces deux biotopes. L'aluminium relargué sur une longue période, même à dose faible ou modérée, peut avoir des impacts

importants sur les végétaux. La toxicité chronique du métal n'a pas été abordée à notre connaissance et mérite d'être étudiée.

3.2.4.1.4. Incidences des variations temporelles des principaux paramètres d'acidification sur les macrophytes

Les valeurs minimales de pH et d'alcalinité ainsi que les teneurs maximales d'aluminium, sont mesurées au printemps. Les végétaux sont en phase de croissance à cette période de l'année et, il est fort probable qu'ils sont alors plus sensibles aux pics d'acidité. En revanche, lorsque le stress acide se produit en hiver, les végétaux ne subissent que peu l'impact de l'acidification car ils sont généralement en repos végétatif.

Les teneurs optimales en bicarbonates et minimales en aluminium sont enregistrées quand le pH tend vers la neutralité. Ces conditions sont réalisées en automne, lorsque les phanérogames sont en phase de sénescence. De même, lorsque ces épisodes acides ont lieu en été, les conséquences physiologiques seraient faibles sur les plantes adultes.

A propos de la toxicité de l'aluminium

Pour quantifier la part d'aluminium toxique contenue dans l'aluminium total, trois campagnes de mesure de la spéciation de l'aluminium ont été menées, grâce à une collaboration avec le Centre de Pédologie Biologique du C.N.R.S. de Nancy. En effet, la toxicité de l'aluminium ne peut en aucun cas être déduite des teneurs en Al total des eaux, ni du simple rapport Ca/Al. L'aluminium en solution réagit avec des composés organiques et inorganiques. Cette réactivité encourage la formation d'une grande variété d'espèces chimiques, dépendant de la température et du pH. L'aluminium à l'état trivalent Al^{3+} existe essentiellement à $pH < 6,0$ en compagnie de deux hydroxydes $Al(OH)^{2+}$ et $Al(OH)_2^+$ et de complexes fluorés AlF^{2+} et $AlOHF^+$. Au dessus de pH 6,0, la forme $Al(OH)_3$ devient prépondérante avec la forme $Al(OH)_4^-$. D'autres complexes avec le fluor, les sulfates, les phosphates peuvent exister ainsi que des formes polymériques (BOUDOT, communication personnelle).

D'une campagne sur l'autre, des variations non négligeables des concentrations des différentes formes d'aluminium, ont été observées. Il est difficile d'identifier les espèces chimiques toxiques pour les macrophytes. Les stations prospectées, mêmes les plus enrichies en aluminium, ne renferment pas des quantités d'aluminium monomérique toxique suffisamment importantes pour poser des problèmes à la faune piscicole (exception faite de la station R30). La figure 35 montre les variations temporelles de l'aluminium total et de l'aluminium sous sa forme toxique.

Pour estimer la toxicité de l'aluminium un indice a été mis au point. La toxicité de l'aluminium vis à vis des poissons est calculé à partir d'un Index de Toxicité Al. Il existe un index ATI (végétation terrestre) étalonné pour les arbres et donc difficilement utilisable pour les macrophytes (BOUDOT, communication personnelle). Dans l'état de nos connaissances actuelles, il est difficile de conclure en se basant sur un tel indice, sur le rôle potentiellement toxique de l'aluminium sur les macrophytes.

Dans les Vosges du Nord, l'impact actuel de l'acidification des eaux sur les macrophytes aquatiques est difficile à préciser en absence d'état initial de référence "point zéro". Il n'est donc pas possible de savoir si ces modifications chimiques de la qualité de l'eau ont provoqué une perte de la diversité floristique des cours d'eau des Vosges du Nord. Il faut cependant souligner que l'acidification des eaux conduit à une *"perte irremplaçable de richesses halieutiques dans les eaux continentales en rendant azoïque d'innombrables biotopes dulçaquicoles, mais encore elle menace la santé de l'homme"*

en provoquant indirectement la concentration de diverses substances toxiques dans les chaînes alimentaires des habitants des zones affectées" (RAMADE, 1987).

3.2.4.2. IMPACT DE L'ACIDIFICATION DES EAUX SUR LES MACROPHYTES DU MASSIF DU DONON.

3.2.4.2.1. Relations entre la composition floristique et le pH

Scapania undulata supporte un pH très acide (D1: pH = 5,0). Au Japon, SATAKE *et al.* (1989) observent *Scapania undulata* à un pH de 3,9, valeur limite de tolérance à l'acidité. De même, WHITTON *et al.* (1982) établissent que *Scapania undulata* est présent dans les cours d'eau acides drainant des tourbières (pH 4,0) jusqu'aux eaux neutres (pH 7,5). L'hépatique semble posséder un système de régulation des différences de concentrations en protons entre l'extérieur (eau acidifiée) et l'intérieur (protoplaste) des cellules. Ce mécanisme d'adaptation permettrait à l'hépatique de maintenir ses activités physiologiques (croissance, photosynthèse) dans un environnement fortement acide (SATAKE *et al.*, 1989).

Marsupella emarginata, *Jungermannia sphaerocarpa* et *Hyocomium armoricum* semblent également capables de résister à un pH bas (D1: pH = 5,0). *Hyocomium armoricum* est présent dans la plupart des massifs siliceux précambriens et cambro-ordoviciens du domaine atlantique européen (SCHUMACKER *et al.*, 1981). D'une manière générale, il a été établi que le pH des eaux où *Hyocomium armoricum* est présent est nettement acide, cette mousse supporte donc un pH bas.

Rhynchostegium riparioides signalé dans les cours d'eau acides (D18: pH = 5,6) à neutres (D2: pH = 7,2), préfère les eaux faiblement acides. Au Japon, cette mousse colonise les eaux faiblement acidifiées (pH = 6,1) à neutres (pH = 6,7). De même, si *Chiloscyphus polyanthos* est présent dans des eaux acides (D11, D25: pH = 5,7) à neutres (D2: pH = 7,2) du massif du Donon, il a son optimum de fréquence dans les eaux faiblement acides. Cette hépatique n'a pas été observée dans les tronçons fortement acidifiés du secteur. *Brachythecium rivulare* est noté sur deux stations faiblement acides à neutres.

En Allemagne, *Rhynchostegium riparioides* apparaît dans les eaux neutres périodiquement acidifiées alors que *Chiloscyphus polyanthos*, *Brachythecium rivulare* et *Fontinalis antipyretica* se retrouvent dans les eaux neutres périodiquement faiblement acidifiées TREMP et KOHLER (1991b, 1993, 1995). Il est possible que ces espèces soient sensibles à une toxicité protonique, ce qui expliquerait leur absence des cours d'eau en permanence fortement acidifié.

3.2.4.2.2. Relations entre la composition floristique et l'aluminium

Dans le massif du Donon, *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa* et *Hyocomium armoricum* supportent une teneur élevée en aluminium (D1 [Al] = 700 µg/l). Dans les montagnes de Virginie, STEPHENSON *et al.* (1995) ont constaté que les espèces *Scapania undulata* et *Marsupella emarginata* tolèrent des concentrations élevées en aluminium. *Scapania undulata* possède par ailleurs une exceptionnelle tolérance à la toxicité métallique et particulièrement aluminique au Japon (SATAKE *et al.*, 1989), et en Allemagne (TREMP et KOHLER, 1993).

Rhynchostegium riparioides est également capable de tolérer des concentrations élevées en aluminium (D26: [Al] = 400 µg/l). D'autres travaux viennent confirmer la tolérance de la mousse aux métaux lourds (WHITTON *et al.*, 1982; WEHR et WHITTON, 1983 a et b; CLAVERI, 1995).

En revanche, *Chiloscyphus polyanthos* n'est pas observé pour des fortes concentrations en aluminium (exception faite de la station D11: $[Al] = 170 \mu g/l$). Il est possible que son absence des secteurs les plus enrichis en aluminium soit due à une sensibilité à l'aluminium.

3.2.4.2.3.-Relations entre la composition floristique et le calcium

L'absence de *Thamnobryum alopecurum* et *Fissidens crassipes* des sites les acides, serait davantage liée à des problèmes de nutrition qu'à une toxicité (protonique ou/et aluminique). En effet, suite à l'acidification des eaux, la nutrition minérale est perturbée (compétition entre les protons et les ions biogènes).

Hyocomium armoricum semble avoir une relativement large amplitude écologique vis-à-vis de la conductivité de 25 à 130 $\mu S/cm$ dans les Ardennes par exemple (SCHUMACKER *et al.*, 1981). Dans les ruisseaux du massif du Donon, cette espèce à la fois pionnière et climacique tend progressivement à éliminer les autres espèces (D26, D27 par exemple), alors qu'elle n'est localisée que sur les bords dans les sites les plus alcalins de la Sarre Blanche (D15, D16). Une explication possible serait la minéralisation plus élevée de la Sarre Blanche. En effet, *Hyocomium armoricum* paraît trouver son optimum dans les eaux contenant 1,5 à 5,0 ppm de calcium tout en tolérant jusqu'à 13 ppm et préférer des eaux dont l'alcalinité se situe le plus fréquemment entre 0 et 5 ppm de carbonate de calcium tout en supportant occasionnellement des valeurs plus élevées en période estivale (SCHUMACKER *et al.*, 1981).

3.2.4.2.4. Relations entre la composition floristique et le niveau trophique

L'absence d'hydrophytes phanérogames dans les cours d'eau du massif du Donon (exception faite de D16) peut être due aux trop faibles valeurs en orthophosphates mesurées. Ce paramètre est un paramètre limitant pour de nombreux végétaux vasculaires.

Les bryophytes dominent dans les cours d'eau du massif du Donon. Ils résistent davantage à l'acidification que les phanérogames et les conditions morphométriques sont favorables à leur développement.

En conclusion, la présence de *Sphaigne sp.*, de *Scapania undulata*, de *Marsupella emarginata* ou/et de *Jungermannia sphaerocarpa* dans les sites fortement acidifiés témoignent d'une adaptation physiologique de ces bryophytes aux conditions d'acidité. L'absence sur les tronçons les plus acides de *Rhynchostegium riparioides* et de *Chiloscyphus polyanthos*, pourrait être due à une toxicité des protons ou de l'aluminium. De même, la non présence de *Thamnobryum alopecurum* et de *Fissidens crassipes* des ruisseaux les plus acides pourrait s'expliquer par leur exigence élevée vis-à-vis du calcium ou des nutriments; l'acidification des eaux conduisant à des carences minérales et nutritionnelles.

3.2.4.3.COMPARAISON ENTRE LA COMPOSITION FLORISTIQUE DES COURS D'EAU DES VOSGES DU NORD ET DU DONON

La comparaison entre les cours d'eau des Vosges du Nord et du massif du Donon met en évidence un cortège bryophytique caractéristique des ruisseaux drainant en milieu forestier un substrat gréseux: *Sphagnum auriculatum*, *Scapania undulata*, *Rhynchostegium riparioides*, *Chiloscyphus polyanthos* et *Brachythecium rivulare*.

Aucune espèce de phanérogames en dehors de *Glyceria fluitans* et de *Callitriche platycarpa* (dans les zones aval les plus enrichies en nutriments) n'a été observée dans les cours d'eau du massif du Donon. *Potamogeton polygonifolius* est absent de ces eaux

trop peu minéralisées. L'absence des phanérogames et plus particulièrement de *Potamogeton polygonifolius*, pourrait s'expliquer par la trop faible minéralisation des eaux et surtout par les trop basses concentrations en bicarbonates (cf. chapitre 3.2.3.4.1.), de même que par une toxicité éventuelle de l'aluminium (cf. chapitre 3.2.3.4.1.). Le niveau trophique trop bas pourrait être responsable de l'absence des renoncules, des callitriches et des élodées. Le phosphore biodisponible est un facteur limitant pour les plantes vasculaires. La sensibilité de ces macrophytes à l'acidification pourrait également expliquer leur absence des eaux du massif du Donon. En revanche, les bryophytes sont dominants dans le massif du Donon car ils apparaissent d'une part comme moins sensibles à l'acidification et d'autre part les conditions morphométriques des cours d'eau de ce secteur sont favorables à leur développement.

Ainsi, les premiers éléments de réponse obtenus vis-à-vis de la problématique de l'acidification des eaux des Vosges du Nord et du massif du Donon, montrent qu'il existe un cortège floristique commun entre ces deux zones situées sur grès vosgien. Toutefois, les facteurs physiques du milieu jouent un rôle prépondérant dans la structure et la nature de la végétation aquatique. Le massif du Donon est caractérisé par une altitude nettement plus élevée que les Vosges du Nord, ce qui se traduit par des précipitations plus importantes (neige, orages...) et par un taux de recouvrement en résineux plus important. L'acidification des eaux dans le massif du Donon est donc davantage marqué. La faible altitude des collines des Vosges du Nord favorise l'installation humaine et le développement des activités. L'anthropisation du milieu y est donc plus importante.

3.2.4.4. RELATIONS ENTRE LES PHYTOCENOSSES AQUATIQUES ET L'ACIDIFICATION DES EAUX

L'acidification des eaux s'accompagne en général de profondes modifications de la composition floristique des cours d'eau (ROELOFS *et al.*, 1984; ROBERTS *et al.* 1985, JAKSON et CHARLES, 1988). Les gammes de pH, d'alcalinité et d'aluminium total pour lesquelles les principaux végétaux ont été rencontrés, sont représentées (figure 63). Ces observations sont à rapprocher des données bibliographiques.

3.2.4.4.1. Rôle bioindicateur des bryophytes

Réseau des Vosges du Nord

Dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord, *Scapania undulata* est la seule espèce de macrophytes observée (en dehors des sphaignes, localisées en bordure d'eau stagnante et de ce fait non prises en compte dans notre étude) dans les eaux les plus acidifiées (R5, R9, R25, R30, R31). Cette espèce peut supporter un pH: 4,5 et une absence de bicarbonates. Elle se rencontre dans des eaux très acides ou faiblement acidifiées.

Les cours d'eaux faiblement acides, tamponnés et peu chargés en aluminium (R3, R7, R29, R42, R53) se caractérisent par *Chiloscyphus polyanthos*, *Fontinalis antipyretica*, *Brachythecium rivulare* et *Riccardia chamaedryfolia*. *Rhynchostegium riparioides* est présent dans des ruisseaux faiblement acides à neutres (pH: 6,0 à 6,9), tamponnés ($[HCO_3^-]$: 90 à 280 $\mu\text{eq/l}$) et modérément chargés en aluminium ($[Al]$: 75 à 150 $\mu\text{g/l}$). Dès que la minéralisation augmente et que les eaux s'approchent de la neutralité, *Scapania undulata* disparaît et *Chiloscyphus polyanthos*, *Brachythecium rivulare*, *Fontinalis antipyretica* ou *Fissidens crassipes* prennent le relais (R42).

Réseau du Donon

Les végétaux semblent se distribuer selon un gradient d'acidité dans ce secteur d'étude. Une ébauche d'échelle de bioindication par les bryophytes du degré

d'acidification du massif du Donon, à 3 échelons, a ainsi pu être mise en évidence (figure 62):

Le cortège bryophytique des ruisseaux du Donon est constitué:

- d'espèces indicatrices d'eaux acidifiées en permanence: *Sphagnum auriculatum*, *Marsupella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa*, et dans une moindre mesure *Hyocomium armoricum*.

- d'espèces indicatrices d'eaux acidifiées temporairement ou faiblement acides: *Rhynchostegium riparioides*,

- d'espèces considérées généralement comme indicatrices d'un faible niveau d'acidification: *Chiloscyphus polyanthos*, *Brachythecium rivulare*, *Thamnobryum alopecurum* et *Amblystegium fluviatile*.

Dans le massif du Donon, la pertinence de l'utilisation des bryophytes a été établie. En effet, les espèces présentes dans un cours d'eau considéré comme tamponné (D27), sont les mêmes que celles rencontrées dans le cours d'eau voisin peu tamponné (D26). L'hypothèse du chaulage des eaux du ruisseau Gentil Sapin (D27) semble la plus plausible pour expliquer les différences constatées entre la physico-chimie et l'observation des communautés bryophytiques. Cette hypothèse a déjà été formulée par GUEROLD *et al.* (1993) pour expliquer les différences observées entre les communautés de macro-invertébrés présentes et la physico-chimie.

Cette distribution des bryophytes en fonction d'un gradient d'acidité est conforme aux données de la littérature. En Allemagne TREMP et KOHLER (1991b, 1993, 1995) ont étudié la répartition des communautés de bryophytes en parallèle à un gradient de pH et selon le pouvoir tampon du milieu. Cette échelle par les bryophytes définit trois niveaux d'acidification des eaux. Ils considèrent que *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa* peuvent se rencontrer dans les eaux en permanence fortement acidifiées. *Rhynchostegium riparioides* apparaît dans les eaux neutres périodiquement acidifiées alors que *Chiloscyphus polyanthos*, *Brachythecium rivulare* et *Fontinalis antipyretica* se retrouvent dans les eaux neutres périodiquement faiblement acidifiées (TREMP et KOHLER, 1993, 1995). Aussi, proposent-ils un suivi de l'acidification et plus particulièrement de la dynamique du fer et de l'aluminium des eaux en utilisant le pouvoir bioaccumulateur des hépatiques.

Dans les montagnes de Virginie, STEPHENSON *et al.* (1995) distinguent 3 groupes de bryophytes. Leur classification sépare les espèces des milieux fortement acidifiés (pH 3,9-4,2), faiblement acides (pH 6,0) et celles des eaux alcalines (pH 7,9). La présence ou l'absence de telle espèce est attribuée soit à des teneurs en sulfates et au pH, soit à des métaux dont l'aluminium. Ces auteurs ont constaté que les cours d'eau sur grès ont une diversité biologique qui diminue avec le pH et qu'aucun bryophyte n'est présent pour un pH < 3,15. Les espèces tolérant des pH bas et des concentrations élevées en aluminium sont *Scapania undulata* et *Marsupella emarginata* (STEPHENSON *et al.*, 1995). Aussi, suggèrent-ils d'utiliser *Scapania undulata* comme bioindicateur de l'acidité et de la contamination des eaux par les métaux. Aux Pays-Bas, ARTS (1990) propose également d'utiliser les bryophytes comme indicateur du degré d'acidification.

L'échelle de bioindication par les bryophytes de l'acidification des cours d'eau faiblement minéralisés, établie pour le massif du Donon et conforme à celle mise au point en Allemagne (TREMP et KOHLER, 1991b, 1993, 1995), peut partiellement s'appliquer aux Vosges du Nord. Mais elle nécessite des ajustements. En effet, les bryophytes y sont,

pour des raisons édaphiques (ensablement, teneurs en matière organique dissoute importante) sous-représentés. Leur absence des zones amont peut donc être à la fois imputée à l'ensablement et au degré d'acidification des cours d'eau des Vosges du Nord.

3.2.4.4.2. Rôle bioindicateur des hydrophytes phanérogames

Dans les Vosges du Nord, la présence de *Potamogeton polygonifolius* dans des ruisseaux acides (à proximité des tourbières) laisse supposer une relative tolérance du potamogeton à l'acidification. Aux Pays-Bas, ARTS *et al.* (1990), ont classé *Potamogeton polygonifolius* parmi les espèces acido-sensibles ($\text{pH}_{\text{moyen}} = 6,4$; $[\text{HCO}_3^-]_{\text{moyen}} < 700 \mu\text{eq/l}$).

Dans les Vosges du Nord, *Ranunculus peltatus* se rencontre en général dans les eaux faiblement acides et tamponnées. Cette espèce a toutefois été observée sur une station acide, relativement tamponnée et renfermant de l'aluminium (R19: $\text{pH} < 6,0$; $[\text{HCO}_3^-] = 90 \mu\text{eq/l}$, $[\text{Al}] = 150 \mu\text{eq/l}$). Elle semble donc posséder une relative tolérance à l'acidité. Elle est pourtant considérée comme sensible à l'acidification (ARTS *et al.*, 1990, TREMP et KOHLER, 1991a).

Dans les Vosges du Nord, *Myriophyllum alterniflorum* est en voie de régression. Cette espèce est présente uniquement dans les zones aval mésotrophes et minéralisées (R32, R39, R42). *Myriophyllum alterniflorum* est jugé sensible à l'acidification en Allemagne, en Hollande et en Finlande (HEITTO, 1990). Sa disparition y a été observée dans plusieurs lacs acidifiés (HEITTO, 1990; BRANDRUD et JOHANSEN, 1994).

Dans les cours d'eau de notre aire d'étude, les callitriches et les élodées se développent préférentiellement dans des eaux méso-eutrophes, faiblement à bien tamponnées et peu soumises à des stress acides. Il est donc difficile de conclure à une sensibilité ou à une tolérance vis-à-vis de l'acidification pour ces macrophytes.

Quatre niveaux de réponses à l'acidification des différentes espèces et associations végétales peuvent y être ainsi distingués:

- la tolérance (*Scapania undulata*, *Marsipella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa*: espèces acido-tolérantes)
- le maintien dans des conditions d'acidité forte, la plante manifestant toutefois des signes de manque de vigueur (*Potamogeton polygonifolius* et *Rhynchosstegium riparioides*: espèces dites acido-dystolérantes)
- la capacité de s'accommoder d'une faible acidification (*Callitriche hamulata*, *Ranunculus peltatus* et *Chyloscyphus polyanthos*: espèces dites acido-vagues),
- la sensibilité potentielle aux conditions d'acidité faible (*Elodea canadensis*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche obtusangula*: espèces acido-sensibles).

En conclusion, l'étude de l'impact de l'acidification des eaux sur les groupements végétaux des Vosges du Nord et du massif du Donon a mis en évidence une sensibilité variable des macrophytes à l'acidification. Certaines espèces apparaissent comme sensibles, d'autres tolérantes ou simplement indifférentes. Ces premiers résultats nécessitent donc d'être étayés par d'autres prospections et études dans des milieux similaires (Forêt-Noire, Hautes-Vosges, Palatinat, Ardennes).

Toutefois, à l'issue de ce travail, quelques tendances se dégagent. Dans les ruisseaux des Vosges du Nord, *Scapania undulata* peut supporter une absence de

bicarbonates, un pH très bas et des teneurs élevées en aluminium total. En revanche, *Rhynchostegium riparioides* semble préférer les eaux faiblement acides. Les cours d'eau les plus acides des Vosges du Nord ne renferment pas de *Potamogeton polygonifolius*. Son absence des sites les plus acides pourrait s'expliquer par une sensibilité de l'espèce à l'acidification des eaux (alcalinité trop faible, toxicité de l'aluminium, sensibilité aux protons). Des expériences de transplantations de *Potamogeton polygonifolius* devraient permettre de préciser l'impact des protons, de l'aluminium et l'influence des bicarbonates sur cette espèce.

Les macrophytes aquatiques (bryophytes et phanérogames) peuvent ainsi permettre d'établir une cartographie fiable et précise, ainsi qu'un suivi à long terme du processus d'acidification des ruisseaux.

3.3. AVANTAGES ET LIMITES DE L'UTILISATION DES MACROPHYTES AQUATIQUES.

L'intérêt des macrophytes dans l'estimation de la qualité des eaux, réside bien dans leur facilité d'approche (observation, prélèvement, détermination) et dans leur fiabilité.

L'adaptation entre la composition floristique des cours d'eau et la qualité de l'eau ne nécessite pas forcément de recourir à des traitements statistiques complexes, les regroupements végétaux au sein d'associations phytosociologiques et les observations de terrain apportant un grand nombre de réponses. Dans un article synthétique sur la valeur bioindicatrice des végétaux aquatiques, CARBIENER *et al.* (1995) s'interrogent et se demandent s'il est nécessaire d'utiliser l'analyse statistique pour établir des liens entre la morphométrie des cours d'eau et les macrophytes. Ces relations sont par ailleurs précisées dans des ouvrages de référence (OBERDORFER, 1977, 1990; CASPER et KRAUSCH, 1980). Les nombreux avantages présentés par les macrophytes aquatiques ne doivent pas faire oublier les limites utilisation inhérentes à la physiologie et morphologie des végétaux. Tous les milieux aquatiques ne sont pas colonisés par la végétation macrophytique dans l'espace (milieu à courant trop intense ou trop profond), ou dans le temps (période de végétation, HASLAM 1982). Cet auteur précise ainsi les limites de leur utilisation (HASLAM, 1987). Il faut aussi souligner l'existence d'une interférence avec la distribution de la végétation aquatique et semi-aquatique en fonction d'un gradient de profondeur (FELZINES, 1982) ou en fonction de la nature du substrat ou la présence de courant (WESTLAKE, 1973). Cette approche ne tient pas compte de l'état physiologique du végétal, ni de sa phénologie.

Lors de l'étude de la végétation aquatique, des contraintes techniques et méthodologiques apparaissent très rapidement: nécessité de disposer d'un réseau hydrographique étendu et hiérarchisé qui soit homogène (géohydrochimie, plutôt que rhéologie et morphométrie).

Certaines familles de végétaux aquatiques (Characées, Callitrichacées, Ranunculacées, Potamogetonacées) sont difficile à identifier d'autant plus qu'il existe des phénomènes d'hybridation très important dans le domaine aquatique, ou des variations morphologiques (hétérophylle) dues à des modifications de niveau d'eau (HUTCHINSON, 1975), comme il est possible d'en observer chez les Callitriches (SCHOTSMAN, 1972) ou les Potamogetonacées (ENGEL et KAPP, 1964). En milieu aquatique, la part tenue par la reproduction asexuée ou propagation végétative est largement dominante. Cette dernière faite par l'intermédiaire des organes souterrains ou d'autres organes, assure une vitesse d'expansion des espèces très élevées et une colonisation très rapide des milieux, l'eau étant un excellent agent de dispersion des plantes aquatiques (DEN HAROG et SEGAL, 1964). Cette caractéristique peut expliquer l'inconstance et l'instabilité des macrophytes. WIEGLEB (1981) montre que l'instabilité temporelle et l'hétérogénéité spatiale rendent la classification des groupements aquatiques des eaux courantes difficiles. L'instabilité temporelle des phytocénoses est cependant très relative comme le montre les travaux sur le Scorff (HAURY, 1985).

CHAPITRE 4

**APPROCHE EXPERIMENTALE DES
MECANISMES IMPLIQUES DANS LA
REPARTITION DES MACROPHYTES
AQUATIQUES**

INTRODUCTION

L'étude dans les Vosges du Nord, des relations entre le niveau trophique des cours d'eau et les macrophytes, a mis en évidence le rôle des orthophosphates et de l'azote ammoniacal dans la structuration des phytocénoses aquatiques. Les relations entre le degré d'acidification des eaux et les communautés végétales ont été également établies dans les Vosges du Nord. Une approche expérimentale des mécanismes impliqués dans la répartition des macrophytes aquatiques va permettre d'une part, de mesurer l'impact de l'azote ammoniacal, de l'aluminium, des protons et d'autre part, de préciser le rôle du phosphore dans les divers compartiments de l'écosystème et des bicarbonates.

Les ruisseaux subissent un enrichissement en nutriments essentiellement d'origine humaine. L'impact de cette eutrophisation n'est pas sans conséquence sur les communautés végétales. En effet, il a été établi que les concentrations en azote ammoniacal sont toxiques au-delà d'un certain seuil (DENDENE *et al.*, 1993, OZIMEK *et al.*, 1993, ROLLAND, 1995). Le niveau d'atteinte biochimique et les concentrations responsables de cette toxicité restent encore à définir. L'étude de la toxicité de l'ion ammonium sur les végétaux a fait l'objet de plusieurs approches. Des biomarqueurs enzymatiques ont été en particulier utilisés, car ils sont capables de nous renseigner sur les modifications moléculaires résultant d'une exposition à un toxique. La Nitrate Réductase s'est révélé sensible, spécifique et d'une bonne répétabilité (ROLLAND, 1995). Aussi, une étude de l'impact des concentrations en azote ammoniacal sur des élodées provenant de trois régions aux caractéristiques édaphiques différentes, a été menée (chapitre 4.1.1.).

Dans les Vosges du Nord, les cours d'eau peu minéralisés et oligotrophes situés en tête de bassin versant, se caractérisent par une faible richesse floristique mais par des espèces à haute valeur biologique. La présence de ces végétaux aquatiques est conditionnée par les teneurs en orthophosphates (FOGG, 1973; KOHLER 1975a; CARPENTER et ADAMS, 1977; CARBIENER et ORTSCHETT, 1987; TREMOLIERES *et al.*, 1991). Les voies de pénétration des composés phosphorés dans les plantes aquatiques restent mal identifiées. Il est apparu nécessaire d'approfondir les connaissances sur les relations entre la végétation aquatique, le phosphore et le sédiment et d'étudier l'influence du phosphore à l'échelle de l'organisme et de la phytocénose. Afin de préciser les mécanismes de prélèvement du phosphore, du stockage et du relargage de ce composé, des dosages de phosphore total dans le compartiment végétal et sédiment et des orthophosphates dans l'eau ont été réalisés (chapitre 4.1.2.).

La disparition précoce de *Potamogeton polygonifolius* des eaux méso-eutrophes et a fortiori des eaux hypertrophes pourrait s'expliquer par la sensibilité de cette espèce à l'ammonium (toxique pour de nombreux macrophytes). L'impact des rejets domestiques, des piscicultures et des étangs sur ces populations de potamots a pu être observé sur le terrain par des transplantations de *Potamogeton polygonifolius* (chapitre 4.2). Par ailleurs ces ruisseaux à eau très faiblement tamponnée, circulant sur une roche-mère très pauvre en bases, apparaissent très sensibles à l'acidification. Dans les Vosges du Nord, les cours d'eau les plus acides ne renferment pas de *Potamogeton polygonifolius*. L'absence de *Potamogeton polygonifolius* dans les sites les plus acides pourrait s'expliquer par une sensibilité de l'espèce à l'acidification des eaux (alcalinité trop faible, toxicité de l'aluminium, sensibilité aux protons). Des transplantations ont été réalisées afin d'étudier si le potamot transplanté supportait les conditions d'extrême acidité ou les eaux mésotrophes voire eutrophes (chapitre 4.2.).

PREMIERE PARTIE:
ROLE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE
DANS LA STRUCTURATION DES
PHYTOCENOSSES AQUATIQUES

4.1.1. ETUDE DE LA TOXICITE AMMONIACALE PAR LE DOSAGE DE LA NITRATE REDUCTASE ET LA MESURE DE L'ACTIVITE PHOTOSYNTHETIQUE

4.1.1.1. INTRODUCTION

L'azote ammoniacal étant l'un des paramètres discriminants de la répartition des végétaux aquatiques, l'objectif est de rechercher l'effet des ions ammonium sur la physiologie des plantes aquatiques en laboratoire en liaison avec leur répartition géographique. Cette étude de faisabilité a fait l'objet d'une collaboration tripartite entre le laboratoire de Botanique et d'Ecologie Végétale de l'Université de Strasbourg, le laboratoire d'Ecologie Aquatique de l'I.N.R.A. de Rennes et notre laboratoire. Il s'agit plus particulièrement de mesurer l'impact de l'azote ammoniacal sur un hydrophyte phanérogame (*Elodea canadensis*).

Elodea canadensis est une espèce présente dans les eaux méso-eutrophes de trois régions géographiques (Bretagne, Alsace et Vosges du Nord). Des mesures de l'Activité Photosynthétique ont été effectuées afin de préciser l'impact des teneurs élevées en azote ammoniacal sur la physiologie de cette espèce d'élodée. Le dosage de l'Activité Nitrate Réductase "A.N.R." a été utilisé en tant que biomarqueur de la toxicité ammoniacale sur des populations d'*Elodea canadensis* en provenance de ces trois régions naturelles. La variabilité régionale Est (Vosges)-Ouest (Bretagne) a été testée dans un premier temps.

4.1.1.1.1. Réduction des nitrates et des nitrites

Les nitrates, dont l'assimilation se fait par la Nitrate Réductase "NR", seraient la forme préférentielle d'absorption de l'azote par les plantes.

Le mécanisme de réduction des nitrates en nitrites est bien connu chez les bactéries *Escherichia coli*, les champignons *Neurospora crassa*, les algues *Scenedesmus sp.* et les végétaux supérieurs comme le Soja. L'essentiel des travaux a porté sur les plantes terrestres à intérêts agronomiques. Toutefois, il existe quelques études sur les lentilles d'eau (MELZER et EXLER, 1982; OREBAMJO et STEWART, 1975a et b) et les élodées (ROLLAND 1995, ROLLAND et TREMOLIERES 1995, ROLLAND *et al.*, 1995, 1996). La réduction des nitrates débute en général dans la racine (pommier par exemple), mais s'effectue aussi dans la feuille verte à la lumière (blé notamment).

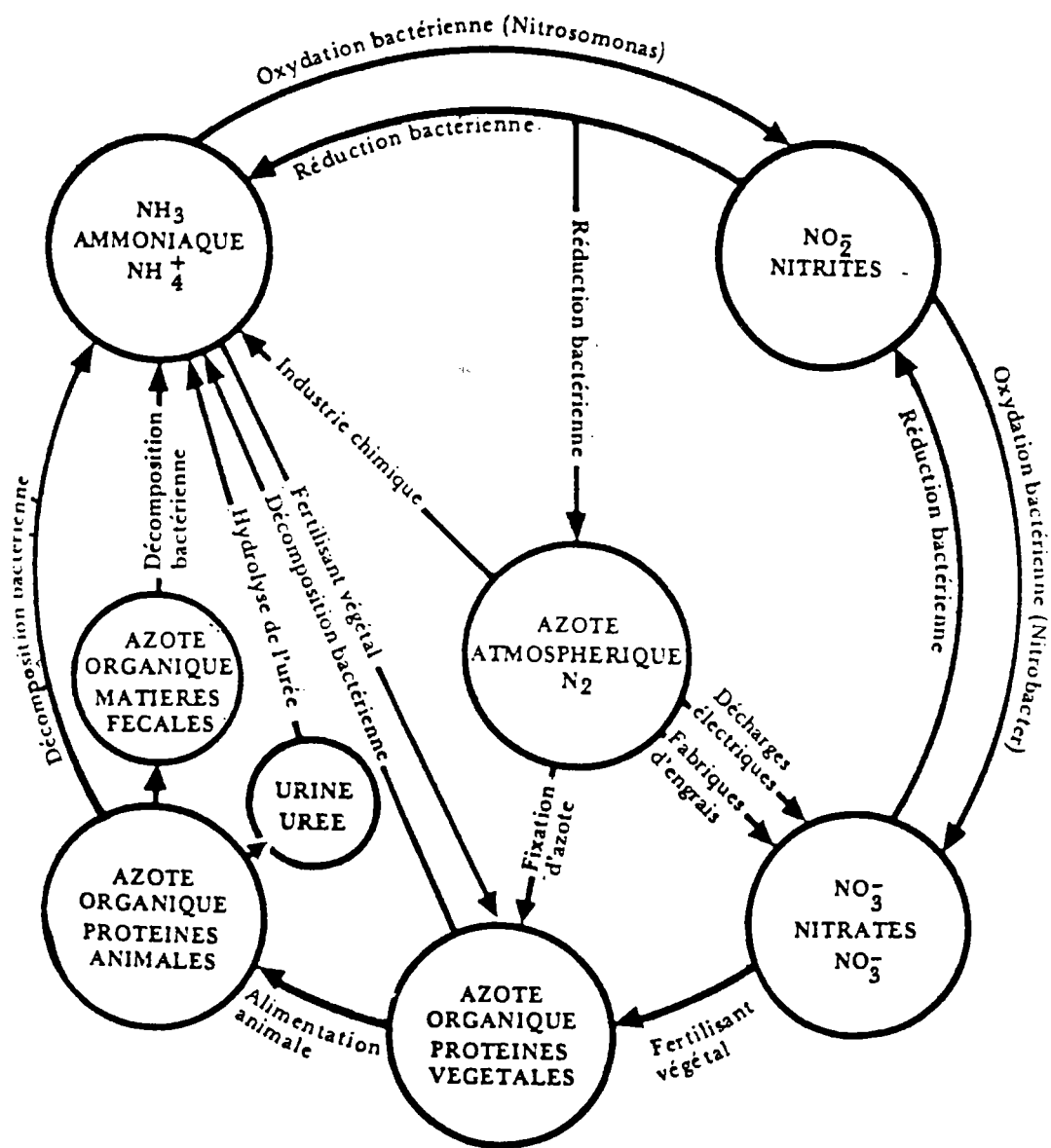
Elle se déroule en deux étapes qui s'enchaînent très vite: la réduction des nitrates en nitrites (1) et la réduction des nitrites en azote ammoniacal (2).



Les nitrates sont réduits dans le cytosol en nitrites. Le donneur d'électrons est le NADH, fourni à l'obscurité par la respiration, à la lumière indirectement par la photosynthèse, à partir du NADPH formé dans le chloroplaste. La réduction se réalise par la Nitrate Réductase (flavoprotéine à FAD, cofacteur: Molybdène), enzyme situé dans le cytosol et inductible par les nitrates (HELLER *et al.*, 1993). La synthèse de la NR est induite par la présence de son substrat (LEE et STEWART, 1978). Les nitrates ont un effet négatif sur la synthèse protéique et la photosynthèse (compétition avec le CO₂ atmosphérique et l'O₂ atmosphérique).

La réduction des nitrites a lieu par l'intermédiaire de la nitrite réductase (NiR) dans les plastes (chloroplastes des feuilles ou protoplastes des racines). Dans les feuilles, la NiR reçoit ses électrons de la ferredoxine qui s'oxyde et les transfère sur les nitrites. La ferredoxine est à nouveau réduite dans la feuille par le système photosynthétique PS1 et dans la racine par le NADPH (HELLER *et al.*, 1993).

CYCLE DE L'AZOTE



Cycle de l'azote (source: BREMOND et VUICHARD 1973).

4.1.1.1.2. Métabolisme de l'azote ammoniacal

ROLLAND et TREMOLIERES (1995) ont démontré expérimentalement que l'azote ammoniacal diminue l'absorption et l'accumulation des nitrates dans les élodées. Ces résultats sont similaires à ceux décrits dans la littérature sur d'autres végétaux (ROBIN, 1983; GOLDSMITH *et al.*; 1973...).

L'absorption de l'azote ammoniacal peut se faire par transport actif ou passif. Ainsi, *Elodea densa* et *Ceratophyllum demersum* sont capables d'absorber du $^{15}\text{NH}_4$ et de transférer cet azote marqué vers les tissus apicaux (TOETZ, 1974). La fixation du groupement NH_3 (absorbé sous forme NH_4^+ ou provenant de la réduction des nitrates) sur les acides α -cétoniques conduit à la biosynthèse des aminoacides.

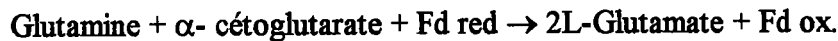
La voie mineure

La voie peu courante de l'amination réductrice s'effectue dans les mitochondries et ne se rencontre que chez les champignons ou en cas d'excès d'ions NH_4^+ . Elle est possible grâce à l'activation d'un enzyme, la glutamate déshydrogénase GDH à localisation mitochondriale (HELLER *et al.*, 1993).



La voie majeure

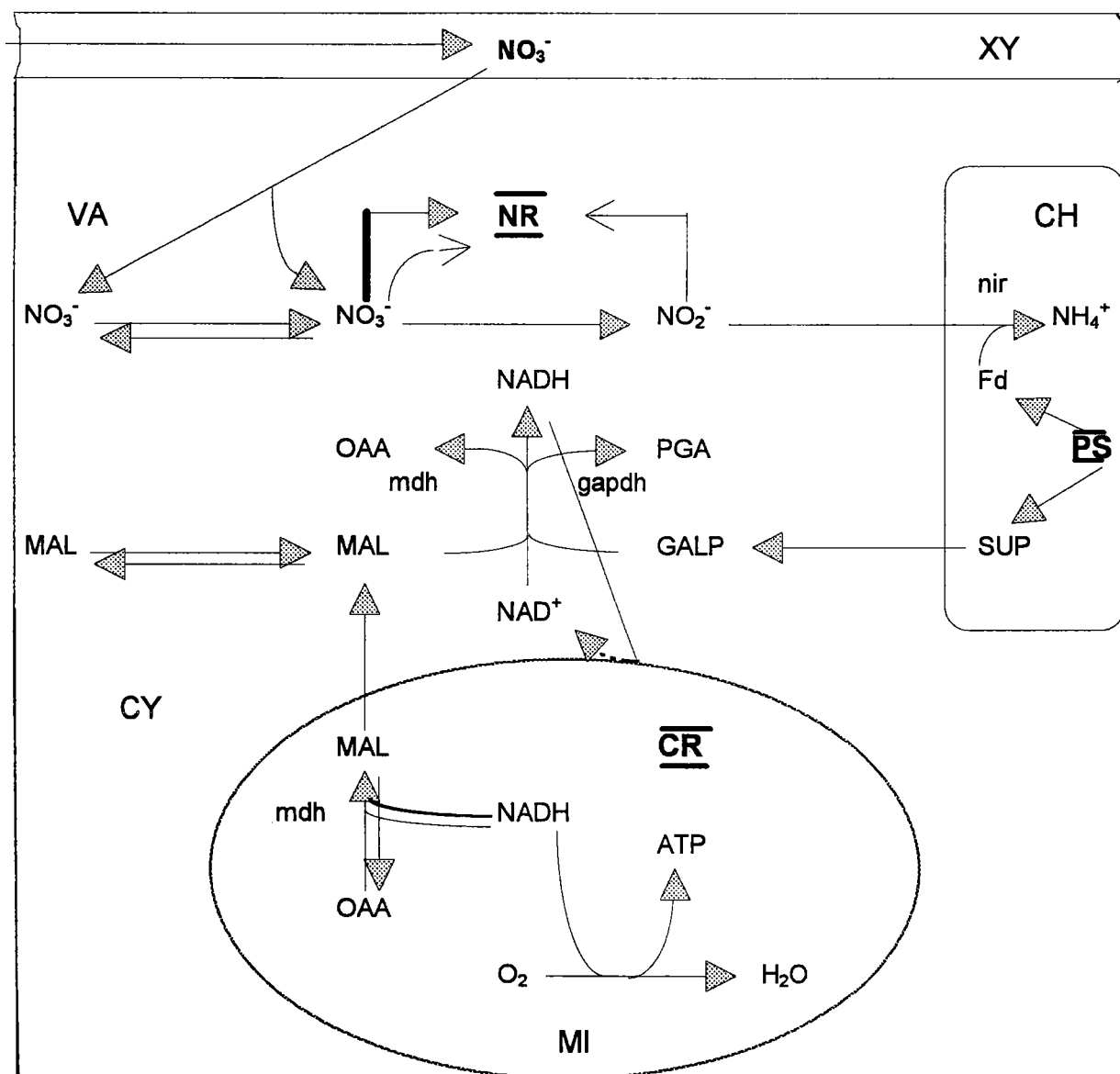
L'incorporation de l'ammonium a lieu dans le chloroplaste et dans les proplastes racinaires, grâce à la voie GS/GOGAT (Glutamine Synthétase/ Glutamine α -cétoglutarate Aminotransférase). Cette voie fait intervenir la Glutamine Synthétase "GS" et Glutamine α -cétoglutarate Aminotransférase "GOGAT" (HELLER *et al.*, 1993).



Ainsi, deux molécules de glutamate sont produites et l'ensemble de la chaîne GS/GOGAT conduit finalement à l'incorporation d'un NH_3 en glutamate.

L'affinité élevée de la GS pour l'ammonium fait du cycle GS/GOGAT la principale voie d'assimilation de l'ammonium à des concentrations intracellulaires normales. La voie de la glutamate déshydrogénase GDH et du NAD(P) possède une faible affinité pour l'ammonium. Aussi, la "GDH" n'interviendrait que dans les situations de toxicité (concentration intracellulaire anormalement élevée d'ammonium). De plus, GS et GOGAT ont une localisation cellulaire très favorable: GS moitié dans le cytosol où sont réduits les nitrates, et moitié dans les plastes et GOGAT entièrement dans les plastes; alors que GDH est dans les mitochondries. Les chloroplastes en particulier constituent des sites privilégiés pour le fonctionnement du système GS/GOGAT exigeant en réducteurs et en ATP, dont les chloroplastes sont abondamment pourvus. En outre, non seulement ils sont riches en azote ammoniacal provenant de la réduction des nitrites, mais ils peuvent participer à la réassimilation de l'azote ammoniacal produit par la photorespiration (HELLER *et al.*, 1993).

Les ions ammoniacaux agiraient sur l'absorption des nitrates et l'Activité Nitrate Réductase (A.N.R.). L'influence des ions ammonium sur l'absorption des nitrates et l'induction de l'A.N.R. est fonction des espèces (HAYNES et GOH, 1978).



Représentation schématique des relations entre l'accumulation et la réduction des nitrates, la fourniture de pouvoir réducteur et les possibilités de régulation entre ces différentes fonctions. D'après Robin (1983).

Abréviations: XY, xylème; CH, chloroplaste; VA, vacuole; CY, cytoplasme; MI, mitochondrie; PS, photosynthèse; CR, chaîne respiratoire; NR, nitrate réductase; mdh, malate déshydrogénase; gapdh, glycéraldéhyde phosphate déshydrogénase; nir, nitrite réductase; Fd, ferredoxine; NADH, nicotinamide dinucléotide forme réduite; NAD⁺, nicotinamide dinucléotide forme oxydée; ATP, adénosine triphosphate; MAL, malate; OAA, oxaloacétate; GALP, glycéraldéhyde phosphate; SUP, sucres phosphates; PGA, phosphoglycérate.

Symboles: induction; inhibition; fourniture de substrats permettant la réduction des nitrates, et la formation des nitrites; disparition des nitrites ou de substrats permettant la réduction des nitrates.

source: ROLLAND (1995).

Des mécanismes de détoxification existeraient dans les plantes. L'accumulation d'amides semble être un des premiers moyens de combattre la toxicité ammoniacale au cours de la sénescence, quand la protéolyse engendre un relargage ammonium, la capacité aminatrice de la "GDH" interviendrait pour pallier à la diminution de l'activité "GS" chloroplastique (TIRADO *et al.*, 1990 a et b).

4.1.1.2. MATERIEL ET METHODES

4.1.1.2.1. Sites de prélèvements

Les échantillons d'*E. canadensis* ont été prélevés dans trois ruisseaux aux caractéristiques physico-chimiques très différentes (tableau XXXXII).

Le cours d'eau alsacien "Brunnerwasser" se caractérise par une forte minéralisation se traduisant par une conductivité élevée liée au substratum géologique carbonaté.

La station R100 localisée sur le Falkensteinbach à l'aval de Phillipsbourg a été choisie dans les Vosges du Nord. La population d'*E. canadensis* y est importante et donc facilement disponible. Les eaux sont mésotrophes, bien tamponnées et proches de la neutralité.

Le Meu, cours d'eau breton, se distingue par son alcalinité relativement faible, sa très forte conductivité due aux activités anthropiques, par sa forte concentration en nutriments comme les phosphates et l'azote ammoniacal et par ses teneurs en azote nitrique très élevées. En effet, il n'est pas rare d'y mesurer des pics de nitrates de 50 à 100 mg/l.

4.1.1.2.2. Matériel et Récolte des échantillons

Matériel

Elodea canadensis est une plante submerse, vert sombre, dont la tige grêle porte des feuilles sessiles et ovales verticillées par trois. L'espèce est dioïque, mais seules les fleurs femelles sont rencontrées en Europe. La multiplication est donc exclusivement végétative. La floraison, lorsqu'elle se produit, a lieu de juillet à août.

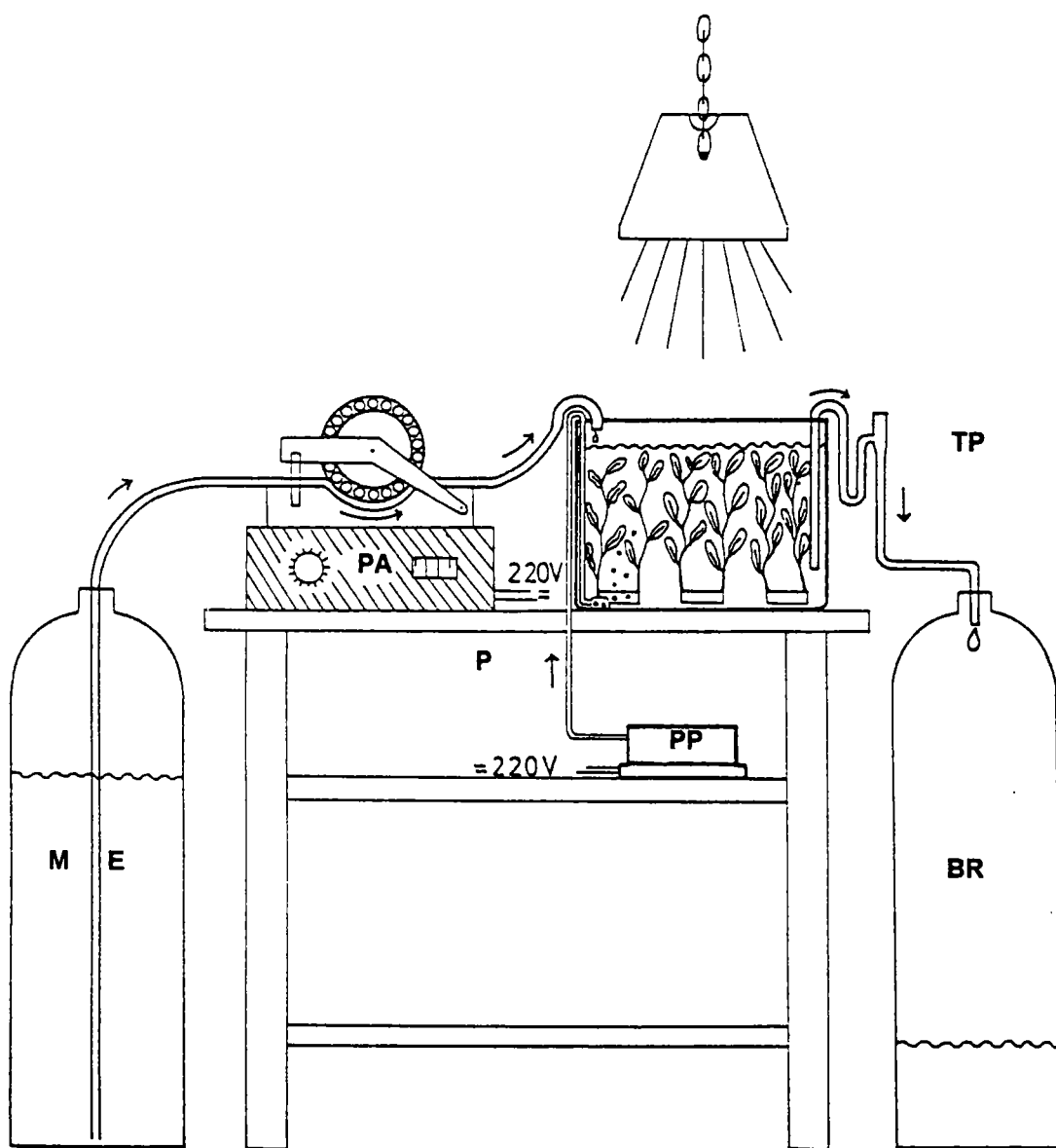
Récolte

Les échantillons d'élodées, coupés à la base, ont été collectés en août 1995 pendant la phase végétative. Sur place, un premier lavage est effectué afin d'éliminer une partie du périphyton et du sédiment présent sur les rameaux. En effet, il est important d'enlever les algues filamenteuses enchevêtrées dans les feuilles des élodées. TARMANOWSKA (1995) a étudié l'influence de *Cladophora glomerata* sur la biomasse d'*Elodea canadensis*. Elle a montré qu'en présence de l'algue vivante, il existe une légère augmentation non significative de la biomasse de l'élodée. En revanche, l'algue en décomposition (perte de poids supérieure à 20%) entraîne une augmentation significative de la biomasse du macrophyte suite au relargage dans le milieu de nutriments. L'effet des algues en décomposition dépend du rapport de la biomasse de l'algue par rapport à celle de l'élodée. Lorsque la quantité d'algues représente 2 à 4 fois celle d'*Elodea canadensis*, la biomasse de l'élodée est fortement réduite. Il est donc important de bien nettoyer les élodées et d'enlever toutes les algues.

Pour le transport, les échantillons du Ried et des Vosges du Nord ont été disposés dans des sacs en plastiques larges transparents, renfermant un peu d'eau. Les élodées bretonnes ont été expédiées soigneusement enveloppées dans du papier humide par CHRONOPOST. Au laboratoire d'accueil, des lavages supplémentaires à l'eau déminéralisée sont effectués.

4.1.1.2.3. Le dispositif expérimental

Les facteurs limitants pour les macrophytes aquatiques en conditions naturelles sont la température, la lumière, le carbone inorganique dissous, le pH, l'oxygène dissous et les nutriments minéraux. Le déficit de l'un de ces éléments peut entraîner des perturbations métaboliques importantes, ralentissant la croissance du végétal (SAND-JENSEN, 1989). Il est donc nécessaire de fournir des conditions proches de celles rencontrées dans le milieu naturel aux végétaux transplantés en aquarium.



BR: bidon de récupération
ME: milieu entrant
P: paillasse

PA: pompe d'alimentation
PP: pompe péristaltique
TP: trop plein

Représentation schématique du système à flux continu servant à alimenter les bacs des élodées en culture. (source: SCHUSTER *et al.* 1976).

- Température

La température dans les aquariums de culture a été fixée à 15 °C. Pour les études écophysiologiques, les températures choisies se situent généralement entre 12 et 17 °C (GLANZER *et al.*, 1977; OZIMEK *et al.*, 1991) correspondant aux températures généralement rencontrées *in situ*.

- Bassin réfrigérant

Il s'agit d'un grand aquarium en plexiglas (130 × 100 × 30 cm) recouvert par des plaques de polystyrène, rempli d'eau du robinet et parcouru par un ensemble de tubes cylindriques en cuivre dans lesquels circule un liquide réfrigérant (glycol). Ces tubes sont reliés à un cryostat qui permet de maintenir la température de l'eau dans les aquariums à 15 °C +/- 1 °C.

L'homogénéisation de la température de l'eau dans le bassin est réalisée par quatre pompes à flux d'eau.

- Eclairage

Une intensité lumineuse comprise entre 3000 et 10000 lux est adaptée à la culture d'*E. canadensis* en conditions de laboratoire (LABUS et KOHLER, 1981). Aussi, l'intensité lumineuse retenue pour la culture a été de 5000 lux et la photopériode a été fixée à 14h de jour et 10h de nuit, correspondant à une photopériode d'une journée d'été.

L'éclairage a été assuré par 4 rampes métalliques supportant chacune 2 tubes néons horticoles d'une puissance de 464 Watts, placées à 30 cm au dessus du bassin réfrigérant, permettant d'obtenir 5000 lux (+/-200 lux) à la surface de l'eau des aquariums.

- Oxygénation

L'alimentation régulière en carbone inorganique CO₂ se fait par insufflation d'air ambiant au sein de la solution nutritive. Une saturation en oxygène est maintenue autour de la valeur de 100%.

L'apport régulier d'O₂ et de CO₂ est obtenu grâce à deux pompes péristaltiques à 4 canaux insufflant régulièrement de l'air atmosphérique par l'intermédiaire de tubules emboîtées dans des pipettes pasteur, ce qui permet un brassage régulier du milieu de culture des élodées, limitant les effets de stagnation (GESSNER, 1959).

- Aquariums:

9 aquariums en Plexiglas (25 × 25 × 22 cm) d'une contenance de 14 litres sont utilisés.

- solution nutritive

Il s'agit de l'eau du robinet du laboratoire. Cette eau pompée directement dans la nappe phréatique alsacienne, est la même qui alimente les rivières phréatiques (CARBIENER, 1983). Les résultats de l'analyse physico-chimique indiquent qu'il s'agit d'une eau moyennement dure, bicarbonatée, riche en chlorures et moyennement oxygénée (tableau XXXXIII).

4.1.2.5. Protocole

Les échantillons des 3 populations d'élodées sont triés pour n'utiliser que les tiges feuillées en bon état coupées avec une lame de rasoir à 10 cm de l'apex. Les rameaux d'une même population sont ensuite fixés par groupe de 6 sur des anneaux en verre (diamètre de 5,5 cm) grâce à des élastiques. Ils ont ensuite été disposés de façon aléatoire dans les différents aquariums, à raison de 2 anneaux d'élodées par population dans un même aquarium. La disposition des aquariums est faite au hasard. L'expérience est menée en duplicat sur une période de 7 jours.

Elle s'est déroulée en 3 étapes:

Phase d'acclimatation

Une phase d'acclimatation s'est avérée nécessaire pour diminuer le stress engendré par la récolte des pieds d'élodée et par le transport.

Les 3 populations d'élodées ont été cultivées sur 2 milieux différents afin d'évaluer leur réponse après une phase d'acclimatation de 5 jours. Ces deux milieux testés sont:

- R1: milieu faiblement alcalin, bicarbonaté moyennement dur, riche en chlorures, moyennement oxygéné.
- R2: milieu faiblement acide à neutre (pH 6,8-7,0), dont les teneurs en bicarbonates sont faibles, pauvre en chlorures, calcium et sodium, oxygéné (station R100).

A l'issue de cette phase d'exposition des mesures d'activité photosynthétique et nitrate réductase ont permis de déterminer le milieu choisi pour conduire la phase d'exposition à l'azote ammoniacal.

Phase d'intoxication ammoniacale:

Les 5 concentrations en azote ammoniacal choisies 0 (Témoin); 0,1; 0,5; 1,0; 2,5 mg/l N-NH₄⁺ correspondent à des valeurs rencontrées *in situ*.

Méthodologie de dosage de l'A.N.R. et de l'A.P.

Les mesures portent sur les deux paramètres d'évaluation de la toxicité ammoniacale: Activité Nitrate Réductase A.N.R. et Activité Photosynthétique A.P. La mesure de l'Activité Nitrate Réductase A.N.R. peut donner des indications sur l'effet toxique potentiel de l'azote ammoniacal.

Le principe du dosage:

Le dosage de l'A.N.R. est réalisé à partir de l'accumulation du NO₂⁻ dans la plante. Lorsque l'ion nitrate pénètre dans la cellule, il est susceptible d'être réduit en NH₄⁺ selon une séquence faisant intervenir deux enzymes: la Nitrate Réductase (NR) et la Nitrite Réductase (NiR).

La NR est une molybdo-flavoprotéine localisée dans le cytoplasme qui assure la réduction du NO₃⁻ en utilisant le NADH comme réducteur. Le NO₂⁻ produit par la NR ne peut s'accumuler pour des raisons de toxicité et sa réduction en NH₄⁺ est assurée par un enzyme chloroplastique qui utilise la ferredoxine réduite Fd issue de la photosynthèse; cet enzyme, induit par le NO₂⁻ et le NO₃⁻, est 5 à 20 fois plus active que la NR (GUERERRO et LARA, 1987). Pour doser l'A.N.R., il faut pouvoir observer une accumulation de NO₂⁻. Il est donc nécessaire de bloquer la NiR. Si la plante est placée à l'obscurité, la Fd n'est plus réduite et ne peut donc plus alimenter la NiR en pouvoir réducteur. Au niveau des racines, la lumière n'intervenant pas, c'est l'anoxie qui permet le blocage de la NiR.

Mise au point méthodologique

La mesure de l'A.N.R. selon le protocole proposé par ROBIN *et al.* (1983) nécessite une incubation de la plante dans une enceinte hermétique, en anoxie et à l'obscurité¹. Des

¹ pour pouvoir comparer de manière plus fine les résultats des A.N.R., il aurait été nécessaire de connaître la concentration en protéines des échantillons mesurés, ces dernières servant de référence interne.

modifications ont été apportées par ROLLAND (1995) afin d'adapter cette méthode à notre matériel (figure 63).

Les expériences ont été réalisées sur la totalité du système aérien excisé sur du matériel prélevé quelques jours auparavant et mis en culture pendant 5 jours.

* 1ère étape: L'échantillon végétal après sa pesée est introduit dans un tube de 15 ml en Pyrex, coiffé d'un bouchon en caoutchouc pour assurer l'étanchéité.

* 2ème étape: L'anoxie est réalisée par l'intermédiaire d'un balayage d'azote dans le tube grâce à deux aiguilles piquées dans le bouchon (pression de 1 bar pendant 60 secondes).

* 3ème étape: L'incubation sous azote et à l'obscurité est réalisée dans une étuve à 30 °C pendant une heure afin de suivre la vitesse d'accumulation des nitrites. le milieu d'incubation est un tampon phosphate 0,1 M à pH 7,4; la concentration en NO_3^- du milieu d'incubation est de 100 mM pour les échantillons d'*E. canadensis*.

* 4ème étape: Filtration sur papier filtre millipore,

* 5ème étape: 1 ml est prélevé, à laquelle 0,5 ml de sulfanilamide à 10 g/l dans HCL 3 N et 0,5 ml N-naphtyl-éthylène-diamine-dichlorure à 0,2 mg/l sont rajoutés.

* 6ème étape: Le dosage des nitrites est réalisé sur la solution d'incubation directement, sans chauffage. La lecture de la densité optique se fait à 540 nm. Les teneurs en nitrites sont déterminés contre une gamme étalon préparée extemporanément. Les résultats sont rapportés à la masse de matière fraîche et exprimés en mmol de nitrites accumulés par heure et par gramme de poids frais.

Le dosage de l'Activité Photosynthétique A.P.

Le système de mesure a été mis au point sur le modèle de SCHUSTER *et al.* (1976). Les anneaux d'élodées sont placés dans une "chambre de mesure", surmonté par un bouchon de caoutchouc dans le centre duquel un orifice permet d'adapter une électrode à oxygène. L'ensemble formant un système clos totalement hermétique à l'air, permet de préserver une phase liquide homogène pendant toute la durée de mesure. Le milieu est homogénéisé grâce à un barreau magnétique. L'électrode à oxygène, reliée à un oxymètre mesure les variations de teneur en O_2 dissous dans la solution. L'ensemble est couplé à une imprimante qui inscrit les valeurs stabilisées des teneurs en oxygène en mg/l toutes les minutes.

Les anneaux d'élodées sont placés dans la chambre de mesure et soumis aux mêmes conditions de température, de pH et d'intensité lumineuse que ceux des aquariums de culture.

Les taux d'activité photosynthétique sont obtenus après une période de stabilisation lors des 15 minutes de mesure. Ils sont transformés pour obtenir des résultats exprimés en milligramme d'oxygène par litre, par heure et par gramme de poids sec.

Les résultats de l'A.N.R. et de l'A.P. sont les moyennes des 6 répétitions pour l'A.N.R. et 4 pour l'A.P.

Une analyse de variance a été réalisée (ANOVA, logiciel STATITCF) afin de déterminer si les réponses enregistrées entre les populations étaient significativement différentes ou non.

Mesures phénotypiques

Des mesures portant sur les longueurs moyennes d'entre-noeuds ont été effectuées sur 20 individus par population à l'issue de la phase d'acclimatation.

4.1.1.3. RESULTATS

4.1.1.3.1. Phase d'acclimatation

La composition du milieu influe significativement sur l'Activité Nitrate Réductase des trois populations d'élodées et sur l'Activité Photosynthétique des populations bretonnes et vosgiennes. Les meilleures réponses à l'issue de la phase d'acclimatation sont obtenues à partir du milieu R1 bicarbonaté calcaire (figure 64).

L'A.N.R. est significativement plus élevée chez la population bretonne par rapport aux deux autres populations, ces différences entre populations étant moins marquées au niveau de l'A.P. (figure 64).

4.1.1.3.2. Phase d'intoxication ammoniacale

Sur la base de ces résultats, le milieu R1 a été choisi pour conduire la phase d'intoxication à l'azote ammoniacal.

Mesure de l'A. P.

L'A.P. des 3 populations est significativement inhibée (test de Newman-Keuls au seuil de 5%) par des concentrations supérieures à 0,5 mg/l en N-NH_4^+ par rapport à l'activité du témoin. La concentration 2,5 mg/l ne révèle pas d'inhibition significative pour la population bretonne (figure 65).

Dosage de l'A.N.R.

La mesure A.N.R. met en évidence des comportements bien différenciés vis à vis de l'intoxication ammoniacale (tableau XXXIV). Les activités des témoins négatifs (concentration 0 en N-NH_4^+) des populations vosgiennes et bretonnes sont significativement plus élevées que celle de la population alsacienne (figure 65). Ces résultats confirment les mesures effectuées sur les 3 populations après la phase d'acclimatation.

L'A.N.R. est inhibée dès la concentration 0,1 mg/l en N-NH_4^+ pour 2 des 3 populations d'élodées alors que l'activité de la population riedienne n'est significativement inhibée (test de Newman-Keuls au seuil de 5%) que pour des concentrations supérieures à 1.0 mg/l en N-NH_4^+ (figure 65).

La concentration 0,5 mg/l en N-NH_4^+ est sans effet sur l'A.N.R. des 3 populations (figure 65).

A la concentration 1mg/l en N-NH_4^+ , l'A.N.R. est inhibée pour les trois populations mais dans des proportions moindres pour les élodées du Ried que celles des Vosges du Nord et de Bretagne (figure 65). En effet, l'A.N.R. mesurée pour les 2 populations allochtones à la concentration 1mg/l en N-NH_4^+ ne représente plus que 30% de l'activité de départ, alors que celle du Ried pour la même concentration est encore à 60% de son activité témoin.

A 2,5 mg/l en N-NH_4^+ , l'A.N.R. est pratiquement totalement inhibée pour les trois populations (10% de l'activité de départ des élodées bretonnes et vosgiennes, 20% chez les élodées riediennes).

L'analyse de variance différencie significativement (test de Newman-Keuls au seuil de 5%) les populations des milieux non carbonatés (Bretagne, Vosges du Nord) et la population du milieu bicarbonaté calcaire (Ried alsacien).

4.1.1.3.3. Mesures phénométriques

Les populations bretonnes présentent des longueurs d'entre-noeuds significativement plus élevées que les deux autres populations (figure 66).

4.1.1.4. DISCUSSION

4.1.1.4.1. Phase d'acclimatation

Elodea canadensis possède un métabolisme intermédiaire entre les plantes terrestres à C3 et C4 (HOUGH, 1979). L'élodée est par ailleurs, capable d'utiliser les bicarbonates dissous dans l'eau pour assurer sa photosynthèse (MABERLY et SPENCER, 1983). Les rendements supérieurs dans le milieu R1 peuvent alors s'expliquer par la présence de bicarbonates dans le milieu, facteur limitant dans les eaux faiblement minéralisées.

Les mécanismes à l'origine de ces différences d'acclimatation sont difficilement identifiables. La photosynthèse des macrophytes aquatiques est conditionnée par la température, la lumière, la turbidité, la vitesse du courant et la composition chimique du milieu (HUTCHINSON, 1975).

4.1.1.4.2. Phase d'intoxication ammoniacale

La mesure de l'A.P. et de l'A.N.R. sont supérieures chez la population bretonne à celle mesurée chez les deux autres populations (témoin). La population bretonne vit dans des eaux turbides, chargées en matières organiques, ce qui a pour effet de réduire la quantité de lumière disponible pour les plantes alors que les cours d'eau des Vosges du Nord et du Ried alsacien sont limpides. L'A.P. serait stimulée par des conditions d'éclairement plus favorables. Une stimulation de l'A.P. peut potentialiser l'A.N.R. et ainsi entraîner une augmentation sensible de cette activité. Les populations bretonnes, qui vivent dans des eaux riches en nitrates, peuvent avoir développé des mécanismes de régulation qui leur permettent d'optimiser l'utilisation des nitrates présents dans le milieu pour leurs besoins nutritifs. Cette adaptation pourrait expliquer pourquoi l'A.N.R. mesurée chez cette population est très largement supérieure à celle dosée chez les deux autres populations

Mesure A.P.

La concentration 0,5 mg/l en N-NH_4^+ , est un seuil, au delà duquel, la photosynthèse ne diminue que peu. L'azote ammoniacal a donc un impact négatif sur l'activité photosynthétique d'*E. canadensis*, résultats démontrés par des travaux antérieurs (DENDENE *et al.*, 1993; ROLLAND, 1995; ROLLAND *et al.*, 1996). Une carence en NADH pourrait être responsable *in situ* de l'inactivation partielle de la nitrate réductase (LILLO, 1994).

La concentration 2,5 mg/l ne révèle pas d'inhibition significative de l'A.P. pour la population bretonne. Une explication possible serait la variabilité intra-population importante existante pour cette population. Pour gagner en précision et réduire cette variabilité intra-échantillon, il suffit de rapporter au poids sec les mesures d'activité photosynthétique. Une autre explication possible consiste en une adaptation aux conditions physico-chimiques locales du milieu. Le cours d'eau (le Meu) où les échantillons d'élodées bretonnes ont été prélevés, est un cours d'eau riche en azote ammoniacal ($[\text{N-NH}_4^+] = 640 \mu\text{g/l}$ en moyenne). Les teneurs moyennes mesurées dans les cours d'eau des Vosges du Nord et du Ried alsacien où *E. canadensis* est présent, sont nettement inférieures ($[\text{N-NH}_4^+] < 60 \mu\text{g/l}$).

Dosage A.N.R.

La mesure de l'A.N.R. met en évidence des comportements bien différenciés des trois populations vis à vis de l'intoxication ammoniacale. Les activités A.N.R. des populations des milieux faiblement tamponnés (Vosges du Nord, Bretagne) sont plus élevées que celles des cours d'eau tamponnés (Ried).

Les populations des milieux non carbonatés (Bretagne, Vosges du Nord), transposées en milieu fortement minéralisé, apparaissent plus sensibles à un excès d'azote ammoniacal que la population adaptée à un milieu bicarbonaté calcaire (Ried alsacien). Ces résultats suggèrent

que les élodées ont un métabolisme différent dans les milieux pauvres en bicarbonates et en calcium et dans les milieux bicarbonatés calcaires. La tolérance de la population riedienne s'expliquerait par une adaptation des élodées à une minéralisation élevée. L'inhibition rencontrée chez les populations bretonnes est certainement liée à la dureté du milieu de culture, car celles-ci ont la capacité de se développer *in situ* dans des eaux hypertrophes ($[N-NH_4^+]$ moyen = 640 $\mu g/l$). Les échantillons de la population bretonne prélevés *in situ* présentent un aspect très grêle, qui peut indiquer des difficultés à se maintenir dans des milieux si fortement enrichis. *Elodea canadensis* n'est d'ailleurs pas présent toute l'année dans le Meu où il disparaît fréquemment de certains secteurs.

Les populations provenant des ruisseaux pauvres en bicarbonates et en calcium, semblent plus sensibles à l'azote ammoniacal que les populations originaires des milieux calcaires. Dans le milieu de culture, la toxicité ammoniacale est exaltée ($pH = 8,0$) et les populations non autochtones y seraient plus sensibles. En effet, l'azote ammoniacal est plus toxique en milieu calcaire qu'en milieu acide où il est surtout présent sous sa forme ionisée non toxique (DENDENE *et al.*, 1993). Les élodées des milieux bicarbonatés calcaires pourraient avoir développé des mécanismes d'adaptation à la minéralisation et surtout des teneurs élevées en azote ammoniacal. Ces processus semblent augmenter le seuil de la toxicité de l'azote ammoniacal pour les élodées du Ried et par conséquent diminuer leur sensibilité aux ions ammonium.

La réponse de la population riedienne est aussi un peu différente de celle observée quand cette espèce était en mélange avec *Elodea nuttallii*: stimulation à 0,1 mg/l en $N-NH_4^+$ et inhibition à 0,5 mg/l en $N-NH_4^+$ lorsque les deux espèces d'élodées étaient présentes dans un même aquarium (ROLLAND, 1995; ROLLAND et TREMOLIERES, 1995). Des tests de toxicité ammoniacale sur des élodées réalisés par ROLLAND et TREMOLIERES (1995) ont montré qu'en conditions de laboratoire, l'activité d'*Elodea canadensis* est inhibée de 50% à des concentrations inférieures à 0,5 mg/l en $N-NH_4^+$ (figure 67). Dans les sites à *Elodea canadensis*, l'Activité Nitrate Réductase de cette espèce est faible quand le ratio NH_4^+/NO_3^- atteint des valeurs fortes (figure 68). L'obtention d'une activité maximale A.N.R. chez *Elodea canadensis* n'est obtenue qu'en cas d'alimentation nitrique stricte (ROLLAND et TREMOLIERES, 1995, ROLLAND *et al.*, 1996).

La chute de l'A.N.R. pour les deux populations allochtones à une intoxication de 0,1 mg/l de NH_4^+ et en revanche, un niveau d'activité maintenu pour une concentration de 0,5 mg/l de NH_4^+ est difficile à interpréter.

Au delà de 0,5 mg/l d'azote ammoniacal, l'A.N.R. est inhibée. L'azote ammoniacal a donc un impact négatif sur l'A.N.R. d'*E. canadensis*.

Suite à cette étude préliminaire, il s'avère indispensable de vérifier si les variations morphologiques observées entre les 3 populations d'*E. canadensis* sont imputables à des adaptations au milieu (accommodats différents) ou sont la traduction de modifications génotypiques. Des migrations sur gel par électrophorèse devront permettre de savoir si la Nitrate Réductase est la même ou non dans les 3 populations. Cette étude est en cours. Tous les problèmes liés aux techniques d'électrophorèse ne sont pas encore résolus.

4.1.1.4.3. Mesures phénotypiques

Les caractéristiques morphologiques de la population bretonne semblent indiquer un besoin de lumière plus important que pour les deux autres populations. Ceci confirmerait une stimulation de l'A.P. en condition d'éclairement plus favorable.

Les caractéristiques morphométriques différentes rencontrées chez ces trois populations sont la marque d'une réaction compensatrice à la modification du milieu ambiant dans lequel

elles baignent. Tout individu présente à des degrés divers une certaine plasticité écologique lui permettant de s'adapter aux fluctuations temporelles ou spatiales des facteurs environnementaux dans les milieux dans lesquels il se développe. Concernant les trois populations d'*Elodea canadensis*, il pourrait s'agir d'une adaptation physiologique (niveau A.N.R. différents) aux teneurs en azote ammoniacal, ou bien d'une accommodation phénotypique (élodées bretonnes "étiolées" car présentes dans des eaux turbides) ou encore d'une forme d'adaptation aux conditions mésologiques locales qui induirait l'apparition d'écotypes.

Pour évaluer la pertinence de ces hypothèses, plusieurs expérimentations sont envisagées. La mesure de l'incidence de la concentration en nitrates du milieu sur l'A.N.R. des trois populations, la comparaison de leur réponse au stress ammoniacal dans chaque milieu d'origine. L'étude des génotypes chloroplastiques devrait permettre de vérifier si les 3 populations sont génétiquement différentes. Des mesures d'A.P. rapportées au poids sec et/ou à la teneur en chlorophylle, conjuguées à des mesures morphométriques (surface foliaire par exemple) permettraient d'évaluer l'incidence de l'éclairement sur la réponse au stress ammoniacal.

En conclusion, les réponses des trois populations étudiées sont variables pour les différents protocoles mis en oeuvre. Les premiers résultats de la mesure de l'Activité Nitrate Réductase (A.N.R.) mettent en évidence des comportements bien différenciés vis à vis de l'intoxication ammoniacale de ces 3 populations de *Elodea canadensis*. Les 3 populations délodées sont inhibées à des degrés divers par l'azote ammoniacal. *Elodea canadensis* apparaît donc comme une espèce sensible vis-à-vis de l'azote ammoniacal. L'expérience réalisée en milieu bicarbonaté calcaire montre que l'Activité Nitrate Réductase est inhibée dès les faibles concentrations en azote ammoniacal ($[N-NH_4^+] = 0,1 \text{ mg/l}$) pour les populations inféodées à des eaux faiblement tamponnées (Bretagne, Vosges du Nord). Ces peuplements apparaissent plus sensibles en milieu pauvre en bicarbonates à un excès d'azote ammoniacal que la population du Ried alsacien (eaux minéralisées), dont l'activité est significativement inhibée pour des concentrations supérieures $[N-NH_4^+] = 1.0 \text{ mg/l}$. L'activité photosynthétique A.P. ne permet pas de mettre en évidence une inhibition de la population bretonne. Il est possible que l'éclairement, dans des conditions de l'expérimentation, favorise cette population qui vit habituellement dans des eaux turbides. Ces premiers résultats nécessitent des études plus approfondies (répétabilité des expériences, reproductibilité des tests, compétition inter-populations, variabilité intraspécifique...).

Cette étude de faisabilité a mis en évidence la sensibilité différente d'*Elodea canadensis* à l'azote ammoniacal dans trois régions aux caractéristiques physico-chimiques différentes et pose le problème de l'utilisation d'une seule et même espèce comme indicateur de contamination ou de perturbation à l'échelle nationale.

4.1.2. LE PHOSPHORE DANS LES 3 COMPARTIMENTS DE L'ECOSYSTEME AQUATIQUE: EAU-PLANTE-SEDIMENT

4.1.2.1. INTRODUCTION

Le dosage des orthophosphates présents dans l'eau permet de quantifier le niveau trophique du compartiment aqueux. La mesure du phosphore total du sédiment permet de qualifier le potentiel trophique du milieu. Son dosage dans les tissus végétaux reflète la disponibilité du phosphore dans le milieu. L'objectif de notre étude est de préciser le rôle du phosphore dans le déterminisme de la composition des phytocénoses aquatiques et les mécanismes de prélèvement et de stockage/relargage. Pour cela, les concentrations en P total dans les feuilles des principaux végétaux aquatiques et dans les sédiments ont été dosées, afin d'évaluer le stock de phosphore des végétaux et de le mettre en relation avec celui de l'eau et des sédiments.

4.1.2.1.1. Origine du phosphore

Peu abondant dans les roches et les sols, le phosphore s'y trouve essentiellement sous forme de phosphates ou sous forme inorganique. DORIOZ (1988) estime que "le bruit de fond naturel (source, nappes...) est faible avec des concentrations (de 1 à 3 µg/l) inférieures aux seuils considérés comme critiques pour l'eutrophisation. L'érosion pluviale des sols agricoles, qui varie énormément selon le mode d'occupation des terres, peut contribuer dans certains cas, à enrichir un cours d'eau en phosphore (DORIOZ, 1988). La source majeure de phosphore, reste incontestablement liée aux activités humaines (rejets urbains et industriels, épandage de lisiers, insecticides, lessives...). Le rôle du phosphore et en particulier des lessives dans l'eutrophisation des eaux a été clairement établi (CARBIENER, 1990; BARROIN 1995).

A côté de ces sources exogènes, d'origine anthropique, existent des sources naturelles liées à l'excrétion et à la décomposition d'organismes vivants, dont l'importance relative reste faible en regard des rejets humains.

4.1.2.1.2. Les différentes formes de phosphore dans un écosystème aquatique

Les formes minérales (provenant des engrais et des lessives) et les formes organiques du P sont les principales formes de P rencontrées dans le milieu aquatique. Du point de vue analytique, on distingue la fraction dissoute et particulaire du phosphore.

* la fraction dissoute:

- orthophosphates (solubles, forme biodisponible)
- tripolyphosphates (provenant des détergents)
- phosphore organique dissous biodisponible après hydrolyse.

* fraction particulaire: elle correspond à 85% du phosphore présent dans l'environnement (AGENCE LOIRE BRETAGNE, 1988).

- le phosphore inorganique non apatitique (PINA)

Adsorbé à la surface de substrats (hydroxydes de fer, manganèse, aluminium), piégé dans la structure de ces minéraux ou encore précipité sous forme de phosphates de fer, ces composés très sensibles aux variations du potentiel redox peuvent être facilement détruits et donc libérer du phosphore dissous.

- le phosphore organique particulaire (POP)

Il représente le phosphore constituant de la matière organique autochtone ou allochtone. Une partie de cette forme est remobilisée lors de la décomposition de la matière organique

(minéralisation). Cette forme peut être également considérée comme potentiellement mobilisable (BALLAND, 1988).

- le phosphore inorganique particulaire apatitique (PIA)

Le phosphore lié à la famille des minéraux de l'apatite phosphore inorganique apatitique (PIA), minéraux pratiquement insolubles dans les eaux naturelles n'est pas mobilisable.

4.1.2.1.3. Le phosphore foliaire

Les végétaux utilisent le phosphore sous forme d'orthophosphates dissous; ce dernier est plus ou moins en équilibre avec le P en phase solide (CAPBLANCO *et al.*, 1986).

La concentration en nutriments dans les tissus végétaux n'est pas une valeur constante mais dépendante des stades phénologiques du végétal. Les tissus jeunes et plus particulièrement l'extrémité des tiges, possèdent des exigences énergétiques plus importantes et c'est à ce niveau que se retrouvent les plus fortes concentrations en phosphore. BLAKE (1988) a montré ainsi un gradient de concentration le long des tiges chez *Groenlandia densa*. Un seuil de "concentration critique" de nutriments dans la plante a souvent été mis en évidence lorsque le milieu est carencé, la croissance et le développement étant inhibés en deçà de ce seuil. Certains macrophytes apparaissent moins exigeants en phosphore que d'autres (EGLIN et ROBACH, 1992).

Les teneurs en P foliaire mesurées varient fortement selon les saisons. Ainsi, les concentrations de P dans les organes foliaires de *Potamogeton pectinatus* seraient les plus élevées au début de mai et à la fin d'août, périodes de floraison et de fructification du végétal (CARPENTER et ADAMS, 1977). De même, pour DYKYJOVA (1979) la charge en P foliaire est plus élevée au mois de mai et diminue vers le mois d'août et de septembre. Ces résultats se retrouvent dans les travaux de GOUESSE AIDARA (1986) pour qui les éléments les plus importants dans la nutrition minérale (N, P, K) montrent une opposition nette entre la période printanière avec des teneurs relatives fortes et le reste de l'année. Les teneurs maximales de P dans *Callitriche obtusangula* s'observent le plus souvent au mois de mai (période de floraison) ou mois d'août, mais ces maxima restent subordonnés aux variations de la qualité de l'eau (ROBACH *et al.*, 1996a). En revanche, les teneurs les plus élevées en P total foliaire dans *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* sont relevées soit après le mois d'août (septembre, octobre) ce qui coïncide généralement avec une augmentation de la teneur en P total dans les sédiments, soit en février-mars (ROBACH *et al.*, 1996a).

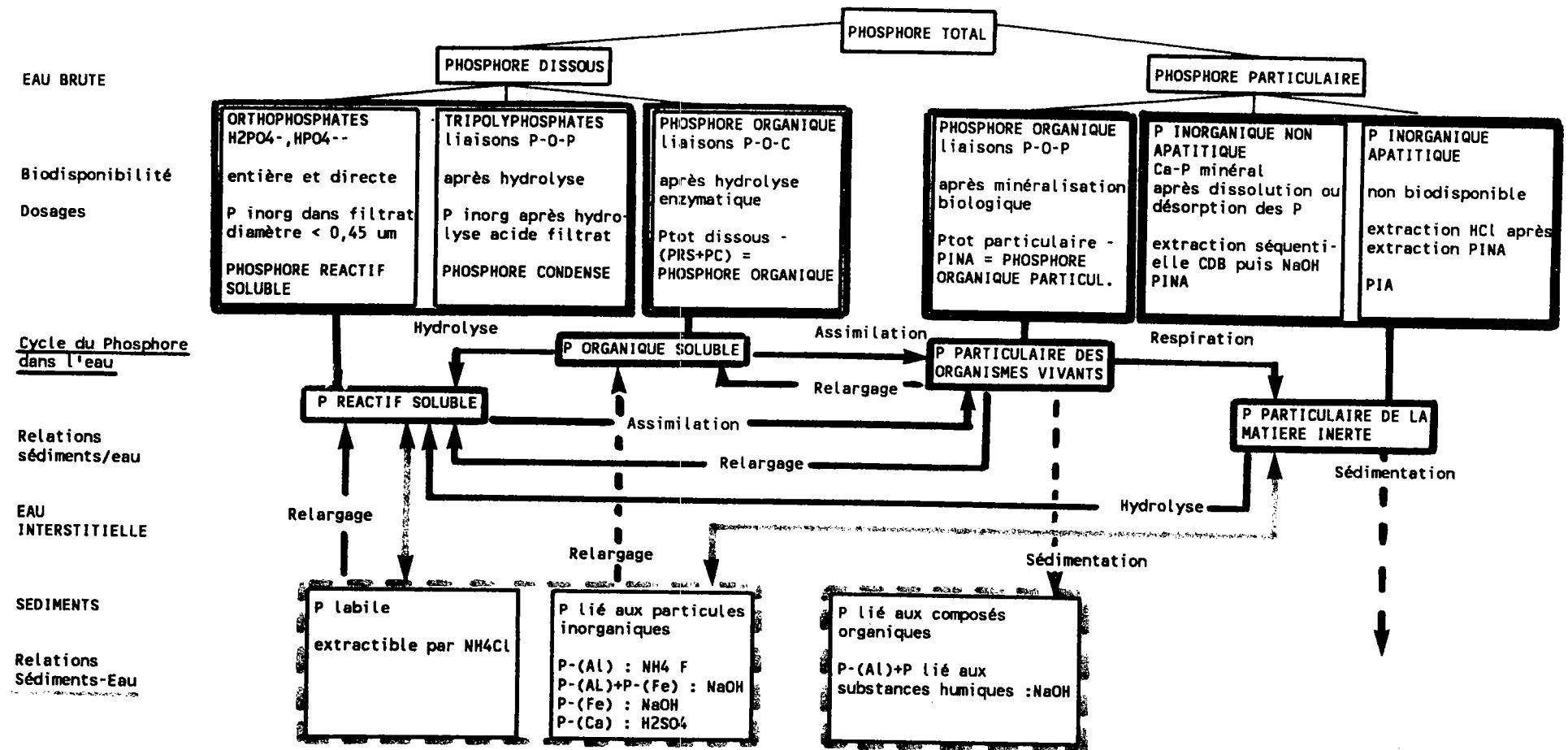
Les relations entre le P total dans les plantes et les orthophosphates de l'eau ou le P total du sédiment ont fait l'objet de plusieurs travaux dont les conclusions sont pour le moins contradictoires. En effet, les études de SUTTON et ORNES (1977), de BOLE et ALLAN (1978), de ROBACH *et al.* (1995 et b, 1996a) ont montré qu'il existe une relation directe entre le phosphore total des feuilles et les orthophosphates de l'eau. En revanche, les travaux de CARIGNAN et KALFF (1980), BARKO et SMART (1980), BELAMIE (1988), CHAMBERS et PREPAS (1989) et RATTRAY *et al.* (1991) ont établi que les macrophytes utilisent préférentiellement le phosphore des sédiments pour assurer leur nutrition.

4.1.2.1.4. Biodisponibilité du phosphore

Biodisponibilité du phosphore dans les eaux

La biodisponibilité du phosphore est en fait la résultante de trois biodisponibilités (DAUTA, 1988)

- biochimique
- temporelle



Les différentes formes du Phosphore dans le milieu (source: GRASMUCK 1989).

- et spatiale.

Les formes de phosphore ne sont pas toutes assimilables par les végétaux. Leur classement par ordre décroissant de biodisponibilité est selon BELAMIE (1988):

- a) le phosphore dissous: orthophosphates + phosphore organique dissous
- b) le phosphore particulaire inorganique non apatitique (PINA)
- c) le phosphore organique particulaire (POP), à biodisponibilité variable
- d) le phosphore inorganique particulaire apatitique (PIA)

Les orthophosphates, bien que ne constituant que 10 à 15% du P total sont directement absorbés par les cellules et représentent la forme réellement et directement assimilable pour l'ensemble des végétaux (CROUZET et BERTRU, 1987).

En favorisant l'incorporation du phosphore dans le matériel organique, les bactéries contribuent à l'augmentation de la concentration du phosphore soluble en agissant sur le pH ou l'oxygène dissous lesquels influent à leur tour sur le potentiel redox et par là même sur le relargage des phosphates (KAJAK, 1988). Le relargage et la fixation du P dans les sédiments des lacs est également dépendant de la biomasse microbienne (GATCHER *et al.*, 1988).

Biodisponibilité du phosphore des sédiments

Les échanges entre le P du sédiment et l'eau ont fait l'objet de très nombreux travaux. Citons à titre d'exemples ceux de CAPBLANCQ *et al.* (1986), LE ROUX *et al.* (1987), TWINCH (1987), DORIOZ *et al.* (1989) et HOUSE *et al.* (1995). Ces études déterminent les proportions de phosphore dissous ou liés aux sédiments qui parviennent dans les eaux. Le relargage se fait à partir des sédiments anaérobies.

L'adsorption maximale est atteinte avec les fractions les plus fines des particules (BELAMIE, 1988). Les processus et mécanismes principaux qui déterminent la mobilité du P à partir du sédiment sont des facteurs physiques et chimiques (adsorption-désorption, potentiel Redox, pH) et des facteurs biologiques (BELAMIE, 1988).

*** Formes précipitées:**

A côté de cette forme directement assimilable et soluble dans l'eau, il existe également des formes précipitées en présence de divers cations (Ca^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}).

La chimie du phosphore dans les sédiments est fréquemment dominée par les interactions entre les différentes espèces de Fe (II ou III). Une adsorption sur les hydroxydes de Fe (III) provoque leur précipitation, donnant alors des formes insolubles. Cette sorption est, elle-même, influencée par le pH et par les conditions d'oxydoréduction. Une hausse de pH et/ou un passage vers des conditions d'anaérobiose temporaire provoquent la transformation des phosphates ferriques insolubles en phosphates ferreux solubles. Ce dernier processus conduit à un relargage à partir de sédiments en conditions aérobies (THOMAS, 1973).

*** Formes adsorbées:**

A côté des formes solubles (PO_4^{3-}) ou particulières pratiquement insolubles dans l'eau, il existe des formes piégées dans les sédiments, généralement adsorbées sur des particules minérales ou organiques. Ce phénomène d'adsorption rend par échange ionique, le phosphore potentiellement mobilisable et donc biodisponible. Cette adsorption du phosphore sur les particules, chargées négativement, des colloïdes du sol se fait par l'intermédiaire de cations bivalents ou trivalents. Elle peut également se faire sur les carbonates de calcium lors de leur précipitation (CARBIENER, 1990).

D'une manière générale, il semblerait que cette régénération du phosphore à partir du sédiment soit optimisée en été (BOERS, 1991).

4.1.2.1.5. Influence de la végétation sur la charge en P dans l'eau:

La capacité épuratrice moyenne d'un écosystème aquatique est la résultante de paramètres biologiques (fixation du phosphore dans la biomasse végétale), physico-chimiques (adsorption, précipitation du P dans les sédiments) et hydrologiques (phénomènes de dilution du niveau trophique par apports d'eau de qualité supérieure). Les capacités de réduction de la trophie sont d'autant plus grandes que le cours d'eau se rapproche de l'état naturel capable de réaliser une autoépuration efficace (CARBIENER, 1967). La capacité d'accumulation du phosphore présent dépend du type de plante, de son taux de croissance, de la charge en nutriments des eaux et enfin de l'environnement physico-chimique du végétal.

Les processus de réduction de la charge en phosphore dans un système aquatique ne sont pas des processus d'élimination du phosphore. Il s'agit plutôt de mécanismes de transfert du P d'un compartiment à l'autre (sédiment-eau, sédiment-plante, eau-plante) ou d'exportation vers l'aval, la charge totale du cours d'eau ne diminuant pas réellement. Cette réduction n'est donc que temporaire, le phosphore immobilisé dans la biomasse végétale étant massivement relargué à la fin de la saison de végétation, le phosphore adsorbé sur les colloïdes du sédiment étant susceptible d'être remobilisé. Les processus biologiques de réduction de la charge eutrophisante agissent en réalité davantage sur la disponibilité du phosphore dans le système que sur les quantités globales de P (BARROIN, 1991).

4.1.2.2. MATERIELS ET METHODES

4.1.2.2.1. Le choix des stations

Dans les Vosges du Nord, 38 stations ont été retenues de manière à obtenir une échelle de trophie allant de l'amont oligo-mésotrophe à l'aval hypertrophe. Elles correspondent aux stations définies dans le chapitre 2.1.2.2. (tableau I, figure 5).

4.1.2.2.2. Méthodes

Les mesures effectuées sur l'eau, le sédiment et les macrophytes des cours d'eau des Vosges du Nord ont porté sur deux campagnes. Les concentrations calculées dans les divers compartiments ne sont qu'indicatives car correspondent à des valeurs ponctuelles. Les dosages de P total et d'orthophosphates n'ont pas été répétés.

Dosage du P total des plantes, du sédiment et des orthophosphates de l'eau

Le dosage des orthophosphates dans l'eau est effectué par colorimétrie (cf.: chapitre 2.2.2.2.2) en juin et août 1995.

Le dosage du phosphore total dans les feuilles des macrophytes et dans les sédiments est effectué par colorimétrie (AFNOR, NF T90-023). Le principe du dosage repose sur une attaque acide (acide sulfurique) à chaud avec catalyseur et dosage en solution aqueuse.

Dans les 38 stations, les principales espèces de macrophytes et le sédiment ont été prélevés en juin et en août 1995.

Les dosages du phosphore total foliaire ont été réalisés sur:

- *Potamogeton polygonifolius* (R1, R2, R4, R7, R11, R14, R16, R17, R18, R19, R20, R26, R27, R36, R53, R60, R75),
- *Callitriche stagnalis* (R15, R32),
- *C. platycarpa* (R1, R4, R8, R15, R19, R26, R32, R34, R36, R42, R43, R47, R49, R50, R52, R58, R59, R70, R100, R104),
- *C. hamulata* (R1, R8, R32, R34, R42, R43, R47, R52, R58, R70, R100),
- *C. obtusangula* (R34, R43, R47, R50, R52, R70),
- *Elodea canadensis* (R15, R32, R100),
- *E. nuttallii* (R15, R42, R43, R47, R52)
- et *Ranunculus peltatus* (R15, R19, R47, R52).

Le dosage du P total a été fait sur les feuilles broyées. GERLOFF et KROMBOLHZ (1966), CARPENTER et ADAMS (1977) préconisent l'utilisation des parties sommitales des plantes pour le suivi du mode de prélèvement du P; alors que GABRIELSON (1984) utilise la totalité de la plante dans ses expériences sur le phosphore. Il faut toutefois souligner qu'une partie non négligeable du P total est non biodisponible.

La représentativité des dosages est cependant controversée: des utilisateurs d'une même méthode dosent des composés quelques peu différents. L'inconvénient majeur de la méthode au molybdate acide (AFNOR 90-023) est son imprécision: elle surévalue les quantités d'orthophosphates (AGENCE RHONE-MEDITERRANEE-CORSE, 1988), comme cela a été prouvé par l'utilisation des techniques de traceurs ³²P.

Traitements statistiques

L'analyse des relations entre le phosphore des trois compartiments (eau -plante-sédiment) a été réalisée par régressions linéaires. A titre de rappel, deux types d'erreurs existent: erreur de première espèce liée au rejet de l'hypothèse " H_0 " ($\alpha = 0$) et erreur de deuxième espèce liée au non rejet de l'hypothèse " H_0 " ($\alpha = 0$). Le seuil de probabilité est précisé (rejet de l'hypothèse H_0) ou la puissance du test est calculé (pas de rejet de H_0) pour appuyer nos conclusions.

Pour chaque régression linéaire, une étude des résidus a été effectuée afin de vérifier que le modèle est correct.

4.1.2.3. RESULTATS

4.1.2.3.1. Les orthophosphates du compartiments aqueux

Les teneurs en orthophosphates et en azote ammoniacal sont corrélées dans le compartiment Eau (figure 69):

a) sur l'ensemble des valeurs dosées pendant 3 ans (n = 437)

$$[\text{P-PO}_4^{3-}] = 19,2 + 0,517 [\text{N-NH}_4^+] \quad r^2 = 0,43$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

b) sur les valeurs moyennes stationnelles

$$[\text{P-PO}_4^{3-}] = -6,8 + 0,775 [\text{N-NH}_4^+] \quad r^2 = 0,62$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

4.1.2.3.2. Relations P total des feuilles et charge phosphatée de l'eau

Aucune évolution de la quantité de P total dans les feuilles de *Potamogeton polygonifolius* n'est mise en évidence entre l'amont (R2) et l'aval (R4) sur le Rothenbach (R2 et R4: [P total] = 2,2 mgP/g). En revanche, une augmentation de l'amont (R20) vers l'aval (R19) de la quantité de P total dans les feuilles de *Potamogeton polygonifolius* (R20: [P total] = 1,7 mgP/g; R19: [P total] = 2,1 mgP/g) est observée sur le Neudorfbach. Sur le Falkensteinbach, la teneur en P total des feuilles d'*Elodea canadensis* augmente de l'amont (R15: [P total] = 2,6 mgP/g) vers l'aval (R100: [P total] = 3,0 mgP/g). Sur la Moder, une évolution de l'amont (R52) vers l'aval (R47) se dégage tant sur le plan de la composition physico-chimique de l'eau que de la quantité de P total dans les feuilles de *Callitriche obtusangula* (R52: [P total] = 3,3 mgP/g; R47: [P total] = 4,1 mgP/g). En revanche, sur le Rothbach, les teneurs en P total dans les feuilles de *C. obtusangula* restent quasi-constantes entre l'amont (R50: [P total] = 3,8 mgP/g) et l'aval (R70: [P total] = 3,9 mgP/g). Les concentrations en P total foliaire évoluent parallèlement ou non au niveau trophique entre l'amont et l'aval des cours d'eau.

La concentration moyenne en P total dans les feuilles de *Potamogeton polygonifolius* est constante dans les eaux oligotrophes de type "A" et "B" ([P total] = 2,4 mgP/g, cf. tableau XXXXV). Ce résultat est à rapprocher des teneurs en orthophosphates identiques ([P-PO₄³⁻] moyen = 30 µg/l) dans les unités végétales "A" et "B". La concentration moyenne en P total dans les feuilles d'*Elodea nuttallii* est inférieure dans les eaux mésotrophes de type "C" ([P total] = 2,5 mgP/g) à celle mesurée dans les eaux eutrophes de type "D" ([P total] = 3,2 mgP/g). De même, la concentration moyenne en P total dans les feuilles de *Callitriche hamulata* est inférieure dans les eaux oligo-mésotrophes de type "B" ([P total] = 2,0 mgP/g) à celle des eaux mésotrophes de type "C" ([P total] = 2,6 mgP/g) et eutrophes de type "D" ([P total] = 2,9 mgP/g). Le même phénomène se retrouve pour *C. platycarpa*. Selon le niveau trophique du compartiment eau, une même espèce ne renferme pas les mêmes teneurs en P total foliaire (tableau XXXXV). Plus le niveau trophique de l'eau est élevé, plus la quantité de P total dosé dans les feuilles est grande. Les stations eutrophes renferment des teneurs en P total foliaire plus grandes que les stations oligotrophes (tableau XXXXV).

La station R47 correspond à des eaux hypertrophes ([P-PO₄³⁻] moyen = 200 µg/l), les teneurs en P total des 3 espèces de callitriches sont voisines (*C. hamulata* [P total] = 4,2 mgP/g; *C. platycarpa* [P total] = 4,7 mgP/g; *C. obtusangula* [P total] = 4,2 mgP/g). En revanche, les teneurs en P total des autres espèces de macrophytes sont différentes (*Elodea nuttallii* [P total] = 3,4 mgP/g, *Ranunculus peltatus* [P total] = 5,3 mgP/g). Ce phénomène se reproduit également sur la station R15 mésotrophe où les deux espèces d'élodées de la station R15 ([P-PO₄³⁻] moyen = 50 µg/l) stockent autant de P total l'une que l'autre (*Elodea*

canadensis et *Elodea nuttallii* [P total] = 2,5 mgP/g), tendance qui se retrouve pour les deux espèces de callitriches de la station (*C. platycarpa* et *C. stagnalis* [P total] = 3,4 mgP/g). La capacité d'accumulation du P total foliaire semble identique au sein d'un même genre, mais diffère d'un genre à l'autre pour un même niveau trophique.

Les équations des droites de régression permettent de corrélérer ou non le P total foliaire aux orthophosphates de l'eau (figure 70).

$$\text{Potamogeton polygonifolius P total} = 2,14 + 0,008[\text{P-PO}_4^{3-}] \quad r^2 = 0,51$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

$$\text{C. platycarpa P total} = 2,56 + 0,004[\text{P-PO}_4^{3-}] \quad r^2 = 0,44$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

$$\text{C. obtusangula P total} = 2,61 + 0,005[\text{P-PO}_4^{3-}] \quad r^2 = 0,29$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

$$\text{Elodea canadensis P total} = 2,55 + 0,00142[\text{P-PO}_4^{3-}] \quad r^2 = 0,13$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

$$\text{Elodea nuttallii P total} = 2,32 + 0,006[\text{P-PO}_4^{3-}] \quad r^2 = 0,36$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

Il n'est pas possible de conclure sur les relations entre le P foliaire de *Callitriche hamulata*, *Ranunculus peltatus*, *Callitriche stagnalis* et les orthophosphates de l'eau (puissance du test faible, échantillonnage trop petit).

4.1.2.3.3. Relations P total sédiment et charge phosphatée de l'eau

Les premières mesures de P total dans les sédiments montrent une très grande variabilité spatiale (R36 [P total] = 0,4 mgP/g; R70 [P total] = 2,0 mgP/g) des teneurs en P total du sédiment. Ainsi, la teneur en P total du sédiment augmente entre l'amont (R15: [P total] = 0,65 mgP/g) et l'aval (R100: [P total] = 1,3 mgP/g) sur le Falkensteinbach; phénomène que l'on retrouve sur la Moder. En revanche, sur le Schwarzbach, les teneurs en P total du sédiment sont plus élevées à l'amont (R18: [P total] = 1,6 mgP/g) qu'à l'aval (R42: [P total] = 1,0 mgP/g). Sur la Zinsel du Nord, les concentrations en P total du sédiment sont également supérieures au niveau de la station la plus amont (R8: [P total] = 1,9 mgP/g) par rapport au site aval (R32: [P total] = 1,3 mgP/g).

Une variabilité temporelle des concentrations en P total dans le sédiment a également été mise en évidence. Ainsi, la teneur en P total du sédiment est plus faible en juin (R52: [P total] = 1,2 mgP/g, R47: [P total] = 1,4 mgP/g) qu'en août (R52: [P total] = 1,9 mgP/g, R47: [P total] = 2,2 mgP/g) sur la Moder.

$$\text{P total sédiment} = 1,15 + 0,002[\text{P-PO}_4^{3-}] \quad r^2 = 0,09$$

Le coefficient de détermination r^2 étant faible, une étude des résidus a montré que le modèle n'est pas ajusté. Il n'est donc pas possible de conclure et de savoir si les orthophosphates du compartiment aqueux et le P total du sédiment sont liés ou indépendants (figure 71).

4.1.2.3.4. Relations P total sédiment et P total des feuilles

Aucune évolution de la quantité de P total dans les feuilles de *Potamogeton polygonifolius* n'est mise en évidence entre l'amont (R2) et l'aval (R4) sur le Rothenbach (R2 et R4: [P total] = 2,2 mgP/g), alors que la teneur en P total du sédiment augmente légèrement

entre l'amont (R2: [P total] = 1,0 mgP/g) et l'aval (R4: [P total] = 1,2 mgP/g). De même sur le Rothbach, si les teneurs en P total dans les feuilles de *C. obtusangula* restent quasi-constantes entre l'amont (R50: [P total] = 3,8 mgP/g) et l'aval (R70: [P total] = 3,9 mgP/g), les concentrations en P total du sédiment augmentent entre l'amont (R50: [P total] = 1,1 mgP/g) et l'aval (R70: [P total] = 2,0 mgP/g). Sur le Neudorfbach, parallèlement à une légère augmentation de l'amont (R20) vers l'aval (R19) de la quantité de P total dans les feuilles de *Potamogeton polygonifolius* (R20: [P total] = 1,7 mgP/g; R19: [P total] = 2,1 mgP/g), les teneurs en P total dans le sédiment croît (R20: [P total] = 0,7 mgP/g; R19: [P total] = 0,95 mgP/g).

Au sein d'une même unité végétale, des variations importantes de P total du sédiment ont été mises en évidence. Ainsi, le sédiment de la station R16 de type "A" renferme une grande quantité de P total [P total] moyen = 4,1 mgP/g) alors que le sédiment de la station R20 également de type "A" ne contient que peu de P total ([P total] moyen = 0,7 mgP/g). De même, les teneurs en P total foliaire de *Potamogeton polygonifolius* sont nettement plus élevées en R16 ([P total] moyen = 3,5 mgP/g) que celles mesurées en R20 ([P total] moyen = 1,75 mgP/g). Toutefois, les teneurs moyennes en P total sédiment sont identiques dans les unités végétales "A" et "B" ([P total]sédiment = 0,9 mgP/g, exception de R16); tout comme le sont les concentrations moyennes en P total dans les feuilles de *Potamogeton polygonifolius*. Les teneurs en P total du sédiment sont cependant inférieures dans les stations de type "B" ([P total] moyen = 0,9 mgP/g) à celle dosées dans le type "C" ([P total] moyen = 1,15 mgP/g) et dans le type "D" ([P total] moyen = 1,45 mgP/g). Cette évolution croissante des concentrations en P total d'une unité végétale à l'autre s'observe également dans les feuilles de *Callitriche hamulata*, de *C. platycarpa*, d'*Elodea canadensis* et *E. nuttallii*. Selon le niveau trophique du sédiment, une même espèce ne renferme pas les mêmes teneurs en P total foliaire. Plus le niveau trophique du sédiment est élevé, plus la quantité de P total dosé dans les feuilles est grande. Les sédiments les plus riches renferment généralement les teneurs en P total foliaire les plus grandes.

Les équations des droites de régression permettent de corrélérer ou non le P total foliaire et le P total du sédiment (figure 72).

$$\text{Potamogeton polygonifolius P total} = 2,12 + 0,339[\text{P total sédiment}] \quad r^2 = 0,23$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 2%, relation significative

$$\text{C. platycarpa P total} = 2,22 + 0,465[\text{P total sédiment}] \quad r^2 = 0,23$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 2%, relation significative

$$\text{Elodea nuttallii P total} = 2,33 + 0,274[\text{P total sédiment}] \quad r^2 = 0,28$$

Test de Fisher (rejet de l'hypothèse $\alpha = 0$) au seuil de 1%, relation significative

Il n'est pas possible de conclure sur les relations entre le P foliaire de *Callitriche hamulata*, *C. obtusangula* *Elodea canadensis* et le P total du sédiment (puissance du test faible, échantillonnage trop petit).

4.1.2.4. DISCUSSION

4.1.2.4.1. Les orthophosphates du compartiments aqueux

Si le rôle prépondérant du phosphore de l'eau dans le déterminisme de la composition des groupements aquatiques a été établi (CARBIENER *et al.*, 1990), il apparaît néanmoins que la composition de la végétation aquatique résulte de l'interaction de plusieurs facteurs physico-chimiques et en particulier de l'action conjointe des teneurs phosphatées et azotées (figure 71).

Le coefficient de corrélation entre les orthophosphates et l'azote ammoniacal est supérieur pour les valeurs stationnelles moyennes par rapport à celui calculé pour l'ensemble de toutes les valeurs. En effet, les pics de pollution sont atténués dans les valeurs moyennes. Il apparaît que les unités végétales A et B voient leur teneurs en nutriments qui évoluent parallèlement. A l'opposé, les groupements végétaux C et D subissent des rejets anthropiques, essentiellement en azote ammoniacal pour les communautés végétales C et en orthophosphates et ammoniacque pour D. Il semblerait que la charge phosphatée de l'eau nettement supérieure en D différencie ces deux groupements des zones aval (figure 69).

4.2.4.2. Relations P total des feuilles et la charge phosphatée de l'eau

Teneurs en P total foliaire

Dans les cours d'eau des Vosges du Nord, la variabilité des teneurs en phosphore total dans les organes foliaires des macrophytes semble importante. Une variabilité intra-spécifique existe entre unité végétale différente: le P foliaire total d'*Elodea nuttallii* est inférieur dans le type "C" par rapport à "D". De même, la concentration moyenne en P total dans les feuilles de *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa* est inférieure dans "B" à celle mesurée en "C" et en "D" (tableau XXXV). Ce phénomène semble plus marqué pour les espèces inféodées aux groupements végétaux "D" (*Elodea nuttallii* et dans une moindre mesure *Callitriche obtusangula*) que pour *Potamogeton polygonifolius*, espèce des unités "A" et "B". Ces résultats se retrouvent dans la littérature (ROBACH *et al.*, 1995a et b, 1996a).

Les premiers résultats obtenus à partir des données de terrain, concernant les espèces submergées, montrent une très grande variabilité stationnelle des teneurs moyennes en P foliaire des macrophytes présents dans les cours d'eau des Vosges du Nord. La distribution spatiale des teneurs en P total est variable selon la position topographique de la station, selon le cours d'eau, selon l'espèce végétale et selon le niveau trophique. Cette variabilité avait déjà été soulignée par DUARTE (1992) dans son étude bibliographique.

Toutefois, nos données restent encore trop peu nombreuses pour permettre de confirmer l'hypothèse sur un mode de prélèvement et d'accumulation du P différentiel selon les espèces et les genres. Les capacités d'accumulation du phosphore sont plus importantes chez les macrophytes susceptibles de se multiplier végétativement par fragmentation (*Elodea sp.*) que chez les macrophytes dont la multiplication végétative se réalise essentiellement par voie racinaire. Certaines plantes sont ainsi capables de stocker le phosphore à l'intérieur des cellules, au niveau des vacuoles, sous forme de granules de polyphosphates dont la taille et la quantité varient avec l'état physiologique de la cellule (RODHE, 1948; in ROBACH *et al.*, 1996a). Cette forme de phosphore peut être rendue disponible en période de carence phosphorée. Cette aptitude à prélever et stocker le phosphore peut se concevoir comme un mécanisme d'adaptation aux milieux eutrophes, lesquels se singularisent par une grande variabilité temporelle de la charge phosphatée (alternance aléatoire de période de carence et d'abondance phosphatée). Une espèce aquatique susceptible de prélever et de stocker abondamment le phosphore dispose par conséquent d'un réservoir de phosphore disponible rapidement pour la plante lors des périodes de carence (KULAEV, 1979).

Relations P total foliaire et orthophosphates

Une relation hautement significative existe entre le P total foliaire de *Potamogeton polygonifolius*, *Callitriche platycarpa*, *C. obtusangula*, *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* et les orthophosphates dans l'eau (figure 70). Cela suggère un prélèvement du P à partir du compartiment aqueux pour les espèces à feuilles larges (*Potamogeton polygonifolius*) ou celles à système racinaire peu développé (*Callitriche platycarpa*) ou capables de se multiplier par fragmentation (élodées).

Il n'est pas possible de se prononcer sur l'existence ou non de relations entre les valeurs d'orthophosphates dans l'eau et le P accumulé dans les organes foliaires des deux espèces de callitriches (*Callitriche hamulata*, *C. stagnalis*) et de *Ranunculus peltatus* (échantillonnage trop petit: puissance du test faible). Une explication possible est d'ordre méthodologique. Le dosage du P total par les plantes à un temps donné ne correspond pas forcément à la composition de l'eau en nutriments à ce même moment. Les macrophytes intègrent les modifications temporelles de la composition physico-chimique de l'eau et ne traduisent pas un stade trophique ponctuel (à la différence des analyses chimiques). Cette hypothèse déjà proposée par ROBACH *et al.* (1996a) se trouve étayée dans le Ried alsacien où les sites échantillonnés et le suivi temporel du P total foliaire ont fait l'objet d'études approfondies. En effet, ces auteurs n'ont pas mis en évidence de relations entre les valeurs "instantanées" des orthophosphates de l'eau et le P total foliaire. En revanche, ils ont établi l'existence de relations logarithmiques (seuil de 5%) entre les teneurs annuelles moyennes en P foliaire et la charge phosphatée annuelle de l'eau pour *Elodea nuttallii*, *E. canadensis*, *Callitriche obtusangula*. Ces résultats vont donc dans le sens d'un pouvoir intégrateur des macrophytes aquatiques.

Une variabilité inter-genres et intra-stationnelle a été constatée dans les cours d'eau de notre secteur d'étude (tableau XXXXV). La variabilité inter-genres pourrait dépendre du mode de nutrition. En effet, les concentrations en P foliaire d'*Elodea canadensis* et d'*E. nuttallii* présentent une variabilité intra-spécifique très importante (*E. canadensis*: 2,8 à 4,6 mgP/g; *E. nuttallii*: 1,9 à 3,6 mgP/g). A l'opposé, *Potamogeton polygonifolius* possède une plus faible variabilité (1,5 à 3,9 mgP/g) et semble plus indépendant de la qualité de l'eau. Il est à remarquer que la station R14 hypertrophe renferme les teneurs en P foliaire les plus élevées (*Potamogeton polygonifolius*: [P total] = 3,9 mgP/g).

La capacité d'accumulation semble identique au sein d'un même genre (même mode de nutrition) mais diffère au sein de genres différents. Il existe donc une variabilité stationnelle des concentrations en P total foliaire pour un même niveau trophique. Elle serait liée au mode de nutrition et dépendante de la nature du système racinaire. Les rhizophytes dont la base pénètre dans le substrat se distinguent des pleustophytes qui ne sont pas enracinées dans le substrat (*Lemna minor*, *Hydrocharis*,...). Ces derniers ne peuvent utiliser que les éléments dissous dans l'eau alors que les rhizophytes ont la possibilité, en cas de pénurie, d'utiliser aussi les nutriments du sédiment. La teneur en sels nutritifs dissous apparaît alors comme le facteur majeur qui règle la distribution des espèces végétales aquatiques et conditionne leur productivité.

4.1.2.4.3. Relations P total sédiment et charge phosphatée de l'eau

Les premières mesures de P total dans les sédiments montrent une très grande variabilité spatiale et temporelle des teneurs en P total. Le flux de P n'est pas identique lorsqu'il s'agit de sédiments en suspension ou déposé (HOUSE *et al.*, 1995). Les micro-organismes jouent un rôle important dans la régulation du flux de phosphore dans les sédiments. La dynamique du phosphore est fortement dépendante de l'hydrologie (CAPBLANCQ *et al.*, 1986; DORIOZ *et al.*, 1989).

Les concentrations en orthophosphates dans l'eau et les concentrations en P total du sédiment sont faiblement corrélées (figure 71). Il n'est pas possible de conclure sur l'existence de relations entre le P total du sédiment et les orthophosphates de l'eau. Une part importante du transfert du phosphore provenant des rejets ponctuels s'effectue après interception par les sédiments du lit des cours d'eau (DORIOZ *et al.*, 1989). L'exportation d'une grande partie de ce phosphore rejeté se trouve ainsi différée dans le temps. Diverses approches ont mis en évidence qu'il existe une rétention temporaire, liée au débit de base, du phosphore rejeté en période de basses-eaux. Ce dernier est piégé et exporté lors des crues sous forme particulaire et soluble. Les analyses du P total ont été faites en été en période de basses eaux, aussi les valeurs mesurées sont-elles peut-être sous-estimées ?

4.1.2.4.4. Relations P total sédiment et P total des feuilles

Une relation hautement significative existe entre le P total foliaire de *Potamogeton polygonifolius*, *Callitriche platycarpa*, d'*E. nuttallii* et le P total du sédiment (figure 72). BEST *et al.* (1996) ont également mis en évidence une augmentation significative de la croissance et des teneurs en nutriments dans les organes foliaires d'*Elodea nuttallii* après enrichissement expérimental du sédiment. En revanche, ROBACH *et al.* (1996a et c) ont démontré l'influence de la charge phosphatée de l'eau sur l'absorption foliaire d'*Elodea nuttallii*. Cette espèce s'est révélée capable de prélever le phosphore soit à partir du compartiment aqueux, soit à partir des deux sources de nutriments (eau et sédiment). Toutefois, l'accumulation de P est significativement plus importante lorsque la plante ne dispose que d'une source de nutriments, à savoir la phase aqueuse (ROBACH *et al.*, 1996a et c).

Les résultats des analyses de régression linéaire ne permettent pas de conclure (puissance du test faible) sur l'indépendance entre le P total foliaire de quelques espèces (*Callitriche hamulata*, *C. stagnalis*, *C. obtusangula*, *Elodea canadensis*) et le P total du sédiment; le nombre d'échantillons étant trop petit (figure 72). Ces résultats demandent toutefois à être confirmés par des expériences en laboratoire. Les renseignements fournis *in situ* indiquent que la composition des groupements végétaux en milieu d'eau courante est arbitrée essentiellement par la charge trophique de l'eau (secondairement par le niveau trophique du sédiment), et plus particulièrement par les teneurs en phosphore des phosphates, ce qui suggère une prédominance de la nutrition phosphatée foliaire par rapport à la nutrition phosphatée racinaire (KOHLER 1971, 1975a, 1982; CARBIENER et ORTSCHKEIT 1987; CARBIENER *et al.*, 1990; MULLER 1990; TREMOLIERES *et al.*, 1991; ROBACH *et al.*, 1991, 1995a et b, 1996a et c).

A l'inverse, d'autres travaux réalisés généralement en conditions contrôlées de laboratoire montrent le rôle essentiel joué par le sédiment dans la nutrition phosphorée des plantes aquatiques. Certaines plantes submergées peuvent satisfaire leur besoin en phosphore en prélevant cet élément exclusivement à partir du sédiment (CARRIGNAN et KALFF, 1980; BARKO et SMART 1981, RATTRAY *et al.*, 1991; RATTRAY, 1995). Le mode de prélèvement du P dépend de la concentration relative du P assimilable dans les compartiments eau et sédiment (BLAKE, 1988) et des facteurs environnementaux (vitesse du courant, intensité lumineuse). Ainsi, les travaux de GABRIELSON *et al.* (1984) ont montré qu'*Elodea densa* absorbe à la fois le phosphore par les parties feuilles et les racines, mais l'assimilation racinaire est plus importante si les plantes sont à l'obscurité. BEST et MANTAI (1978) ont mis en évidence que *Myriophyllum spicatum* prélève ses nutriments par la tige et les racines, donc à partir du sédiment et uniquement sous certaines conditions. De même, par des expériences de transplantations, CHAMBERS et PREPAS (1989) ont démontré que les racines constituent un site important d'absorption des nutriments chez *Potamogeton crispus* en eau courante. Ces auteurs établissent que la biomasse et la densité racinaire de *P. crispus* sont déterminées

prioritairement par la nature du sédiment et ne sont pas affectées par les teneurs en éléments nutritifs de l'eau.

Il paraît donc difficile de conclure sur les relations entre les macrophytes aquatiques et le sédiment par la simple mesure du P total. Il paraît évident que la connaissance de la part de P biodisponible du sédiment pour les macrophytes est un élément clé de la compréhension des mécanismes en jeu dans le mode de nutrition en P. De plus, l'étude de la dynamique du phosphore en milieu contrôlé par des traceurs isotopiques devrait permettre de préciser les liens entre les macrophytes, l'eau et le sédiment.

4.1.2.4.5. Comparaison avec les résultats obtenus en plaine d'Alsace

Les cours d'eau en plaine d'Alsace et dans les Vosges du Nord circulent sur des substrats très différents (Vosges du Nord: grès vosgien, Ried alsacien: galets bicarbonatés calciques). Pourtant des espèces communes caractérisent ces deux secteurs. A titre d'exemple, *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* sont présents dans des cours d'eau à la composition physico-chimique très différente (tableau XXXXVI). Aussi est-il possible de comparer nos résultats avec ceux du Ried alsacien.

En Plaine d'Alsace, des mesures du P total et du P extractible ont été réalisées sur un plus grand nombre d'échantillons et sur une plus longue période avec plusieurs prélèvements par an. Les analyses ont porté sur les macrophytes aquatiques et sur le sédiment (ROBACH *et al.*, 1995a et b, 1996a et c). Les analyses des feuilles d'*Elodea nuttallii* et d'*E. canadensis* montrent une très grande variation spatiale et temporelle des teneurs en P foliaire (tableau XXXXVII). Les teneurs moyennes de phosphore dans les organes foliaires de ces deux végétaux sont alors indicatrices du degré trophique moyen d'un cours d'eau. *Elodea nuttallii* accumule significativement plus de P qu'*Elodea canadensis*, ce qui semble aller dans le sens d'une plus grande efficacité d'*Elodea nuttallii* dans l'absorption du P qu'*Elodea canadensis* (ROBACH *et al.*, 1996a et c). Un maximum d'absorption de P dans les organes foliaires de ces deux espèces de macrophytes a y été également établi, lorsque la charge phosphatée de l'eau excède 100 μg de $[\text{P-PO}_4^{3-}]$. Il pourrait correspondre à une saturation des sites de stockage du P dans les vacuoles. Dans les Vosges du Nord, les résultats obtenus (tableau XXXXVII) établissent une gamme trophique en P total identique pour les deux espèces d'élodées ($[\text{P total}] = 2,5 \text{ à } 3,3 \text{ mgP/g}$). Le nombre réduit de stations où ces deux élodées sont présentes, ne permet pas d'obtenir un échantillonnage étendu et rend donc l'interprétation délicate.

En plaine d'Alsace, aucune corrélation n'a été mise en évidence entre les sédiments et les orthophosphates du compartiment aqueux. Les résultats obtenus en plaine d'Alsace, concernant l'influence des teneurs en P extractible sur le P foliaire montrent que les variations spatiales des teneurs en P foliaire de plantes récoltées dans un même cours d'eau, coïncident avec des variations du degré trophique de l'eau ainsi qu'avec celles du phosphore disponible dans la fraction superficielle du sédiment. Dans les Vosges du Nord, il n'existe qu'une faible corrélation entre le P total du sédiment et les orthophosphates de l'eau.

L'étude de l'évolution spatiale des teneurs en P foliaire des macrophytes aquatiques de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord suggère une absorption foliaire du phosphore préférentielle chez les espèces présentant un appareil végétatif largement déployé dans le compartiment aqueux et un système racinaire peu développé (*Elodea nuttallii*, *E. canadensis*, *C. obtusangula*). Nos travaux et ceux de ROBACH *et al.* (1995a et b, 1996a et c) montrent également l'existence d'une relation entre la charge moyenne des orthophosphates dans l'eau et la quantité de phosphore contenu dans les organes foliaires d'*Elodea nuttallii*, *E. canadensis* et de *C. obtusangula*.

Nos premiers résultats montrent également une relation significative entre le P total du sédiment et les feuilles d'*Elodea nuttallii* mais ne permettent pas de conclure sur une relation

entre le P total foliaire de *Callitriche obtusangula*, *Elodea canadensis* et le P total du sédiment (échantillonnage trop petit). En revanche, aucune relation entre la quantité de phosphore total contenu dans les feuilles et la quantité de phosphore total dans le sédiment n'a été mise en évidence en plaine d'Alsace.

La variabilité intra-spécifique des teneurs en P foliaire est plus importante chez les plantes des milieux eutrophes alsaciens (4,0 à 11,7 mgP/g pour *Elodea nuttallii* dans la Plaine d'Alsace, 2,5 à 3,2 mgP/g dans les Vosges du Nord). Les macrophytes semblent accumuler davantage de P total dans les eaux bicarbonatées calciques (plaine d'Alsace) que dans les eaux pauvres en calcium (Vosges du Nord).

L'amplitude écologique vis-à-vis de la trophie dans laquelle se trouve inféodé *Callitriche obtusangula* est plus étendue en plaine d'Alsace que celle établie dans les Vosges du Nord. En revanche, les espèces de macrophytes communes aux deux secteurs telles *Elodea canadensis*, *E. nuttallii* et *Callitriche obtusangula* se trouvent dans des gammes trophiques supérieures dans les eaux des Vosges du Nord. Les végétaux des milieux peu minéralisés des Vosges du Nord semblent avoir des exigences plus grandes vis à vis de la trophie tout en accumulant moins de P total dans leurs feuilles que les mêmes espèces en milieu minéralisé (riche en calcium) de la plaine d'Alsace. La nutrition en phosphates pourrait être principalement assurée par les eaux et relayée par les sédiments où l'absorption serait favorisée par les cations calcium fixés sur les membranes cellulaires. Cette hypothèse pourrait expliquer les différences de gamme trophique entre les deux secteurs d'étude et les capacités d'accumulation du P total foliaire dissemblables entre le milieu faiblement minéralisé et minéralisé (ROBACH *et al.*, 1996b).

En conclusion, la variabilité intra-spécifique des teneurs en phosphore total dans les organes foliaires des macrophytes des Vosges du Nord semble importante au sein d'une même unité végétale et entre unité végétale différente. D'amont vers l'aval, le P total foliaire augmente en général en parallèle avec le niveau trophique de l'eau. Toutes les espèces de macrophytes ne prélèvent pas des quantités égales de P. Il existe par conséquent, au sein d'une station homogène, des teneurs en P total foliaire variables selon les genres de macrophytes. La capacité d'accumulation du P dans les organes foliaires des végétaux aquatiques semble identique au sein d'un même genre (même mode de nutrition) mais diffère au sein de genres différents. Elle pourrait être mise en relation avec le niveau trophique du compartiment Eau.

Une plante se développant préférentiellement dans les milieux eutrophes semble capable de stocker en quantité du P dans ses organes foliaires, constituant ainsi un réservoir de P interne disponible pour la plante, aptitude lui conférant la capacité de résister aux fluctuations temporelles de la charge phosphatée des milieux eutrophes. Il existe une relation hautement significative entre la quantité d'orthophosphates dans les eaux et les teneurs en P total foliaire de quelques espèces de macrophytes. Dans les Vosges du Nord, les données ne permettent pas d'établir des variations temporelles de concentration en P foliaire, car les deux campagnes ont été menées au cours de la même saison de végétation. Une étude des fluctuations temporelles du P foliaire et en fonction du stade phénologique de plusieurs genres de macrophytes devrait permettre de mieux comprendre le mode de prélèvement du phosphore.

La quantité de P total dans le sédiment varie en fonction du temps et de l'espace. Il existe une relation significative entre la quantité de P total dans le sédiment et les teneurs en P total foliaire de quelques espèces de macrophytes. Les stations contenant les teneurs les plus élevées en P total dans leur sédiment se caractérisent par des quantités importantes de P total foliaire. Toutefois, nos résultats ne permettent pas de trancher sur le mode de nutrition des macrophytes des cours d'eau des Vosges du Nord. Ils demandent à être précisés par un échantillonnage d'un nombre plus grand de stations et par des campagnes régulières de

prélèvement et de dosage du P dans l'eau, dans les végétaux et dans le sédiment. Des études de la dynamique du phosphore par traçage isotopique devrait permettre de mieux comprendre les mécanismes en jeu dans les échanges entre le sédiment et les végétaux.

La comparaison de la chimie du phosphore dans les compartiments Eau-Plante-Sédiment de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord, suggère que les plantes accumulent plus en eau basique qu'en eau acide. Les concentrations dans l'eau, pour un même niveau trophique, indiquées par les phytocénoses sont plus élevées dans les cours d'eau acides qu'en cours d'eau basiques. La nutrition, surtout foliaire chez les plantes d'eau alcalines, est complétée par une forte accumulation dans les feuilles alors qu'elle serait relayée par le sédiment dans les eaux acides. Cette hypothèse expliquerait les corrélations entre le P foliaire et le P sédiment chez certaines espèces (figure 72) et entre le P foliaire et le P eau chez d'autres (figure 70).

Des expérimentations en milieu contrôlé de laboratoire pourraient préciser les relations entre le P foliaire des macrophytes et les orthophosphates de l'eau et le P total du sédiment et conclure sur le mode de nutrition des végétaux aquatiques.

SECONDE PARTIE:
IMPACT DE L'AZOTE AMMONIACAL ET DE
L'ACIDIFICATION DES EAUX SUR
Potamogeton polygonifolius.

4.2. TRANSPLANTATIONS DE *Potamogeton polygonifolius*

4.2.1. INTRODUCTION

Nos résultats basés sur les groupements de macrophytes montrent que ceux-ci pourraient différencier de manière fiable le niveau trophique des cours d'eau des Vosges du Nord (cf. chapitre 3.1.). La disparition précoce de *Potamogeton polygonifolius* des eaux méso-eutrophes et a fortiori des eaux hypertrophes pourrait s'expliquer par la sensibilité de cette espèce à l'azote ammoniacal (toxique pour de nombreux macrophytes).

Dans les ruisseaux des Vosges du Nord, certains cours d'eau parmi les plus acides ne renferment pas *Potamogeton polygonifolius* (cf. chapitre 3.2.). Aux Pays-Bas, un pH bas (pH: 5,7-5,9) limite le développement de plusieurs espèces et en particulier du potamot (ARTS *et al.*, 1990). Ainsi, l'absence de *Potamogeton polygonifolius* dans les sites les plus acides pourrait être due aux faibles teneurs en bicarbonates mesurés dans l'eau ou à une sensibilité de l'espèce à l'acidification des eaux (toxicité de l'aluminium, sensibilité aux protons).

Objectif des transplantations proposées

L'objectif de cette expérience est d'étudier si le potamot transplanté supporte les teneurs élevées en azote ammoniacal et de rechercher l'impact de l'acidification. Pour cela, des plants de potamots ont été introduits dans des stations dépourvues de *Potamogeton polygonifolius*. Deux stations témoins à potamots ont été soumises aux mêmes conditions expérimentales afin de mesurer l'impact du stress consécutif à la transplantation.

Si les transplants se maintiennent et même se développent dans un site initialement dépourvu de potamots, son absence initiale pourra être attribuée à des facteurs autres que ceux liés à l'eutrophisation ou à l'acidification des eaux. Son absence dans les relevés phytosociologiques n'y serait pas significative d'une dégradation de la qualité de l'eau suite aux activités humaines.

Si les transplants disparaissent, leur disparition pourra s'expliquer par des stress trop importants liés à la transplantation ou être consécutive à des facteurs limitants (alcalinité trop faible) ou être imputée à une toxicité (des protons, de l'aluminium, des ions ammonium).

4.2.2. MATERIELS ET METHODES

Les potamots ont été prélevés en avril 1995 et en avril 1996.

4.2.2.1. Le choix des stations

Le Zinselbach (affluent du Schwarzbach), à l'aval de l'Etang du Tabac (station R2) est un ruisseau qui abrite des peuplements très importants de *Potamogeton polygonifolius*. Aussi, ce site a-t-il été choisi comme lieu de prélèvement des potamots.

Ce cours d'eau faiblement acide ($\text{pH} = 6,1$), tamponné ($[\text{HCO}_3^-] = 100 \mu\text{eq/l}$), renferme des teneurs modérées en aluminium ($[\text{Al}] = 95 \mu\text{g/l}$). Il est par ailleurs oligotrophe ($[\text{N-NH}_4^+] = 30 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] = 8 \mu\text{g/l}$).

Dans le cadre du suivi de l'impact de l'eutrophisation, 5 sites dépourvus de *Potamogeton polygonifolius* (R29, R50, R58, R59, R104) ont été retenus (figure 73).

Dans le cadre du suivi de l'impact de l'acidification, 5 sites localisés en tête de bassin versant (R9, R25, R30, R31, R48) ont été sélectionnés (figure 73).

D'autre part, 2 sites de référence (R2, R4) colonisés par *Potamogeton polygonifolius* ont fait également l'objet de transplantations (figure 73).

4.2.2.2. le Protocole

Le prélèvement de 12×10 plants de potamots a eu lieu une première fois au printemps 1995. Les racines ont été soigneusement dégagées du sédiment.

Le transport et la plantation des potamots ont été réalisés sur les sites pré-définis.

A l'issue de la première année, les potamots transplantés dans plusieurs stations avaient disparu pour des raisons relatives à la mésologie (ensablement, vitesse du courant) et aux activités humaines (moissonnage par exemple dans la station R104).

En avril 1996, de nouvelles transplantations de potamots sur ces stations (R4, R9, R30, R31, R50, R58, R59, R104) ont été entreprises.

4.2.3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les potamots transplantés sur les stations témoins R2 et R4 se sont maintenus. *Potamogeton polygonifolius* est donc une plante facilement transplantable.

4.2.3.1 Impact de l'azote ammoniacal

En 1995, les stations suivies dans le cadre de l'eutrophisation ont vu leur peuplement de potamots disparaître moins d'un mois après leur transplantation, pour des raisons non directement liées à la trophie de l'eau. En effet, les stations R50, R58, R59, R104 voient leur biomasse augmenter de manière très importante pendant l'été. Les potamots transplantés ont été éliminés lors "d'opérations de nettoyage" réalisés par les propriétaires ou par les organismes chargés de l'entretien des cours d'eau. Seule la station R29 n'a pas fait l'objet de moissonnage; les potamots transplantés s'y sont maintenus. Cette station de tête de bassin versant, bien tamponnée ($[\text{HCO}_3^-] < 250 \mu\text{eq/l}$) et faiblement acide ($\text{pH} = 6,6$) subit une eutrophisation ($[\text{N-NH}_4^+] = 100 \mu\text{g/l}$; $[\text{P-PO}_4^{3-}] < 40 \mu\text{g/l}$). La présence et le développement du potamot montre que cette espèce tolère une concentration en azote ammoniacal de $100 \mu\text{g/l}$.

En mai 1996, les fortes pluies ont emporté les potamots faiblement ancrés des stations (R58, R59, R104). En juillet 1996, la station R50 qui reçoit des rejets très importants en nutriments est envahie par *Callitriche obtusangula* qui prolifère et entre en compétition avec le potamot. Ce dernier encore présent, ne semble pas physiologiquement viable (feuilles brunes, pas de jeunes plants).

A l'automne 1996 (septembre-octobre), la station R50 a subi un aménagement du lit (seuil, curage). Cette situation, qui a remis en suspension des particules, a sans doute libéré les nutriments fixés dans le sédiment et a pu provoqué un pic de pollution. La population de potamot se maintient. Mais, les feuilles en contact avec le sédiment sont brunes, alors que celles qui restent émergées sont vertes. Le brunissement des feuilles est peut-être la conséquence d'une toxicité aiguë. La teneur moyenne en azote ammoniacal de la station R50 est élevée ($[\text{N-NH}_4^+] = 135 \mu\text{g/l}$). Dans les Vosges du Nord, *Potamogeton polygonifolius* supporte des concentrations moyennes en azote ammoniacal nettement supérieures (R14: $[\text{N-NH}_4^+] = 400 \mu\text{g/l}$). Seule une expérimentation en milieu contrôlé de laboratoire permettra de préciser l'impact de l'azote ammoniacal sur le potamot, d'établir des seuils de tolérance en condition de toxicité aiguë et chronique.

Aussi est-il difficile de conclure sur une éventuelle toxicité ammoniacale, d'autant plus que l'ammonium est plus toxique en milieu alcalin qu'en milieu acide (DENDENE *et al.*, 1993). La station R29 non seulement supporte des teneurs en azote ammoniacal de $100 \mu\text{g/l}$, mais encore fait preuve d'une belle vitalité. Le manque de vigueur de la station "rescapée" (R50) peut être imputé au stress liée à la transplantation, à la dynamique de végétalisation du cours d'eau par *Callitriche obtusangula* (compétition au détriment du potamot), aux travaux d'aménagement ou à un pic de toxicité de l'azote ammoniacal ($[\text{N-NH}_4^+] = 135 \mu\text{g/l}$). Les données trop partielles ne permettent pas d'établir une échelle plus fine de sensibilité à l'azote ammoniacal.

4.2.3.2. Impact de l'acidification

En 1995, la majorité des sites suivis dans le cadre de l'acidification ont vu leurs potamots transplantés disparaître très vite suite à l'ensablement important du lit des ruisseaux qui empêche l'ancrage suffisant de ces végétaux et à cause de la vitesse du courant. Les feuilles des potamots transplantés ont rapidement brunies. Puis sous l'action du courant (force de cisaillement et de frottement), elles ont été déchiquetées et, réduites à leur nervure médiane au bout de plusieurs mois. Les quelques pieds qui subsistaient à la fin de l'été 1995 ont souvent été emportés par les pluies d'automne. A la fin de 1995 les stations R25 et R48, dont la vitesse de courant est moindre, ont vu leurs populations de potamots transplantés se maintenir et même se développer.

Au printemps 1996, les potamots des stations R2, R4, R25, R29 et R48 non seulement se maintiennent dans le lit des ruisseaux mais aussi produisent des nouveaux pieds avec parfois présence d'épis florifères. Une colonisation du cours d'eau par la plante a lieu; phénomène particulièrement net pour la station R25. En mai 1996, les potamots nouvellement transplantés voient leurs feuilles brunir sur l'ensemble des stations. En juin 1996, de nouvelles feuilles apparaissent. En juillet 1996, la population de potamots des stations R2, R25, R29, R48 s'est fortement accrue, signe que la plante trouve tous les éléments dont elle a besoin pour satisfaire ses exigences nutritives et qu'aucune toxicité n'existe pour l'espèce dans ces cours d'eau. *Potamogeton polygonifolius* après une phase de brunissement des feuilles, développe des jeunes plants (R4, R9, R31). En revanche, le potamot dans la station R30 voit ses feuilles s'enrouler en cigarette tout en restant brunes et surtout, présenter quelques nécroses. A l'automne 1996, les organes foliaires toujours enroulés en cigarette des individus de la station R30 sont fortement nécrosés. En revanche, les potamots des stations R2, R4, R9, R25, R29 et R48 se développent et présentent une forte vitalité apparente.

La présence de *Potamogeton polygonifolius* dans des eaux acides (R9, R25, R48: pH 5,2 à 5,7) et relativement enrichies en aluminium (R9, R48: $[Al] = 210 \mu g/l$) indique que pour les cours d'eau chargées en matière organique, il n'existe pas de toxicité aluminique au seuil de $200 \mu g/l$, ni de toxicité protonique pour un pH de 5,2. La matière organique forme des complexes avec l'aluminium en le rendant indisponible. Elle constitue également une réserve de carbone disponible pour les végétaux (cf. chapitre 3.2.4.). Le développement de *Potamogeton polygonifolius* dans des eaux ayant pratiquement perdu leur pouvoir tampon (R9: $[HCO_3^-] = 5 \mu eq/l$) témoigne que les bicarbonates ne sont pas le facteur limitant pour le potamot dans les Vosges du Nord.

Le fort ensablement de la station R31 n'est pas favorable au maintien du potamot. A l'issue de l'expérimentation, 4 individus sont présents. *Potamogeton polygonifolius* a du mal à se maintenir dans un milieu "hostile" (ensablement, vitesse de courant rapide, pas de possibilité de se fixer).

La présence de *Potamogeton polygonifolius* dans des eaux fortement acidifiées de la station R30 suggère que le potamot supporte un pH très bas (pH = 4,5), l'absence de bicarbonates dans les eaux, ($[HCO_3^-] = 0 \mu eq/l$) et les très fortes teneurs en aluminium ($[Al] = 500 \mu g/l$). Mais, l'examen des feuilles des potamots (nécroses importantes) semble traduire une toxicité (aluminique, protonique) ou une carence minérale suite à l'acidification des eaux. *Potamogeton polygonifolius* apparaît comme sensible aux très fortes concentrations en aluminium et aux protons.

Station R9, R30, R50: *P. polygonifolius* (octobre 1996).



En conclusion, *Potamogeton polygonifolius* est une espèce facile à transplanter qui se maintient dans le milieu quand les conditions morphométriques le permettent. En effet, les principales limites à son développement sont l'ensablement et la vitesse du courant. Un ensablement important du lit l'empêche de s'ancrer efficacement; il est alors emporté par le courant. Cette facilité à coloniser le cours d'eau peut expliquer sa relative abondance dans les ruisseaux faiblement acidifiés, minéralisés et oligo-mésotrophes des Vosges du Nord.

Dans ce secteur, *Potamogeton polygonifolius* est une espèce, qui quoique inféodée aux milieux oligo-mésotrophes, est capable de supporter des teneurs de $140\mu\text{g/l}$ en azote ammoniacal. Le brunissement des feuilles de potamots après des travaux d'aménagement, suggère une toxicité ammoniacale aiguë par relargage des nutriments du sédiment.

Dans les Vosges du Nord, *Potamogeton polygonifolius* est capable de tolérer une forte acidification ($\text{pH} = 5,1$), une teneur élevée en aluminium ($[\text{Al}] = 200\mu\text{g/l}$), peu de bicarbonates ($[\text{HCO}_3^-] = 5\mu\text{eq/l}$) dans des eaux riches en matières organiques. Mais, dans les eaux fortement acidifiées (R30: $\text{pH} = 4,5$), ayant perdu leur pouvoir tampon ($[\text{HCO}_3^-] = 0\mu\text{eq/l}$) et caractérisées par des fortes teneurs en aluminium ($[\text{Al}] = 500\mu\text{g/l}$), *Potamogeton polygonifolius* manifeste des signes de carences (nécroses).

Des expérimentations en conditions contrôlées de laboratoire pourront permettre de déterminer les seuils de tolérance à une toxicité aiguë et chronique de l'aluminium, des protons et de l'ammonium dans les eaux peu minéralisées des Vosges du Nord et d'en préciser l'impact sur le potamot.

SYNTHESE ET PERSPECTIVES

Les cours d'eau des Vosges du Nord, qui drainent des substrats gréseux, sont faiblement minéralisés et caractérisés par un niveau trophique relativement bas. Ils apparaissent également comme très sensibles à l'acidification du fait de la conjonction de plusieurs paramètres (roche-mère de grès vosgien inférieur très pauvre en bases, végétation acidifiante, record vosgien d'acidité des précipitations dans les Vosges du Nord).

Le suivi trimestriel du niveau trophique de 38 stations sur 18 cours d'eau pendant 3 années (1993-1995) a montré qu'il existe une grande variabilité spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques pour ces cours d'eau sur substrat et à perméabilité homogènes. Les cours d'eau qui prennent naissance sur grès bigarré (Zinsel du Nord et Moder) sont davantage minéralisés que ceux dont les sources sont situées sur grès vosgien. L'évolution vers l'aval conduit naturellement à une augmentation progressive des teneurs en minéraux et en nutriments. Ce processus d'eutrophisation est souvent accéléré par des facteurs anthropiques (rejets domestiques, piscicultures intensives, étangs...).

Le suivi du degré d'acidification a porté sur 41 stations réparties sur 22 cours d'eau pendant deux ans (1994-1995). Il a montré que les têtes de bassin versant de plusieurs cours d'eau des Vosges du Nord présentent une acidification nette de leurs eaux. Lors d'un stress acide, ces stations faiblement tamponnées subissent de fortes variations de leurs concentrations en bicarbonates. Un cours d'eau, ayant perdu son alcalinité, présente un pH très acide et des teneurs en aluminium très élevées. D'autres ruisseaux bien tamponnés semblent peu sensibles à l'acidification des eaux.

Quatre groupements végétaux ont été distingués dans ces cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord:

- "A": groupement à *Potamogeton polygonifolius*,
- "B": groupement à *Potamogeton polygonifolius* et *Callitriche hamulata*,
- "C": groupement à *Callitriche hamulata* et *Elodea canadensis*
- "D": Groupement à *Callitriche hamulata* et *Callitriche obtusangula*.

La séquence de groupements végétaux de "A" à "D" correspond à une modification de la composition floristique conduisant à une augmentation de la diversité spécifique. Cette séquence traduit une neutralisation ionique, une minéralisation progressive et une eutrophisation croissante des eaux de ces rivières. Cette zonation amont-aval est marquée par une élévation progressive du taux d'orthophosphates solubles et d'azote ammoniacal en parallèle à une diminution des teneurs en aluminium total. Les unités végétales d'amont "A" et "B" sont caractéristiques des cours d'eau acides, faiblement tamponnés, relativement enrichis en aluminium et correspondent à des eaux oligotrophes à mésotrophes. Les unités d'aval "C" et "D" sont proches de la neutralité, bien tamponnées, pauvres en aluminium, mais renferment des concentrations élevées en nutriments. Dans les Vosges du Nord, les variations temporelles intra-groupement et inter-groupements de la trophie s'expliquent en partie par les fluctuations des précipitations atmosphériques et par le débit variable des cours d'eau. Les premiers résultats montrent des variations inter-annuelles particulièrement nettes pour les nutriments; les variations spatiales sont toutefois plus importantes

que les variations temporelles et permettent d'expliquer les différences de composition floristique d'une unité végétale à l'autre.

La séquence "A→B→C→D", traduisant l'évolution normale de la végétation de ces rivières de l'amont vers l'aval sous l'influence des facteurs abiotiques, est souvent accélérée sous l'influence des activités humaines. Les unités végétales "B", "C" et "D" sont alors représentées par des sous-unités "B2", "C2" et "D2" correspondant à des stations perturbées par des rejets domestiques ou/et par des piscicultures et se distinguant des sous-unités de référence "B1", "C1" et "D1" par la présence d'algues filamenteuses couplées aux fortes teneurs en nutriments. En particulier, l'apparition rapide d'un type "C2" ou "D2" dans des eaux faiblement acides et peu minéralisées (correspondant normalement à des types moins évolués) révèle une eutrophisation anthropique manifeste. La disparition précoce de *Potamogeton polygonifolius* des eaux méso-eutrophes et a fortiori des eaux hypertrophes pourrait s'expliquer par la sensibilité de cette espèce à l'ammonium (toxique pour de nombreux macrophytes). L'impact des rejets domestiques, des piscicultures et des étangs sur ces populations de potamots a ainsi pu être étudié sur le terrain par des transplantations de *Potamogeton polygonifolius*. Il en résulte que le potamot ne supporte pas les très fortes concentrations en azote ammoniacal. De même, une étude de l'impact des concentrations en azote ammoniacal sur des élodées provenant de trois régions aux caractéristiques édaphiques différentes (Bretagne, Ried, Vosges du Nord) a été menée. Les populations inféodées à des eaux faiblement tamponnées (Bretagne, Vosges du Nord) apparaissent plus sensibles à un excès d'azote ammoniacal que la population du Ried alsacien (eaux tamponnées).

Cette augmentation de la trophie de "A" vers "D" varie parallèlement à la richesse floristique des stations. Les orthophosphates de l'eau, associés à l'azote ammoniacal, représentent le facteur déterminant de la végétation aquatique lorsque la géochimie du substrat est homogène. D'amont vers l'aval, le P total foliaire augmente en général en parallèle avec le niveau trophique de l'eau ou du sédiment. Une plante se développant préférentiellement dans les eaux eutrophes semble capable de stocker une grande quantité du P dans ses organes foliaires et de s'adapter aux fluctuations temporelles de la charge phosphatée des milieux eutrophes. Les stations contenant les teneurs les plus élevées en P total dans leur sédiment se caractérisent également par des quantités importantes de P total foliaire. La comparaison de la chimie du phosphore dans les compartiments Eau-Plante-Sédiment de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord suggère une absorption foliaire du phosphore préférentielle chez les espèces présentant un appareil végétatif largement déployé dans le compartiment aqueux et un système racinaire peu développé (*Elodea nuttallii*, *E. canadensis*, *C. obtusangula*). Cependant, les végétaux des milieux peu minéralisés des Vosges du Nord auraient des exigences plus grandes vis-à-vis de la trophie tout en accumulant moins de P total dans leurs feuilles que les mêmes espèces en milieu davantage minéralisé et plus riche en calcium de la plaine d'Alsace.

De "A" vers "D", les cours d'eau se neutralisent, leur pouvoir tampon augmente et les teneurs en aluminium total chutent. Parallèlement à cette évolution physico-chimique, la composition floristique se modifie et la diversité spécifique augmente le long de ce gradient décroissant d'acidité. Dans les Vosges du Nord, quatre niveaux de tolérance à l'acidification des groupements végétaux ont ainsi été distingués en fonction du pH et de l'alcalinité. *Scapania undulata* est la seule espèce présente dans les cours d'eau les plus acidifiés. *Potamogeton polygonifolius* s'y ajoute dans les ruisseaux acides à faiblement acides. Les espèces *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa* et *Callitriche hamulata* se développent dans les ruisseaux

faiblement acidifiés, alors que *Myriophyllum alterniflorum*, *Elodea canadensis* et *E. nuttallii* se rencontrent uniquement dans les cours d'eau proches de la neutralité et bien tamponnés. L'absence de *Potamogeton polygonifolius* dans les sites fortement acidifiés pourrait s'expliquer par une sensibilité de l'espèce à l'acidification des eaux (alcalinité trop faible, toxicité de l'aluminium, sensibilité aux protons). Pour tester cette hypothèse, des transplantations de ce potamot ont été effectuées. Elles ont montré qu'il est capable de vivre dans des eaux dépourvues de bicarbonates, mais manifeste une sensibilité vis à vis d'une acidification forte (toxicité de l'aluminium, des protons...). Néanmoins, l'absence du potamot dans les stations situées en tête de bassin versant, est souvent due à la difficulté que rencontre cette espèce à se maintenir dans un milieu physique "hostile" (ensablement, vitesse de courant rapide, pas de possibilité de se fixer).

Une comparaison du degré d'acidification entre les cours d'eau des Vosges du Nord et du Massif du Donon a montré que ces ruisseaux, bien que situés sur grès vosgien, sont confrontés à des conditions physiques (altitude, climatologie, vitesse de courant, composition physico-chimique) très différentes. Les cours d'eau du secteur du Donon subissent une acidification plus marquée des eaux que ceux des Vosges du Nord, dont les teneurs sont plus élevées en azote ammoniacal et en orthophosphates par suite d'une anthropisation du milieu (étangs, piscicultures). Dans le massif du Donon, les végétaux se distribuent selon un gradient d'acidité. *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata*, *Jungermannia sphaerocarpa*, *Hyocomium armoricum* apparaissent dans les eaux acidifiées; *Rhynchostegium riparioides* est présent dans des eaux faiblement acidifiées et proches de la neutralité, alors que dans les eaux alcalines bien tamponnées se développent *Chiloscyphus polyanthos*, *Thamnobryum alopecurum*, *Fissidens crassipes*. La comparaison entre les cours d'eau des Vosges du Nord et du massif du Donon met en évidence un cortège bryophytique commun constitué de *Sphagnum auriculatum*, *Scapania undulata*, *Rhynchostegium riparioides*, *Chiloscyphus polyanthos* et *Brachythecium rivulare*. En revanche, aucune espèce de phanérogames, en dehors de *Glyceria fluitans* et de *Callitriche platycarpa* (dans les zones aval les plus enrichies en nutriments), n'a été observée dans les cours d'eau du massif du Donon; en particulier *Potamogeton polygonifolius* est absent de ces eaux trop peu minéralisées. Ces différences importantes de cortèges floristiques (essentiellement bryophytique dans le Donon et phanérogamique dans les Vosges du Nord) ne permettent guère de comparaisons plus poussées sur leurs différences de réaction à l'acidification des eaux.

Une extension du réseau eutrophisation des Vosges du Nord vers la plaine d'Alsace a montré que, malgré la minéralisation plus élevée, le cortège floristique varie relativement peu. De nouvelles espèces de macrophytes, *Elodea ernstae* et *Cladophora sp.*, apparaissent toutefois en plaine d'Alsace. Une étude des communautés végétales des Vosges du Nord, de la plaine d'Alsace et du Ried alsacien en liaison avec la composition physico-chimique des eaux a mis en évidence la présence de quelques espèces communes: *Callitriche platycarpa*, *C. hamulata*, *C. obtusangula* et *Elodea nuttallii*.

Une comparaison entre la séquence de bioindication de l'eutrophisation des eaux acides (Vosges du Nord) et la séquence établie en milieu bicarbonaté calcique du Ried alsacien (CARBIENER et ORTSCHETT, 1987; CARBIENER *et al.*, 1990; EGLIN et ROBACH, 1992) a mis en évidence l'existence de quelques espèces communes et d'espèces homologues (par exemple dans le Ried *Potamogeton coloratus* et dans les Vosges du Nord *Potamogeton polygonifolius*). Toutefois, les espèces indicatrices des stades les plus eutrophisés "D" et "E" de la séquence carbonatée manquent totalement dans les stades correspondants des eaux peu minéralisées. Les

espèces inféodées aux stades mésotrophes à eutrophes montrent d'une manière générale une remarquable similitude de comportement vis à vis de la trophie dans les deux séquences avec quelques variations d'optimum pour deux espèces communes, *Oenanthe fluviatilis* et *Callitriche obtusangula*. Les 2 séquences présentent un gradient trophique différent avec des gammes plus grandes pour les eaux acides que calcaires. Les espèces des ruisseaux acides semblent moins sensibles à l'eutrophisation que les espèces des milieux calcaires.

Une comparaison entre les associations rhéophiles des rivières acides du Massif Armoricain, de Lozère et des Vosges du Nord a prouvé qu'il existe un cortège floristique commun qui s'appauvrit le long d'un gradient géographique Ouest-Est. Il est apparu que les espèces se répartissent selon un gradient de minéralisation croissant amont-aval, un gradient de trophie (stations oligotrophes à *Potamogeton polygonifolius* et eutrophes à *Callitriche obtusangula*) et un gradient géographique entre la Bretagne, la Lozère et les Vosges du Nord. Des comparaisons bibliographiques avec des relevés phytosociologiques établis dans d'autres pays occidentaux montrent que cette association du *Callitrichetum hamulatae* liée à ces eaux faiblement minéralisées, présente une grande homogénéité floristique sur son aire de répartition atlantique et subatlantique. L'ensemble floristique de base est constitué par *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton alpinus*; ces espèces sont retrouvées en Ecosse, Bretagne, Saxe, Bavière et dans les Vosges du Nord. Il est toutefois possible de mettre en évidence 3 races géographiques de cette association: une race atlantique (Bretagne, Irlande, Iles Britanniques) différenciée par *Luronium natans*, *Apium inundatum* et *Oenanthe crocata*, une race subatlantique (Vosges du Nord, Palatinat, Saxe, Luxembourg) dans laquelle *Ranunculus peltatus* remplace *Ranunculus penicillatus* et une race nordique ou montagnarde définie par la présence de *Fontinalis squamosa* (Ecosse, Ardennes).

Au terme de cette étude, il apparaît que les différents aspects des relations entre les macrophytes aquatiques et les caractéristiques de leur habitat pourraient faire l'objet de recherches complémentaires.

Dans les Vosges du Nord, l'étude des fluctuations temporelles du P foliaire de plusieurs genres de macrophytes devrait permettre de mieux comprendre le mode de prélèvement du phosphore. Les mécanismes en jeu dans les échanges entre le sédiment et les végétaux pourraient être recherchés par des études de la dynamique du phosphore par traçage isotopique. Des expérimentations en milieu contrôlé de laboratoire et *in situ* pourraient préciser les relations entre le P foliaire des macrophytes, les orthophosphates de l'eau et le P total du sédiment, ce qui permettrait de conclure sur le mode de nutrition des végétaux aquatiques. L'identification des espèces phosphatophiles, présentant une importante capacité d'accumulation du phosphore des phosphates, pourrait également être réalisée de cette manière.

L'impact des ions ammonium sur la physiologie des macrophytes aquatiques tels *Potamogeton polygonifolius* pourrait être étudié par des expériences de toxicité aiguë et chronique. D'autres expériences d'écotoxicologie en conditions contrôlées de laboratoire devraient permettre d'attribuer la responsabilité de l'absence ou la présence de groupements végétaux des cours d'eau des Vosges du Nord à un ou deux facteurs d'acidification: teneurs en bicarbonates faibles, concentrations élevées en protons et en aluminium.

Des expériences de transplantations de *Ranunculus peltatus* et de *Myriophyllum alterniflorum* dans des cours d'eau acidifiés permettraient d'évaluer leur sensibilité à l'acidification des eaux. Actuellement, une expérience de transplantations de *Scapania undulata*, hépatique acido-tolérante, et *Rhynchosodium riparioides*, mousse réputée acido-sensible, est en cours. Elle est associée à une étude histologique et devrait permettre de préciser l'impact cellulaire des métaux lourds.

L'étude écophysiological des mécanismes de résistance ou de tolérance à l'acidification ou à l'eutrophisation des végétaux aquatiques sont des axes de recherche prometteurs qui mériteraient également d'être poursuivis.

LISTE DES PUBLICATIONS

1. J. HAURY, G. THIEBAUT & S. MULLER., 1994. Les associations rhéophiles des rivières acides du Massif Armoricain, de Lozère et des Vosges du Nord, dans le contexte Ouest-Européen. In: 37th IAVS Symposium "Large area vegetation surveys", Bailleul, 19-23 Septembre 1994, *Colloques phytosociologiques*, 145-168.
2. G. THIEBAUT & S. MULLER, 1995a. Apparition récente dans les Vosges du Nord de deux espèces proliférantes de macrophytes aquatiques: *Callitriche obtusangula* et *Elodea nuttallii*. XVIème conférence du COLUMA "Journées Internationales de lutte contre les mauvaises herbes", Reims, 6-8 Décembre 1995, *Actes du Colloque*, 3, 1411-1420.
3. G. THIEBAUT & S. MULLER, 1995b. Nouvelles données relatives à la séquence de bioindicateur de l'eutrophisation dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. *Acta Botanica Gallica*, 142, 6, 627-638.
4. G. THIEBAUT, F. GUEROLD & S. MULLER., 1995. Impact de l'acidification des eaux sur les macrophytes aquatiques dans les eaux faiblement minéralisées des Vosges du Nord: premiers résultats. *Acta Botanica Gallica*, 142, 6, 617-626.
5. F. ROBACH, G. THIEBAUT, M. TREMOLIERES & S. MULLER, 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in North East France. *Hydrobiologia*, 340, 67-76.
6. G. THIEBAUT & S. MULLER, 1997. Répartition et écologie de quelques macrophytes en liaison avec la qualité des eaux dans les ruisseaux faiblement minéralisés du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord. *Ann. Sci. de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord*, 5, 105-120.
7. G. THIEBAUT, T. ROLLAND, F. ROBACH F., M. TREMOLIERES & S. MULLER, 1997. Conséquences des introductions de deux espèces de macrophytes, *Elodea nuttallii* et *Elodea canadensis*, dans les écosystèmes aquatiques: exemple de la Plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (N-E de la France). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345, 441-452.
8. G. THIEBAUT, A. VANDERPOORTEN, F. GUEROLD, J-P BOUDOT & S. MULLER. Bryological patterns and streamwater acidification in the Vosges Mountains (N-E France): an analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere*, sous presse.
9. T. ROLLAND, G. THIEBAUT, H. DANIEL, J. HAURY, M. TREMOLIERES & S. MULLER. Comparison of the response of three populations of *Elodea canadensis* Michaux from streams in three different geographical locations to an experimentally applied increase of ammonium: impact on the Nitrate Reductase Activity, soumis à C.R.A.S.

LISTE DES PLANCHES PHOTOGRAPHIQUES

Planche 1: Vosges du Nord

Vallée du Weissbach

Vallée du Moosbach (R51)

Planche 2: photos C.R.E.U.M.

Vaucheria sp.

Oedogonium sp.

Binuclearia sp.

Planche 3:

station R9, R30, R50: *P.polygonifolius* (octobre 1996) photo P. LAFORGE.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- ABRAHMSSEN G., HORNVEDT R., TVEITE B., 1977. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. *Water, Air and Soil pollution*, **8**, 57-73.
- ADAMEC L., 1993. Rapid inhibition of HCO_3^- use by high concentration of free CO_2 in *Elodea canadensis*. *Aquat. Bot.*, **45**, 311-324.
- ADAMEC L., ONDOK J. P., 1992. Water alkalization due to photosynthesis of aquatic plants: the dependence on total alkalinity. *Aquat. Bot.*, **43**, 93-98.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 1988. Azote et phosphore: origine, effets, élimination. Rapport "A. B. L. B", 174p.
- AGENCE DE L'EAU RHONE-MEDITERRANEE-CORSE, LASCOMBE C., POUSSARD C., RIVAS J., 1988. L'eutrophisation dans le Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Rapport "A.B.R.M.C", 149p + annexes.
- ALMER B., DICKSON W. T., EKSTROM C., HORNSTROM E., 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: Sulfur in the Environment: Part 2, Ed. J. Nriagu, New-York: Wiley, 271-311.
- ARTS G. H. P., 1990. Aquatic Bryophyta as indicator of water quality in shallow pools and lakes in The Netherlands. *Ann. Bot. Fennici*, **27**, 19-32.
- ARTS G. H. P., ROELOFS J. G. M., DE LYON M. J. H., 1990. Differential tolerance among soft-water macrophyte species to acidification. *Can. J. Bot.*, **68**, 2127-2134.
- ASSOCIATION DE COORDINATION TECHNIQUE AGRICOLE (A.C.T.A), MONTEGUT J., COLUMNA-ANPP, 1987. Les plantes aquatiques. ACTA, Paris, 204p.
- ASSOCIATION FRANCAISE DE NORMALISATION (AFNOR), 1990. Recueil de normes françaises. Eaux. Méthodes d'essais. 4^{ème} ed. Paris: AFNOR, 736p.
- ATELIER D'ECOLOGIE RURALE URBAINE, 1990. Schéma Directeur d'Aménagement du Bassin Versant de la Haute Moder. Rapport, 123p.
- AUGIER J., 1966. Flore des Bryophytes. Lechevallier, Paris, 702p.
- BALLAND P., 1988. Origine domestique des apports en phosphore. In Colloque "Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel", Dijon, 22-24 nov., Association Internationale des Entretiens Ecologiques, 2-35.
- BARKO J. W., SMART R. M., 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submerged freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, **10**, 229-238.
- BARKO J. W., SMART R. M., 1981. Sediment-based nutrition of submerged macrophytes. *Aquat. Bot.*, **10**, 339-352.
- BARROIN G., 1991. La réhabilitation des plans d'eau. *La Recherche*, **238**, (22), 1412-1422.
- BARROIN G., 1995. Les Phosphates, ou comment manipuler la Science. *La Recherche*, **281**, 56-60.

- BECQUER T., BOUDOT J-P., MERLET D., ROUILLET J., 1992. Incidence des cycles de l'azote et du soufre sur le bilan de protons d'un écosystème forestier déperissant. Relation avec la toxicité aluminique. *C. R. Acad. Sci., Paris, Série II*, **314**, (5), 527-532.
- BECQUER T., MERLET D., BOUDOT J-P., ROUILLET J., GRAS F., 1990. Nitrification and nitrate uptake: leaching balance in a decline forest ecosystem from eastern France. *Plant and Science*, **125**, 95-107.
- BELAMIE R., 1988. Transfert eau-sédiment: importance du phosphore dans le milieu aquatique. In Colloque "Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel", Dijon, 22-24 nov., Association Internationale des Entretiens Ecologiques, 17p.
- BEST M. D., MANTAI K. E., 1978. Growth of *Myriophyllum*: sediment or lake water as the source of nitrogen and phosphorus. *Ecology*, **59**, (5), 1075-1080.
- BEST E. P. H., WOLTMAN H., JACOBS F. H. H., 1996. Sediment-related growth limitation of *Elodea nuttallii* as indicated by a fertilization experiment. *Freshwater Biology*, **36**, 33-44.
- BLAKE G., 1988. Rôle des végétaux aquatiques vis-à-vis du phosphore dans les écosystèmes et les systèmes d'épuration. In Colloque "Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel", Dijon, 22-24 nov., Association Internationale des Entretiens Ecologiques, 14p.
- BLANDIN P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, **17**, (4), 215-307.
- BOERS P. C., 1991. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Wat. Res.*, **25**, (3), 309-311.
- BOLE J. B., ALLAN J. R., 1978. Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Research*, **12**, 353-358.
- BONNEAU M., 1978. Notice. Carte pédologique de Saint-Dié.
- BONNEAU M., DAMBRINE E., ASCHAN C., 1992. Apports de pollution et de nutriments aux peuplements forestiers par l'atmosphère: intensité et variations dans le Massif vosgien. *Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA*, **16**, 27-34.
- BOSTON H. L., ADAMS S. A., MADSEN J. D., 1989. Photosynthetic strategies and productivity in aquatic systems. *Aquat. Bot.*, **34**, 27-57.
- BOTINEAU M., GHESTEM A., 1995. Caractérisation des communautés de macrophytes aquatiques (plantes vasculaires, bryophytes, lichens) en Limousin. Leurs relations avec la qualité de l'eau. *Acta bot. Gallica*, **142**, (6), 585-594.
- BOUDOT J-P., MAITAT O., MERLET D., ROUILLET J., 1996. Evidence for the redissolution of soil spodic horizons under the influence of acid deposition in the Vosges mountains (north-eastern France). *The Science of the Total Environment*, **184**, 211-214.
- BOUDOT J-P., MERLET D., ROUILLET J., MAITAT O., BOUMAZA O., 1994. Aluminium speciation and toxicity in acidified ecosystems. Relations with nitrification pattern and atmospheric deposition. STEP- ENCORE PROGRAMME 1991-1994 Final Report, 62p.
- BOURRELY P., 1968. Les algues jaunes et brunes. Boubee, Paris, 438p.

BOURRELY P., 1970. Les algues bleues et rouges. Boubée, Paris, 512p.

BOURRELY P., 1990. Les algues vertes. Boubée, Paris, 509p

BOURRIE G., 1976. Acquisition de la composition chimique des eaux en climat tempéré. Application au granite des Vosges et de la Margeride. Thèse Doctorat, Univ. Strasbourg, 214p.

BRAKKE D. F., LANDERS D. H, EILERS J. M, 1988. Chemical and physical characteristics of lakes in the northeastern United States. *Envir. Sci. Tech*, **22**, 155-163.

BRAKKE D. F., BAKER J. P., BÖHMER J., HARTMANN A., HAVAS M., JENKINS A., KELLY C., ORMEROD S. J., PACES T., PUTZ R., ROSSELAND B. O., SCHINDLER D. W., SEGNER H., 1994. Group Report: Physiological and ecological effects of acidification on aquatic biota. In Dahlem workshop reports "acidification of freshwater ecosystems implication for the future", ed. Steinberg C.E.W. Wright R.F., 27 september-2 october Berlin 1992, 275-312.

BRANDRUD T. E., JOHANSEN S. W., 1994. Effects of acidification on macrophyte growth in the Humex lake Skjervatjern with special emphasis on *Sphagnum auriculatum*. *Environment International*, **20**, (3), 329-342.

BRAUN-BLANQUET J., 1964. Pflanzensoziologie. Gründzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien, 865p.

BREMOND R., VUICHARD R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux. Rapport Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement, la documentation Française, Paris, 178p.

BURNEZ B., 1991. Impact de l'acidification des eaux sur les populations de *Salmo trutta fario* L. dans les Vosges du Nord. D.E.A. Sciences Agronomiques, 31p.

CAPBLANCQ J., LABROUE L., FARDEAU J. C., 1986. Echanges de phosphore entre les sédiments et l'eau. Influence de la dilution sur les cinétiques de traçage isotopique. *Annls. Limnol.*, **22**, (3), 277-283.

CARBIENER R., 1967. Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur les biocénoses aquatiques. *Bulletin de la Section de Géographie*, **80**, Paris: Bibliothèque Nationale (Ministère de l'Education Nationale. Comité des Travaux historiques et scientifiques, 45-132.

CARBIENER R., 1983. Brunnenwasser. Encyclopédie de l'Alsace, Strasbourg, **2**, 891-900.

CARBIENER R., 1990. Compositions lessiviées avec ou sans phosphates et protection des milieux aquatiques. Rapport au Secrétariat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement, 182p.

CARBIENER R., KAPP E., 1981. La végétation à *Potamogeton coloratus* à Vahl. Phytocénose oligotrophe très menacée des rivières phréatiques du Ried d'Alsace. Ber. Int. Ver. Vegetationsk. Gefährdete Vegetation und ihre Erhaltung, Cramer, Vaduz, 585-600.

CARBIENER R., ORTSCHKEIT A., 1987. Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines des größten Grundwasservorkommen Europas (Oberrheinebene). Proceed. Intern. Sym., Tokyo, 283-312.

- CARBIENER R., TREMOLIERES M., MULLER S., 1995. Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta Bot. Gallica*, **142**, (6), 489-531.
- CARBIENER R., TREMOLIERES M., MERCIER J-L., ORTSCHAIT A., 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhinè plain, Alsace). *Vegetatio*, **86**, 71-88.
- CARBIENER R., TREMOLIERES M., ORTSCHAIT A., KLEIN J-P, 1988. Les associations végétales, biorévélatrices des échanges hydrologiques eaux de surface-eaux souterraines. In Colloq. franco-allemand "Nitratbelastung des Grundwassers", 171-200, Stuttgart, 6-7 oct., Ber. Inst. Wasserbau Univ. Stuttgart, 71p.
- CARIGNAN R., KALFF J., 1980. Phosphorus source for aquatic weeds: water or sediment. *Science*, **207**, 987-988.
- CARPENTER S. R., ADAMS S. A., 1977. The macrophyte tissue nutrient pool of hardwater eutrophic lake: implications for macrophyte harvesting. *Aquat. Bot.*, **3**, 239-255.
- CASPER S. J., KRAUSCH H. D., 1980. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Fisher Verlag, New-York, 943p.
- CENAC N., ZEPHORIS M., 1992. Une décennie de surveillance de l'acidité des précipitations en France. *Météo France. Note Technique*, **29**, 39p.
- CHAMBERS P. A., PREPAS E. E., 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Can. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 435-439.
- CLAVERI B., 1995. Les bryophytes aquatiques comme traceurs de la contamination métallique des eaux continentales. Thèse Doct., Univ. Metz, 235p.
- CLAVERI B., MORHAIN E. et MOUVET C., 1994. A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere*, **28**, (11), 2001-2010.
- CODHANT H., VALKMAN G., HAURY J., DUTARTRE A., 1991. Les macrophytes aquatiques bioindicateurs de la qualité des eaux courantes.- Département de la Lozère. Rapport Contrat CEMAGREF Bordeaux et INRA Rennes, 146p.
- CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION, 1994. The six year report: Acidification of surface water in Europe and North America- Dose/response relationships and long-term trends. NIVA, **154**, 19-34.
- COSBY B. J., RYAN P. F., WEEB J. R., HORNBERGER G. M., GALLOWAY J. N., 1991. Mountains of western Virginia. In: Acidic deposition and aquatic ecosystems. Regional case studies. Ed Charles D.F. Springer Verlag, New York, 297-318.
- COSTE M., 1988. Diagnostic biologique de la qualité des eaux continentales: les principales méthodes microfloristiques. D.E.A. Techniques et Gestion de l'Environnement, Univ. Paris Val de Marne, 19p.
- CROUZET P., BERTRU G., 1987. Phosphore et processus d'eutrophisation. Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau-air). Le Phosphore, coord. Martin G., Ed. Lavoisier TEC et DOC, Paris, 107-135.

- CRUM H., 1976. Mosses of the Great Lakes Forest. University Herbarium of Michigan, 404p.
- DAGET P., GODRON M., 1982. Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés. Ed: Mason, Paris, 163p.
- DAMBRINE E., NOURRISSON G., 1990. DEMENT (Dépôt d'Eléments Minéraux sur les Ecosystèmes Naturels Terrestres). Résultats du cycle annuel 1989-1990. Rapport Scientifique au Ministère de l'Environnement, relatif aux résultats de l'exercice 89-90, INRA-CRF Nancy, 35p.
- DAMBRINE E., BONNEAU M., NOURRISSON G., 1994. Apports de pollution et de nutriments aux peuplements forestiers par l'atmosphère: intensité, variations spatiales et historiques et conséquences sur la nutrition des forêts. *Ann. Scient. de la Rés. de la Biosphère des Vosges du Nord*, 7-24.
- DAMBRINE E., PROBST A., PARTY J-P., 1993. Détermination des "charges critiques" de polluants atmosphériques pour les écosystèmes naturels, en particulier forestiers. Bases théoriques- Projet d'application au cas des Vosges. *Pollution de l'air et charges critiques*, n° spécial, 21-28.
- DANIEL H., HAURY J., 1995. Effects of fish farm pollution on phytocenoses in an acidic river (the River Scorff, South Brittany, France). *Acta Bot. Gallica*, 142, (6), 639-650.
- DAUTA A., 1988. Modélisation en milieu aquatique. In Colloque "Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel", Dijon, 22-24 nov., Association Internationale des Entretiens Ecologiques, 17p.
- DEJOURS P., ARMAND J., BECKENKAMP H., 1989. La toxicité de l'ammoniac est fonction du pH de l'eau, étude chez la salamandre *Pleurodeles waltl*. *C. R. Acad. Sci. Paris*, série III, 308, 55-60.
- DE LANGE L., 1976. Survey of the macrovegetation in a ditch near Tienhoven (Utrecht, The Netherlands). *Hydrobiol. Bull.*, 10, 37-39.
- DE LANGHE J. E., D'HOSE R., 1974. Prospections floristiques faites en 1973 en Argonne et en Lorraine. *Natura Mosana*, 26, (4), 117-120.
- DELISLE C. E., POY-ARCAND L., BOUCHARS M. A., 1985. Effets des précipitations acides sur les divers écosystèmes: synthèse bibliographique, 307p.
- DELVOSALLE L., DUVIGNEAUD J., LAWALREE A., 1970. A propos de la détermination des renoncules aquatiques et de leur distribution en Belgique. *Natura Mosana*, 23, 1-2, 5-22.
- DENDENE M-A, ROLLAND T, TREMOLIERES M., CARBIENER R., 1993. Effect of ammonium ions, on the net photosynthesis of three species of *Elodea*. *Aquat. Bot.*, 46, 301-315.
- DEN HARTOG C., SEGAL S., 1964. A new classification of the water-plant communities. *Acta Bot. Neerl.*, 13, 367-393.
- DESCY J-P., 1973. La végétation algale benthique de la Meuse belge et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia*, 66, 62p.

- DETHIOUX M., NOIRFALISE A., 1985. Les groupements rhéophiles à renoncules aquatiques en moyenne et haute Belgique. *Tüexenia*, **5**, 31-39.
- De WALLE D. R., SWISTOCK B. R., 1994. Causes of episodic acidification in five Pennsylvania streams on the Northern Appalachian Plateau. *Water Resources Research*, **30**, (7), 1955-1963.
- DIEDERICH P., 1983. Le genre *Callitriche* L., au Grand-Duché de Luxembourg. *Dumortiera*, **26**, 13-22.
- DIGNON J., 1992. NO_x and SO_x emissions from fossil fuels: a global distribution. *Atmos. Environ.*, **6**, 1157-1163.
- DIRHEIMER G., KEITH G., 1995. Biomarqueurs moléculaires-Interactions avec les macromolécules. In: Colloque international ANPP "Marqueurs biologiques de Pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon, 1-20.
- DORIOZ J-M., 1988. Formes chimiques du phosphore: les transferts sols-eaux. In Colloque "Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel", Dijon, 22-24 nov., Association Internationale des Entretiens Ecologiques, 5p.
- DORIOZ J-M., PILLEBOUIE E., FERHI A., 1989. Dynamique du phosphore dans les bassins versants: importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Wat. Res.*, **23**, (2), 147-158.
- DUARTE C., 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns accross species. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, (4), 882-889.
- DUCHAUFOR P., 1984. Pédologie. Collections abrégés, Masson, Paris, 220p.
- DUVIGNEAUD J., 1976. Le domaine universitaire du Sart Tilman et ses abords (province de Liège, Belgique). Notes floristiques. *Lejeunia*, N.S., **81**, 1-63.
- DUVIGNEAUD J., SCHOTSMAN H. D., 1977. Le genre *Callitriche* en Belgique et dans les régions avoisinantes. Nouvelles contributions et clé de détermination. *Natura Mosana*, **30**, (1), 1-21.
- DYKYJOVA D., 1979. Macrophytes used in bioassays. In Algal Assays. Stuttgart, avril 1979, 131-135.
- ECHAUBARD M., 1995. Les animaux comme indicateurs biologiques de pollution. In: Colloque international ANPP "Marqueurs biologiques de Pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon, 335-358.
- EGLIN I, ROBACH F., 1992. Typologie et végétation de l'hydrosystème rhénan dans le secteur central de la plaine d'Alsace: interprétation et fonctionnement écologique. I. Unités fonctionnelles connectées au Rhin. II Unités fonctionnelles déconnectées du Rhin. Thèse. Doctorat, Univ. Strasbourg, 1-342 + annexes.
- ELLENBERG H., 1990. Vegetation ecology of central Europe. 4^{ème} édition, Cambridge University Press, 731p.

EMMET B., CHARLES D., FEGER K. H., HARRIMAN R., HEMOND H. F., HULTBERG H., LEBMANN D., OVALLE A., VAN MIEGROET H., ZOETTL H. W., 1994. Group Report: Can we differentiate between natural and anthropogenic acidification?. In Dahlem workshop reports "acidification of freshwater ecosystems implication for the future", ed. Steinberg C.E.W. Wright R.F., 27 september-2 october Berlin 1992, 117-140.

EMPAIN A., 1973. La végétation bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia* NS, 69, 58p.

EMPAIN A., LAMBINON J., MOUVET C., KIRCHMAN R., 1980. Utilisation des bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In La Pollution des eaux continentales- Incidences sur les biocénoses aquatiques, 2^{ème} éd., Gauthier- Villers, P-Pesson, 195-223.

ENGEL R., KAPP E., 1964. Contribution à l'étude de la flore des Vosges du Nord -II *Potamogeton*, *Bull. Ass. Phil. Als.Lorr*, 11, 6, 309-324.

ENGEL R., MULLER S., WOLFF P., 1979. Contribution à la flore des Vosges du Nord. *Bull. Soc. Hist. Nat. Moselle*, 42, 105-111.

FARMER A. M., 1990. The effect of lake acidification on aquatic macrophytes: a review. *Environ. Pollut.*, 65, 219-240.

FELZINES J-C., 1982. Contribution à l'étude symphytosociologique des groupements végétaux des étangs du Centre de la France. In *Studies on Aquatic Vascular Plants*. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 284-289.

FOGG F. E., 1973. Phosphorus in primary aquatic plants. *Wat. Res.*, 7, 77-91.

FONTVIEILLE D., 1978. Efficacité de l'auto-épuration et charge organique benthique le long d'un ruisseau pollué par une porcherie. *Verh. Intern. Verein. Limno.*, 20, 1788-1795.

FORSBERG C., 1964. Phosphorus, a maximum factor in the growth of *Characeae*. *Nature*, 201, (4918), 517-518.

FORSBERG C., KLEIVEN S., WILLEN T., 1990. Absence of allelopathic effects of *Chara* on phytoplankton *in situ*. *Aquat. Bot.*, 38, 289-294.

FURAMAI H., OHGAKI S., 1989. Adsorption-desorption of phosphorus lake sediments under anaerobic conditions. *Water Research*, 23, (6), 677-684.

GABRIELSON J.O., PERKINS M.A., WELCH E.B., 1984. The uptake, translocation and release of phosphorus by *Elodea densa*. *Hydrobiologia*, 3, 43-48.

GACHTER R., MEYER J. S., MARES A., 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 33, (6), 1542-1558.

GEHU J-M., 1986. La végétation côtière: faits de géosynvicariance atlantico-méditerranéenne. *Bull. Ecol.*, 17, (3), 179-187.

GEHU J-M., MERIAUX J-L., 1981. Distribution et caractères phytosociologiques des Renoncules du sous-genre *Batrachium* dans le Nord de la France. *Bull. Soc. Bot. Fr., Lettres bot.*, 130, (1), 57-67.

- GEISSERT F., SIMON M., WOLFF P., 1985. Investigations floristiques et faunistiques dans le Nord de l'Alsace et quelques secteurs limitrophes. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.*, **21**, 111-127.
- GENOT J-C., 1995. Vosges du Nord-Grandeur Nature. Ed. COPRUR, Strasbourg, 71p.
- GENTER R. B., 1995. Benthic algal populations respond to aluminum, acid, and aluminum-acid mixtures in artificial streams. *Hydrobiologia*, **306**, 7-19.
- GENTER R. B., AMYOT D. J., 1994. Freshwater benthic algal population and community changes due to acidity and aluminum-acid mixtures in artificial streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **13**, (3), 369-380.
- GERLOFF G. C., KROMBHOLZ P. H., 1966. Tissue analysis as a mesure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnology and Oceanography*, **11**, 529-537.
- GESSNER F., 1959. Hydrobotanik. Band I und II. VEB deuscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 7-69.
- GHANNOUCHI R., SAISON J-Y., 1996. Composition ionique des eaux de pluie collectées sur le massif vosgien de 1989 à 1991. *Ecologie*, **27**, (2), 79-90.
- GLÄNZER U., HABER W., KOHLER A., 1977. Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fliessgewässer-Makrophyten. *Arch. Hydrobiol.*, **79**, (2), 193-232.
- GLIME J. M., VITT D. H., 1984. The physiological adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia*, **10**, 41-52.
- GODRON, D. A., 1877. Arrivée à Nancy de l'*Elodea canadensis*. *Bull. Soc. Sci. Nancy*, **2**, (3), 99-102.
- GODRON, D. A., 1883. Flore de Lorraine. 3^{ème} éd., publiée par Fliche et Le Monnier, Nancy, N. Grosjean Libr. Ed. 2 tomes, 608 + 506p.
- GOLDSMITH J., LIVONI J. P., NORBERG C. L., SEGEL I. H., 1973. Regulation of nitrate uptake in *Penicillium chrysogenum* by ion ammonium. *Plant Physiol.*, **52**, 362-367.
- GOUESSE AIDARA L., 1986. Biomasse, production, phénométrie et composition minérale de quelques macrophytes des cours d'eau bretons. Thèse Doctorat, Univ. Rennes 1, 135p.
- GOUNOT M., BOUDOT J-P., 1975. Carte phytoécologique au 1/100000. Feuilles de Sarre-Union et Haguenau. Notice. Etude "Ressources naturelles et aménagement en Alsace". Univ. Louis Pasteur, Strasbourg, 53 p. + 2 cartes.
- GRAHAM J. M., ARANCIBIA-AVILA P., GRAHAM L. E., 1996. Physiological ecology of a species of the filamentous green alga *Mougeotia* under acidic conditions: Light and temperature effects on photosynthesis and respiration. *Limnol. Oceanogr.*, **41**, (2), 253-262.
- GRAHN O., 1977. Macrophyte succession in swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. *Water, Air and Soil Pollution*, **7**, 295-305.

- GRAHN O. H., HULTBERG H., 1974. Effect of acidification on the ecosystem of oligotrophic lakes integrated changes in species composition and dynamics. Institute for Water and Air Research, Gottenburg, Meddelande n° 2, 1-12.
- GRAHN O. H., HULTBERG H., LANDNER L., 1974. Oligotrophication: a self accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio*, 3, 93-94.
- GRASMUCK N., 1994. La végétation aquatique des cours d'eau de Lorraine: typologie floristique et écologique. Contribution à l'étude de l'autoécologie des espèces de la flore aquatique lorraine. Thèse Doctorat, Univ. Metz, 248p + annexes.
- GUEROLD F., 1992. L'acidification des cours d'eau: impact sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques: application au massif vosgien. Thèse Doctorat, Univ. Metz, 250p.
- GUEROLD F., PIHAN J-C., 1989. Acidification des torrents vosgiens-Mise en évidence-Impact sur les populations de macroinvertébrés. *Rev. Sci. de l'eau*, 2, 621-640.
- GUEROLD F., VEIN D., JACQUEMIN G., MORETEAU J-C, 1993. Impact de l'acidification des ruisseaux vosgiens sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 316, 1388-92.
- GUEROLD F., VEIN D., JACQUEMIN G., PIHAN J-C., 1995. The macroinvertebrate communities of streams draining a small granitic catchment exposed to acidic precipitations (Vosges Mountains, Northeastern France). *Hydrobiologia*, 300/301, 141-148.
- GUERRERO M. G., LARA C., 1987. Assimilation of inorganic nitrogen- The assimilatory reducing system and its regulation. *Annu. Rev. Plant Physiol.*, 32, 169-204.
- GUILLET B., 1974. Le problème de l'évolution des podzols vosgiens et ses relations avec l'histoire de la végétation. *Rev. For. Franç.*, 26, 31-44.
- GUINOCHET M., 1973. Phytosociologie. Ed: Masson, Paris, 1-227.
- HARDING J. P. C, 1981. Macrophytes as monitors of river quality in the Southern N.W.W.A area, North West Water Authority, Rivers Divisions, Réf n° TS-BS-81-2, 54p.
- HASLAM S. M., 1978. River plants. Ed: Cambridge Univ. Press, 396p.
- HASLAM S-M., 1982. A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Environmental Technology Letters*, 3, 19-43.
- HASLAM S. H., 1987. River Plants of Western Europe. Cambridge University Press, 512p.
- HAURY J., 1982. Quelques méthodes d'étude de la végétation macrophytique en écosystème dulçaquicole courant. Application au réseau hydrographique du Scorff (Bretagne). *Bull. Sci. Agro. Rennes*, 2, 17-33.
- HAURY J., 1985. Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne Sud) Thèse Doctorat, Univ. Rennes I, 240p.
- HAURY J., 1988. Macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud)- Distribution des espèces et biotopologie. *Bull. Soc. Sci. Bretagne*, 59, (1-4), 135-150.

- HAURY J., 1994. Les macrophytes, estimateurs de la qualité des cours d'eau. In Séminaire national "Les variables biologiques: des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques", 2-3 novembre 1994, Paris, 153-170.
- HAURY J., MULLER S., 1991. Variations écologiques et chorologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif armoricain et des Vosges du Nord (France). *Revue de l'eau*, 4, 463-482.
- HAURY J., PATEE E., 1997. Conséquences écologiques des introductions dans les hydrosystèmes: essai de synthèse. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 344/345, 455-470.
- HAURY J., PELTRE M-C., 1993. Intérêts et limites des indices macrophytes pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau- Exemples armoricains, picards et lorrains. *Ann. Limn.*, 29, 239-253.
- HAURY J., THIEBAUT G., MULLER S., 1994. Les groupements rhéophiles des rivières acides du Massif armoricain, des Vosges du Nord et de Lozère- Position dans le contexte Ouest-Européen. In 37th IAVS Symposium "Large area vegetation surveys", 19-23 september, Bailleul, France, *Colloques Internationaux de Phytosociologie*, 145-168.
- HAURY J., PELTRE M-C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau: premières propositions. *Ecologie*, 27, (4), 233-244.
- HAVAS M., 1986. Effects of aluminium on aquatic biota. In aluminium in the Canadian Environment, Ed. Havas M., Jaworski J.F., Ottawa: Natl. Research Council of Canada, 79-127.
- HAVENS K. E., HEATH R. T., 1990. Phytoplankton succession during acidification with and without increasing aluminium levels. *Environmental Pollution*, 68, 129-145.
- HAYNES R. J., GOH K. M., 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. *Biol. Rev.*, 53, 465-510.
- HEITTO L., 1990. Macrophytes in Finnish Forest Lakes and Possible Effect of Airborne Acidification. In Acidification in Finland, Ed. Springer-Verlag, Berlin Heideberg, 963-9972.
- HELLER R., ESNAULT R., LANCE C., 1993. Physiologie végétale. I Nutrition. Ed Masson, Paris, 294p.
- HEMOND H. F., 1994. Role of organic acids in acidification of fresh waters. In Dahlem workshop reports "acidification of freshwater ecosystems implication for the future", ed. Steinberg C.E.W. Wright R.F., 27 september-2 october Berlin 1992, 103-115.
- HENDREY G. R., 1982. Effects of acidification on aquatic primary producters and decomposers. In "Acid Rain Fisheries Proc. Internat. Symp. on acidic deposition and Fishery impacts in North eastern North America", Ed. Johnson , 125-134.
- HENDREY G. R., BAALSRUD K., TRAAEN T., LAAKE M., RADDUM G. G., 1976. Acid deposition: some hydrobiological changes. *Ambio*, 5, 224-227.
- HENDREY G. R., VERTUCCI F., 1980. Benthic plant communities in acidic lake Golden, New-York: *Sphagnum* and the algae mat. In Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation, Norway, Ed: Drablos D., Tollan D., 314-315.

- HENRIKSEN A., 1979. Acidification of freshwaters: a large scale titration. *Nature*, 278, 542.
- HENRIKSEN A., 1980. Acidification of freshwaters - a large scale titration. In Proc. Internat. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation, Ed: Drablos D. Tollan A., Dandefjord, Norvège, 11-14 mars, 69-74.
- HER MAJESTY'S STATIONERY OFFICE, (L.O.N.D.O.N.), HASLAM S.M., HOLMES N.T.H., HARDING J. P. C., 1987. Methods for the use of aquatic macrophytes for assessing water quality 1985-1986: methods for the examination of waters and associated materials. H.M.S.O, London, 176p.
- HOLMES N. T. H., 1983. Typing british rivers according to their flora. *Focus on Nature Conservation*, 4, London, pag. mult.
- HORNUNG M., REYNOLDS B., 1995. The effects of natural and anthropogenic environmental changes on ecosystem processes at the catchment scale. *Tree*, 10, 44-448.
- HOUGH R. A., 1979. Photosynthesis, respiration and organic carbon release in *Elodea canadensis* Michaux. *Aquat. Bot.*, 7, 1-11.
- HOUSE W. A., DENISON F. H., ARMITAGE P. D., 1995. Comparison of the uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed-sediment. *Wat. Res.*, 29, (3), 767-779.
- HULTBERG H., GRAHN O., 1975. Effects of acid precipitation on macrophytes in oligotrophic Swedish lakes. In Proc. 1st Spec. Symp. on "the atmospheric contribution to the chemistry of lakes waters", *Int. Assoc. Great Lakes Res.*, 208-221.
- HUTSCHISON G. E., 1975. A Treatise on Limnology. Limnological Botany, New Haven, 3, 660p.
- ISSLER E., 1919. *Oenanthe fluviatilis* (Coleman) en Alsace. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.*, 6, 220.
- ISSLER E., WALTER E., 1928. Une plante longtemps méconnue: *Oenanthe fluviatilis* (Babington) Coleman. *Bull. Soc. Bot. France*, 75, 68-73.
- JACKSON S. T., CHARLES D. F., 1988. Aquatic macrophytes in Adirondack (New-York) lakes: Patterns of species composition in relation to environment. *Can. J. Bot.*, 66, 1449-1460.
- JACKSON M., VANDERMEER E. M., LESTER N., BOOTH J. A., MOLOT L., GRAY I. M., 1990. Effects on neutralization and early reacidification on filamentous algae and macrophytes in Bowland Lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 432-439.
- KAJAK Z., 1988. Biotic control of phosphorus cycling in freshwater ecosystems. In "Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic systems", Czerniejewo, Poland, may 1988, SCOPE and UNEP, 244-252.
- KAMARI J., FORSIUS M., KORTELAJNEN P., MANNIO J., VERTA M., 1991. Finnish lakes survey: Present status of acidification. *Ambio*, 20, 23-27.
- KAPP E., 1967. Contribution à la connaissance de la Flore d'Alsace et des Vosges. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.*, 70, (2), 237-255.

- KELLY M. G., WHITTON B. A., 1987. Growth rate of the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides* in Northern England. *Freshwater Biology*, 18, 461-468.
- KHALANSKI M., SOUCHON Y., 1994. Quelles variables biologiques pour quels objectifs de gestion ? In Séminaire national "Les variables biologiques: des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques", 2-3 novembre 1994, Paris, 49-101.
- KLEIN J-P., CARBIENER R. 1988. Effets des crues de l'Il sur les phytocénoses aquatiques de deux rivières phréatiques du secteur de Benfeld et d'Erstein: la Lutter et le Bronnwasser. Intérêt des plantes aquatiques comme bioindicateurs d'eutrophisation. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr.*, 24, 3-34.
- KOHLER A., 1971. Zur Ökologie Sübmerser Gefäßmakrophyten in Fließgewässern. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.*, 84, (11), 713-720.
- KOHLER A., 1975a. Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen. Verhandlungen der Umweltschutz Sonderreihe Umwelttagung, 31, 127-139.
- KOHLER A., 1975b. Zur Ausbreitung von *Callitriche obtusangula* Le Gall in den Fließgewässern der Friedberger Au. *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 46, 131-132.
- KOHLER A., 1975c. Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewasserbelastung. *Beit. NaturK. Forsch. Sudw. Dil.*, 34, 149-159.
- KOHLER A., 1982. Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. In Dechenia-Beihefte Bonn, 26, 31-42.
- KOHLER A., LABUS B. C., 1983. Eutrophication processes and pollution of ecosystems including waste heat. Encyclopedia of plant physiology, new series, 12 (D), Physiological plant ecology IV, Springer-Verlag Berlin-Heidelberg, 413-424.
- KOHLER A., SCHIELE S., 1985. Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. *Arch. Hydrobiol.*, 103, (2), 137-199.
- KOHLER A., BRINKMEIER R., VOLLRATH M., 1974. Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. *Ber. Bayer Bot. Ges.*, 45, 5-36.
- KOHLER A., ZELTNER G., WONNEBERGER R., 1973. Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher Verschmutzungsindikatoren im Fließgewässersystem Moosach (Münchener ebene). *Arch. Hydrobiol.*, 72, 533-549.
- KRAMER J. R., 1982. Chimie de l'eau et acidification. *Eau du Québec*, 15, (4), 342-349.
- KRAMER J. R., TESSIER A., 1982. Acidification of aquatic systems: a critique of chemical approaches. *Environ. Sci. Technol.*, 16, 606-615.
- KULAEV I. S., 1979. The biochemistry of inorganics polyphosphates. Ed. John Wiley and sons New-York., 255p.

KUPPER H., KUPPER F., SPILLER M., 1996. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany*, 47, (295), 259-266.

LABUS B. C., KOHLER A., 1981. Die Rolle einiger primäre ökologische Faktoren bei Nettphotosynthesemessungen zur Prüfung der Wirkung von Umweltchemikalien auf submerse Makrophyten (unter besonderer Berücksichtigung der Wirkung eines linear-kettigen anionenaktiven Tensids). *Limnologica*, 13, (2), 373-398.

LACHAVANNE J. B., JUGE R., NOETZLIN A., 1986, Evolution des macrophytes du Léman (rives génévoises-1972/1984). *Sci. Eau*, 5, (4), 419-433.

LAGARDE J., 1986. Initiation à l'Analyse des données. Dunod, Paris.

LAMBINON J, DE LANGHE J. E, DELVOSALLE L., DUVIGNEAUD J., VANDEN BERGHEN C., 1993. Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions Voisines (Ptéridophytes et Spermaphytes). Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique, Meise, 4^{ème} édition, 1092p.

LANDMANN G., ULRICH E., KAENNEL M., 1991. Les émissions d'ammoniac: leurs origines et leurs effets sur les écosystèmes forestiers. Analyse sommaire des données récentes de la littérature. Programme DEFORPA, 51p.

LE ROUX E., FERHI A., DORIOZ J-M., BLANC P., 1987. Contribution à l'étude des échanges de phosphore entre l'eau et les sédiments dans un système fluvio-lacustre. *Sciences de l'Eau*, 6, 97-106.

LEE G. F., 1973: Role of phosphorus in eutrophication on the macrophytes of Swisslakes. *Verh. Int. Ver. Limno.*, 22, 2950-2955.

LEE J. A., STEWART G. R., 1978. Ecological aspects of nitrogen assimilation. *Advance Bot. Research*, 6, 2-43.

LEVEQUE C., 1994. Etat de santé des écosystèmes aquatiques: l'intérêt des variables biologiques. In Séminaire national "Les variables biologiques: des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques", 2-3 novembre 1994, Paris, 12-25.

LILLO C., 1994. Light regulation of nitrate reductase in green leaves of higher plants. *Physiol. Plant.*, 90, 616-620.

LIVINGSTONE D. R., 1995. Cytochrome P4501A and other enzymes as molecular biomarkers for use in pollution monitoring. In: Colloque international ANPP "Marqueurs biologiques de Pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon, 57-66.

LÜTTGE U., KLUGE M, BAUER G., 1992. Botanique: Traité fondamental. Ed. Lavoisier, Tec & Doc, London New-York Paris, 574p.

MABERLY S. C., SPENCE D. H. N., 1983. Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *J. of Ecology*, 71, 705-724.

MAESSEN M., ROELOFS J. G. M., BELLEMAKERS M. J. S., VERHEGGEN G. M., 1992. The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquat. Bot.*, 43, 115-127.

- MAITAT O., BOUDOT J-P., MERLET D., ROUILLER J., 1996. 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.
- MANNING P. G., 1989. Iron, phosphorus and lead relationships in suspended sediments from lake St Clair and the detroit river. *Can. Mineralogist*, **27**, 247-255.
- MASSABUAU J-C., FRITZ B., 1984. Respiratory gas content (O₂ and CO₂) and ionic composition of river water in the plain of Alsace (eastern France). In: Hydrochemical balances of freshwaters systems. Proc Uppsala Symposium A.I.H.S., 107-115.
- MASSABUAU J-C., FRITZ B., BURTIN B., 1987. Mise en évidence de ruisseaux acides (pH < 5) dans les Vosges. *C. R. Acad Sci. Paris*, **305**, 121-124.
- MASSABUAU J-C., PROBST A., GUEROLD F., 1994. Critical loads of acidity to streamwaters in the Vosges Mountains (France): Biological Criteria. In Forest decline and air pollution effecton in the French mountains. Landmann G., Bonneau M., (Eds), Springer Verlag, New-York, 7p.
- MELZER A., 1980. Ökologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. *Verh. Ges. Ökol.*, **8**, 357-362.
- MELZER A., EXLER D., 1982. Nitrate et Nitrite-reductase in aquatic macrophytes. Studies on aquatic vascular plants. Ed J.J. Symoens S.S. Hooper & P. Compere Royal Botanical Society of Belgium, Brussels, 128-135.
- MENILLET F., COULOMBEAU C., GEISSERT F., KONRAD H. J., SCHWOERER P., 1989. Notice explicative de la feuille Lembach à 1/50 000. Ed. BRGM. 91p.
- MENILLET F., VOGT H., BOUDOT J-P, GEISSERT F., THEVENIN A., PETRY F., SCHWOERER P., 1979. Carte géologique de la France au 1/50 000: Bouxwiller. Notice, 59p.
- MERIAUX J-L., 1977. *Elodea nuttallii* (Planch) St-John, espèce nouvelle pour le Nord de la France. *Bull. Soc. Bot. Nord*, 3p.
- MERIAUX J-L, 1979. *Elodea nuttallii* St John, espèce nouvelle pour le Nord de la France. *Bull. Soc. Nat. France*, **32**, (1-2), 30-32.
- MERIAUX J-L, GEHU J-M., 1979. Réactions des groupements aquatiques et subaquatiques aux changements de l'environnement. Epharmonie 1979, Tüxen, Cramer in der A.R. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, 121-142.
- MOSS B., JOHNES P., PHILLIPS G., 1996. The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: a review and proposal based on a worked scheme for british waters. *Biol. Rev.*, **71**, 301-339.
- MOUVET C, PATTEE E., CORDEBAR C., 1986. Utilisation des mousses aquatiques pour l'identification et la localisation précise de sources de pollution métallique multiforme. *Acta oecologica Applicata*, **7**, (1), 77-91.
- MULLER S, 1986. La végétation du Pays de Bitche (Vosges du Nord). Analyse phytosociologique application à une étude synchronique des successions végétales Thèse Doctorat, Univ. Paris Sud Centre Orsay, 283p.

- MULLER S., 1990. Une séquence de groupements végétaux bioindicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord". *C R. Acad. Sci. Paris*, **310**, 509-514.
- MULLER S., 1995. Les espèces végétales légalement protégées dans la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord. *Ann. Scient. de la Rés. de la Biosphère des Vosges du Nord*, **4**, 33-43.
- MULLER S., 1997. The post-glacial history of *Pulsatilla vernalis* and *Daphne cneorum* in Bitherland, inferred from the phytosociological study of their current habitat. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **6**, sous presse.
- MULLER S., HOUPERT G., JACQUEMIN G., LEBORGNE R., MULLER Y., PASQUETT A., WEISS J-C., 1992. Les modifications floristiques et faunistiques consécutives à la déprise agricole dans les vallées des Vosges du Nord: synthèse des résultats et application au maintien de la biodiversité. *Ann. Scient. de la Rés. de la Biosphère des Vosges du Nord*, **2**, 109-124.
- NAULEAU O., 1988. Les conditions de développement des algues dulcicoles à formations macroscopiques. Analyse bibliographique. Suivi du développement algal sur le Doubs supérieur. Mémoire de D.E.S.S. Eaux continentales, Univ. Franche-Comté, 82p.
- NAULEAU O., PAILLARD I., 1984. Analyse hydrobiologique du Cusançin. Mém. Dipl. Hydrobiol. Univ. Besançon, 45p.
- NEAL C., REYNOLDS B., SMITH C. J., HILL S., NEAL M., CONWAY T., RYLAND G. P., JEFFREY H., ROBSON A. J., FISHER R., 1992. The impact of conifer harvesting on stream water pH, alkalinity and aluminium concentrations for the British uplands: an example for an acidic and acid sensitive catchment in mid-Wales. *The Science of Total Environment*, **126**, 75-87.
- NEWBOLD C., HOLMES N. T. H., 1987. Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollut. Control*, **86**, (2), 345-364.
- NICHOLLS K. H., NAKAMOTO L., KELLER W., 1992. Phytoplankton of Sudbury Areas Lakes (Ontario) and relationships with acidification status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, (1), 40-51.
- OBERDORFER E., 1977. Süddeutsche Pflanzengesellschaften, I. (2^{ème} éd.), Fischer, Stuttgart, 311p.
- OBERDORFER E., 1990. Planzensociologische Exkursions Flora. Edition Ulmer, Stuttgart, 6^{ème} édition, 1050p.
- ODEN S., 1976. The acidity problem: an outline of concepts. *Water-Air-Soil Pollution*, **6**, 137-166.
- OMBREDANE D., FENIN P., MORVAN J., MARTIN G., 1982. Etude en laboratoire de l'influence des sédiments sur l'évolution des formes azotées de l'eau dans un système biotique fonctionnant en dynamique. *Journal Français d'Hydrologie*, **13**, Fasc. 3, (39), 237-253.
- OREBAMJO T. O., STEWART G. R., 1975a. Ammonium inactivation of nitrate formation in *Lemna minor* L. *Planta*, Berlin, **122**, 37-44.

- OREBAMJO T. O., STEWART G. R., 1975b. Ammonium repression of nitrate formation in *Lemna minor* L. *Planta*, Berlin, **122**, 27-36.
- OZIMEK T., PIECZIENSKA E., HANKIEWICZ A., 1991. Effect of filamentous algae on submerged macrophyte growth: a laboratory experiment. *Aquat. Bot.*, **41**, 309-315.
- OZIMEK T., VAN DONK E., GULATI R. D., 1993. Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. *Hydrobiologia*, **251**, 13-18.
- PAFFEN B. G. P., ROELOF J. G. M., 1991. Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged *Sphagnum cuspidatum*. *Aquat. Bot.*, **40**, 61-71.
- PAPINEAU I., 1989. Bilans ioniques et changements de la qualité de l'eau du bassin du lac Laflamme de 1981 à 1988. Environ. Canada- Direction des eaux intérieures- Conservation et Protection, région Québec, 156p.
- PARTY J.-P., PROBST A., DAMBRINE E., 1993. Détermination et cartographie des charges critiques en polluants atmosphériques dans les Vosges. Rapport ADEME, Paris, 68p.
- PERRIER V., 1994. Etudes et propositions de gestion des cours d'eau des moyennes montagnes mosellanes. Mémoire ENGREF, 64p + annexes.
- PETIT F., SCHUMACKER R., 1985. L'utilisation des plantes aquatiques comme indicateur du type d'activité géomorphologique d'une rivière ardennaise (Belgique). In J.-M. GEHU (Ed.), Végétation et Géomorphologie. Colloques Phytosociologiques XIII, Bailleul 1985, Cramer, Berlin-Stuttgart, 691-710.
- PIERRON P., 1990. Processus d'ensablement des cours d'eau des Vosges du Nord et problèmes d'aménagement: exemple de la Moder. Rapport de Maîtrise de Géographie, Nancy, 136p.
- PIHAN J.-C., 1987. Situation du réseau hydrographique du massif vosgien (Nord-est de la France) face au problème des précipitations acides. *Naturaliste can. (Rev. Ecol. Syst.)*, **114**, 261-267.
- PLANAS D., MOREAU G., 1989. Interaction périphyton-benthos en milieu acidifié. *Revue des Sciences de l'Eau*, **2**, 607-619.
- PORTIELJE R., LIJLEMA L., 1995. Carbon dioxide fluxes across the air-water interface and its impact on carbon availability in aquatic systems. *Limnol. Oceanogr.* **40**, (4), 690-699.
- PRINS H. B. A., ELZENGA J. T. M., 1989. Bicarbonate utilization: function and mechanism. *Aquat. Bot.*, **34**, 59-83.
- PROBST A., DAMBRINE E., 1988. Fonctionnement et bilans hydrogéochimiques comparés des bassins versants d'Aubure (Vosges et du Mont Lozère (massif central)). Rapport DEFORPA, INRA Nancy, 6-25 à 6-63.

- PROBST A., MASSABUAU J.-C., PROBST J.-L., 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*, **3**, 405-411.
- RAMADE F., 1984. Eléments d'Ecologie, Ecologie fondamentale. Ed. Mc Graw-Hill, Paris, 397p.
- RAMADE F., 1987. Les catastrophes écologiques. Ed. Mc Graw-Hill, Paris, 318p.
- RATTRAY M. R., 1995. The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms. *Hydrobiologia*, **308**, 117-120.
- RATTRAY M. R., HOWARD-WILLIAMS C., BROWN J. M., 1991. Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.*, **40**, 225-237.
- RETHEB B., WEBER-LOFTI F., LAOUEDJ A., KEITH G., SCHONTZ D., GUILLEMAUT P., 1995. L'ADN hypermodifié comme biomarqueur de génotoxicité chez les végétaux. Etude du dépérissement du houblon et de l'épicéa. In: Colloque international ANPP "Marqueurs biologiques de Pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon, 23-30.
- ROBACH F., EGLIN I., CARBIENER R., 1991. Hydrosystème rhénan: évolution parallèle de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau (Rhinau). *Bull. Ecol.*, **22**, (1), 227-241.
- ROBACH F., MERLIN S., TREMOLIERES M., 1996a. Le phosphore dans les relations entre les phytocénoses aquatiques et la qualité de l'eau. Rapport Agence de l'eau Rhin-Meuse, 122p.
- ROBACH F., HAJNSEK I., EGLIN I., TREMOLIERES M., 1995a. Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment ? *Acta Bot. Gallica*, **142**, (6), 719-731.
- ROBACH F., MERLIN S., ROLLAND T., TREMOLIERES M., 1995b. Approche écophysiologique de la bioindication de la qualité de l'eau par les plantes aquatiques: rôle du phosphore. In "Marqueurs biologiques de Pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon, 171-184.
- ROBACH F., MERLIN S., ROLLAND T., TREMOLIERES M., 1996c. Assimilation et stockage du phosphore par des macrophytes aquatiques bioindicateurs du niveau trophique de l'eau. *Ecologie*, **27**, (4), 203-214.
- ROBACH F., THIEBAUT G., TREMOLIERES M., MULLER S., 1996b. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in North East of France. *Hydrobiologia*, sous presse.
- ROBERTS D. A., SINGER R., BOYLEN C. W., 1985. The submersed macrophyte communities of Adirondack lakes (New York, U.S.A.) of varying degrees of acidity. *Aquat. Bot.*, **21**, 219-235.
- ROBIN P., 1983. Contribution à l'étude de la réduction du nitrate chez les plantes cultivées. Thèse d'Etat, Univ des Sciences et Techniques du Languedoc, 144 p + réf.
- ROBIN P., CONEJERO G., TRANCHANT J. P., PASSAMA L., SALSAC L., 1983. Mesure de la réduction du nitrate dans les feuilles intactes. *Physiol. Vég.*, **21**, (1), 123-128.

- ROECK U., TREMOLIERES M., EXINGER A., CARBIENER R., 1993. Le transfert du mercure (Hg) utilisé comme descripteur du fonctionnement (échanges cours d'eau-nappe) dans la plaine alluviale du Rhin supérieur. *Annls Limnol.*, 29, (3-4), 339-353.
- ROELOFS J. G. M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophytes communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observation. *Aquat. Bot.*, 17, 139-155.
- ROELOFS J. G. M., SCHUURKES J. A. A. R., SMITS A. J. M., 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophytes communities in soft waters in the Netherlands. II. Experimental studies. *Aquat. Bot.*, 18, 389-411.
- ROELOFS J. G. M., SMOLDERS A. J. P., BRANDRUD T. E., BOBBINK R., 1995. The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 967-972.
- ROLLAND T., 1995. Approche écophysiological du rôle de l'azote ammoniacal dans la répartition de deux macrophytes aquatiques, *Elodea canadensis* Michaux. et *Elodea nuttallii* St John. Impact sur l'activité Nitrate Réductase et l'Activité Photosynthétique. Thèse de Doctorat, Univ. Strasbourg, 303p.
- ROLLAND T., TREMOLIERES M., 1995. The role of ammonium in the distribution of two species of *Elodea*. *Acta Botanica Gallica*, 142, (6), 733-739.
- ROLLAND T., ROBACH F., TREMOLIERES M., DETER S., 1995. L'activité nitrate réductase chez les plantes aquatiques: un outil biologique du suivi de la contamination ammoniacale. In: Colloque international ANPP "Marqueurs biologiques de Pollution", 21-22 septembre 1995, Chinon, 189-199.
- ROLLAND T., ROBACH F., TREMOLIERES M., DETER S., 1996. L'activité nitrate réductase chez les plantes aquatiques: un outil biologique du suivi de la contamination ammoniacale. *Ecologie*, 27, (4), 215-222.
- ROLLAND T., THIEBAUT G., DANIEL H., HAURY J., TREMOLIERES M., S. MULLER. Comparison of the response of three populations of *Elodea Canadensis* Michaux from streams in three different geographical locations to an experimentally applied increase of ammonium: impact on the Nitrate Reductase Activity, soumis.
- ROSSET R., 1988. Transport, transformation et dépôts des polluants. Rapport DEFORPA, Ed. INRA, Nancy, 3-33.
- ROWECK H., RISSE S., KOHLER A., 1988. Zur Verbreitung, Standortsökologie und morphologischen Variabilität von *Potamogeton polygonifolius* in den Fließgewässern des Südlichen Pfälzerwaldes. *Mitt. Pollichia, Bad Dürkheim/Pfalz*, 73, 239-374.
- SAND-JENSEN K., 1989. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquat. Bot.*, 34, 5-26.
- SATAKE K., TAKAMATSU T., SOMA M., SHIBA K., NISCHIKAWA M., SAY P. J., WHITTON B. A., 1989. Lead accumulation and location in the shoots of the aquatic liverwort *Scapania undulata* (L.) Dum. in stream water at greenside mine, England. *Aquat. Bot.*, 33, 111-112.
- SCHOTSMAN H. D., 1962. Note préliminaire sur les Callitriches du Sud-Ouest. *Bull. Cent. Rech. Sci.*, 4, (2), 205-209.

- SCHOTSMAN H. D., 1967. Les Callitriches: espèces de France et taxa nouveaux d'Europe. Ed. R. E. Jover, Flore de France 1, 152p.
- SCHOTSMAN H. D., 1972. Notes sur la répartition des Callitriches en Sologne et dans les régions limitrophes. *Bull. Centre Et. Rech. Sci.*, Biarritz, 6, 19-52.
- SCHULTZ F.W., 1846. Flora der Pfalz. Speyer Reprint 1971, avec Préface du Dr N. Hailer, Pirmasens, Richter, 76 + 575 p., Nachtrag 35p.)
- SCHUMACKER R., LECOINTE A., TOUFFET J., DE ZUTTERE P., LECLERCQ L., FABRI R., 1981. *Hyocomium armoricum* (Brid.) Wijk et Marg. en Belgique et dans le Nord-Ouest de la France (Ardenne, Bretagne, Normandie). Etude chorologique, écologique et phytosociologique. *Cryptogamie bryol. et lichenol.*, 2, (3), 277-321.
- SCHUSTER H., KOHLER A., KREEB K., 1976. Eine neue Methode zur Beurteilung der Belastbarkeit von submerser Makrophyten. Sonderdruck: Verhandlung der Gesellschaften für Ökologie Göttingen, 335-345.
- SELL Y., 1959. Etude comparative de quelques espèces du genre *Elodea* à propos de l'apparition à Strasbourg et ses environs d'une espèce nouvelle pour l'Europe continentale. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr*, 10, (6), 121-133.
- SELL Y., 1960. Contributions à l'étude des Callitrichacées d'Alsace. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr*, 10, (8), 229-235.
- SIEGFRIED C. A., BLOMFIELD J. A., SUTHERLAND J. W., 1989. Acidity status and phytoplankton species richness, standing crops and composition in Adirondack, N.Y. U.S.A. lakes. *Hydrobiologia*, 175, 13-32.
- SIGG L., STUMM W., BEHRA P., 1992. Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Ed Masson, Paris, 391p.
- SLADECEK M.W., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol.*, 7, 1-218.
- SMITHS A. J. E., 1990. The liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press., 1-362.
- SMOLDERS A. J. P., ROELOFS J. G. M., den HARTOG C., 1995. Internal eutrophication of aquatic ecosystems: mechanisms and possible remedies. *Acta Bot. Gallica*, 142, (6), 707-717.
- SOCIETE D'ETUDE DE LA FLORE D'ALSACE, 1982. Flore d'Alsace (Plaine rhénane, Vosges Sundgau). d'après ISSLER, LOYSON, WALTER (1952). Institut de Botanique, Strasbourg, 2^{ème} éd., 1-621.
- STEPHENSON S. L., STUDLAR S. M., Mc QUATTIE C. J., EDWARDS P. J., 1995. Effects of acidification on bryophyte communities in West Virginia Mountain Streams. *J. of Environ. Quality*, 24, (1), 116-124.
- STEUSLOFF U, 1939. Zusammenhänge zwischen Boden, Chemismus des Wassers und Phanerogamenflora in fließenden Gewässern der Lüneburger Heide. *Arch. Hydrobiol.*, 35, 70-106.

- SULLIVAN T. J., DRISCOLL C.T., EILERS J. M., LANDERS D. H., 1988. Evaluation of the role of seasalt inputs in the long-term acidification of coastal New-England lakes. *Environ. Sci. Technol.*, **22**, 185-190.
- SUTTON D. L., ORNES W. H., 1977. Growth of *Spirodela polyrhiza* in static sewage effluent. *Aquat. Bot.*, **3**, 231-237.
- TARGET A., KLEINPETER J., CESAR F., 1994. La qualité de l'air à La Petite Pierre. *Ann. Scient. Rés. de la Biosphère des Vosges du Nord*, **3**, 25-43.
- TARMANOWSKA A., 1995. Laboratory studies on the influence of living and decomposing filamentous algae on the growth of *Elodea canadensis* Michx. *Acta bot. Gallica*, **142**, (6), 685-692.
- THIEBAUT G., 1993. Etude d'un système de bioindication de l'eutrophisation des eaux faiblement minéralisées par les macrophytes aquatiques: exemple des Vosges du Nord. D.E.A. Toxicologie de l'Environnement, Univ. Metz, 40p + annexes.
- THIEBAUT G., MULLER S., 1995a. Apparition récente dans les Vosges du Nord de deux espèces proliférantes de macrophytes aquatiques: *Callitriche obtusangula* et *Elodea nuttallii*. XVI^{ème} conférence du COLUMA "Journées Internationales de lutte contre les mauvaises herbes", Reims, 6-8 Décembre 1995, *Actes du Colloque*, **3**, 1411-1420.
- THIEBAUT G., MULLER S., 1995b. Nouvelles données relatives à la séquence de bioindication de l'eutrophisation dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. *Acta Botanica Gallica*, **142**, (6), 627-638.
- THIEBAUT G., MULLER S., 1997. Répartition et écologie des macrophytes protégés *Potamogeton polygonifolius*, *P. alpinus*, *P. x variifolius*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Oenanthe fluviatilis*, dans les ruisseaux de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord. *Ann. Scient. de la Rés. de la Biosphère des Vosges du Nord.*, **5**, sous presse.
- THIEBAUT G., GUEROLD F., MULLER S., 1995. Impact de l'acidification des eaux sur les macrophytes aquatiques dans les eaux faiblement minéralisées des Vosges du Nord: premiers résultats. *Acta Botanica Gallica*, **142**, (6), 617-626.
- THIEBAUT G., ROLLAND T., ROBACH F., TREMOLIERES M., MULLER S., 1997. Conséquences des introductions de deux espèces de macrophytes, *Elodea nuttallii* et *Elodea canadensis*, dans les écosystèmes aquatiques: exemple de la Plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (N-E de la France). *Bull. Fr. Pêche Pisc.*, **344/345**, 441-452.
- THIMONIER A., 1994. Changement de la végétation et des sols en forêt tempérée européenne au cours de la période 1970-1990: rôle possible des apports atmosphériques. Thèse Doctorat, Univ. Paris XI, INRA-CRF Nancy, 102p.
- THOMAS E. A., 1973. Phosphorus and eutrophication. Ed. E.J. Griffith *et al.*, John Wiley and sons Inc., 585-610.
- TIRADO J-L., CONEJERO G., ROBIN P., 1990a. Comparaison des activités glutamine synthétase et glutamate déshydrogénase dans la feuille de *Glycine max*. Distribution dans la plante et effet de l'ammonium et du nitrate. *Physiol. Biochem.*, **28**, (2), 239-250.

- TIRADO J-L., CONEJERO G., ROBIN P., 1990b. Comparaison des activités glutamine synthétase et glutamate déshydrogénase dans la feuille de *Glycine max*. Effet de l'obscurité sur la première feuille trifoliée. *Physiol. Biochem.*, **28**, (2), 251-257.
- TITUS J. E., 1992. Submersed macrophyte growth at low pH. II. CO₂ * sediment interactions. *Oecologia*, **92**, 391-398.
- TOËTZ D. W., 1974. Uptake and translocation of ammonia by freshwater hydrophytes. *Ecology*, **55**, 199-201.
- TREMOLIERES M., CARBIENER R., 1985. Quelques aspects des interactions entre litières forestières et écosystèmes aquatiques ou terrestres. *Rev. Ecol. (Terre-Vie)*, **40**, 435-449.
- TREMOLIERES M., CARBIENER R., ORTSCHIEDT A., KLEIN J-P., 1994. Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain in Alsace in relation to disturbance. *J. Veg. Sci.*, **5**, 169-178.
- TREMOLIERES M., ROECK U., KLEIN J-P., CARBIENER R., 1993. The exchange process between river and groundwater on the Central Alsace floodplain (Eastern France). I. the case of a river with functional floodplain. *Hydrobiologia*, **273**, 19-36.
- TREMOLIERES M., CARBIENER D., CARBIENER R., EGLIN I., ROBACH F., SANCHEZ-PEREZ J. M., SCHNITZLER A., WEISS D., 1991. Zones inondables, végétation et qualité de l'eau en milieu alluvial rhénan: l'île de Rhinau, un site de recherches intégrées. *Bull. Ecol.*, **22**, (3-4), 317-336.
- TREMP H., KOHLER A., 1991a. Die Auswirkungen von Säure- und Aluminiumbelastung auf Submerse Macrophyten. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie Band*, **20**, (2), 569-573.
- TREMP H., KOHLER A., 1991b. Passives Monitoring mit Wassermoosen zur Überwachung der Versauerungs dynamik in pufferschwachen Fließgewässern. Erste Ergebnisse. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie Band*, **20**, (2), 529-535.
- TREMP H., KOHLER A., 1993. Wassermoose als Versauerungsindikatoren. Praxiesorientierte Bioindikationsverfahren mit Wassermoosen zur Überwachung des Säurezustandes von pufferschwachen Fließgewässern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Projekt "Angewandte Ökologie", **6**, 125p.
- TREMP H., KOHLER A., 1995. The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Bot. Gallica*, **142**, (6), 541-550.
- TURNER M. A., HOWELL E. T., ROBINSON G. G. C., BREWSTER J. F., SIGURDSON L. J., FINDLAY D. L., 1995a. Growth characteristics of bloom-forming filamentous green algae in the littoral zone of an experimentally acidified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **52**, 2251-2263.
- TURNER M. A., SCHINDLER D. W., FINDLAY D. L., JACKSON M. B., ROBINSON G. G. C. 1995b. Disruption of littoral algal associations by experimental lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **52**, 2238-2250.

- TURNER M. A., JACKSON M. B., FINDLAY D. L., GRAHAM R. W., De BRUYN E. R., VANDERMEER E. M., 1987. Early responses of periphyton to experimental lake acidification. *Can. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 135-149.
- TWINCH A. J., 1987. Phosphate exchange characteristics of wet and dried sediment samples from a hypertrophic reservoir: implications for the measurements of sediment phosphorus status. *Wat. Res.*, **21**, (10), 1225-1230.
- VAN BREEMEN N., MULDER J., DRISCOLL C. T., 1983. Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil*, **75**, 283-308.
- VANDEN BERGHEN C., 1979. Flore des hépatiques et des anthérocerotes de Belgique. Ed. Jardin Botanique national de Belgique, Meise, 156p.
- VERNEAUX J., 1976. Application de la méthode des "indices biotiques" à l'échelle d'un réseau hydrographique: cartographie de la qualité biologique des eaux. In La pollution des eaux continentales: incidences sur les biocénoses aquatiques, Ed. Gauthiers-Villars Paris, 221-285.
- VERNEAUX J., 1984. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. *Annals. Scient. de l'Univ. Besançon*, **4**, (3), 11-21.
- VIVIER P., 1976. L'eutrophisation des lacs. Structures, fonctionnement et évolution des lacs. In La pollution des eaux continentales: incidences sur les biocénoses aquatiques, Ed. Gauthiers-Villars Paris, 67-87.
- WALTER E., 1938. Compte rendu botanique de l'excursion dans le pays de Bitche. *Bull. Soc. Hist. Nat. Moselle*, **35**, 77-82.
- WEBER-OLDECOP D. W., 1970. Wasserpflanzengesellschaften in östlichen Niedersachsen. (I). *Int. Revue ges. hydrobiol.*, **55**, 913-967.
- WEBER-OLDECOP D. W., 1971. Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen (II). *Int. Revue ges. hydrobiol.*, **56**, 79-122.
- WEBER-OLDECOP D. W., 1977a. *Elodea nuttallii* St John (Hydrocharitaceae), eine neue limnische Phanerogame der deutschen Flora. *Arch. Hydrobiol.*, **79**, (3), 397-403.
- WEBER-OLDECOP D. W., 1977b. Typologisch Bedeutsame Wassergesellschaften von Fließgewässern als Glieder von gesellschaftskomplexen. Tüxen R. Ed. Assoziationskomplex (Sigmeten). *Ber. Internat. Symp. internat. Ver. Vegetationskd.*, 83-95.
- WEHR J. D., WHITTON B. A., 1983a. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses, 2: *Rhynchostegium riparioides*. *Hydrobiologia*, **100**, 261-284.
- WEHR J. D., WHITTON B. A., 1983b. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses, 3: seasonal changes. *Hydrobiol.*, **100**, 285-291.
- WEHR J. D., WHITTON B. A., 1986. Ecological factors relating to morphological variation in the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) C. Jens. *J. Bryol.*, **14**, 269-280.
- WESTLAKE D. F., 1973. Aquatic macrophytes in rivers. A review. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **20** (1), 31-40.

- WHITTON B. A., 1970. Review paper: biology of *Cladophora* in freshwaters. *Water Res.*, **4**, 457-476.
- WHITTON B. A., 1975. Algae. In Studies in ecology. vol 2: River ecology. Ed. Whitton B.A., Blackwell Scientific Publications, 81-105.
- WHITTON B. A., SAY P. J., JUPP B. P., 1982. Accumulation of zinc, cadmium and lead by the aquatic liverwort *Scapania*. *Environ. Pollut.*, **3**, 299-316.
- WIEGLEB G., 1981. Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes. In Colloques de Phytosociologie "Les végétations aquatiques et amphibies", Lille, 1981, 69-83.
- WIGINGTON P. J., DAVIES T. D., TRANTER M., ESHLEMAN K. N., 1990. Episodic acidification of surface waters due to acidic deposition, Napap Report 12. In acidic Deposition: State of Science and Technology. National Acid Precipitation Assessment Program, 200p.
- WIGINGTON P. J., DAVIES T. D., TRANTER M., ESHLEMAN K. N., 1992. Comparison of episodic acidification in Canada, Europe and United States. *Environ. Pollut.*, **78**, 29-35.
- WILS C., SCHNEIDERS A., BERVOETS L., WEISS L., VERHEYEN R. F., 1994. Assessment of the ecological value of rivers in Flanders (Belgium). *Wat. Sci. Tech.*, **30**, (10), 37-47.
- WOLFF.P., 1990. *Potamogeton x variifolius* Thore dans les Vosges Septentrionales plante nouvelle en Europe Centrale. *Bull. Ass. Phil. Als. Lorr*, **25**, 5-20.
- YAN N. D., MILLER G. E., WILE I., HITCHIN G. G., 1985. Richness of aquatic macrophyte floras of soft water lakes of differing pH and trace metal content in Ontario, Canada. *Aquat. Bot.*, **23**, 27-40.
- YOSHIMURA S., 1933. Katanuma, a very strong acid-water lake on Volcano Katanuma, Miyagi prefecture, Japan. *Arch.Hydrobiol.*, **26**, 197-202.