



HAL
open science

**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**

Nathalie Grasmuck

► **To cite this version:**

Nathalie Grasmuck. 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. Biologie végétale. Université Paul Verlaine - Metz, 1994. Français. NNT : 1994METZ071S . tel-01777155

HAL Id: tel-01777155

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01777155v1>

Submitted on 24 Apr 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



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>

THESE

Présentée à l'Université de METZ en vue de l'obtention du grade de :
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE METZ

Mention : Sciences de la vie
 Spécialité : Hydrobiologie

par

Nathalie GRASMUCK

Titre :

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ	
N° inv.	1995075 S
Cote	S/M3 95/39
Loc	Magasin

**LA VEGETATION AQUATIQUE DES COURS D'EAU DE LORRAINE :
 TYPOLOGIE FLORISTIQUE ET ECOLOGIQUE.**

**Contribution à l'étude de l'autoécologie des espèces
 de la flore aquatique lorraine.**

TEXTE

Soutenue le 25 Novembre 1994 devant le jury composé de :

Président de jury	M. PIHAN J.C.	Professeur	Université de Metz
Rapporteurs	Mme GUERLESQUIN M. Mme TREMOLIERES M.	Professeur Professeur	Université Catholique de l'Ouest Université de Strasbourg
Directeur de thèse	M. MULLER S.	Professeur	Université de Metz
Examineurs	M. HAURY J. M. LEGLIZE L.	Maître de Conférences Assistant	ENSA-INRA Rennes Université de Metz

Remerciements

Je remercie tout d'abord Monsieur Michel NOURISSON, Professeur émérite et ancien directeur du Laboratoire d'Ecologie, pour m'avoir accueillie en D.E.A..

Je remercie Monsieur le Professeur Jean Claude PIHAN, Directeur du Centre de Recherches Ecologiques de l'Université de Metz de m'avoir permis de réaliser cette thèse et d'avoir accepté la présidence du jury.

Je remercie également Monsieur Serge MULLER, Directeur du laboratoire de Phytoécologie du CREUM, d'avoir accepté de diriger ce travail.

J'aimerais exprimer ma profonde reconnaissance à Monsieur Lionel LEGLIZE, qui a suivi et dirigé mon travail de D.E.A. et sans qui, ce travail de thèse n'aurait sans doute pas vu le jour.

Je remercie également chaleureusement Monsieur Jacques HAURY qui m'a suivie tout au long de ces années et qui a su, par ses conseils et ses encouragements, m'épauler efficacement.

J'adresse mes sincères remerciements à Mesdames Micheline GUERLESQUIN et Michèle TREMOLIERES pour l'honneur qu'elles m'ont fait de juger ce travail et d'en être les rapporteurs.

Je remercie également l'agence de l'Eau Rhin-Meuse, partenaire financier de cette étude.

Mes plus sincères remerciements s'adressent à Mireille OLLIVIER pour son aide précieuse et efficace dans la documentation et aussi pour la correction du manuscrit.

Je remercie également les personnes qui ont contribué de diverses façons à ce travail et qui m'ont généreusement offert leur aide :

Philippe ROUSSELLE, pour l'élaboration du logiciel de spectres écologiques et pour sa disponibilité à toute épreuve,

Marie Christine PELTRE, pour ses conseils dans la détermination des algues filamenteuses et pour m'avoir fait connaître le groupe A.N.P.P.,

Jean Pierre DECLoux et Pierre PARIS, pour leur disponibilité, leurs conseils et leurs critiques

Gabrielle THIEBAUT, pour nos échanges à la fois de bibliographie et d'expériences de terrain,

Nathalie KLEINEN, pour sa disponibilité et celle de "son" imprimante laser...

C'est avec grand plaisir que je remercie tout le personnel et mes camarades du laboratoire pour leur aide et la bonne ambiance qu'ils ont su créer durant ces années passées parmi eux.

Sommaire

INTRODUCTION

	pages
1. PROBLEMATIQUE	3
2. LES VEGETAUX AQUATIQUES	5
2.1. Terminologie et variabilité morphologique	5
2.1.1. <i>Terminologie</i>	5
2.1.2. <i>Variabilité morphologique</i>	6
2.1.2.1. Les hydrophytes	6
2.1.2.2. Les hélrophytes	7
2.1.2.3. Les algues	7
2.1.3. <i>Bilan</i>	8
2.2. Relations végétaux aquatiques et biotope	10
2.2.1. <i>Influence du biotope sur l'implantation des macrophytes</i>	10
2.2.2. <i>Les végétaux aquatiques : descripteurs des conditions morphométriques et hydrologiques du biotope</i>	10
2.2.3. <i>Les plantes aquatiques : intégratrices des variations de la chimie de l'eau</i>	11
2.2.4. <i>Les plantes aquatiques : un "compartiment" de la rivière</i>	11
2.3. Différentes approches dans l'étude des végétaux aquatiques	12
2.3.1. <i>L'écologie des espèces</i>	13
2.3.2. <i>L'étude des groupements végétaux</i>	14
3. LA VALEUR BIOINDICATRICE DES VEGETAUX AQUATIQUES	15
3.1. Diagnostic de la qualité de l'eau par les macrophytes	15
3.1.1. <i>Diagnostic de la trophie de l'eau par les macrophytes</i>	16
3.1.2. <i>Description de facteurs abiotiques tels que l'hydrologie et la morphométrie par les macrophytes</i>	17

3.2. Différents niveaux de bioindication par les macrophytes	18
3.2.1. <i>Espèces analysées séparément</i>	18
3.2.2. <i>Espèces étudiées conjointement</i>	18
3.2.2.1. Des groupements végétaux	18
3.2.2.2. Des indices macrophytes	19
4. OBJECTIFS DE L'ETUDE	24

1ère partie

MILIEU et METHODES D'ETUDE

1. CADRE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE	27
1.1. Cadre géographique	27
1.2. Cadre géologique	29
2. ECHANTILLONNAGE DES COURS D'EAU	31
2.1. Choix des cours d'eau	31
2.2. Découpage abiotique	34
2.3. Choix des stations d'étude	34
2.4. Calendrier d'étude	35
3. RESULTATS DE L'ECHANTILLONNAGE	35
3.1. Perméabilité et ordre de drainage	35
3.2. Débits et surfaces de bassins versants	37
4. DESCRIPTEURS ABIOTIQUES DU COURS D'EAU	37
4.1. Descripteurs géologiques	37
4.2. Descripteurs morphométriques	38
4.3. Descripteurs climatiques	39
4.4. Descripteurs chimiques	41

5. ETUDE DE LA VEGETATION AQUATIQUE	43
5.1. Méthodologie	43
5.2. Remarques et problèmes méthodologiques rencontrés	44
5.2.1. <i>Définition du lit apparent</i>	44
5.2.2. <i>Identification des espèces aquatiques</i>	44
6. EXPLOITATION DES DONNEES	46

2ème partie

<p align="center">ANALYSE DES RESULTATS SELON LES SUBSTRATS GEOLOGIQUES</p>
--

1. PRESENTATION DES RESULTATS	51
1.1. Les végétaux rencontrés	51
1.2. Les dosages chimiques	53
1.3. Les débits	55
2. CARACTERISATION DES SUBSTRATS GEOLOGIQUES	59
2.1. La classe des grès P11	59
2.2. La classe des calcaires P12	61
2.3. La classe des alternances de roches perméables et imperméables P2	63
2.4. La classe des marnes P31	63
2.5. La classe des granites P33	63
2.6. Bilan de l'étude des classes de perméabilité	66
3. ANALYSE DES DONNEES FLORISTIQUES	71
3.1. Comparaison des cortèges floristiques inter-cours d'eau	71
3.1.1. <i>Principe</i>	71
3.1.2. <i>Analyse qualitative des différents cortèges floristiques</i>	73
3.1.2.1. Les relevés sur granites P33	73
3.1.2.2. Les relevés sur grès P11	74

3.1.2.3. Les relevés sur calcaires P12	75
3.1.2.4. Les relevés sur marnes P31	76
3.1.2.5. Les relevés sur alternances P2	76
<i>3.1.3. Intérêt du tableau floristique</i>	76
3.2. Distribution longitudinale de la végétation aquatique des cours d'eau lorrains	77
<i>3.2.1. Les cours d'eau sur granites</i>	77
<i>3.2.2. Les cours d'eau sur grès</i>	79
<i>3.2.3. Les cours d'eau sur marnes du Keuper</i>	83
<i>3.2.4. Les cours d'eau sur alternances</i>	84
<i>3.2.5. Les cours d'eau sur calcaires</i>	84
3.2.5.1. Etude comparative du Rupt de Mad	85
3.3. Fluctuations saisonnières de la végétation aquatique des cours d'eau lorrains	88
<i>3.3.1. Les cours d'eau sur granites</i>	88
<i>3.3.2. Les cours d'eau sur grès</i>	89
<i>3.3.3. Les cours d'eau sur marnes du Keuper</i>	89
<i>3.3.4. Les cours d'eau sur alternances</i>	89
<i>3.3.5. Les cours d'eau sur calcaires</i>	90
3.3.5.1. Les variations temporelles de la végétation du Rupt de Mad	90
3.4 Bilan de l'analyse des données floristiques	93
4. CONCLUSION	94

UTILISATION DES ANALYSES FACTORIELLES DE DONNEES POUR ETABLIR UNE TYPOLOGIE DE LA VEGETATION AQUATIQUE DES COURS D'EAU LORRAINS
--

1. PRESENTATION	99
1.1. Les méthodes utilisées	99
1.2. Les différents traitements effectués	101
2. DESCRIPTION DE L'ENSEMBLE DES VARIABLES, DES INDIVIDUS ET DES DIFFERENTES CORRELATIONS	102
2.1. Caractérisation des axes par les variables continues	102
2.2. Répartition des variables exprimées en classes et des individus	108
2.2.1. <i>Lors de l'Analyse en Composantes Principales</i>	108
2.2.2. <i>Lors de l'Analyse en Composantes Multiples</i>	108
2.3. Les différentes corrélations observées	109
2.4. Bilan	113
3. UNE TYPOLOGIE ISSUE DE LA CHIMIE DE L'EAU	113
3.1. L'Analyse en Composantes Principales	113
3.2. La Classification Ascendante Hiérarchique et la partition en classes	117
3.3. Bilan d'une typologie issue de la chimie de l'eau	121
4. MISE EN EVIDENCE DES CORRELATIONS ENTRE VEGETAUX AQUATIQUES ET DESCRIPTEURS ABIOTIQUES	123
4.1. Les descripteurs abiotiques sont les variables actives	123
4.1.1. <i>L'ACP</i>	123
4.1.2. <i>La CAH et la partition en classes</i>	125
4.2. Les taxons végétaux sont les variables actives	129
4.2.1. <i>L'ACP</i>	129
4.2.2. <i>La CAH et la partition en classes</i>	131
4.3. Bilan	134
5. CONCLUSION	136

4ème partie

**ÉCOLOGIE DES PRINCIPALES ESPÈCES
VÉGÉTALES RENCONTRÉES**

1. METHODOLOGIE	139
1.1. Sélection des espèces végétales	139
1.2. Descripteurs écologiques	140
1.3. Outils méthodologiques	141
1.3.1. <i>Spectres écologiques</i>	141
1.3.2. <i>Profils écologiques</i>	142
1.4. Détermination des classes des paramètres étudiés	143
1.4.1. <i>Le paramètre conductivité</i>	147
1.4.2. <i>Les phosphates</i>	149
1.4.3. <i>Les nitrates</i>	149
1.4.4. <i>L'azote ammoniacal</i>	151
2. ÉCOLOGIE DES PRINCIPALES ESPÈCES VÉGÉTALES RENCONTRÉES	152
2.1. Les principales espèces de bryophytes	152
2.2. Les espèces de callitriches rencontrées	163
2.3. Les espèces de renoncules rencontrées	173
2.4. Autres espèces de phanérogames	179
2.4.1. <i>Comparaison des spectres écologiques des espèces prédominantes</i>	179
2.4.2. <i>Étude des profils écologiques de quelques espèces</i>	181
2.4.2.1. Le premier groupe d'espèces	181
2.4.2.2. le deuxième groupe d'espèces	185
2.5. Les genres d'algues filamenteuses	191
2.5.1. <i>Les algues et la conductivité de l'eau</i>	191
2.5.2. <i>Les algues et les concentrations en phosphates dans l'eau</i>	193

2.5.3. <i>Les algues et les concentrations en nitrates dans l'eau</i>	193
2.5.4. <i>Les algues et les concentrations en azote ammoniacal dans l'eau</i>	193
2.5.5. <i>Les algues et la teneur en calcium dans l'eau</i>	195
2.5.6. <i>Bilan sur l'écologie des algues filamenteuses</i>	195
2.5.6.1. <i>Au niveau de la trophie de l'eau</i>	196
2.5.6.2. <i>Au niveau de la minéralisation de l'eau</i>	197
3. CONCLUSION	199
3.1. <i>Définition de groupes écologiques</i>	199
3.2. <i>Bilan</i>	204

Sème partie

DISCUSSION

1. LES PHYTOCENOSES AQUATIQUES :SITUATION DE LA LORRAINE PAR RAPPORT A D'AUTRES REGIONS	207
1.1. <i>Les cours d'eau s'écoulant sur roches cristallines</i>	208
1.2. <i>Les cours d'eau s'écoulant sur grès</i>	209
1.3. <i>Les cours d'eau s'écoulant sur marnes</i>	210
1.4. <i>Les cours d'eau s'écoulant sur calcaires</i>	212
1.5. <i>Bilan</i>	213
2. UNE TYPOLOGIE DES COURS D'EAU FONDEE SUR LES VEGETAUX AQUATIQUES	215
2.1. <i>Différentes méthodes d'exploitation des résultats</i>	215
2.1.1. <i>L'échantillon lorrain</i>	215
2.1.2. <i>Des résultats anglais</i>	217
2.1.3. <i>Complémentarité des approches lithologiques et statistiques</i>	219
2.2. <i>Comparaison entre deux classifications statistiques</i>	219
2.3. <i>Variations saisonnières des végétaux aquatiques</i>	222

3. UTILISATION DES VEGETAUX AQUATIQUES DANS L'ESTIMATION DE LA QUALITE DES COURS D'EAU	224
3.1. Contribution à la détermination de taxons bioindicateur	224
3.2. Les différents paramètres étudiés	225
3.3. Les limites de la bioindication par les macrophytes	227
3.4 Conclusion	227

CONCLUSION GENERALE

231

BIBLIOGRAPHIE

239

INTRODUCTION

1. PROBLEMATIQUE

Les cours d'eau constituent des écosystèmes complexes du fait de leur constante évolution. Leur gestion demeure essentielle pour l'homme et nécessite une bonne connaissance de tous les facteurs d'environnement susceptibles d'intervenir sur les biotopes et les biocénoses.

Des phénomènes de **proliférations** de végétaux aquatiques, développements excessifs conduisant à des peuplements souvent monospécifiques, atteignent désormais les **eaux courantes**. Les **pullulations de type phytoplanctonique** sont à l'origine de la prise de conscience du phénomène, pour les eaux continentales. Dans le Nord-Est de la France, les bassins de la Moselle et de la Meuse sont touchés.

. en juillet 1976, sur la Moselle aval, GIGLEUX (1985) a signalé l'apparition de fleurs d'eau due à la prolifération d'une cyanophycée *Microcystis aeruginosa*.

. la Meuse présente régulièrement depuis 1980, une coloration verte de ses eaux (CSP, 1983 in GIGLEUX, 1985), observée jusqu'en Belgique.

Dans un certain nombre d'autres cours d'eau, des développements importants d'**algues filamenteuses** et de **phanérogames**, sont apparus, par exemple la Renoncule flottante dans la Semois, en Belgique (SKA & VANDER BORGHT, 1986).

Les proliférations de végétaux en rivières entraînent de nombreuses nuisances :

. une baisse de la qualité de l'eau (modification des teneurs en oxygène dissous, élévation du pH, etc...),

Par la photosynthèse, les macrophytes participent à l'oxygénation de l'eau et peuvent modifier le pH. En cas de proliférations, elles entraînent des augmentations importantes de pH (jusqu'à 10, GAL (1991)) et peuvent déterminer une toxicité ammoniacale se traduisant par des mortalités au niveau des peuplements piscicoles comme cela a été observé suite à des proliférations de renoncule flottante (VANDER BORGHT, 1980). On peut

- de plus assister à des phénomènes d'anoxie en fin de nuit.
- . des risques de colmatage des prises d'eau en cas d'entraînement,
- . des perturbations d'écoulement en périodes de basses eaux,
- . un aspect visuel parfois repoussant
- . d'éventuelles toxicités pour certaines algues (des Cyanophycées et des Dinophycées qui peuvent provoquer des désordres intestinaux chez l'homme, des réactions allergiques et la mort d'animaux (GIGLEUX, 1992)).

Ces dommages se chiffrent en millions de francs pour les gestionnaires du milieu tels que les Agences de l'Eau, par exemple : détarage des stations de jaugeage (0,6 million de F/an) ou surcoût de la fabrication d'eau potable (2,6 millions de F/an) selon l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (1989).

La sauvegarde des milieux aquatiques et de toutes les activités qui s'y rattachent (pêche, pisciculture, tourisme...) constitue une réponse à la demande des gestionnaires, mais c'est également une préoccupation fondamentale concernant le milieu aquatique.

Les proliférations végétales sont le reflet d'un déséquilibre de l'écosystème.

L'étude des végétaux aquatiques et de leurs conditions de développement est indispensable pour pouvoir expliciter ce phénomène, afin d'essayer de le maîtriser. En effet, pour définir scientifiquement la notion de prolifération, il faut connaître ou alors pouvoir estimer le peuplement potentiel du cours d'eau.

Or, les données sur la distribution ou l'écologie des plantes aquatiques en cours d'eau sont peu nombreuses. La flore des rivières est souvent mal connue, contrairement à celle des étangs ou des plans d'eau (LACHAVANNE *et al.*, 1986, par exemple). Cependant, WHITTON (1979), MERIAUX (1982a), HAURY (1985), HASLAM (1987) et CARBIENER *et al.* (1990) ont montré que l'étude des phytocénoses en cours d'eau permettait de parfaire la connaissance de la qualité du milieu.

Notre étude va donc porter sur l'analyse de la distribution des végétaux aquatiques des cours d'eau lorrains pour permettre d'en établir une typologie.

2. LES VEGETAUX AQUATIQUES

2.1. Terminologie et variabilité morphologique

2.1.1. Terminologie

De par la racine grecque, macros : grand et phytos : plante, une **macrophyte** est une plante de grande taille, ou plus précisément une plante visible à l'oeil nu.

Toutefois, ce terme est essentiellement utilisé pour les végétaux supérieurs et les bryophytes, se développant dans ou à proximité des nappes d'eau (LEMAIRE & LEMAITRE, 1975). Il englobe toutes les espèces aquatiques de **phanérogames**, les espèces de **bryophytes** (mousses et hépatiques) et même les genres d'**algues filamenteuses** (BUTCHER, 1933 ; WIEGLEB, 1988).

Les macrophytes sont habituellement divisées en deux grandes catégories :

(1) les **hydrophytes** : plantes submergées, flottantes, fixées ou libres,

(2) les **hélrophytes** : plantes du bord des eaux dont les organes de résistance se trouvent dans la vase.

Une catégorie intermédiaire, les **amphiphytes**, est parfois distinguée par certains auteurs.

Ce sont des espèces "possédant des formes ou organes aquatiques et palustres, dont la morphologie dépend du milieu de vie et qui végètent dans ou hors de l'eau" (HAURY, 1992), par exemple *Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria fluitans*, *Oenanthe crocata*, *Apium nodiflorum*, *Polygonum sp*, *Scirpus sp*. Cette catégorie se retrouve également chez SELL (1965) et inclut les plantes intermédiaires entre des plantes mésio-hydrophytes et des plantes hydrophytes.

Les plantes amphiphytes peuvent être synonymes d'hélrophytes pour d'autres auteurs et notamment BARBE (1984), qui considère deux grandes catégories : amphiphytes et hydrophytes, avec au sein des amphiphytes, les hélrophytes (*Carex sp*, *Sparganium erectum*, par exemple) et les pseudohydrophytes (*Sagittaria sagittifolia*, *Alisma plantago-aquatica*, *Menyanthes trifoliata*, par exemple).

2.1.2. Variabilité morphologique

"De nombreuses classifications des plantes aquatiques basées sur leur morphologie et leur tolérance écologique ont été proposées, mais elles n'ont pas vraiment trouvé une acceptation unanime", comme le constate COOK (1990).

2.1.2.1 Les hydrophytes

En ce qui concerne les hydrophytes, les auteurs ont adopté une classification assez similaire et aboutissent à trois types éco-morphologiques voisins.

Le premier critère de différenciation utilisé est le degré de fixation et ensuite la position du végétal par rapport à la lame d'eau (BARBE, 1984 ; MONTEGUT, 1987 ; HAURY, 1992 ; par exemple)

L'inverse peut également être décrit : COOK (1990), par exemple, identifie d'abord des plantes immergées, émergées et flottantes ; HASLAM (1978) sépare les plantes immergées et flottantes des plantes dressées plus ou moins hors de l'eau.

Le résultat est relativement identique et aboutit à trois catégories d'hydrophytes.

*** les hydrophytes libres nageants appelés aussi pleustophytes**
(BARBE, 1984 ; HAURY, 1992) *Lemna minor*, *Hydrocharis sp*, *Utricularia sp*

*** les hydrophytes radicants avec feuilles flottantes**
Nuphar lutea, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans*

*** les hydrophytes radicants totalement immergés**
tels les élodéides et les myriophyllides, ainsi que les bryophytes, bien qu'ils ne possèdent pas de réelles racines.

Cette classification des hydrophytes se retrouve dans les groupes (1)-(3) et (4) définis par PIETERSE (1990) auxquels se rajoutent les plantes émergées (2) (nos héliophytes) et les algues unicellulaires et filamenteuses (5).

Les types éco-morphologiques des hydrophytes peuvent encore être détaillés (COOK, 1990 ; HAURY, 1992, par exemple). Mais, comme ils ne constituent pas la base de notre étude, nous nous contenterons de décrire les trois grands types d'hydrophytes, nageants, flottants et immergés, le cas échéant.

2.1.2.2. Les héliophytes

Des héliophytes peuvent être classées comme étant strictement aquatiques, par comparaison avec des héliophytes dites sub- ou supra-aquatiques.

Les espèces dites **héliophytes strictement aquatiques** sont par exemple *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*.

Les **héliophytes sub-aquatiques** colonisent la zone marginale comprise entre la berge avec sa végétation quasi-terrestre et l'eau avec sa végétation aquatique. La définition de cette zone est d'ailleurs souvent sujette à discussions. Les espèces de cette zone marginale ont été recensées sur le terrain, par exemple *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, mais ne seront pas incluses dans les exploitations réalisées, en raison d'un inventaire qualitatif difficilement interprétable à ce niveau.

2.1.2.3. Les algues

Les genres d'algues sont regroupés dans une même catégorie, excepté les charophytes, classées parmi les hydrophytes radicants immergés selon COOK (1990) et PIETERSE (1990), bien qu'elles ne disposent pas de racines.

HAURY (1992), en faisant référence à MAKIRINTA (1978), les considère comme une catégorie propre au sein des algues, les charides, qui constituent un type évolué d'algues avec différenciation d'un axe et de rameaux et dont la base est dans le sédiment.

Parmi les autres algues, plusieurs types éco-morphologiques sont distingués selon HAURY (1992):

- . les colonies benthiques de diatomées ou de cyanophycées
- . les espèces formant des taches sur les pierres, comparables aux lichens incrustants (*Hildenbrandia rivularis*, par exemple)
- . les algues présentant des thalles gélatineux (Hydrurides)

- . les algues formant un feutrage de filaments appliqués sur le substrat avec ou sans coussinets (genres tels *Vaucheria sp* et *Cladophora sp*)
- . les algues filamenteuses à base toujours fixée sur un substrat stable (*Lemanea sp*)
- . les algues filamenteuses souvent épiphytes, qui se développent indépendamment du substrat (*Spirogyra sp*)

2.1.3. Bilan

Le degré de finesse des classifications étudiées varie selon les auteurs ; cela résulte, en grande partie, du type d'étude entrepris par chacun.

Lors de l'étude descriptive d'un écosystème aquatique, la classification devra être très précise. En revanche, COOK (1990), qui s'intéresse plus particulièrement aux nuisances occasionnées par les plantes aquatiques, va opposer les espèces flottantes, synonymes de "pestes d'eau", aux espèces immergées qui sont considérées comme moins nuisantes mais qui peuvent localement occasionner de gros problèmes ; il cite l'exemple de *Elodea canadensis*.

En plus de l'objectif même de l'étude qui peut influencer sur la classification utilisée, les plantes étudiées et la période à laquelle on s'y intéresse font intervenir un autre facteur. Par exemple, certaines hélophytes passent par une phase de croissance transitoire où elles sont sous une forme aquatique et pourraient alors être classées parmi les hydrophytes. (Le terme d'amphiphyte est alors justifié.)

Fréquemment, et surtout en période de sécheresse, des plantes nageantes ou submergées adoptent des formes terrestres : *Potamogeton densus*, *P. perfoliatus* et *Nuphar lutea*, par exemple, (SELL, 1965). "Ces formes terrestres cependant ne peuvent survivre longtemps en dehors du milieu aquatique. Il en est de même pour les formes submergées accidentelles qui ne peuvent vivre indéfiniment sous l'eau, ou seulement à l'état stérile. Il ne faut voir en elles que des adaptations temporaires extrêmes."

"En ce qui concerne les callitriches, chaque espèce se présente fréquemment sous ses trois formes principales : la forme rosette nageante, la forme complètement submergée sans rosette nageante et la forme terrestre. Ces formes correspondent respectivement aux eaux calmes et abritées, aux eaux courantes et aux abords immédiats des eaux. Chacune de ces formes est une adaptation spéciale à des conditions relativement bien définies et suivant ces conditions l'espèce se place dans l'une ou l'autre catégorie d'hygrophytes." (SELL, 1965). Le terme batrachiide permet d'intégrer les trois formes.

Citons un autre exemple, *Glyceria fluitans* : cette glycérie se rencontre, en effet, dans la nature sous trois formes différentes (DETHIOUX, 1987) :

- . la forme dressée se présente quand le milieu est plus terrestre qu'aquatique,
- . la forme flottante sur l'eau, en s'écartant comme les doigts d'une main, et qui est généralement implantée contre la rive, se développe là où le courant est moins fort,
- . la forme submergée, dont toutes les feuilles sont semblables à des rubans, existe en plein courant dans les ruisseaux aux eaux vives.

Il apparaît donc complexe et délicat de classer les végétaux aquatiques uniquement sur une base éco-morphologique. Ceux-ci présentent une grande faculté d'adaptation aux conditions du milieu les accueillant. Contrairement aux plantes terrestres, ils sont dotés d'une variabilité importante et rapide de leur morphologie.

"Pour délimiter le domaine des plantes aquatiques au sens large, il est indispensable de tenir compte du plus grand nombre possible de facteurs auxquels sont soumises les plantes, écologiques, biologiques et stationnels." (SELL, 1965).

Dans notre étude, les végétaux aquatiques suivants ont été pris en compte : les héliophytes, les hydrophytes et les algues filamenteuses.

La liste des espèces rencontrées avec les types d'appartenance est présentée en annexe I.3.

2.2. Relations végétaux aquatiques et biotope

2.2.1. Influence du biotope sur l'implantation des macrophytes.

*** Descripteurs physiques**

Le courant est le critère majeur (DAWSON, 1988) déterminant la forme et la croissance des végétaux et définissant l'habitat. Selon la vitesse du courant (WIEGLEB, 1988), la nature et la granulométrie du substrat ou la hauteur d'eau, par exemple, le développement de certaines espèces sera favorisé ou non.

D'après DETHIOUX (1987), si le fond est trop caillouteux et dépourvu d'éléments fins, les macrophytes ne pourront pas s'implanter et seules les bryophytes parviendront à coloniser les cailloux. Toujours selon cet auteur, la profondeur doit être d'au moins 15 cm pour être favorable au développement des végétaux.

La stabilité du substrat est la première exigence pour la croissance des macrophytes fixés, cela surpasse même l'importance des conditions physico-chimiques (WIEGLEB, 1988).

Des conditions d'habitat trop rigoureuses influent également sur l'implantation des végétaux, par exemple un fort courant ou des crues fréquentes (BUTCHER, 1933).

*** Descripteurs chimiques**

Les nutriments et la minéralisation de l'eau sont deux paramètres importants dans le développement des végétaux aquatiques. Ils déterminent la nature et la structure des communautés de macrophytes.

2.2.2 Les végétaux aquatiques : descripteurs des conditions morphométriques et hydrologiques du biotope.

Les types éco-morphologiques, vus précédemment, en sont un bon exemple.

La présence de lentilles d'eau indique une quasi-absence de courant (HAURY, 1992) et celle des populations de nénuphars, des eaux profondes.

Le fonctionnement hydrologique des rivières phréatiques du Ried alsacien a été étudié par l'intermédiaire des macrophytes (CARBIENER *et al.*, 1988).

2.2.3 Les plantes aquatiques : intégratrices des variations de la chimie de l'eau

Les plantes aquatiques reflètent mieux l'état d'un cours d'eau que bon nombre d'analyses chimiques ponctuelles (DESCY, 1973 ; HASLAM, 1978 ; HOLMES & NEWBOLD, 1984, par exemple). *"Les plantes aquatiques illustrent la variabilité inhérente à une portion de rivière, elles ont l'avantage d'exister durant toute la saison et répondent aux changements de conditions à la fois du sol et de l'eau. Une seule prospection peut suffire à indiquer le niveau trophique de l'habitat"*. (HOLMES & NEWBOLD, 1984)

2.2.4. Les plantes aquatiques : un "compartiment" de la rivière

En effet, les plantes aquatiques occupent une fonction au sein de l'écosystème aquatique et influent directement sur le biotope et les biocénoses végétales et animales.

Les végétaux aquatiques sont à la fois **des descripteurs et des acteurs** du fonctionnement de la rivière.

La présence de plantes aquatiques dans un cours d'eau entraîne des modifications de type :

- physique

- . avec la création de **microhabitats** (pour des végétaux, des macroinvertébrés et également des poissons (DAWSON, 1988 ; WIEGLEB, 1988 ; HAURY *et al.*, 1991) et la possibilité de colonisation par certaines espèces (complémentarité bryophytes et renoncules, par exemple)
- . elles peuvent constituer un **frein à la circulation de l'eau** d'où un possible ralentissement du courant (DAWSON, 1988) et faciliter la sédimentation donc un meilleur éclaircissement.
- . leur présence peut entraîner une **diminution de la colonne d'eau disponible** (DAWSON, 1988)
- . mais elles peuvent également constituer un **écran** entre les échanges **thermiques** air-eau, lors de proliférations avec la présence de couvercles de

lentilles ou d'algues filamenteuses. Elles peuvent ainsi modifier la quantité et la qualité de lumière pénétrant la colonne d'eau (WIEGLEB, 1988)

- chimique

. par la **modification** de l'équilibre calco-carbonaté lors de la photosynthèse, et l'oxygénation de l'eau, avec des variations des concentrations en O₂ et CO₂ selon l'heure de la journée (GAL, 1991).

. par l'**assimilation** (WIEGLEB, 1988) (et l'**accumulation**) d'éléments nutritifs dissous dans l'eau, d'où des diminutions de concentrations

Les besoins sont très différents en fonction de la plante, de sa biomasse et de sa période de croissance, mais également de la saison (métabolisme plus ou moins actif).

. par le **relargage** de différents composés de dégradation durant la vie de la plante et également lors de sa sénescence avec par exemple la production de matière organique (WIEGLEB, 1988). Dans les eaux peu profondes, cela peut être équivalent à l'apport de matière organique lors de la chute des feuilles (DAWSON, 1988).

L'étude des végétaux aquatiques est donc particulièrement complexe vu les relations étroites qu'elles développent avec le milieu.

2.3. Différentes approches dans l'étude des végétaux aquatiques

L'étude des végétaux aquatiques préoccupait déjà BUTCHER en 1933, en Angleterre. Il a d'ailleurs accompli un travail toujours d'actualité en ce qui concerne les facteurs de leur distribution en rivières. ALLORGE (1922, *in* HAURY, 1985) en France, a étudié les associations végétales des rivières du Vexin. L'écologie des plantes aquatiques a été étudiée par GEHU (1959), notamment dans le bassin de la Sambre.

Mais, c'est surtout à partir des années 1970, avec les travaux de CARBIENER (1969) sur les rivières alsaciennes et la thèse de DECORNET (1979) sur deux rivières lorraines, l'Orne et le Rupt de Mad, que des approches phytosociologiques ont été appliquées au milieu aquatique, au niveau français. La biotypologie du Doubs par VERNEAUX (1973) inclut également des macrophytes.

Durant les années 1980, d'autres études ont été menées sur ce thème (HAURY, 1985 ; BALOCCO-CASTELLA, 1988 ; CARBIENER *et al.*, 1988 ; MULLER, 1990b, par exemple).

En effet, les problèmes liés aux proliférations macrophytiques, ont engendré une prise de conscience du manque de données concernant l'écologie de ces végétaux.

2.3.1. L'écologie des espèces

Aux Etats-Unis, et contrairement aux pays européens, c'est l'étude de l'autoécologie des macrophytes qui domine (CARIGNAN & KALFF, 1980 ; BARKO & SMART, 1980 ; PIP, 1987 ; CARTER *et al.*, 1985).

Cependant, les données en autoécologie qui existent, sont souvent issues d'expérimentations en laboratoire, comme celles de HOOTSMANS & VERMAAT (1991), par exemple, pour *Potamogeton pectinatus*.

En ce qui concerne les données de terrain, des profils écologiques ont été construits pour certaines espèces, comme ceux de HASLAM (1978), NEWBOLD & HOLMES (1987) et HAURY (1989,1990). Ces profils sont intéressants mais ils restent parfois imprécis au niveau :

- . des déterminations spécifiques.

HASLAM (1978) en particulier s'arrête au genre pour les taxons dont la détermination pose problème, les callitriches et les renoncules notamment. Les espèces de ces deux genres ayant des habitats parfois assez différents, il n'est donc pas judicieux de les amalgamer dans une étude visant à définir leur écologie.

- . de la prise en compte des paramètres chimiques.

NEWBOLD & HOLMES (1987), par exemple, classent les espèces en fonction de leur niveau trophique sans préciser les gammes de chimie ou de minéralisation concernées.

Il nous faut donc constater que les données relatives à l'autoécologie des macrophytes sont peu nombreuses et peu précises.

2.3.2. L'étude des groupements de végétaux aquatiques

Des auteurs orientent plutôt leurs travaux vers l'étude des groupements de végétaux aquatiques.

Deux approches peuvent être adoptées :

- * une **approche phytosociologique**
- * une **approche floristique**

En Allemagne, c'est la démarche phytosociologique qui prime (KOHLER *et al.*, 1973 ; KOHLER & SCHIELE, 1985 ; WIEGLEB, 1983a, 1984, 1988). Ce sont alors les associations végétales qui peuvent être indicatrices de la trophie des eaux. Cette approche phytosociologique est également utilisée en France (DECORNET, 1979 ; CARBIENER *et al.*, 1988, 1990 ; MULLER, 1990b ; TREMOLIERES *et al.*, 1993, par exemple).

En l'Angleterre, par contre, l'approche floristique est préférée. Les végétaux aquatiques sont alors utilisés comme indicateurs de la qualité des eaux, une approche plus spécifiquement hydrologique.

Des typologies sont établies en Angleterre, vers les années 1980, avec les travaux de HASLAM et WOLSELEY (1981), HARDING (1981), HOLMES (1983) et NEWBOLD et HOLMES (1987).

Au Luxembourg, des applications de la méthode utilisée par HASLAM (HASLAM & WOLSELEY, 1981) et du calcul du degré de perturbation, ont été étudiées sur quelques rivières (WOLFF, 1987 ; HASLAM & MOLITOR, 1988).

En Belgique, des travaux, intéressants pour leur approche méthodologique ont été réalisés par DETHIOUX (1987) et repris par WOLFF (1987). Ils définissent des critères à utiliser pour la caractérisation des cours d'eau (physiques, morphométriques, chimiques, biologiques et d'environnement). Et ils proposent de répartir les espèces en fonction de l'importance du cours d'eau : ruisselets, ruisseaux et rivières.

Ces deux approches, phytosociologique et floristique, peuvent être complémentaires pour caractériser le milieu aquatique.

DECORNET (1979) a d'ailleurs testé les deux sur l'Orne et le Rupt de Mad. Il a constaté que les résultats des deux études convergeaient. Cependant, un ensemble floristique ne peut pas être assimilé à une association végétale, mais on peut y reconnaître des caractéristiques d'associations connues. DECORNET (1981) parle alors de "paysage fluvial".

DECORNET (1979) souligne cependant lui-même que *"la phytosociologie constitue un outil un peu trop lourd ou trop général de diagnose de qualité des eaux, par rapport à la diagnose floristique qui donne des résultats plus rapides. Cette dernière permet de serrer davantage la réalité du point de vue de la qualité des eaux mais ne renseigne pas sur la physionomie des cours d'eau du point de vue de la végétation"*.

3. LA VALEUR BIOINDICATRICE DES VEGETAUX AQUATIQUES

La distribution des macrophytes dans les rivières n'est pas le fruit du hasard (WIEGLEB, 1984 ; PENUÉLAS & SABATER, 1987). Son interprétation permet de caractériser le déterminisme des principales espèces rencontrées mais également d'évaluer la qualité de l'eau et aussi du biotope.

3.1 Diagnostic de la qualité de l'eau par les macrophytes

Il est fondé sur deux grands types de bioindication : la trophie de l'eau et la description du biotope.

Définissons, tout d'abord, cette notion de trophie de l'eau.

"Quelle que soit la vitesse d'évolution d'un milieu aquatique, il passe au début de sa vie par un état caractérisé par la prédominance de facteurs physiques et chimiques et par le rôle relativement faible joué par les organismes dans sa vie. C'est la phase d'oligotrophie." (DUSSART, 1992) Ceci est particulièrement vrai pour des écosystèmes tels que les lacs et les étangs mais cela peut s'appliquer également aux zones amont des cours d'eau. Trois stades sont classiquement identifiés : l'oligotrophie, la mésotrophie et l'eutrophie.

Par un enrichissement en éléments nutritifs, on passe d'un stade oligotrophe à un stade eutrophe. L'eutrophisation est un phénomène naturel d'évolution des milieux aquatiques. Un milieu eutrophe est étymologiquement un milieu bien nourri, en équilibre.

Le terme d'eutrophisation a souvent été utilisé péjorativement et qui plus est, à tort lors des phénomènes de proliférations. Les définitions de l'eutrophisation sont souvent controversées, voire même confuses en ce qui concerne la différenciation des causes et des conséquences.

Dans le cas de proliférations et de diminution de la diversité spécifique, les capacités nutritives du milieu se sont particulièrement développées, un déséquilibre est né, il y a nuisance et il est alors préférable de parler d'**hypertrophisation** (CARBIENER, 1990). De plus, d'autres paramètres naturels (débits faibles, éclaircissement important) ou d'origine anthropique (rejets divers) viennent ensuite accentuer ce déséquilibre.

3.1.1. Diagnostic de la trophie de l'eau par les macrophytes

La trophie de l'eau peut être évaluée en milieu oligosaprobe. C'est ce qui a été utilisé pour la mise au point des échelles de bioindication. Des plantes sensibles, par exemple, *Potamogeton polygonifolius* en eaux oligotrophes acides (PESEUX, 1989 ; MULLER, 1990b) et *Potamogeton coloratus*, sensible à l'ammonium, en particulier, dans les eaux calcaires (KLEIN & CARBIENER, 1988 ; CARBIENER *et al.*, 1990), sont de bons indicateurs du niveau trophique de l'eau.

Dans les milieux eutrophes, d'autres espèces sont présentes, *Myriophyllum spicatum* ou *Potamogeton crispus*, par exemple. La trophie peut être évaluée par la prise en compte de la quantité de végétation (biomasse, pourcentage de recouvrement) qui pourra être indicatrice du niveau trophique de l'eau.

Des plantes sont également résistantes aux pollutions, par exemple,

. pollutions par les ions chlorures : *Zannichellia palustris* et *Potamogeton pectinatus* (MERIAUX, 1982a),

. pollutions par matières organiques : *Ceratophyllum demersum*, *Lemna gibba* et *Callitriche platycarpa* (MERIAUX, 1982a) ainsi que *Potamogeton pectinatus* et *Ranunculus fluitans* au niveau de l'hydrosystème rhénan (TREMOLIERES *et al.*, 1993).

L'abondance des espèces n'est pas systématiquement un critère de qualité. Et, la chute de la richesse spécifique n'est pas toujours synonyme de pollution, l'oligotrophie constituant également un facteur limitant du développement.

3.1.2. Description de facteurs abiotiques tels que l'hydrologie et la morphométrie par les macrophytes

Les macrophytes peuvent également être :

- des indicateurs de conditions stationnelles particulières influencées par l'hydrodynamisme (par exemple, *Nuphar lutea* en eau profonde, HAURY, 1985 ; ou une largeur importante du cours d'eau pour *Ranunculus fluitans* et *Ranunculus penicillatus*, DETHIOUX, 1987)

- des indicateurs de perturbations hydrologiques de courte durée (KLEIN & CARBIENER, 1988 ; TREMOLIERES *et al.*, 1994) crues ou apports phréatiques (par exemple, *Callitriche obtusangula* indicatrice d'échange rivière-nappe dans le cours d'eau, ROBACH *et al.* (1991).

Si la présence de certaines macrophytes ubiquistes ne nous renseigne pas vraiment sur la qualité du milieu, leur absence, au contraire, peut apporter des informations précieuses. En effet, dans l'échelle de bioindication du degré d'eutrophisation des eaux phréatiques (CARBIENER *et al.*, 1990) ou dans celle établie pour les eaux douces faiblement minéralisées (MULLER, 1990b) des niveaux sont caractérisés par l'absence de macrophytes présentes à des échelons supérieurs. On pourrait à ce titre concevoir une "bioindication par défaut" (EGLIN & ROBACH, 1992), ce qui suppose néanmoins une forte intensité d'observation pour s'assurer de l'absence des espèces en cause.

3.2. Différents niveaux de bioindication par les macrophytes.

3.2.1 Espèces analysées séparément

- le critère **présence/absence**

Il est très pratique pour une première approche de la distribution d'une espèce. Certains auteurs le jugent cependant "utile mais grossier" (EMPAIN & LAMBINON 1974).

- le critère d'**abondance**

Il peut être pris en compte par l'intermédiaire des pourcentages de recouvrement.

3.2.2 Espèces étudiées conjointement

3.2.2.1 Des groupements végétaux

Les groupements végétaux sont étudiés en prenant en compte leur **composition floristique**, les variations des espèces, l'absence ...

Ils sont classés selon leur répartition en fonction de la trophie du milieu ou de leur résistance à divers types de pollution : zonations floristiques de MERIAUX (1982a), typologie trophique de HAURY (1985) ou séquences d'eutrophisation de CARBIENER *et al.* (1990) et MULLER (1990b).

La mise en place d'**échelles de bioindication** a été testée.

Une échelle de bioindication comportant six niveaux A, B, C, CD, D et E, du moins vers le plus eutrophe, a été étudiée et testée pour les rivières phréatiques alsaciennes (CARBIENER, 1977 ; CARBIENER *et al.*, 1990 ; EGLIN & ROBACH, 1992) et les Vosges du Nord, avec une échelle comportant 4 niveaux (MULLER, 1990b). Cette dernière a été établie dans des eaux peu minéralisées et ne peut s'appliquer à l'ensemble des cours d'eau lorrains.

A l'origine de cette zonation floristico-écologique, il faut citer les travaux de KOHLER *et al.* (1973) qui ont défini six zones A, B, C, D, E, V. DECORNET (1979), lui, en définit sept, car il ajoute une catégorie "dégradée" entre la zone D et la zone E.

Les macrophytes ont été également utilisées pour établir des **diagnostics phyto-écologiques**. Les végétaux aquatiques sont étudiés de façon à pouvoir évaluer le mode de fonctionnement et les potentialités d'évolution de différents écosystèmes aquatiques, sur le Trieux, en Bretagne, (HAURY, 1988), ou le Bocq, en Belgique, (BOUXIN, 1991), par exemple. BALOCCO-CASTELLA (1988) a montré la pertinence des macrophytes dans la caractérisation d'ensembles d'anciens chenaux abandonnés par le Haut-Rhône et le bas cours de l'Ain, issus de fonctionnements géomorphologiques et hydrologiques contrastés, les mêmes observations ont été faites sur le Rhône à proximité de Lyon par BORNETTE & AMOROS (1991). EGLIN & ROBACH (1992) ont également souligné l'efficacité du diagnostic apporté par les macrophytes en ce qui concerne les mécanismes d'échanges avec la nappe phréatique et l'influence des crues du Rhin sur les annexes de ce fleuve, connectées ou non, de la plaine d'Alsace.

L'analyse des groupements végétaux peut également faire l'objet d'études et d'indices en fonction de leur **répartition dans la colonne d'eau** : émergents, flottants ou immergés. C'est ce qui a été réalisé par DE LANGE & VAN ZON (1983). Leur indice structurel est, en effet, basé sur la composition du peuplement en terme de pourcentage de recouvrement par la végétation aquatique de chaque strate. Le nombre d'espèces présentes et la quantité d'algues filamenteuses sont également pris en compte dans cet indice le "Structure Evaluation Number" (SEN) qui va de 0 à 10. Il est faible au printemps et à l'automne lors des développements pauvres de la végétation. Le SEN n'a souvent qu'une valeur relative. Il est utilisé préférentiellement pour des comparaisons de végétaux dans des sites différents et des mêmes groupements végétaux mais à différentes périodes de l'année.

3.2.2.2 Des indices macrophytes

Ce sont des indices synthétiques mis en place pour caractériser la qualité du milieu à l'aide des végétaux aquatiques. Ces indices chiffrés permettent de comparer différentes stations entre elles et de pouvoir les classer.

De tels indices ont été mis au point en Grande Bretagne et en Allemagne (HARDING, 1981 ; ELLENBERG *et al.*, 1991, par exemple).

a) **Présentation** (D'après HAURY & PELTRE, 1993 et CODHANT *et al.*, 1991)

Avec les méthodes basées sur les indices spécifiques, une valeur est attribuée aux espèces, lorsque leur valence écologique est suffisamment étroite pour que le chiffre ait une quelconque signification. Au vu de la liste floristique, on additionne les valeurs. Puis en divisant par le nombre d'espèces prises en compte, on obtient un chiffre moyen qui permet un diagnostic de la station.

. *le diagnostic phytoécologique* (ELLENBERG, 1979 et ELLENBERG *et al.*, 1991)

ELLENBERG (1979) a défini la valeur indicatrice de 2000 espèces de plantes vasculaires d'Europe de l'Ouest, dont des plantes aquatiques (une quarantaine susceptibles de nous intéresser). En 1991, et avec l'aide d'autres auteurs, il complète sa liste et y inclut les bryophytes. Les principaux facteurs à retenir, parmi les facteurs écologiques, morphologiques et sociologiques pris en compte, sont le pH, l'azote, le sel et la luminosité.

Les résultats pour chaque facteur correspondent à la moyenne des indices des espèces ayant une note pour ce facteur. Pour l'azote, par exemple, les espèces sont classées en fonction de leur inféodation à ce composé selon une échelle allant de 1 (inféodation à de faibles valeurs) à 9 (inféodation à de fortes valeurs). La même échelle existe pour le pH, le facteur sel et la luminosité.

. *le Score Index (ou Plant Score)* (HARDING, 1978 in HMSO, 1987)

HARDING (1978 in HMSO, 1987) prend en compte une liste d'espèces du milieu aquatique assez complète, car il inclut les algues et les bryophytes (83 espèces au total, avec des possibilités d'accroissement de la liste pour les bryophytes).

Les indices spécifiques, compris entre 1 et 10, reflètent la tolérance relative à l'enrichissement en nutriments et/ou à la pollution organique des espèces (faible score pour les espèces tolérantes et fort pour les espèces sensibles). Ils traduisent ainsi la qualité de l'eau.

Le Score Index correspond à la somme des indices spécifiques. Il peut varier de 0 (absence totale de végétation macrophytique ou d'espèce ayant un indice !) à plus de 100 (végétation diversifiée ou composée de plantes sensibles).

Pour ne pas survaloriser la richesse spécifique, et donc la succession amont-aval, la moyenne (Average Score Per Taxon) est calculée ; le Plant Score est divisé par le nombre de macrophytes dont les scores ont participé à son calcul. Cette moyenne constitue une meilleure estimation de la sensibilité à la pollution.

. l'Indice Trophique (NEWBOLD & HOLMES, 1987)

Il fonctionne un peu comme le Score Index, mais les 150 espèces prises en compte sont hiérarchisées les unes par rapport aux autres selon un gradient de trophie. Ce classement correspond à une analyse multidimensionnelle réalisée sur de très nombreux relevés (plus de mille sites inventoriés sur 150 rivières anglaises).

L'indice trophique peut varier de 4 à 150.

Le taux de dommage (HASLAM, 1978 ; HASLAM & WOLSELEY, 1981 ; HASLAM, 1987)

La méthode des dommages part d'une double constatation :

- toutes les espèces n'ont pas la même signification écologique
- les caractères généraux de la végétation peuvent être comparés à une phytocénose "en équilibre" adaptée aux conditions morphométriques et hydro-géologiques des cours d'eau.

Cette méthode prend en compte une liste d'espèces (70 taxons) qui amalgame ou élimine les taxons dont la détermination est difficile : renoncules, callitriches, mousses, algues filamenteuses... HASLAM (1987) décrit des phytocénoses de référence pour la France, avec liste et richesse floristiques, recouvrement et catégorie trophique (déterminée par la géologie et l'importance du cours d'eau).

Pour chaque station, des indices analytiques "de dommage" sont calculés selon les paramètres suivants : faible richesse spécifique, écart de cette dernière avec la référence, présence de taxons polluo-tolérants, recouvrement "d'espèces spéciales" (*Potamogeton pectinatus* et algues vertes filamenteuses), réduction du recouvrement par rapport à la "normale", changement de catégorie trophique (estimée par l'appartenance des espèces à une catégorie trophique). Enfin, et selon l'auteur, uniquement en Angleterre, les substrats limoneux ou vaseux sont synonymes d'un état de dégradation.

La somme de ces indices partiels définit un "Taux de Dommage" traduisant une altération par rapport à l'optimum, cette altération correspondant non seulement à une dégradation de la qualité de l'eau, mais aussi à des modifications du milieu physique. Il s'exprime par une lettre de "a" à "h", chaque lettre correspondant à une gamme d'indices (a = de 0 à 4, ..., h = > 22).

b) limites d'utilisation

Le premier critère d'utilisation de ces indices est la **compétence taxonomique** de l'observateur. En effet, les déterminations floristiques doivent être fines pour pouvoir calculer les indices d'ELLENBERG et de HARDING, en particulier.

Certains de ces indices sont inféodés à une **région** et doivent être adaptés pour pouvoir être pertinents. La méthode de HARDING, notamment en ce qui concerne l'attribution des scores aux différentes espèces, ne traite pas des formes plus méridionales ni de la présence de calcaire.

La connaissance de la **situation de référence** n'est pas souvent acquise et rend difficile la mise en oeuvre du Taux de Dommage utilisé par HASLAM, d'autant plus que les phytocénoses de références de ce dernier auteur sont très critiquables compte tenu de leur manque de précision taxonomique.

Malgré ces quelques restrictions, ces indices ont le mérite d'exister et de pouvoir être expérimentés.

Certains de nos résultats ont été utilisés afin de tester ces différents indices sur des données françaises (HAURY & PELTRE, 1993). Les indices de HARDING, de HASLAM et de NEWBOLD & HOLMES ont donné des résultats interprétables, mettant en évidence différents niveaux de déséquilibre, qui peuvent passer inaperçus avec des analyses d'eau trop ponctuelles ou mal situées dans le temps.

La mise au point de ces indices implique une adaptation au milieu français (HAURY & PELTRE, 1993) ainsi que la validation des choix de taxons ou de paramètres bioindicateurs pris en compte (LEGLIZE *et al.*, 1990 ; HAURY & PELTRE, 1993).

4. OBJECTIFS DE L'ETUDE

En réponse au problème des proliférations végétales en rivières, il faut, dans un premier temps, pouvoir estimer le peuplement potentiel du cours d'eau.

C'est pourquoi cette étude porte essentiellement sur les phytocénoses végétales, la notion de quantification de la biomasse ne sera pas abordée ici. Elle n'intervient que dans une seconde phase car la priorité, dans l'étude des végétaux aquatiques, est la réalisation d'inventaires des taxons et milieux en présence.

Le premier objectif de cette étude est donc de **recenser les ensembles de végétaux aquatiques des cours d'eau lorrains** et d'analyser leurs **successions longitudinales** afin d'établir une typologie des cours d'eau par ces ensembles végétaux.

Après avoir établi cet **outil descriptif**, il sera intéressant d'étudier plus particulièrement les **causes de la distribution de ces peuplements**.

Cette approche nous permettra :

- * d' établir des **corrélations entre la composition des groupements floristiques et la qualité du milieu**
- * de mettre en évidence les **paramètres les plus importants conditionnant le développement des végétaux aquatiques**
- * de déterminer des **espèces bioindicatrices des descripteurs du milieu**

Une **comparaison** des différentes approches possibles dans l'établissement d'une typologie des cours d'eau par les végétaux aquatiques sera également effectuée et discutée.

1ère partie

MILIEU et METHODES D'ETUDE

L'acquisition des données a été réalisée selon une proposition méthodologique définie lors d'un programme d'étude inter-agences intitulé : "Etude des végétaux fixés en relation avec la qualité du milieu" (LEGLIZE *et al.*, 1990 ; Univ. de Metz, Laboratoire d'Ecologie, *et al.* 1991) avec quelques variantes au niveau du choix de la station végétale.

Cette méthode appelée communément : méthode MEV, Milieux Et Végétaux, a été conçue "en tant qu'outil de formalisation des données abiotiques" *in* PELTRE & LEGLIZE, 1992.

En effet, les facteurs essentiels déterminant l'installation et le développement des végétaux aquatiques y sont décrits et leur acquisition formalisée selon un cadre hiérarchisé.

1. CADRE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE

1.1. Cadre géographique

Les cours d'eau étudiés sont répartis sur les bassins versants de la Moselle et de la Meuse, au Nord-Est de la France. Ils s'écoulent depuis les Vosges jusqu'au pied des Ardennes, puis successivement à travers les dépressions argileuses et les côtes et plateaux gréseux ou calcaires.

Cette région géographique d'étude sera gardée sous le vocable de Lorraine (fig. I.1), bien que les bassins amont de la Meuse et du Mouzon appartiennent, en fait, à la région Champagne-Ardennes.

Le climat lorrain est océanique à tendance continentale, en raison de l'éloignement de la mer (DION, 1983). Cela se vérifie pour le climat subi par les cours d'eau de plaines et de plateaux. Par contre, les cours d'eau du massif vosgien subissent plutôt un climat de type océanique montagnard avec plus de précipitations et des températures plus basses en hiver, et également une meilleure répartition des précipitations.

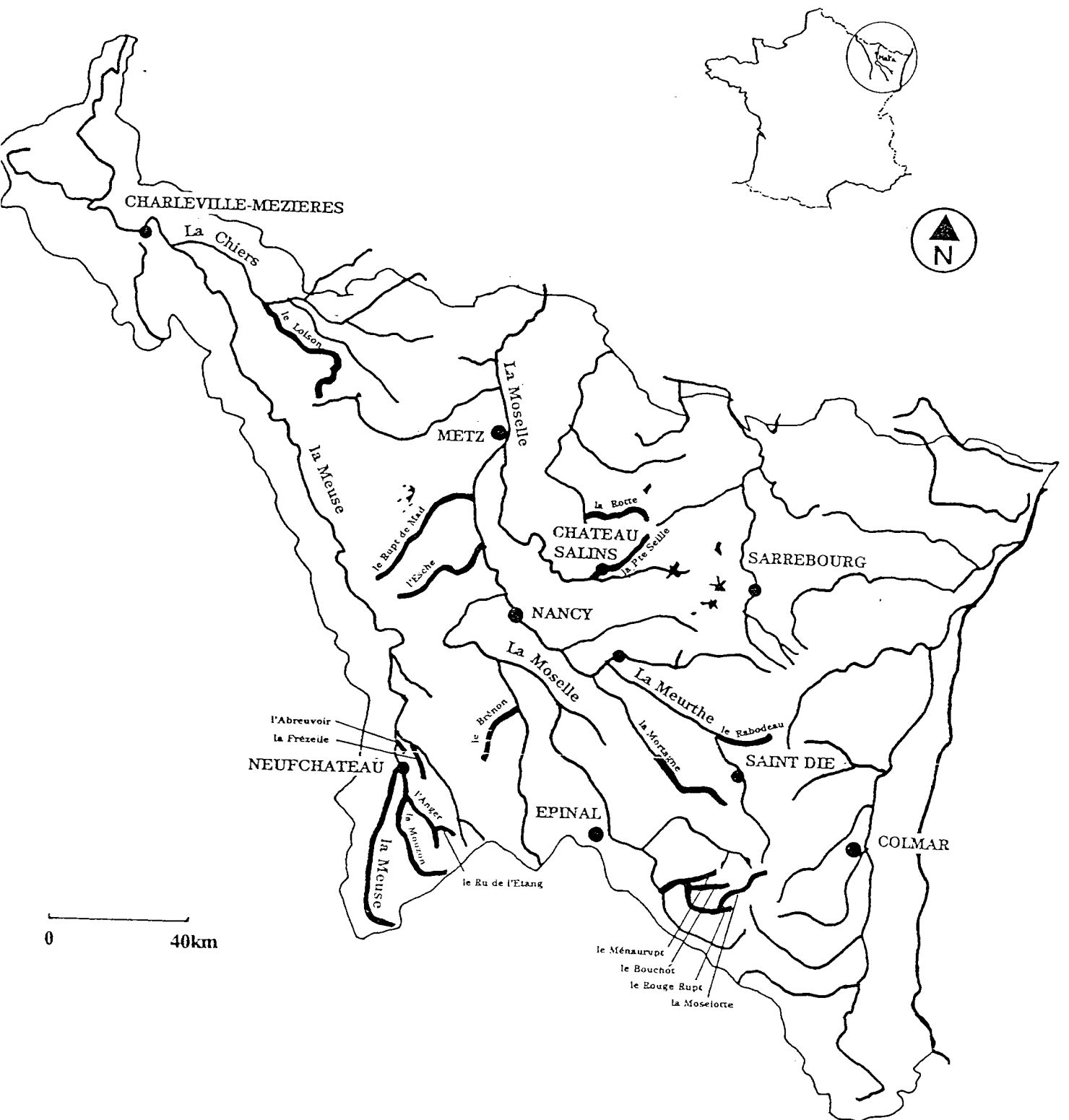


Figure 1.1 : Situation géographique des cours d'eau lorrains prospectés en 1990-1991

Le choix des cours d'eau de cette région a été dicté :

. par l'intérêt présenté par la diversité des réseaux hydrographiques et des paysages associés : des Vosges cristallines boisées aux côtes de Moselle en passant par les plaines et collines du plateau lorrain.

(Les rivières et leurs régions naturelles sont présentées avec les résultats en annexe II)

. et également par la méconnaissance de la végétation aquatique de ses cours d'eau.

1.2. Cadre géologique

L'existence d'un atlas des perméabilités (ZUMSTEIN *et al.*, 1989) permet de disposer d'une information synthétique et globale en matière de lithologie, de perméabilité et de sensibilité des roches à la pollution des eaux souterraines.

A cette fin, les couches géologiques et les formations superficielles ont été assimilées à des classes de perméabilité réparties en trois grands types (tableau I.1, d'après ZUMSTEIN *et al.* 1989):

- 1 : perméable
- 2 : peu perméable
- 3 : imperméable.

Le type de porosité (interstices ou fissures) est précisé par le deuxième chiffre (tab: I.1), tandis que la sensibilité à la pollution possède quatre niveaux :

- A: très sensible
- B: sensible
- C: peu sensible
- D: pas sensible

Cette classification face à la pollution n'intègre que le seul critère lithologique ; elle peut être modifiée par des facteurs tels que la pédologie, l'occupation du sol, le niveau piézométrique de l'aquifère, etc... Elle n'est notée ici qu'à titre indicatif.

Tableau I.1 :

Présentation des classes de perméabilité (d'après ZUMSTEIN et al. 1989).

ROCHES	PERMEABLES	Perméabilité d'interstice dominante : sables - grès	P11
		Perméabilité de fissures dominante : calcaires	P12
	PEU PERMEABLES	Mélanges ou alternances de roches perméables (interstice ou fissures) et imperméables	P2
		Trois classes P21 P22 P23 regroupées	
		IMPERMEABLES	Marnes et argiles
	Roches compactes et compactées		P32
Granites	P33		
FORMATIONS SUPERFICIELLES	PERMEABLES	Sables - Gravieres - Galets dominants	S11
	PEU PERMEABLES	Argiles et limons dominants Vosges : dépôts fluvio-glaciaires	S2

Dans notre étude cinq grands types de classes de perméabilité ont été rencontrés, des plus perméables aux plus imperméables :

- . les **grès** (du Bundsanstein, du Keuper et du Rhétien) **P11 (C)**,
- . les **calcaires** (du Muschelkalk, du Bathonien et du Bajocien) **P12 (A)**,
- . les **alternances marno-calcaire ou argilo-calcaire** (du Lias) **P2 (de B à D)**,
- . les **marnes et les argiles** (du Keuper, du Muschelkalk et du Callovien) **P31 (D)**,
- . les **granites** **P33 (C à D)**.

Deux types de formations superficielles ont été distingués : perméables, sables et graviers (S11), et peu perméables, argiles et limons dominants (S2).

Cette diversité géologique est intéressante pour une approche typologique.

Le choix des rivières étudiées a été effectué de façon à tenir compte de la diversité géographique et géologique de la région et donc de disposer d'un échantillonnage le plus représentatif possible.

2. ECHANTILLONNAGE DES COURS D'EAU

La prospection s'est faite selon un échantillonnage stratifié, au sens de DAGET & GODRON (1982), "la région à étudier a été découpée en strates, en fonction de paramètres écologiques déjà décelés".

Le premier niveau de cet échantillonnage est constitué par **la région naturelle** au sein de laquelle peuvent apparaître plusieurs **classes de perméabilité** et qui vont induire le choix des rivières.

Le deuxième niveau est le **découpage abiotique** à partir duquel ont été choisies les **stations d'étude**.

2.1. Choix des cours d'eau

17 cours d'eau et 4 rus ont été retenus (Figure I.1 et Tableau I.2) en tenant compte de

Tableau I.2 :

Présentation des principales caractéristiques des cours d'eau prospectés en 1990/91.

Substrat géologique dominant	Caractéristiques des cours d'eau		
	Nom	Qualité 86-88	Ordre de drainage
GRANITES	La Moselotte	1B - 2 - 1B	de 1 à 4
	Le Rouge Rupt	1A - 1B	de 1 à 3
	Le Bouchot	1A - 1B	de 1 à 3
	Le Ménaurupt	1A	de 1 à 2
GRES VOSGIEN	La Mortagne amont (conf. Arentèle)	1B 2 - 1B	de 1 à 4
	Le Rabodeau	1A - 1B - 2 - 1B	de 1 à 4
MARNES Argiles et niveaux dolomitiques du Keuper et de la Lettenkohle	La Rotte	2 - 1B - 3	de 1 à 3
	La Petite Seille	3 - 2	de 1 à 4
	Ru de la Flotte	1B	de 1 à 3
Alternance CALCAIRES/MARNES + Rhétien supérieur Rhétien inférieur	La Meuse (amont de Neufchâteau)	2	de 1 à 5
	L'Abreuvoir		de 1 à 1
	Le Mouzon	2 - 1B	de 1 à 4
	L'Anger	3 - 2 - 1B - 2 - 3 - 2 1B	de 1 à 4
	Ru de l'Etang	M	de 1 à 4
	La Frézelle	1A	de 1 à 2
	Le Brénon Ru du Moulin Ru des Conrottes	1B - M - 3	de 1 à 3 de 1 à 2 de 1 à 2
ARGILES Amont et CALCAIRES Aval	L'Esche	2 - 1B - 3	de 1 à 3
	Le Rupt de Mad	2 - 1B - 2	de 1 à 4
	Le Loison	2 - 1B	de 1 à 4

La qualité 86-88 provient des données de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse de 1989.
L'ordre de drainage est calculé d'après le réseau pérenne des cartes IGN 1/50000.

* **l'hydrogéologie** (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1982), elle prend en compte la capacité des différentes roches à former un aquifère.

Le parcours plus ou moins rapide de l'eau dans les roches permet des échanges ioniques qui vont caractériser la chimie des eaux suivant les différentes couches géologiques. Une fois en écoulement aérien, la caractéristique de l'eau va évoluer au contact et en fonction des apports divers d'autres terrains géologiques.

* la **qualité de l'eau** (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1989), Cette qualité est déterminée principalement par des caractéristiques chimiques et biotiques (macroinvertébrés et microbiologie de l'eau), en application de la grille de qualité définie en 1971, au niveau national. Cette grille comprend quatre classes : 1A qualité excellente, 1B qualité bonne, 2 qualité passable, 3 qualité médiocre et M pollution excessive. La carte de qualité ainsi établie signale également des causes de dégradations particulières : eutrophisation, métaux lourds, salinité (chlorures) et les pH bas (ruisseaux acidifiés).

* **l'ordre de drainage**, également appelé règle des confluences, (calcul effectué d'après le réseau hydrographique pérenne : réseau représenté en traits pleins bleus sur les cartes topographiques IGN à l'échelle 1/50000)

Ce calcul est effectué selon la règle suivante (STRAHLER, 1964) : la confluence de deux cours d'eau de même catégorie (x) provoque la constitution d'un cours d'eau de rang supérieur ($x+1$), et un cours d'eau sans affluent est d'ordre 1.

Dans le système de STRAHLER, les rivières ne gardent pas le même ordre et évoluent d'amont en aval. Avec ce système, tous les cours d'eau d'importance équivalente peuvent être comparés et un affluent peut avoir un ordre supérieur à la rivière principale.

De ce fait, les paramètres pris en compte permettent d'étudier plusieurs cours d'eau (au minimum deux) appartenant au même type de substrat.

2.2. Découpage abiotique

Chaque cours d'eau a fait l'objet d'un découpage en **segments homogènes**

- . pour le type de rivière (**région naturelle et perméabilité**, ZUMSTEIN *et al.*, 1989)
- . pour le dimensionnement (**pen***te*, calculée d'après le profil longitudinal, et **largeur entre berges**, mesurée sur le terrain).

A ces facteurs naturels viennent s'ajouter des activités anthropiques plus ou moins perturbatrices, qui sont identifiées. Chaque cours d'eau étudié se subdivise ainsi en une succession de **tronçons**.

2.3. Choix des stations d'étude

Il est effectué sur le terrain. Au sein d'un tronçon abiotique, on choisit la ou les stations végétales représentatives de celui-ci.

Deux facteurs sont déterminants dans le choix des stations retenues qui, à l'échelle de ce travail, doivent rester homogènes :

- . **l'hydrodynamique** locale (caractère lotique ou lentique), ceci tout particulièrement pour les grands cours d'eau,
- . **l'éclairement**, surtout pour les petits cours d'eau.

Ainsi, selon ces critères, plusieurs stations peuvent être retenues dans un même tronçon abiotique.

C'est à ce niveau que notre protocole diffère quelque peu de celui proposé par MEV car notre station reste homogène du point de vue du faciès d'écoulement et de l'éclairement. Dans le protocole MEV, la "section végétale" doit refléter la diversité des séquences de faciès d'écoulement, de peuplement végétal et de condition d'ombrage.

2.4. Calendrier d'étude

Les 17 cours d'eau et 4 rus choisis (tableau I.2) ont été étudiés durant les années 1990 et 1991, de mai à octobre.

La majorité des rivières a fait l'objet de deux prospections pour, d'une part, affiner les résultats de la première prospection et aussi pouvoir décrire les éventuelles variations saisonnières des peuplements végétaux.

Quatre cours d'eau et un ru (le Bouchot, le Ménaurupt, la Rotte, le Brénon et le Ru de la Flotte) n'ont été inventoriés qu'une seule fois alors que quatre autres (l'Anger, la Frézelle, l'Esche et le Rupt de Mad) l'ont été trois fois, une fois en 1990 et deux fois en 1991, et cela en raison de l'intérêt que présentaient leurs peuplements végétaux.

3. RESULTATS DE L'ECHANTILLONNAGE

3.1. Perméabilité et ordre de drainage

Les pourcentages d'occupation globale de chacune des classes de perméabilité ont été calculés à partir de données (ZUMSTEIN commun. pers., d'après GILLE, 1983) concernant les bassins de la Moselle à l'amont de Sierck les Bains et de la Meuse à l'amont de Chooz ce qui inclut tous les cours d'eau prospectés (tableau I.3).

La comparaison des pourcentages d'occupation des classes de perméabilité et des pourcentages de stations prospectées montre que tous les substrats importants de Lorraine ont été échantillonnés.

Dans notre étude, l'effort d'investigation s'est porté sur les granites (P33). Les grès (P11) et les marnes (P31) sont bien représentés. Par contre, les calcaires (P12) et les alternances marnes-calcaires (P2) ont été quelque peu sous-échantillonnés.

La majorité (74%) des stations prospectées a un ordre de drainage de 3 (44%) ou 4 (30%), les pourcentages de stations prospectées d'ordre 1 et d'ordre 2 sont plus faibles (respectivement 8% et 18%).

La classe P2 est représentée exclusivement par des stations plutôt situées à l'aval des cours d'eau.

Tableau I.3 :

Pourcentages comparés des classes de perméabilité et des ordres de drainage des stations étudiées sur le Bassin Rhin-Meuse en 1990-1991.

Substrats géologiques	Classes de perméabilité																Formations superficielles															
	P11 : grès				P12 : calcaires				P2 : alternances				P31 : marnes				P33 : granites				S11 : galets				S2 : limons							
% d'occupation sur le Bassin Rhin-Meuse	11				22				17				23				8				8				10							
% de stations prospectées	20				14				5				43				19				9				26							
Nb de stations prospectées	24 (45)				16 (44)				6 (11)				51 (98)				22 (32)				10				31							
Ordre de drainage	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Nb de stations	1	4	10	9	2	2	4	8	0	0	4	2	4	9	27	11	3	6	7	6	0	0	2	8	3	8	14	6				
% nb stations / ordre	4	17	42	37	13	13	25	50	0	0	67	33	8	17	53	22	14	27	32	27	0	0	20	80	9,7	26	45	19				

Les 2 % restant du % total, en ce qui concerne la perméabilité, sont occupés par du P32 : roches compactes et compactées (type schistes).

Cette comparaison est faite avec les résultats du premier passage, car lors des deuxième et troisième passages l'effort de prospection n'a pas été le même sur granites et sur marnes. (chiffres entre parenthèses dans le tableau I.3)

3.2. Débits et surfaces de bassins versants

Les débits des cours d'eau aux différentes stations étudiées ont été calculés grâce aux stations de jaugeage existantes et aux mesures disponibles dans les banques de données (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, GEREEA). L'amplitude de variation des débits, entre les différentes stations étudiées, est importante : des débits très faibles à nuls jusqu'à des débits élevés, de l'ordre de 3900 l/s. Sur l'ensemble des mesures, soit 162 stations, le débit moyen est de 272 l/s avec cependant un écart-type de 621 l/s.

La surface du bassin versant amont a également été calculée. Elle varie de 1 à 439 km² sur notre échantillon et sa moyenne est de 118 km² (avec un écart type satisfaisant de 112 km²).

Il s'agit donc plutôt de petits à moyens bassins versants.

Tous ces résultats figurent en annexe II. La Rotte et les deux affluents du Brénon, le Ru du Moulin et le Ru des Conrottes n'ont malheureusement pas pu bénéficier de ces informations.

4. DESCRIPTEURS ABIOTIQUES DU COURS D'EAU

4.1. Descripteurs géologiques

Ils comprennent le **substrat géologique** et les **formations superficielles**.

Ils sont susceptibles d'influer sur le fonctionnement hydrologique quantitatif. Il s'agit notamment des pertes et résurgences sur les substrats calcaires karstiques, par exemple, le cas de la Meuse. Il peut s'agir également d'apports en provenance de recoupement(s) de nappes, drainées par la rivière, le cas du Mouzon ou du Brénon, par exemple.

Les descripteurs géologiques sont susceptibles d'influer aussi sur la composition chimique des eaux (HASLAM & WOLSELEY, 1981 ; HAURY, 1985).

Sur substrats granitiques, les eaux d'une rivière seront faiblement acides (6,5 et 6,9 pour le Scorff, par exemple) et peu minéralisées (conductivité comprise entre 80 et 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (HAURY, 1985). Sur substrats calcaires, les concentrations en calcium seront importantes (100 mg/l) et la conductivité moyenne à élevée (de 500 à 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (KOHLENER *et al.*, 1973). Sur les marnes du Saulnois, c'est la conductivité qui est très importante (supérieure à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) du fait de composants tels que les lentilles de sel ou le gypse.

Les formations superficielles, issues des différents substrats, sont à l'origine de la granulométrie du lit, en particulier par les phases d'érosion, de transport et de dépôt, jusqu'à plusieurs dizaines de kilomètres à l'aval de leur origine.

Ainsi, des sédiments de type sable-cailloux vont être les plus favorables à l'implantation des macrophytes. Ils offrent également une meilleure stabilité et un plus faible degré de turbidité naturelle (WIEGLEB, 1988).

Les paramètres géologiques seront représentés ici par leur classe de perméabilité.

4.2. Descripteurs morphométriques

"La végétation d'une rivière est déterminée par la vitesse du courant, qui influe elle-même sur la nature du lit de la rivière" (BUTCHER, 1933).

Trois paramètres sont pris en compte :

. La **hauteur d'eau moyenne** est obtenue par une mesure sur le terrain.

La hauteur d'eau est un paramètre important (MERIAUX et WATTEZ 1980, HMSO 1987, RAMM 1988) qui va influencer sur la présence ou l'absence des espèces aquatiques et qui conditionne également la morphologie des espèces.

De même que certains types éco-morphologiques sont d'excellents indicateurs des conditions mésologiques (HAURY, 1992), les oenanthides, par exemple, colonisent les eaux peu profondes.

. La **vitesse du courant** est estimée par l'observateur selon une échelle comprenant cinq classes : très rapide, rapide, moyenne, faible, très faible à nulle.

C'est un paramètre important dans l'étude de l'eutrophisation (HASLAM & WOLSELEY, 1981 ; BALOCCO-CASTELLA, 1988). Un courant élevé permet un renouvellement d'oxygène d'où une certaine capacité d'auto-épuration, une circulation des substances nutritives et une diminution de la capacité de réchauffement des eaux lors de fortes intensités lumineuses.

D'autre part, il influe sur la nature et l'abondance des espèces (BUTCHER, 1933 ; CHAMBERS *et al.*, 1991) ainsi que sur la sélection des types éco-morphologiques (HAURY, 1992), les lemnides correspondent à une quasi-absence de courant, par exemple.

. La **granulométrie du substrat** correspond à une évaluation de l'observateur d'après l'échelle granulo-visuelle de CAILLEUX (1954, *in* DUSSART, 1992) : argiles, limons, sables, graviers, cailloux, blocs.

La granulométrie est un des premiers facteurs de la répartition des algues filamenteuses et des macrophytes (BARKO & SMART, 1980 ; WIEGLEB, 1984) ainsi que des bryophytes (HAURY, 1985). Elle est une résultante de la vitesse du courant, de la profondeur et de la nature géologique du bassin versant (HAURY *et al.*, 1991).

A ces trois facteurs fondamentaux s'ajoutent des descripteurs de l'évolution longitudinale des rivières.

Ces descriptions sont abordées de 2 façons :

. par une approche de terrain, les largeurs en eau et entre berges ainsi que la hauteur des berges (*mesurées sur le terrain*), (la largeur va également jouer un rôle au niveau de la vitesse du courant et de la luminosité),

. par une approche cartographique, la pente moyenne et l'ordre de drainage (*calculés à partir des cartes I.G.N.*),

4.3. Descripteurs climatiques

Ici, le climat n'est pas pris au sens du géographe, nous avons regroupé sous ce terme l'éclairement et la température de l'eau.

L'éclairement reçu à la surface de l'eau est essentiel pour le développement de la végétation (HAURY, 1985 ; HMSO, 1987 ; BALOCCO-CASTELLA, 1988 ; BOUXIN, 1991).

Trois types d'évaluation de l'éclairement sont utilisés :

- . une **estimation visuelle** par l'observateur (*5 classes sont définies : très éclairé, éclairé, moyen, sombre, très sombre*),
- . une **mesure** à l'aide d'un **luxmètre**
- . une **quantification** par une **méthode photographique**.

Une méthode utilisant des photographies hémisphériques a été mise au point par les forestiers (BECKER 1971) et adaptée au milieu aquatique (SMITH, 1980 ; LEVET, 1989 ; GRASMUCK, 1989). Elle permet de définir un pourcentage d'éclairement diffus et un pourcentage d'éclairement direct reçu sur la station.

Le deuxième facteur climatique prépondérant est la température de l'eau (*mesure ponctuelle sur le terrain*).

4.4. Descripteurs chimiques

Deux catégories de descripteurs chimiques ont été distinguées : les paramètres caractéristiques du niveau de trophie et ceux caractéristiques du niveau de minéralisation.

Ces descripteurs ont été choisis parmi les principaux paramètres habituellement pris en compte dans les études sur la végétation aquatique (tableau I.4).

Tous ces paramètres sont considérés comme influant sur la présence et la croissance des végétaux.

Les dosages et mesures ont été réalisés selon les normes françaises (Association Française de Normalisation, 1990). Un prélèvement a été effectué lors de chaque prospection, nous disposons donc de deux mesures pour la majorité des stations.

Les paramètres caractéristiques du niveau de trophie sont :

- . les **orthophosphates** et le **phosphore total** exprimés en mgP/l (NF T 90-023)
 - . les **nitrate**s (NF T 90-012), les **nitrite**s (NF T 90-013) et l'**azote ammoniacal** (NF T 90-015), exprimés en mgN/l,
 - . la **DCO** (NF T 90-101) et la **DBO5** (NF T 90-103), exprimées en mg d'O₂/l,
 - . le **pH**
 - . l'**oxygène dissous**, exprimé en mg/l et en pourcentage de saturation.
- Les valeurs ponctuelles de pH et d'oxygène dissous (mesures effectuées in situ) n'auront qu'une valeur indicative en raison de la grande variabilité de ces paramètres au cours de la journée.*

Les paramètres caractéristiques du degré de minéralisation sont :

- . la **conductivité** (*mesure conductimétrique au laboratoire*) exprimée en $\mu\text{S/cm}$
- . la **dureté** (teneurs en calcium et magnésium, exprimées en mg/l) (NF T 90-005)
- . le **TA** et le **TAC** exprimés en °F (NF T 90-036), 1 °F = 10 mg/l de Ca CO₃
- . les teneurs en **sulfates** exprimées en mg/l (NF T 90-040)
- . les teneurs en **sodium** et en **potassium** exprimées en mg/l (NF T 90-020)
- . les teneurs en **chlorures** exprimées en mg/l (NF T 90-014).

Tous les paramètres, excepté les cations, ont été dosés dans la journée de prélèvement.

5. ETUDE DE LA VEGETATION AQUATIQUE

5.1 Méthodologie

Les stations d'étude ont une longueur minimale de 50 m (HAURY, 1982; WIEGLEB, 1983b), afin de prendre en compte le maximum d'espèces présentes. Pour WIEGLEB (1988), la diversité végétale est optimale à 64 m. Il est même recommandé d'augmenter cette longueur (jusqu'à 100, 150 m) lorsque la richesse spécifique de la station est faible et à condition que celle-ci reste homogène.

Un inventaire qualitatif et semi-quantitatif (à l'aide des pourcentages de recouvrement estimés par l'observateur) est effectué.

Cette évaluation reste subjective, mais elle permet cependant des comparaisons entre stations lorsque l'observateur est le même, ce qui sera le cas dans cette étude.

L'inventaire végétal est constitué de la liste de toutes les macrophytes observées appartenant au lit apparent du cours d'eau, soit :

les **algues filamenteuses**,
les **bryophytes** et
les **végétaux supérieurs**.

Au point de vue taxonomique, les bryophytes et les végétaux supérieurs seront identifiés jusqu'à l'espèce avec une attention toute particulière pour des groupes tels que les callitriches et les renoncules, les algues ne le seront que jusqu'au genre.

Les principaux ouvrages de détermination utilisés ont été AUGIER (1966) pour les bryophytes, BOURRELLY (1968, 1970, 1990) pour les algues et DE LANGHE *et al.* (1983) ainsi que la nouvelle édition LAMBINON *et al.* (1992) pour les végétaux supérieurs.

Les résultats (annexe II.1.) présentent deux types de tableaux par cours d'eau : la végétation aquatique et la végétation sub-aquatique. Les végétaux sub-aquatiques sont rarement totalement immergés.

Les exploitations et les traitements statistiques seront effectués à partir des espèces ou taxons aquatiques.

5.2. Remarques et problèmes méthodologiques rencontrés

5.2.1. Définition du lit apparent

La définition du lit apparent pose encore beaucoup de problèmes et est sujette à de nombreuses discussions. Le lit apparent est le lit du cours d'eau à un moment donné, il est donc fonction de l'observateur et de la période de passage. Lors de l'étiage, par exemple, le lit est plus étroit et des végétaux aquatiques peuvent être émergés.

La végétation aquatique qui appartient au lit apparent est constituée par les espèces immergées pendant au moins 10 mois de l'année (HOLMES, 1983).

Or, comment définir ce lit apparent lorsque la station d'étude n'est pas suivie tout au long de l'année ?

Dans ce cas, qui est d'ailleurs le plus fréquent, le lit mineur est considéré comme le lit apparent.

5.2.2. Identification des espèces aquatiques

L'identification des végétaux aquatiques implique une certaine rigueur et peut présenter certaines difficultés.

Au niveau des **algues**, il est très difficile de déterminer l'espèce, car la détermination porte sur des critères de reproduction qui bien souvent sont absents au moment de l'échantillonnage.

Or, cette détermination spécifique apporterait beaucoup, en particulier pour des études concernant l'écologie de ces végétaux. En effet, un genre tel que *Vaucheria sp* possède une amplitude écologique très large. On peut imaginer que ce caractère ubiquiste englobe des espèces avec des amplitudes écologiques plus restreintes.

Au niveau des **végétaux supérieurs**, la détermination à l'espèce peut également engendrer des difficultés.

Lorsque l'on est en présence de formes jeunes et immergées, des possibilités de confusion existent, par exemple entre *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia* et *Sparganium emersum*.

Les critères d'identification sont souvent liés aux organes de reproduction et aux feuilles. Lorsque les organes de reproduction sont absents, il reste donc les feuilles, ainsi de par leur forme, leur taille et leur couleur, le genre puis l'espèce doivent être identifiés. Mais, il peut exister des phénomènes de polymorphisme, par exemple les callitriches. Les différentes espèces de ce genre ont tendance à adopter des formes de transition entre feuilles flottantes et feuilles immergées, mais également entre feuilles immergées d'espèces différentes. Une espèce telle que *C. hamulata* aura des crochets moins bien formés au bout de ses feuilles pour, peu à peu, ressembler à sa consœur *C. platycarpa*, dans certains biotopes. L'existence de formes hivernales ou automnales peut également être la source de difficultés de détermination.

Dans une étude de ce type, la connaissance des espèces est primordiale. Un travail de vérification est alors indispensable et peut s'effectuer grâce à plusieurs prospections.

6. EXPLOITATION DES DONNEES

Les résultats des prospections sont tout d'abord regroupés et analysés au sein de chaque substrat géologique, afin d'obtenir une première caractérisation des substrats par les végétaux et les principaux descripteurs d'environnement.

Les groupements floristiques rencontrés sont ensuite mis en évidence au moyen d'un tableau floristique du même type que les tableaux phytosociologiques.

Puis les zonations végétales, observées par type de cours d'eau, sont décrites et discutées.

Une première typologie des phytocénoses lorraines est alors mise en évidence.

Les répartitions des espèces et des cortèges floristiques, en fonction des descripteurs chimiques et morphométriques, ont ensuite été établies grâce aux traitements statistiques tels que des analyses en composantes principales, des analyses en composantes multiples et des classifications ascendantes hiérarchiques.

Les relations entre espèces végétales et descripteurs écologiques sont alors mises en évidence avec des spectres écologiques, des histogrammes d'abondances et des profils écologiques, puis discutées.

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SPAD.N 2.0 (CISIA). La réalisation des spectres écologiques est issue d'un programme mis au point par Monsieur P. ROUSSELLE (CREUM 1994, Version 2.0).

L'exploitation des données va permettre

- une synthèse des connaissances sur les rivières étudiées, une typologie à la fois floristique (végétation aquatique) et mésologique (qualité de milieu).

- la présentation d'ensembles floristiques selon des classes typologiques définies, qui pourront permettre d'utiliser les ensembles floristiques comme intégrateurs généraux de la qualité du biotope.

- l'explicitation de la présence et de l'absence des végétaux débouchant sur la notion de valeur bioindicatrice.

La discussion générale portera sur :

- * l'intérêt des différentes approches méthodologiques,
- * la mise en place d'une typologie des cours d'eau basée sur les végétaux aquatiques,
- * la bioindication par les macrophytes.

2ème partie

**ANALYSE DES RESULTATS SELON LES
SUBSTRATS GEOLOGIQUES**

La matrice des résultats ainsi constituée contient 144 variables d'environnement et 119 stations d'étude pour le premier passage et, avec l'intégralité des passages, 230 stations d'étude (cf. tableau récapitulatif des stations par type de perméabilité n° II.1.)

L'intégralité des résultats bruts est présentée en annexe n° II.1. Par classe de perméabilité et par cours d'eau, on trouve : une carte schématique, le découpage abiotique, les caractéristiques morphométriques, les dosages chimiques ainsi que les balances ioniques, les relevés de végétation, les débits mesurés, ainsi qu'un texte de présentation rapide de chaque cours d'eau.

1. PRESENTATION DES RESULTATS

1.1. Les végétaux rencontrés

La liste floristique complète est présentée en annexe n° I.3 (p.16 et 17).

Les végétaux aquatiques inventoriés regroupent 70 taxons : 15 genres d'algues filamenteuses et des algues bleues, 6 espèces de mousses, 1 genre de sphaignes, 2 espèces d'hépatiques et 44 espèces de plantes supérieures.

La richesse moyenne est de 8 taxons par relevé, pouvant aller jusqu'à 18, et sans les populations algales, elle descend à une valeur moyenne de 6.

La fréquence de rencontre d'une espèce ou d'un taxon est illustrée par le tableau II.2. Aucun taxon n'est présent sur plus de 45 % des stations, ce qui est lié à la grande hétérogénéité des cours d'eau étudiés et par là même de leurs peuplements.

Le genre d'algue *Vaucheria sp* et l'espèce *Phalaris arundinacea* L. sont les plus fréquemment rencontrés sur cet échantillon (à la fois au cours de la première prospection et après la totalité des relevés).

Viennent ensuite *Sparganium emersum* Rhem. et *S. erectum* L., le genre d'algue *Cladophora sp*, *Iris pseudacorus* L. et la mousse *Fontinalis antipyretica* Hedw..

Tableau II.1 :

Récapitulatif de l'ensemble des relevés effectués en 1990 et 1991.

Cours d'eau	Géologie et perméabilité										Nombre de relevés par cours d'eau	
	Granites P33		Grès P11		Marnes P31		Calcaires P12		Alternances P2			
	1er	tot	1er	tot	1er	tot	1er	tot	1er	tot	1er	tot
La Moselotte	8	15									8	15
Le Rouge Rupt	3	6									3	6
Le Bouchot	8	8									8	8
Le Ménaurupt	3	3									3	3
La Mortagne			8	16	1	3					9	19
Le Rabodeau			6	12							6	12
La Petite Seille					7	13					7	13
Le Ru de la Flotte					6	6					6	6
La Rotte			<i>1</i>	<i>1</i>	5	5					6	6
L'Anger			<i>1</i>	3	5	15	1	3			7	21
La Frézelle							2	8			2	8
Le Mouzon			2	4	5	10	3	6	1	2	11	22
La Meuse (amont)			3	6	2	4	1	2	2	4	8	16
L'Abreuvoir							2	4			2	4
Le Brénon			3	3	4	4			2	2	9	9
Le Ru du Moulin					1	1					1	1
Le Ru des Conrottes					1	1					1	1
L'Esche					4	12	4	12			8	24
Le Rupt de Mad					4	12	2	6	1	3	7	21
Le Loison					6	12	1	3			7	15
Nombre total de relevés	22	32	24	45	51	98	16	44	6	11	119	230

Les chiffres en italique indique un substrat de type grès P11 qu'il faut plutôt assimiler à un substrat de type P13

1er : première prospection

tot : ensemble de toutes les prospections

Les espèces ou taxons restants, qui ne figurent pas dans le tableau II.2, n'ont pas été souvent rencontrés du fait de leur rareté ou de substrats favorables peu échantillonnés : *Oscillatoria sp.*, *Chiloscyphus polyanthus* (L.) Corda, *Hygrohypnum dilatatum* (Wils.) Loeske, *Octodicerias fontanum* (la Pyl.) Lindb., *Callitriche obtusangula* Le Gall, *C. stagnalis* Scop., *Elodea canadensis* Michaux et *E. nuttallii* (Planch.) St John, *Cardamine amara* L., *Ranunculus peltatus* Schrank et *R. penicillatus* (Dum.) Bab., *Sagittaria sagittifolia* L., *Potamogeton natans* L., *P. perfoliatus* L., *P. lucens* L., *P. berchtoldii* Fieb., *Oenanthe aquatica* (L.) Poiret.

Certaines espèces n'ont été rencontrées qu'une ou deux fois, par exemple :

Potamogeton alpinus Balb. sur la Meuse,

Potamogeton polygonifolius Pourr. à l'amont de la Mortagne,

Ranunculus trichophyllus Chaix sur l'Anger et le Rupt de Mad,

et une algue *Hydrodictyon reticulatum* (L.) Lagerh. qui a été rencontrée sur le Rupt de Mad et sur la Meuse dans des conditions de basses eaux, à la fin de l'été et dans des plats lents, voire même stagnants.

1.2. Les dosages chimiques

La gamme des résultats obtenus est également grande en raison des cours d'eau échantillonnés très différents (fig. II.1 p.56). La conductivité de l'eau varie de 16 à 2700 $\mu\text{S/cm}$, les teneurs en sulfates de 0,5 à 1529 mg/l et les teneurs en nitrates de l'eau peuvent atteindre 7 mgN/l, par exemple. (se reporter également à la figure IV. 1, p.145, correspondant aux profils de distribution de la conductivité, des phosphates, des nitrates et de l'azote ammoniacal)

Des balances ioniques ont été calculées pour tous les relevés (annexe II.1), selon la formule de RODIER (1984), comprenant les anions et cations suivants :

HCO_3^- ou TAC, SO_4^{--} et Cl^-

Ca, Mg, Na et K

Le total anions + cations est calculé en valeur absolue.

L'écart, exprimé en %, correspond à la différence entre anions et cations rapportée à la somme totale des ions de la solution. Une balance ionique est jugée satisfaisante lorsque cet écart n'excède pas 10 %.

Tableau II. 2 :
Pourcentages de présence des différents taxons rencontrés.

Espèces ou taxons		1er passage (119)		Totalité des relevés (230)		
		présence	% de présence	présence	% de présence	
Présents sur plus de 30 % des stations	<i>Vaucheria sp</i>	53	44,5	97	42	Présents sur plus de 20% des relevés
	<i>P. arundinacea</i>	43	36	110	48	
	<i>Cladophora sp</i>	42	35	70	30,5	
	<i>S. emersum</i>	41	34,5	90	39	
	<i>S. erectum</i>	38	32	91	39,5	
	<i>I. pseudacorus</i>	38	32	82	35,5	
Présents sur 20 à 30% des stations	<i>F. antipyretica</i>	34	28	76	33	
	<i>L. minor</i>	34	28	89	38,5	
	<i>G. fluitans</i>	33	27,5	61	26,5	
	<i>Ulothrix sp</i>	31	26	42	18	
	<i>B. umbellatus</i>	28	23,5	52	22,5	
	<i>N. lutea</i>	28	23,5			
	<i>S. dulcamara</i>	28	23,5	65	28	
	<i>G. maxima</i>	26	22	54	23,5	
	<i>C. hamulata</i>	25	21	45	19,5	
	<i>C. platycarpa</i>	25	21	61	26,5	
Présents sur 8 à 20% des stations	<i>B. erecta</i>	24	20	57	25	
	<i>Enteromorpha sp</i>	24	20	45	19,5	
	<i>V. anagallis-aquatica</i>	20	17	23	10	
	<i>S. undulata</i>	19	16	31	13,5	
	Cyanophycées	18	15	32	14	
	<i>P. crispus</i>	18	15	35	15	
	<i>Spirogyra sp</i>	16	13,5			
	<i>P. pectinatus</i>	16	13,5	34	15	
	<i>R. fluitans</i>	13	11	35	15	
	<i>Z. palustris</i>	13	11	26	11,5	
	<i>M. spicatum</i>	12	10	22	9,5	
	<i>M. aquatica</i>	12	10	31	13,5	
	<i>B. rivulare</i>	11	9	24	10,5	
	<i>V. beccabunga</i>	10	8,5			
<i>A. riparium</i>	10	8,5				
<i>Oedogonium sp</i>	10	8,5				
<i>N. officinale</i>	10	8,5	24	10,5		

Lorsque le total ionique est faible, ce qui est courant pour des eaux s'écoulant sur les grès et granites vosgiens, la valeur absolue du total peut descendre à 0,31 meq (le cas du Xoulces notamment). C'est souvent dans ces situations que l'écart anions-cations est important, de l'ordre de 25 %.

Il est évident que dans des milieux très peu minéralisés avec des pouvoirs tampons très faibles, la précision de l'analyse est importante et c'est la technique analytique qui est à remettre en cause lorsque l'écart est aussi important.

Il peut également y avoir d'autres ions qui interviennent tels que des fluorures ou même le fer (sur les grès) qui ne sont pas inclus dans la balance ionique, de même les nitrates lorsque leur teneur est élevée.

Dans le cas de milieux très minéralisés, c'est au contraire un ion majoritaire qui peut entraîner un écart important, sa concentration étant supérieure à la gamme utilisée.

Dans notre étude, les données de chimie résultent de prélèvements ponctuels, la précision obtenue est donc considérée comme acceptable (pour les chiffres se reporter à l'annexe II.1).

1.3. Les débits

Quelques exemples de débits ont été retenus, illustrant les cas les plus caractéristiques rencontrés sur les cours d'eau lorrains (figure II.2, les points d'abscisses correspondent à la surface du bassin versant à nos stations) :

la Moselotte,
la Mortagne,
la Petite Seille,
et l'Anger.

Des cas plus complexes sont apparus, en particulier sur les substrats calcaires, avec des phénomènes de pertes karstiques. C'est le cas de la Meuse en étiage (de juillet à septembre), par exemple, avec les pertes de Bazoilles (surface du B.V. = 384 km²), alors qu'à l'amont de Neufchâteau, la rivière s'écoule à nouveau (figure II.3).

Les zones de cours d'eau "à sec" (en tête ou amont de bassin versant) sont souvent liées à des conditions météorologiques de sécheresse, associées à un substrat imperméable (avec des réserves épuisées), par exemple, l'amont du Rupt de Mad (figure II.4).

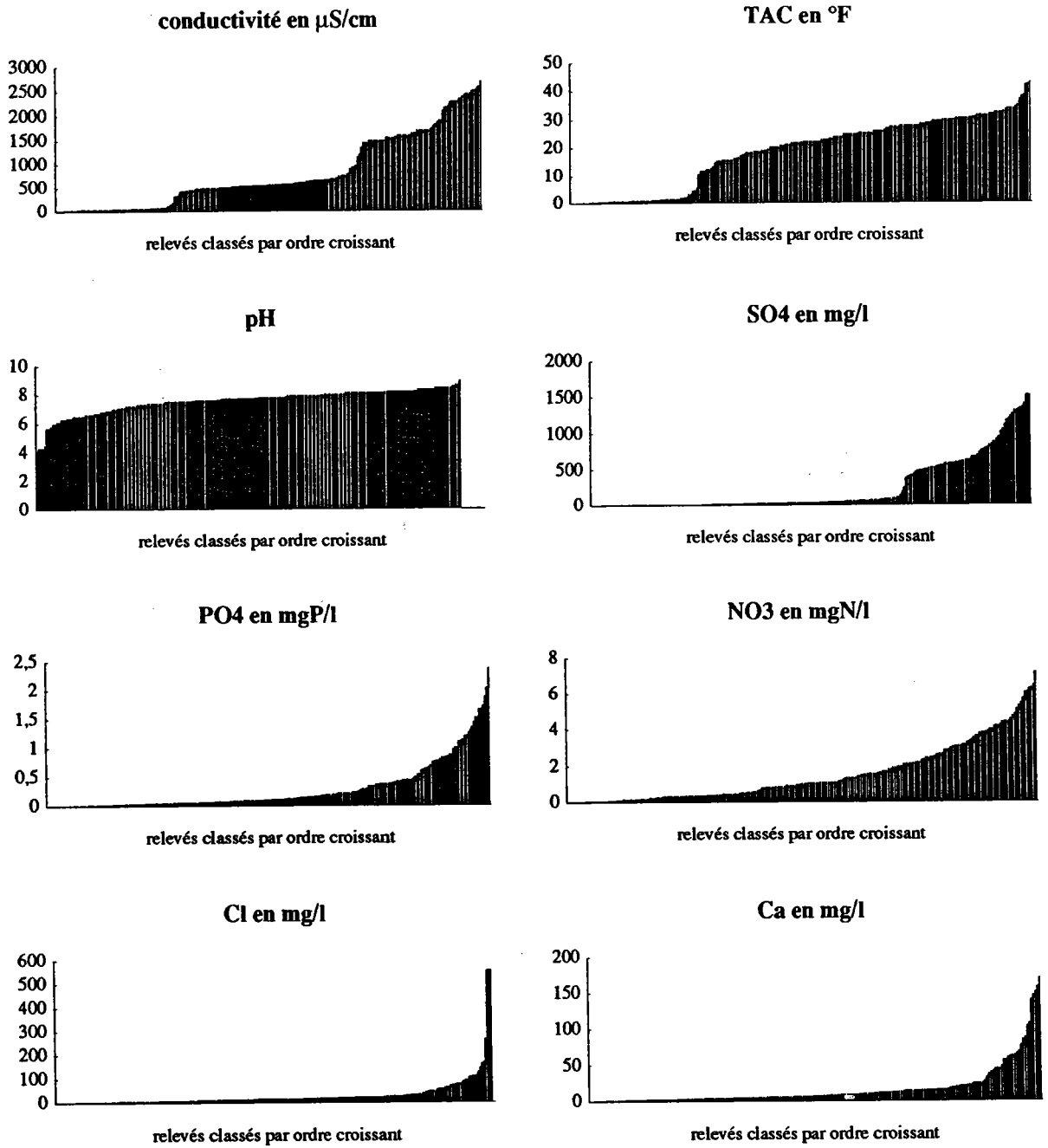


Figure II.1 : Gammes de quelques paramètres chimiques

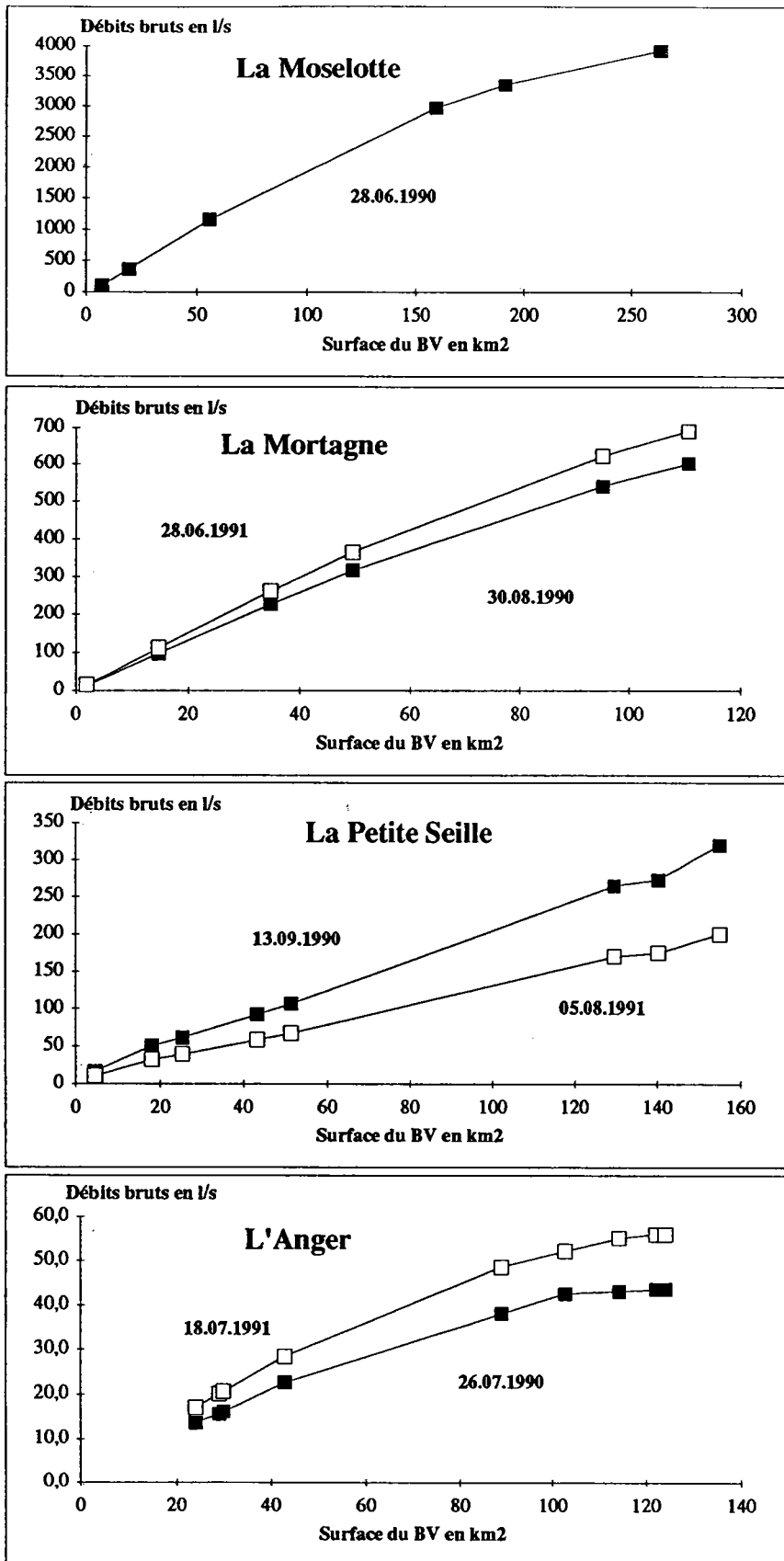


Figure II.2 : Débits bruts de quatre cours d'eau appartenant à différents substrats géologiques

- | | |
|-------------------------|---|
| La Moselotte | les granites |
| La Mortagne | les grès |
| La Petite Seille | les marnes du Saulnois |
| L'Anger | les alternances calcaires-marnes-grès de Lorraine méridionale |

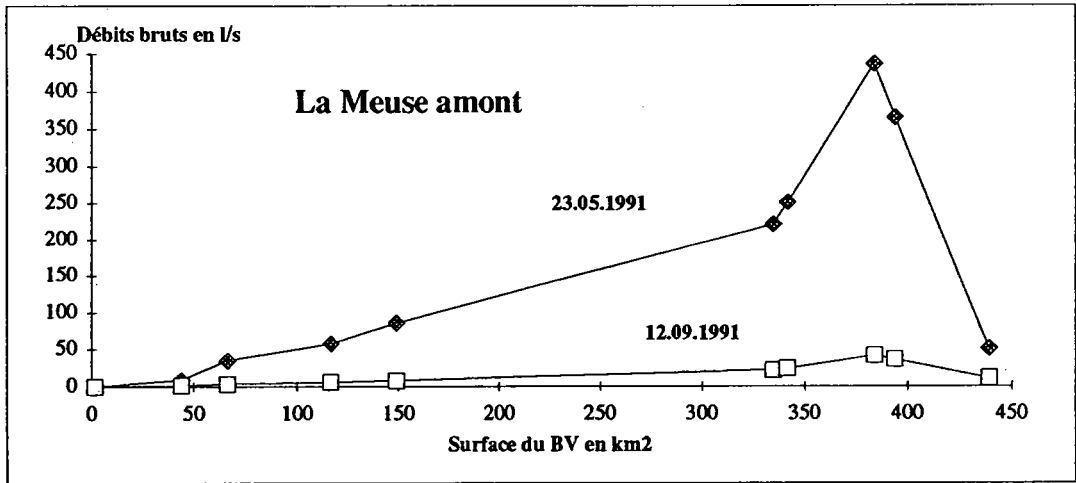


Figure II.3 :
Débits bruts de la Meuse à l'amont de Neufchâteau
en mai et en septembre 1991

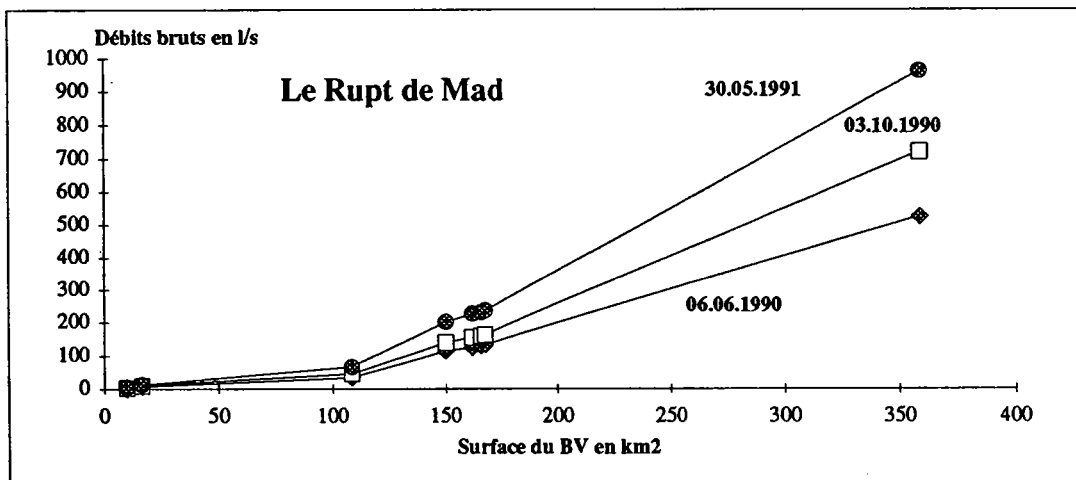


Figure II.4 :
Débits bruts du Rupt de Mad au cours de 3 campagnes
en 1990 et 1991

Les débits peuvent varier significativement entre les différents passages (résultats en annexe II.1.1. p.23).

2. CARACTERISATION DES SUBSTRATS GEOLOGIQUES

Les substrats géologiques sont représentés par leur classe de perméabilité.

A partir d'un seul passage sur chaque station, chacune de ces classes est traduite par un certain nombre de variables d'environnement et de biologie.

Les variables caractéristiques sont rangées par ordre d'importance selon un critère statistique : la valeur-test. Plus celle-ci est élevée et plus la variable est caractéristique. La caractérisation s'obtient par un test du Chi 2 (X²) comparant le profil de la classe pour une variable donnée au profil global de cette variable pour l'ensemble de la matrice en utilisant le nombre d'écart-types.

On attribue un signe à la valeur-test. Si le terme est positif, la classe est caractérisée par les valeurs fortes de la variable et inversement si le terme est négatif, ce seront les valeurs faibles de la variable qui caractériseront la classe (la valeur-test est significative hors de l'intervalle allant de -2 à +2 ; et de -1,96 à +1,96 pour un effectif supérieur ou égal à 30).

Ce tri est réalisé par la procédure de description DEMOD du logiciel statistique SPAD.N 2.0 (CISIA).

L'étude de chacune de ces classes est ordonnée selon la perméabilité décroissante (Cf. 1^{ère} partie).

2.1. La classe des grès P11

(24 stations étudiées)

Une première exploitation des résultats (LEGLIZE & GRASMUCK, 1992 ; GRASMUCK *et al.*, 1993) a montré que la classe des grès devrait être divisée en deux : les stations P11 des cours d'eau s'écoulant exclusivement sur grès et les stations de cours d'eau sur grès issus d'alternances argilo-calcaires ou marno-calcaires, que l'on nommera désormais P13, par commodité, mais qu'il n'y a pas lieu de considérer comme une nouvelle classe de perméabilité au sens strict.

Tableau II.3 :

Comparaison des variables caractéristiques des classes P11 et P13.

VARIABLES CARACTERISTIQUES	Classe P11		Classe P13		moyenne générale
	moyenne	v-test	moyenne	v-test	
pH	6,3	-(5,75)	8	(1,96)	7,5
TAC en °F	1,4	-(5,22)	28,5	(3,05)	17,3
Conductivité en µS/cm	68	-(3,85)	1044	(1,11)	793
Sulfates en mg/l	4,77	-(2,64)	302,5	(0,27)	270
Nitrates en mgN/l	0,62	-(2,46)	1,2	-(0,68)	1,5
Phosphates en mgP/l	0,03	-(2,73)	0,36	(1,18)	0,25
pente en pour mille	14	(0,80)	4	-(0,98)	10
Fond nu (%)	82	(4,44)	27	-(1,94)	46
Végétation totale (%)	17,5	-(4,44)	73	(1,94)	54
Pourcentage bryophytes	9	(2,82)	0,8	-(1,59)	4
Pourcentage d'alg. filam.	2,5	-(3,48)	44,7	(1,52)	30
Eclairement direct (%)	19,5	-(3,50)	50	(0,06)	49,5
Eclairement diffus (%)	27	-(3,61)	49,5	(0,08)	55
Potassium en mg/l	2	-(2,68)	7,2	(2,39)	4,5
Calcium en mg/l	4	-(4,74)	121	(1,21)	94
<i>Vaucheria sp</i>	0,3	-(2,25)	39	(3,86)	13
<i>Batrachospermum sp</i>	0,29	(5,55)	0	-(0,61)	0,03
<i>Cardamine amara</i>	0,29	(4,82)	0	-(0,69)	0,04
<i>Hygrohypnum dilatatum</i>	3,14	(4,55)	0	-(0,65)	0,46
<i>Ranunculus peltatus</i>	2,21	(3,96)	0	-(0,49)	0,29
<i>Chiloscyphus polyanthus</i>	0,86	(3,83)	0	-(0,46)	0,11
<i>Sphagnum sp</i>	0,43	(3,10)	0	-(0,41)	0,06
<i>Scapania undulata</i>	3,5	(2,80)	0	-(0,89)	1
<i>Sparganium erectum</i>	0	-(1,00)	11,5	(3,94)	2
<i>Potamogeton natans</i>	0	-(0,43)	0,5	(3,18)	0,05
<i>Butomus umbellatus</i>	0	-(1,25)	3,7	(2,50)	1

sont en gras : les variables dont la valeur-test est > 3.

Cette opposition est très marquée pour les valeurs de minéralisation et de trophie de l'eau. Entre les stations sur P11 et les stations sur P13, la conductivité moyenne augmente de 16 fois sa valeur (de 68 à 1044 $\mu\text{S/cm}$).

La classe des grès purs P11 (14 stations) est caractérisée (tableau II.3) :

. par des variables morphométriques : substrat sableux, eau claire, environnement forestier et éclairage diffus faible (27 %).

. par des variables de végétation : *Batrachospermum sp*, *Chiloscyphus polyanthus*, des sphaignes, *Hygrohypnum dilatatum* et *Ranunculus peltatus* (toutes des espèces des eaux peu minéralisées). Un pourcentage de fond nu important (82 %) est également représentatif de ces stations sur grès purs.

. par des variables chimiques de minéralisation (TAC de 1,4°F, Ca 4mg/l, conductivité 68 $\mu\text{S/cm}$) caractéristiques de cette classe par leurs faibles teneurs (valeurs-tests négatives).

La classe P13 des grès succédant à des alternances est caractérisée (tableau II.3) par des variables de végétation : *Vaucheria sp* (plutôt ubiquiste mais rare dans les eaux peu minéralisées) et trois espèces de phanérogames *Sparganium erectum*, *Potamogeton natans*, *Butomus umbellatus*.

Cette classe est caractérisée également par deux variables de chimie (TAC 28,5°F et potassium 7,2 mg/l).

Les deux classes n'ont aucune variable significative commune. L'opposition entre "P11" et "P13" est donc confortée. Cette analyse souligne l'importance de l'influence des écoulements amont car ces stations sur grès (P13) n'offrent plus du tout les caractéristiques attendues des grès (P11). Les milieux de perméabilité P11 sont particulièrement sensibles à tout apport polluant et ainsi très fragiles.

2.2. La classe des calcaires P12

(16 stations) (tableau II.4)

La classe des stations sur calcaires est caractérisée par une variable morphométrique (tracé de lit courbe), et surtout par des variables de végétation, en particulier une richesse taxonomique importante (12 taxons), un genre d'algues bleues *Oscillatoria sp*, une mousse *Fontinalis antipyretica* et plusieurs espèces de phanérogames *Ranunculus fluitans*, *Oenanthe fluviatilis*, *Callitriche obtusangula*, *Acorus calamus* et *Elodea canadensis*.

Tableau II.4 :
Variables caractéristiques de la classe des stations sur calcaires P12.

VARIABLES CARACTERISTIQUES	Moyennes classe P12		v-test
	Classe	Générale	
pH	7,9	7,5	(2,05)
TAC en °F	23	17,3	(2,03)
Conductivité en µS/cm	860	793	(0,39)
Sulfates en mg/l	194	270	-(0,81)
Nitrates en mgN/l	2,19	1,5	(2,04)
Phosphates en mgP/l	0,24	0,25	-(0,12)
Pente en pour mille	2,3	10	-(1,54)
Végétation totale	68	54	(1,83)
Richesse taxonomique	12	8	(4,51)
Rich. Taxo. sans algues	9	6	(4,26)
Atterissements	6,6	2	(3,45)
<i>Oscillatoria sp</i>	0,18	0,03	(4,43)
<i>Ranunculus fluitans</i>	8	1,5	(4,12)
<i>Fontinalis antipyretica</i>	3,5	1,3	(3,28)
<i>Oenanthe fluviatilis</i>	2	0,27	(3,20)
<i>Callitriche obtusangula</i>	0,81	0,12	(3,18)
<i>Acorus calamus</i>	4	0,6	(3,15)
<i>Elodea canadensis</i>	1	0,14	(2,85)
<i>Oedogonium sp</i>	1,8	0,56	(2,76)
<i>Apium nodiflorum</i>	0,68	0,14	(2,59)
<i>Potamogeton lucens</i>	0,06	0,008	(2,54)

sont en gras : les variables dont la valeur-test est > 3.

2.3. La classe des alternances de roches perméables et imperméables P2

(6 stations) (tableau II.5)

L'effectif de cette classe est faible. La variable caractéristique de cette classe est une mousse *Amblystegium riparium*, puis viennent des variables chimiques (K 9mg/l, DBO5 6mg/l et DCO 20mg/l).

2.4. La classe des marnes P31

(51 stations) (tableau II.6)

La classe des stations sur marnes est caractérisée par des variables chimiques et notamment une minéralisation forte (Ca 142 mg/l, conductivité 1240 μ S/cm, Mg 44 mg/l, TAC 23,7°F), par des variables morphométriques (substrat marneux, berges en terre, parcelles avoisinantes pâturées) et par une végétation totale importante (en moyenne 70 % de recouvrement), un genre d'algues *Cladophora sp* et une espèce de phanérogames : *Potamogeton pectinatus*. Les stations sur marnes ont un indice d'éclairement diffus fort (64 % par rapport à la totalité des relevés : 55 %).

2.5. La classe des granites P33

(22 stations) (tableau II.6)

La classe des granites est caractérisée par :

. des variables morphométriques : une pente forte (une moyenne de 33 pour mille), des berges en rochers, des formations superficielles de type fluvio-glaciaires S2, une vitesse de courant très rapide, un substrat fait de blocs, une eau claire

. des variables de végétation : des algues bleues, un genre d'algues rouges *Lemanea sp*, des mousses et hépatiques *Brachythecium rivulare*, *Scapania undulata*, et des phanérogames *Ranunculus cf penicillatus* et *Callitriche hamulata* (des espèces de milieux très peu minéralisés), l'élément majeur étant l'importance du fond nu (avec une moyenne à 87 %), tout comme la classe des grès "purs" P11.

Tableau II.5 :
Variables caractéristiques de la classe des stations sur alternances P2.

VARIABLES CARACTERISTIQUES	Moyennes classe P2		v-test
	Classe	Générale	
pH	8	7,5	(1,41)
TAC en °F	26	17,3	(1,80)
Conductivité en µS/cm	795	793	(0,01)
Sulfates en mg/l	168,5	270	-(0,63)
Nitrates en mgN/l	1,7	1,5	(0,35)
Phosphates en mgP/l	0,3	0,25	(0,16)
Pente en pour mille	5	10	-(0,64)
Végétation totale	62	54	(0,60)
<i>Amblystegium riparium</i>	10	0,9	(5,53)
Potassium en mg/l	8,9	4,5	(2,97)
DBO5	6	4	(2,46)
DCO	20	14	(2,40)
Pourcentage de bryophytes	10,5	4	(2,27)
<i>Ranunculus fluitans</i>	7	1,5	(1,99)

sont en gras : les variables dont la valeur-test est > 2.

Tableau II.6 :

Comparaison des variables caractéristiques des classes P31 et P33.

VARIABLES CARACTERISTIQUES	Classe P31		Classe P33		moyenne générale
	moyenne	v-test	moyenne	v-test	
pH	7,8	(4,11)	6,8	-(4,46)	7,5
TAC en °F	23,7	(5,03)	0,8	-(7,06)	17,3
Conductivité en µS/cm	1239	(5,63)	54	-(5,12)	793
Sulfates en mg/l	478	(4,93)	11	-(3,27)	270
Nitrates en mgN/l	2	(3,18)	0,5	-(3,58)	1,5
Phosphates en mgP/l	0,36	(3,35)	0,07	-(2,85)	0,25
pente en pour mille	2	-(3,62)	33	(6,22)	10
Fond nu (%)	30	-(4,70)	82	(5,64)	46
Végétation totale (%)	70	(4,70)	18,5	-(5,64)	54
Pourcentage bryophytes	1,6	-(3,49)	7	(2,30)	4
Pourcentage d'alg. filam.	40,5	(3,07)	6	-(3,93)	30
Eclairement direct (%)	54,5	(2,47)	30	-(2,40)	49,5
Eclairement diffus (%)	64	(2,48)	40	-(2,35)	55
Potassium en mg/l	5,5	(2,32)	0,9	-(4,84)	4,5
Calcium en mg/l	142	(6,04)	3,6	-(6,06)	94
<i>Potamogeton pectinatus</i>	8	(3,67)	0	-(1,51)	3,5
<i>Cladophora sp</i>	16	(3,46)	0	-(2,55)	9
<i>Vaucheria sp</i>	14,3	(0,62)	0	-(3,00)	13
<i>Brachythecium rivulare</i>	0,3	-(0,29)	1	(3,07)	0,3
<i>Callitriche hamulata</i>	0,2	-(1,86)	1,3	(2,33)	0,5
<i>Ranunculus cf pen.</i>	0	-(1,67)	0,8	(2,34)	0,25
<i>Scapania undulata</i>	0,02	-(2,50)	3	(2,91)	1

sont en gras : les variables dont la valeur-test est > 3.

2.6. Bilan de l'étude de ces classes de perméabilité

Les classes de perméabilité étudiées sont diversifiées et présentent une gamme étendue pour tous les paramètres pris en compte.

L'hétérogénéité des types géologiques de Lorraine réapparaît au niveau de cet échantillonnage, de par les résultats obtenus aussi bien au niveau :

- . de la morphométrie : des cours d'eau de montagne aux fortes pentes (massif vosgien : la Moselotte, le Bouchot, etc...) aux cours d'eau de plaine aux pentes très faibles (la région du Bassigny : la Meuse amont, le Mouzon, l'Anger, etc...), (Figure II.5)

- . de la chimie : des cours d'eau très peu minéralisés sur granites et grès purs aux cours d'eau très minéralisés sur marnes (Figures II.6 et 7)

- . de la végétation aquatique : des espèces de milieux très peu minéralisés telles que des hépatiques (*Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus*) à des espèces de milieux très minéralisés telles que *Potamogeton pectinatus*.

De plus chaque classe de perméabilité a pu être caractérisée par des variables aussi bien morphométriques que chimiques ou concernant la végétation aquatique. Cette caractérisation a permis l'élaboration d'une première présentation synthétique de ces classes (tableau II.7) et la validation du choix de cette classification comme base d'une typologie.

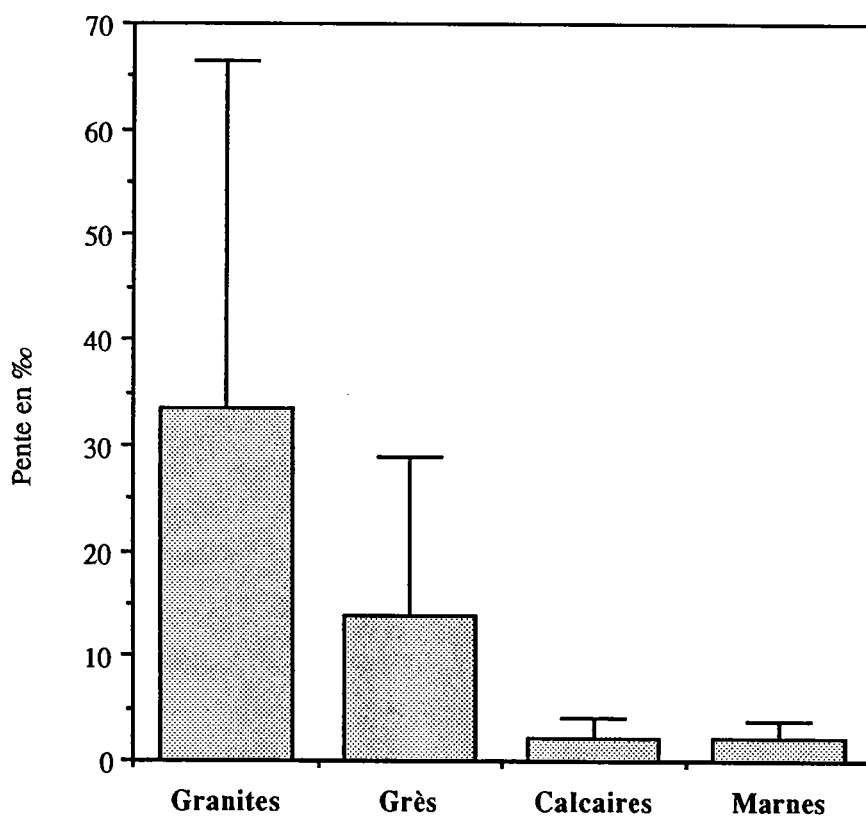


Figure II.5 :
Pente moyenne et écart type de chacun des principaux substrats géologiques étudiés.

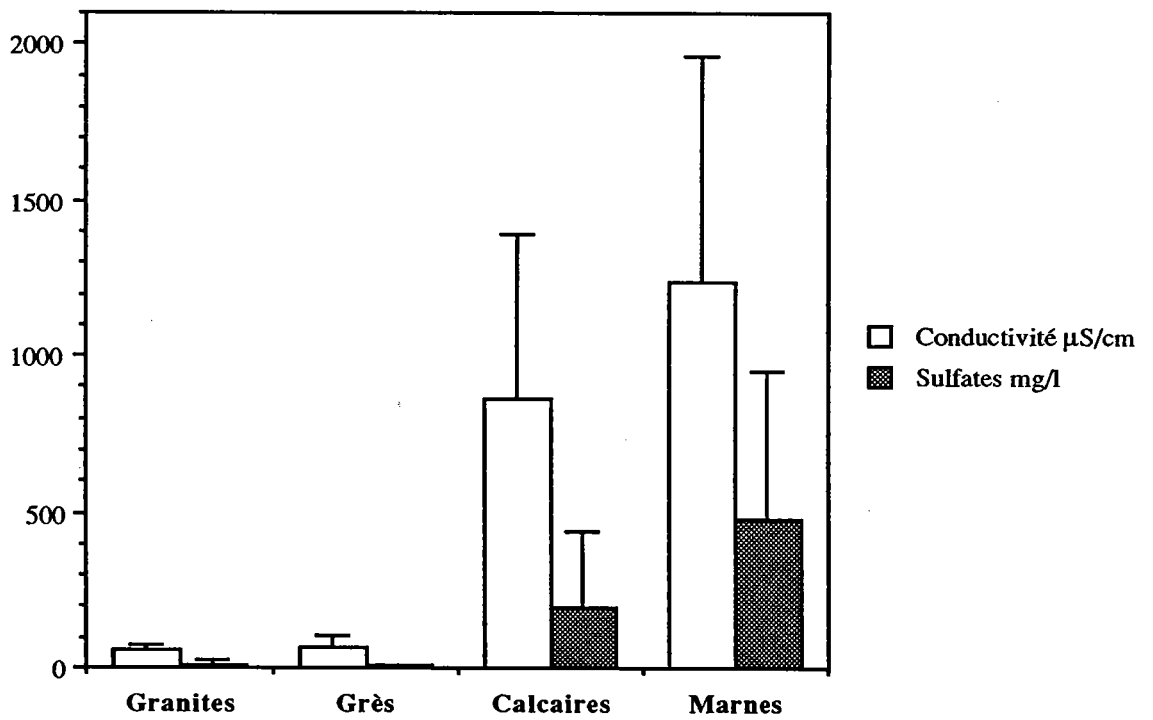


Figure II.6 :
Conductivité et teneur en sulfates de chacun des principaux substrats géologiques étudiés.

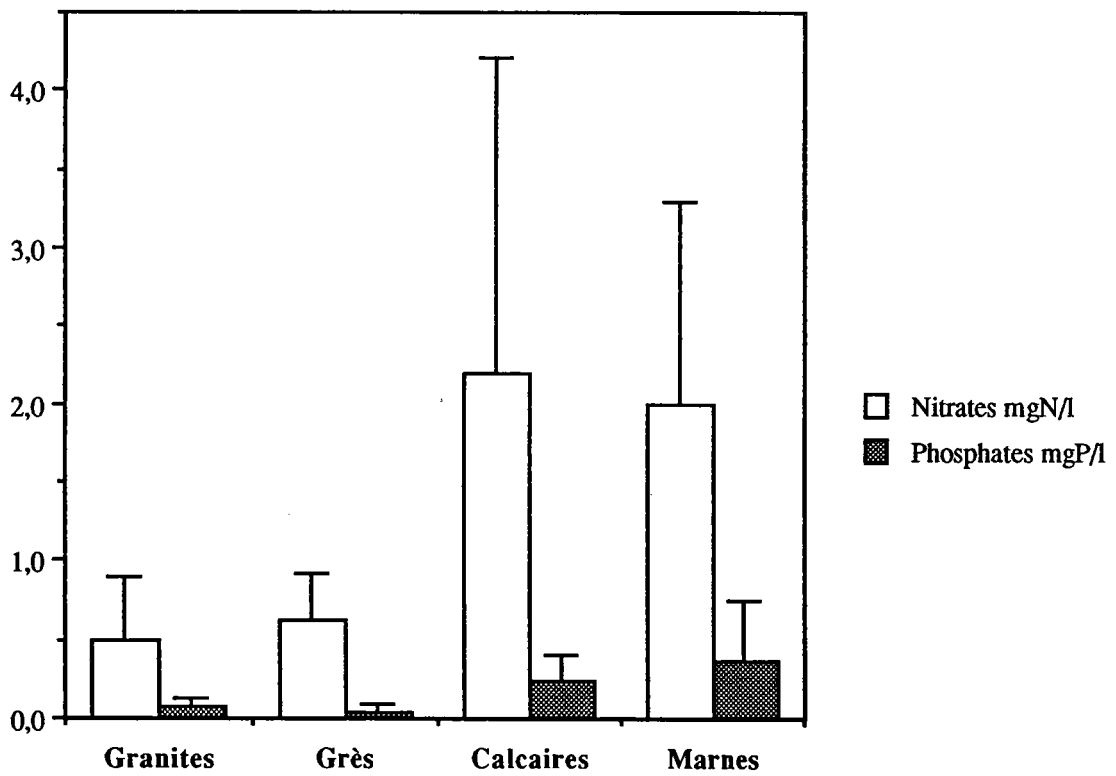


Figure II.7 :
Teneurs en nitrates et phosphates de chacun des principaux substrats géologiques étudiés.

Tableau II.7 :
Principales caractéristiques des substrats géologiques étudiés.

SUBSTRATS GEOLOGIQUES	Granites P33	Grès P11	Calcaires P12	Marnes P31	Peu perm. P2
Pente (pour mille) Granulométrie	33,5 blocs	15 sables	2 cailloux / argiles	2 argiles	5
Qualité Agence	1A-1B	1A-1B	1A-1B	1B-2-3	
Niveau de minéralisation Conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$ Valeur moyenne / classe	très faible < 100 54	faible de 50 à 100 68	moyen de 100 à 1000 770	très élevé > 1000 1239	moyen de 300 à 1000 795
Niveau de trophie PO4 en mgP/l NH4 en mgN/l NO3 en mg/l	oligotrophe 0,07 0,05 0,49	oligotrophe 0,03 0,06 0,62	mésotrophe 0,24 0,03 2,19	eutrophe 0,36 0,32 1,99	mésotrophe 0,27 0,04 1,71
Espèces végétales caractéristiques	<i>Lemanea sp</i> <i>B. rivulare</i> <i>S. undulata</i> <i>R. cf penicillatus</i> <i>C. hamulata</i>	<i>Batrachospermum sp</i> <i>C. amara</i> <i>H. dilatatum</i> <i>R. peltatus</i> <i>C. polyanthus</i> <i>Sphagnum sp</i> <i>S.undulata</i>	<i>Oscillatoria sp</i> <i>R. fluitans</i> <i>F. antipyretica</i> <i>O. fluviatilis</i> <i>C. obtusangula</i> <i>A. calamus</i> <i>E. canadensis</i> <i>Oedogonium sp</i> <i>A. nodiflorum</i> <i>P. lucens</i>	<i>P. pectinatus</i> <i>L. minor</i> <i>Cladophora sp</i> <i>S. dulcamara</i> <i>Z. palustris</i>	<i>A. riparium</i> <i>R. fluitans</i> <i>P. crispus</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>G. maxima</i> <i>P. arundinacea</i> <i>N. lutea</i> <i>A. nodiflorum</i> <i>S. emersum</i> <i>M. spicatum</i>

3. ANALYSE DES DONNEES FLORISTIQUES

3.1. Comparaison des cortèges floristiques inter-cours d'eau

3.1.1. Principe

Pour effectuer une comparaison des cortèges floristiques entre les différents cours d'eau étudiés, un tableau floristique a été construit. Les taxons végétaux utilisés sont ceux appartenant aux tableaux de végétation aquatique, présentés en annexe n° II.1 (p16 et 17).

Un seul relevé par station est pris en compte dans l'élaboration de ce tableau floristique, présenté dans sa totalité en annexe n°II.2 p.161.

Pour cela, nous avons choisi les relevés issus de la deuxième prospection, excepté pour les cours d'eau où il n'y en a eu qu'une seule.

La deuxième prospection offre une meilleure représentativité de la végétation aquatique de la station. En effet, la saison d'échantillonnage a été choisie plus judicieusement, en fonction des espèces rencontrées lors de la première prospection. Ainsi l'identification était facilitée et plus fiable, notamment pour certaines callitriches et renoncules.

Le principe de l'analyse de ce tableau est d'en déplacer les lignes (les espèces) afin de dégager les groupes d'espèces liés à un type de classe de perméabilité. Les fréquences relatives de présence des espèces ou taxons ont été calculées de façon à pouvoir sélectionner les espèces ou taxons présents sur plus de 25 % des relevés au sein d'un type de perméabilité.

Le tableau synoptique ainsi obtenu (tableau II.8) va permettre la comparaison des groupes floristiques homogènes des différents substrats échantillonnés et également de confronter ces résultats avec ceux d'études du même type, qu'ils soient originaires du grand Est de la France (Lorraine et Alsace) mais également de Bretagne.

En effet, PESEUX (1989) sur des cours d'eau lorrains a établi les bases d'une typologie à l'aide d'une prospection d'ordre phytosociologique ; son travail est d'ailleurs à l'origine de notre étude. Sa prospection s'est également basée sur un découpage des rivières, mais le premier critère était la végétation elle-même : chaque changement de peuplement induisait un nouveau tronçon. Une esquisse de typologie a été

Tableau II.8 :
Tableau floristique synoptique.

	Taxons	Fréquence de présence des taxons au sein des substrats géologiques					
		granites	grès	calcaires	marnes	alter.	faux grès
		P33	P11	P12	P31	P2	P13
taxons des granites	<i>Ranunculus penicillatus</i>	24	0	0	2	0	11
	<i>Brachythecium rivulare</i>	41	9	11	5	0	0
taxons communs granites-grès	<i>Scapania undulata</i>	47	64	0	2	0	0
	<i>Callitriche hamulata</i>	35	36	6	7	0	0
	Algues bleues	24	36	6	7	20	11
	<i>Ulothrix sp</i>	24	36	6	5	20	22
taxons communs granites-grès-calc.	<i>Fontinalis antipyretica</i>	29	45	67	9	20	22
	<i>Glyceria fluitans</i>	24	36	28	14	0	11
	<i>Callitriche platycarpa</i>	18	27	33	16	20	11
taxons des grès	<i>Callitriche stagnalis</i>	12	27	6	5	0	0
	<i>Hygrohypnum dilatatum</i>	6	36	0	5	0	0
	<i>Cardamine amara</i>	6	27	0	5	0	0
	<i>Platyhypnidium riparioïdes</i>	0	27	0	5	0	0
taxons des calcaires	<i>Mentha aquatica</i>	0	0	33	9	0	0
	<i>Ranunculus fluitans</i>	0	0	50	7	20	0
	<i>Berula erecta</i>	0	0	56	20	0	11
taxons des calcaires - marnes- alternances	<i>Iris pseudacorus</i>	6	0	56	34	0	22
	<i>Solanum dulcamara</i>	6	0	44	25	40	11
	<i>Cladophora sp</i>	0	0	33	18	80	11
	<i>Enteromorpha sp</i>	0	0	28	20	40	0
	<i>Vaucheria sp</i>	0	18	67	34	60	44
	<i>Sparganium erectum</i>	0	0	61	32	60	67
	<i>Phalaris arundinacea</i>	18	0	50	34	80	78
	<i>Nuphar lutea</i>	0	0	50	32	60	44
	<i>Lemna minor</i>	6	18	44	36	80	78
	<i>Butomus umbellatus</i>	0	0	44	18	60	44
	<i>Sparganium emersum</i>	0	0	44	43	40	44
	<i>Spirogyra sp</i>	0	0	28	18	40	22
	<i>Potamogeton crispus</i>	0	0	17	27	40	22
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	17	20	20	11
	<i>Oedogonium sp</i>	12	9	22	18	20	0
	<i>Nasturtium officinale</i>	6	0	22	7	0	11
	<i>Rhizoclonium sp</i>	0	0	17	16	60	22
	<i>Lemna gibba</i>	0	0	6	11	40	0
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	0	0	17	11	20	11
	<i>Elodea nuttallii</i>	0	0	11	11	20	0
	<i>Oscillatoria sp</i>	0	0	6	11	20	0
	<i>Amblystegium riparium</i>	18	9	6	7	20	0
	<i>Potamogeton lucens</i>	0	0	6	7	20	0
	<i>Phragmites australis</i>	6	0	0	7	20	0
	<i>Acorus calamus</i>	0	0	17	2	20	11
	<i>Tribonema sp</i>	0	9	0	2	20	0
<i>Octodicerus fontanum</i>	0	0	6	2	0	22	

sont en gras : les espèces dont la fréquence de présence est supérieure à 20 % au sein d'un substrat géologique.

définie en décrivant des groupements végétaux hydrophytiques, propres à des substrats géologiques. MULLER (1990b) a étudié une séquence de groupements phytosociologiques des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord. Une succession amont-aval de végétation aquatique indicatrice de l'évolution du cours d'eau et notamment des différents apports subis a été mise en évidence.

ROBACH *et al.* (1991) se sont consacrés à l'étude de l'évolution de la végétation aquatique de l'hydrosystème rhénan alsacien en utilisant l'échelle de bioindication établie par CARBIENER *et al.* (1990) et basée sur les teneurs en phosphates et azote ammoniacal de l'eau. Ils ont établi une typologie basée sur la végétation aquatique traduisant la réduction de la charge eutrophisante et révélant ainsi les mécanismes d'échanges rivière-nappe et l'impact des crues qui se produisent encore dans certains secteurs de l'hydrosystème rhénant.

En comparant la Bretagne, avec l'étude du Scorff et du Trieux, et les stations vosgiennes, HAURY & MULLER (1991) ont mis en évidence les groupements caractéristiques des substrats dits acides.

3.1.2. Analyse qualitative des différents cortèges floristiques

Des cortèges floristiques propres à un type de substrat (en caractères gras sur le tableau) sont mis en évidence. Les espèces ou taxons les constituant peuvent être considérés comme caractéristiques de ce substrat, si la fréquence de rencontre de ce taxon est bien plus élevée sur celui-ci que sur les autres substrats. D'autres cortèges vont être représentatifs de plusieurs substrats, deux voire plus, avec notamment un cortège de six taxons communs à quatre substrats, les calcaires, les marnes, les alternances et les faux grès.

Au sein de chaque catégorie (le substrat géologique), les différents relevés sont classés en fonction de leur richesse taxonomique (donnée figurant sur le tableau complet en annexe n° II.2 p.161).

3.1.2.1. Les relevés sur granites P33

Les relevés avec la richesse taxonomique la plus élevée, supérieure à 5 avec un maximum de 10, sont situés à l'aval des cours d'eau. Tandis que ceux avec une richesse taxonomique faible sont plutôt en amont. Ce type est d'ailleurs majoritaire sur notre échantillon.

Deux stations aval, sur le Ménaurupt et le Bouchot, ont cependant une faible richesse taxonomique ; ceci peut s'expliquer par un éclaircissement très faible, critère très

sélectif pour l'implantation des végétaux. Mais, cela peut également provenir d'un substrat moins favorable, les bryophytes étant les végétaux dominants sur granites.

Si on prend en compte les espèces présentes sur 25 % des relevés, *Brachythecium rivulare* est l'espèce caractéristique de ce substrat, avec une fréquence de 41 % contre seulement 11 % pour les calcaires P12.

Les deux espèces communes aux granites et aux grès sont une hépatique *Scapania undulata* et une phanérogame *Callitriche hamulata*. On retrouve également un genre d'algue verte, *Ulothrix sp.*, et des algues bleues.

Ce cortège d'espèces se retrouve dans l'étude de PESEUX (1989) par l'intermédiaire de son groupe A, constitué par *Scapania undulata* et *Brachythecium rivulare* et qu'il ne retrouve que sur des grès ou des granites avec de plus une préférence pour les amonts de bassins versants.

3.1.2.2. Les relevés sur grès P11

Sur les stations sur grès, la richesse taxonomique a un maximum plus élevé que les stations sur granites (12) (Cf. Annexe II.2). La richesse taxonomique de la Mortagne augmente graduellement de l'amont vers l'aval, excepté l'inversion des stations 3 et 4, et elle est plus élevée que celle du Rabodeau.

La distinction des grès P11 et P13 est confirmée ici par la rareté des taxons communs à ces deux substrats (tab. II.8). Sur les grès P13, seule une mousse, *Octodiceras fontanum*, apparaît caractéristique, avec une fréquence de 22%. Selon des observations faites en Belgique sur la Meuse et l'amont de la Sambre (LAMBINON & EMPAIN, 1971), cette mousse se développe dans des eaux relativement minéralisées et elle peut s'accommoder d'une certaine pollution.

Les substrats sur grès ont des espèces en commun avec les granites P33 et aussi les calcaires P12, *Fontinalis antipyretica* et *Glyceria fluitans* notamment.

Les espèces caractéristiques propres à ce substrat sont : *Callitriche stagnalis*, *Hygrohypnum dilatatum*, *Cardamine amara* et *Platyhypnidium riparioïdes*.

Ce cortège dominé par les mousses et les callitriches, en particulier *Callitriche hamulata*, peut être rapproché du groupe B établi par MULLER (1990b) à *Callitriche hamulata* et *Potamogeton polygonifolius* dans les cours d'eau des Vosges du Nord, caractéristique de la zone amont non polluée. Et dans la zonation floristico-écologique de

MERIAUX (1982a), *C. hamulata* et *P. polygonifolius* sont caractéristiques de la zone A aux eaux oligotrophes de type acides.

Le cortège floristique des grès, de type P11, se retrouve dans le groupe C de PESEUX (1989) constitué par *Chiloscyphus polyanthus*, *Lemanea sp.*, *Ulothrix sp.*, *Fontinalis squamosa*, *Hygrohypnum ochraceum*, *Callitriche stagnalis* que l'auteur considère comme un groupe d'espèces compagnes pour des espèces telles que *Ranunculus peltatus*, *Callitriche hamulata* et *Callitriche platycarpa*. Cet ensemble caractérise plutôt la partie aval des rivières du Massif Vosgien prospectées (grès ou granites) par PESEUX. Cependant, il est typique de la zone de crénon des milieux dits acides de HAURY & MULLER (1991).

3.1.2.3 Les relevés sur calcaires P12

La richesse taxonomique est élevée, un seul relevé a une richesse taxonomique faible (inférieure à 5) et le maximum est de 18. La majorité des stations sur calcaire P12 étudiées se situe à l'aval des cours d'eau.

Ce substrat offre la plus grande proportion d'espèces ou de taxons en commun avec les autres substrats. Il constitue un intermédiaire entre les granites et les grès, qui ont peu d'espèces communes avec les autres classes, et au contraire les marnes P31 et les alternances P2 qui ont beaucoup d'espèces communes.

Les espèces caractéristiques propres à ce substrat sont au nombre de trois : *Mentha aquatica*, *Ranunculus fluitans* et *Berula erecta*.

Ce cortège floristique se rapproche du groupement phytosociologique III de ROBACH *et al.* (1991) constitué principalement par l'association du *Potamogeton pectinatus* et du *P. perfoliatus* et par un sous-groupe composé notamment de *Ranunculus fluitans*. Il se rapproche également du groupe F avec *Ranunculus fluitans* et *Potamogeton perfoliatus* de PESEUX (1989). Ce cortège correspond à l'association intermédiaire D/E de l'échelle de bioindication de CARBIENER *et al.* (1990) Il correspond également à la zone D de MERIAUX (1982a) des eaux eutrophes, le *Potamo-Ranunculetum fluitantis* soit des espèces telles que *Zannichellia palustris*, *Ranunculus fluitans*, *Oenanthe fluviatilis* *Potamogeton nodosus*..., cette association supportant une pollution diffuse à importante.

Tous ces cortèges sont liés au substrat géologique calcaire.

3.1.2.4. Les relevés sur marnes P31

La richesse taxonomique offre une grande gamme, de 3 à 24 taxons présents. La majorité des stations avec une richesse taxonomique élevée (de 10 à 24) se retrouve à l'aval des cours d'eau tandis que les richesses taxonomiques faibles sont issues de stations ayant une position variable le long du cours d'eau.

Aucune espèce n'est vraiment caractéristique de ce substrat, tous les taxons présents sont rencontrés également sur les calcaires P12 et les alternances P2. Le cortège floristique de ces marnes P31 est constitué de phanérogames et d'algues (tableau II.8).

Ce cortège floristique correspond à la zone E de MERIAUX (1982a) des eaux eutrophes.

3.1.2.5. Les relevés sur alternances P2

Les stations étudiées sont seulement au nombre de 6. L'exploitation qui suit est donc à utiliser avec précaution.

La richesse taxonomique est importante, de 4 à 16, avec une seule station en dessous de 10.

Les espèces caractéristiques sont nombreuses (tableau II.8), avec une seule espèce propre à ce substrat : *Lemna gibba*.

Ce cortège avec *Lemna gibba*, comme espèce type, est comparable au groupement phytosociologique I de ROBACH *et al.* (1991) qui est le groupement appartenant aux eaux les plus eutrophes dans leur milieu d'étude. Ce cortège correspond au groupe H de PESEUX (1989) inclus dans l'ensemble 4, caractéristique des eaux calmes et souvent profondes et à la zone E de MERIAUX (1982a) des eaux eutrophes avec des pollutions organiques et minérales intenses.

3.1.3. Intérêt du tableau floristique

Un tableau floristique permet d'avoir une vision globale de l'ensemble de la végétation rencontrée, et également des cortèges floristiques propres à un type de cours d'eau ou au contraire communes à plusieurs types.

La distribution inter-cours d'eau des cortèges floristiques a été mise en évidence, elle souligne à nouveau une organisation inter-types géologiques et a permis de confronter nos résultats avec d'autres travaux d'approche typologique.

A ce niveau d'exploitation, l'organisation intra-cours d'eau se dessine par des variations amont-aval de la richesse taxonomique. Et cela, principalement pour les substrats de type granites et grès, car elle reste indiscernable pour les marnes et les calcaires, dont les cours d'eau sont bien souvent déjà en situation aval et avec une faible diversité des conditions d'écoulement.

Une étude plus fine est nécessaire pour décrire l'organisation au sein de chaque cours d'eau ou groupe de cours d'eau, cette description portera alors sur l'intégralité des relevés.

3.2. Distribution longitudinale de la végétation aquatique des cours d'eau lorrains.

Une végétation propre à chaque substrat géologique ainsi que des gradients longitudinaux ont pu être mis en évidence pour des cours d'eau situés dans des conditions extrêmes.

3.2.1. Les cours d'eau sur granites

Il s'agit du Bouchot, du Ménaurupt, de la Moselotte et du Rouge Rupt ou Xoulces.

Les taxons inventoriés à l'amont sont des algues bleues, des hépatiques notamment *Scapania undulata* et des mousses *Brachythecium rivulare*, *B. plumosum*, *Amblystegium riparium* et *Fontinalis antipyretica* (relativement ubiquiste cependant).

Scapania undulata est typique des petites rivières avec une eau claire et un courant rapide (JEFFRIES & MILLS, 1990) et elle caractérise des milieux oligotrophes (HAURY, 1985).

Les bryophytes peuvent supporter de forts ombrages (JEFFRIES & MILLS, 1990), ce qui est souvent le cas des stations amont sous forêt d'épicéas. Ils sont également capables de vivre dans des eaux acides (cas du Rouge Rupt amont (pH = 5,7) notamment).

A l'aval, on rencontre des algues vertes et des phanérogames, *Callitriche hamulata*, *C. platycarpa* et *Ranunculus peltatus*.

Ranunculus penicillatus a également été récoltée (sur la Moselotte en particulier). Cette espèce serait a priori plus développée en milieu océanique (HAURY & MULLER, 1991) mais elle existe en Lozère (CODHANT *et al.*, 1991) et comme sa détermination reste délicate nous préférons la nommer *R. cf penicillatus*.

Ces espèces sont caractéristiques des eaux très faiblement minéralisées et oligotrophes (AUGIER 1966, DE LANGHE *et al.* 1983, MULLER 1990a, HAURY & MULLER 1991).

Pour la Moselotte, en juin 1990, après un orage, les concentrations en nitrates ont augmenté, de l'amont vers l'aval, de 0,1 à 0,5 mgN/l et en août 1991, de 0,4 à 1 mgN/l de nitrates. Sur les stations aval, *Callitriche hamulata* et *Ranunculus cf penicillatus* ont alors été observées.

Au niveau de la station la plus aval (station 3) du Rouge Rupt, la présence des callitriches *C. hamulata*, *C. obtusangula* et *C. platycarpa*, de *Glyceria fluitans* et de *Cardamine amara* peut être liée à l'augmentation, graduelle de l'amont vers l'aval, en nitrates, et brutale en azote ammoniacal à la station 3 : x10 en 1990 (de 0,01 à 0,13 mgN/l) et x25 en 1991 (de 0,02 à 0,52mgN/l).

Les teneurs en phosphates dans l'eau sont relativement stables.

Par contre sur la Moselotte, on observe deux progressions différentes en fonction des deux années de prélèvement : valeur élevée sur la station aval en juin 1990 et valeur la plus élevée à la station amont en août 1991.

Ces paramètres nutritifs sont donc difficiles à utiliser dans l'interprétation de l'apparition des phanérogames, d'autant plus qu'il s'agit de mesures ponctuelles.

Les apports des activités anthropiques de la vallée (les villes et leurs eaux usées domestiques, les industries et leurs eaux résiduaires) peuvent être à l'origine d'un enrichissement, bien que faible, des eaux des rivières.

3.2.2. Les cours d'eau sur grès

Il s'agit de la Mortagne et du Rabodeau.

Le gradient-type de végétation aquatique est illustré par la Mortagne (amont de Rambervillers).

A l'amont, on y observe principalement des bryophytes et, en particulier, *Chiloscyphus polyanthus* et *Scapania undulata*. Cette association est souvent rencontrée dans les cours d'eau du Massif Armoricain (HAURY & MULLER, 1991). D'autres bryophytes sont également présentes : *Hygrohypnum dilatatum*, *Hypnum cupressiforme* et *Fontinalis antipyretica*.

Puis, à l'aval, des callitriches sont rencontrées, *C. hamulata* est d'ailleurs présent à toutes les stations, et *Ranunculus peltatus*.

Potamogeton polygonifolius a été récolté sur une station amont, c'est un bon indicateur de milieu peu minéralisé et oligotrophe (MULLER 1990b).

Toutes ces espèces sont caractéristiques des eaux peu minéralisées à tendance oligotrophe ou mésotrophe (AUGIER 1966, DE LANGHE *et al.* 1983, MULLER 1990a).

Callitriche hamulata a cependant été récolté dans d'autres types de stations notamment sur l'Esche (amont sur argiles et aval sur calcaires) et ne semble donc pas être inféodée exclusivement aux eaux très peu minéralisées, ce qui est confirmé par HAURY (1990).

La zonation observée sur la Mortagne résulte d'une situation quasi-naturelle (tab. II.9).

En revanche la situation du Rabodeau (tab. II.10) est quelque peu différente. Une succession assez nette apparaît : des hépatiques à l'amont, notamment *Scapania undulata*, puis des mousses *Fontinalis antipyretica* et *Hygrohypnum dilatatum* accompagnant *Callitriche hamulata* et *C. platycarpa* ainsi que *Ranunculus peltatus*. Mais une disparition complète des phanérogames dans la station la plus aval souligne l'intervention des activités humaines et une réelle dégradation du cours d'eau.

En effet les eaux acidifiées de l'amont (pH = 4,4) résultent de la tourbière présente à la source, mais aussi des précipitations atmosphériques acides. Tandis que les eaux basiques de l'aval (pH = 8,9) beaucoup plus minéralisées (conductivité x 4, de 40 à 184 $\mu\text{S/cm}$, TAC de 0 à 5 °F, Na de 0,9 à 20 mg/l) avec un degré de trophie plus important également (PO₄ de 0,005 à 0,23 mgP/l et NH₄ de 0,03 à 0,21 mgN/l) incriminent les

Tableau II.9 :
La végétation aquatique de la Mortagne.

Relevés effectués les 28 et 29 août 1990 (-.1) et les 12 et 13 août 1991 (-.2)

VEGETATION AQUATIQUE exprimée en % de recouvrement	amont		relevés								aval	
	1,2	2,1	2,2	3,1	3,2	4,1	4,2	5,1	5,2	6,1	6,2	
ALGUES												
Algues bleues								<1				
<i>Batrachospermum sp</i>		1			2			<1				
<i>Mougeotia sp</i>	<1											
<i>Oedogonium sp</i>									4		5	
<i>Spirogyra sp</i>		1										
<i>Ulothrix sp</i>	<1					<1			2			
Algues vertes unicellulaires			<1									
<i>Tribonema sp</i>	1											
<i>Vaucheria sp</i>				<1		1			2		3	
BRYOPHYTES												
<i>Scapania undulata</i>	10	<1	10	<1	4	<1	2					
<i>Chiloscyphus polyanthus</i>							5	6	20	<1	1	
<i>Brachythecium rivulare</i>											5	
<i>Fissidens sp</i>									<1		<1	
<i>Fontinalis antipyretica</i>						<1	5		1		1	
<i>Hygroamblystegium sp</i>											1	
<i>Hygrohypnum dilatatum</i>		6		<1	1							
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>			5									
<i>Amblystegium riparium</i>									1			
<i>Platyhypnidium rusciforme</i>			10				<1		3		1	
<i>Sphagnum subsecunda</i>	1											
CRYPTOGAMES ET PHANEROGAMES												
<i>Callitriche hamulata</i>		2	2	2	2	2	5	3	5	<1	3	
<i>Callitriche platycarpa</i>				3		2	10	5		<1	5	
<i>Callitriche stagnalis</i>			5		5				5			
<i>Glyceria fluitans</i>	1	<1	5	<1	1	<1	1			<1	2	
<i>Glyceria maxima</i>		<1	1	<1	<1	<1	2					
<i>Lemna minor</i>								1	3			
<i>Cardamine amara</i>		<1		<1	1					<1	2	
<i>Potamogeton polygonifolius</i>		2	2									
<i>Ranunculus peltatus</i>								15	20	1	20	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>		<1		<1								
CARACTERISTIQUES GENERALES												
- algues filamenteuses	2	2	<1	<1	2	1	0	<1	8	0	8	
- bryophytes	11	6	25	<1	5	<1	13	6	25	<1	10	
FOND NU	86	85	65	94	85	94	75	70	50	95	60	
VEGETATION TOTALE	14	15	35	6	15	6	25	30	50	5	40	
Richesse taxonomique	6	10	9	9	8	8	8	7	12	6	13	
Rich. taxo. sans alg.	3	8	8	8	7	6	8	5	9	6	11	
Perméabilité	P11	P11		P11		P11		P11		P31 + S11		

Tableau II.10 :
La végétation aquatique du Rabodeau.

Relevés effectués les 21 et 22 Août 1990 (-.1) et le 3 juillet 1991 (-.2)

VEGETATION AQUATIQUE exprimée en % de recouvrement	relevés											
	amont				aval							
	1,1	1,2	2,1	2,2	3,1	3,2	4,1	4,2	5,1	5,2	5b,1	5b,2
ALGUES												
Algues bleues	<1	<1			5	1			6	10	2	30
<i>Mougeotia sp</i>		1										
<i>Oedogonium sp</i>											7	
<i>Ulothrix sp</i>		1		40								
<i>Vaucheria sp</i>								2				
Algues vertes non déterminées										1		
Diatomées											1	<1
BRYOPHYTES												
<i>Brachythecium rivulare</i>								5				
<i>Fontinalis antipyretica</i>							5	15	10	1	5	1
<i>Hygrohypnum dilatatum</i>							10	20		10	20	10
<i>Hypnum cupressiforme</i>			<1	10								
<i>Scapania undulata</i>	10	10	9	30	25	30						
Hépatique à thalle			<1									
<i>Sphagnum sp</i>	5	5	<1									
CRYPTOGAMES ET PHANEROGAMES												
<i>Callitriche hamulata</i>							<1		1			
<i>Callitriche platycarpa</i>								1		<1		
<i>Cardamine amara</i>								2				
<i>Lemna minor</i>										<1		
<i>Ranunculus peltatus</i>									1	1		
CARACTERISTIQUES GENERALES												
- algues filamenteuses	<1	2	0	40	5	1	0	2	6	11	10	30
- bryophytes	15	15	10	40	25	30	15	40	10	11	25	11
FOND NU	80	65	90	20	70	70	85	60	80	80	65	65
VEGETATION TOTALE	20	35	10	80	30	30	15	40	20	20	35	35
Richesse taxonomique	3	5	4	3	2	2	3	6	4	7	5	4
Rich. tax. sans alg.	2	2	4	2	1	1	3	5	3	5	2	2
Perméabilité	P11		P11		P11 + P2		P11 + P2		P11 / P33 (+S11)			

La MORTAGNE

	amont			Confluence Arentèle			
Ordre de drainage	1	2	3	4			
Richesse taxonomique	6	7	8	8	12	11	
Tronçons	1	2	3	4	5	6	7

Le RABODEAU

	amont			Meurthe		
Ordre de drainage	1	2	3		4	
Richesse taxonomique	5	2	2	6	6	4
Tronçons	1	2	3	4	5	

Moussey
 La Petite Raon
 tourbière
 DIM
 PEAUDOUCÉ
 Senones
 Moyenmoutier

**Fig. II.8 : Comparaisons des successions longitudinales de deux cours d'eau sur grès vosgien (P11) :
 la Mortagne : situation pseudo-naturelle
 le Rabodeau : situation dégradée**

divers rejets des villes avoisinantes (Senones et Noirmoutier notamment) et aussi les industries de la vallée ; car il n'y a pas de changement de substrat géologique.

De ces deux cours d'eau, la Mortagne est le plus diversifié, en particulier au niveau des phanérogames. Bien que l'oligotrophie du milieu puisse être un facteur limitant, ce sont les pollutions notables de l'aval, dans le cas du Rabodeau, qui influent majoritairement sur la disparition de la végétation aquatique de cette partie du cours d'eau.

La Mortagne bénéficie, de plus, d'un environnement plus éclairé que le Rabodeau.

La figure II.8 schématise les deux linéaires des cours d'eau qui ont tous les deux le même ordre de grandeur. L'ordre de drainage, le découpage abiotique et la richesse taxonomique y sont représentés.

Ce qui les oppose et traduit les perturbations du Rabodeau, est la richesse taxonomique de leurs stations aval, celle-ci est double, voire même triple, pour la Mortagne par rapport à celle du Rabodeau (respectivement 11 et 4).

3.2.3. Les cours d'eau sur marnes du Keuper

Il s'agit de la Rotte, de la Petite Seille et du Ru de la flotte.

Ces cours d'eau se caractérisent par la quasi-absence des bryophytes. Toutefois une mousse apparaît parfois en faible quantité, *Fontinalis antipyretica*. Le substrat fin argilo-marneux n'est, en effet, pas favorable à la colonisation par des mousses.

Ces cours d'eau marneux situés en zone agricole ne présentent pas de gradient de végétation mais plutôt une combinaison type : des algues filamenteuses très abondantes (*Cladophora sp*, *Enteromorpha sp*, *Vaucheria sp*, etc...) et le potamot pectiné.

Potamogeton pectinatus, susceptible de supporter les plus fortes pollutions organiques (DIEDERICH 1983a), est caractéristique des eaux fortement minéralisées. Ce potamot peut d'ailleurs présenter des populations monospécifiques.

De plus les cladophores sont connues pour être rencontrées dans les eaux chargées en matières azotées (BUTCHER 1933) et également bien chargées en phosphates (TEN CATE *et al.*, 1991).

A la vue des gammes de minéralisation et de trophie naturelles très élevées de ces milieux sur marnes du Keuper (une conductivité qui avoisine les 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et des teneurs en PO_4 variant entre 0,4 et 1,7 mgP/l) et par comparaison avec des milieux beaucoup moins minéralisés tels que ceux étudiés auparavant sur substrats siliceux, ces

systèmes sont généralement considérés comme peu sensibles face à divers apports polluants organiques.

Ces milieux peuvent, en réalité, facilement être sujets à des proliférations végétales.

3.2.4. Les cours d'eau sur "alternances"

Il s'agit de la Meuse amont, du Mouzon, de l'Anger, de la Frézelle et du Brénon.

Les stations de perméabilité P31 issues de cours d'eau résultant d'alternances présentent une végétation aquatique diversifiée.

On retrouve des algues filamenteuses (*Enteromorpha sp*, *Cladophora sp*, *Vaucheria sp*, *Spirogyra sp*) en forte proportion et des espèces caractéristiques des eaux fortement minéralisées et chargées en nutriments (DE LANGHE et al. 1983, MULLER 1990a) : *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *P. perfoliatus*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Zannichellia palustris*, *Berula erecta*, *Nuphar lutea*, *Callitriche obtusangula* et *C. platycarpa*.

Les zonations naturelles, sur ces cours d'eau résultant d'alternances, ne sont pas faciles à déceler. Les algues filamenteuses dominent souvent à l'amont tandis qu'à l'aval la proportion et la diversité en phanérogames augmentent.

Ces cours d'eau sont des rivières de plaine, recalibrées pour la plupart, à courants faibles, qui supportent souvent des rejets polluants : villes, exploitations agricoles, industries. La succession végétale résulte donc de ces inter-relations complexes.

3.2.5. Les cours d'eau sur calcaires (P12)

Il s'agit de cours d'eau s'écoulant sur des argiles à l'amont et des calcaires à l'aval : le Rupt de Mad, l'Esche et le Loison et également l'Abreuvoir, affluent en rive droite de la Meuse à Neufchâteau, qui s'écoule lui exclusivement sur calcaires.

Les stations sur calcaires sont donc toutes situées à l'aval des cours d'eau (excepté les deux stations de l'Abreuvoir qui est un cas un peu particulier). Elles sont caractérisées par l'apparition de *Ranunculus fluitans*, mais aussi par *Oenanthe fluviatilis* et *Sagittaria sagittifolia*.

Des mousses peuvent être présentes, notamment *Amblystegium riparium* et *Fontinalis antipyretica*.

Cladophora sp et *Vaucheria sp* sont les deux principaux genres d'algues inventoriés.

3.2.5.1. Etude comparée du Rupt de Mad

(en annexe : carte p. 135 et tableaux de résultats p.144 à 149)

Le Rupt de Mad a fait l'objet d'un certain nombre d'études.

Des monographies sommaires de la qualité de l'eau incluant des analyses chimiques, des inventaires de la macrofaune et de la flore aquatique ont été réalisées par le Service Régional d'Aménagement des Eaux de Lorraine (S.R.A.E.L. 1972, 1984).

Le travail le plus important, sur ce cours d'eau, est, cependant, la thèse d'Etat de J.M. DECORNET (1979) consacrée à l'étude hydrobiologique de l'Orne et du Rupt de Mad, avec l'établissement d'une zonation floristico-écologique basée sur la végétation aquatique.

Un mémoire de Diplôme d'Agronomie Approfondie (PESEUX, 1989) et un rapport de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (LEGLIZE & GRASMUCK, 1992), s'intéressant aux cours d'eau de Lorraine et à leur végétation aquatique, ont inclus le Rupt de Mad dans leur prospection. Ce cours d'eau entre également dans la catégorie des cours d'eau issus d'alternances calcaires-marnes étudiés ici.

Une analyse comparative des différentes méthodologies utilisées est effectuée.

*** Les méthodes d'échantillonnage**

Dans les études du SRAEL (1972, 1984), les points de relevés sont définis avant d'aller sur le terrain ; les relevés de végétation aquatique sont effectués sur les points d'analyses physico-chimiques et hydrobiologiques. De plus, seule la présence des taxons est indiquée sans faire aucune référence à la dimension de la station.

Ainsi, les résultats des deux études du SRAEL ne seront utilisés qu'à titre indicatif. Ils permettent d'avoir une idée globale des taxons présents mais ne peuvent réellement être comparés à une étude aussi fine que celle de DECORNET (1979).

Les autres travaux, concernant le Rupt de Mad, ont la même approche en ce qui concerne l'échantillonnage : un découpage théorique de la rivière en tronçons homogènes et un choix des stations qui s'effectue lors de la prospection sur le terrain.

C'est au niveau de la définition de l'homogénéité des tronçons que des variantes existent. DECORNET (1979) et LEGLIZE & GRASMUCK (1992) préconisent un

découpage en fonction des paramètres abiotiques, tandis que PESEUX (1989) effectue un découpage selon la végétation aquatique elle-même. Un secteur homogène n'est alors représenté que par un seul relevé, situé dans sa partie amont. DECORNET (1979) et LEGLIZE & GRASMUCK (1992) se basent sur des tronçons homogènes pour les principaux descripteurs abiotiques des cours d'eau, en particulier la pente, la largeur et la vitesse du courant, ce que DECORNET (1979) résume par : "*les conditions écologiques primaires*". Au sein de ces tronçons, DECORNET (1979) étudie tous les groupements végétaux observés, tandis que LEGLIZE & GRASMUCK (1992) choisissent la station végétale caractéristique du tronçon.

Quant aux relevés, DECORNET (1979) pratique un inventaire phytosociologique des peuplements de végétaux aquatiques à l'aide des coefficients d'abondance-dominance de BRAUN-BLANQUET (1964). Ses relevés, homogènes du point de vue de la composition floristique, occupent des surfaces variant de 1 m² à quelques dizaines de m² au maximum avec des pourcentages de recouvrement importants de 70 à 100 %. PESEUX (1989) a conservé les mêmes descripteurs, tandis que LEGLIZE & GRASMUCK (1992) ont préféré utiliser les pourcentages de recouvrement. Dans ces deux derniers cas, les tronçons de rivière étudiés vont de 50 à 100 m de long et il s'agit donc d'études plutôt phytoécologiques que phytosociologiques.

* Les principaux résultats

a) Le choix des stations d'étude

DECORNET (1979) a défini 17 portions réparties en 5 grands secteurs sur le linéaire du Rupt de Mad. Pour les deux autres études, le nombre de relevés est plus faible. En effet, 8 relevés permettent de caractériser les différentes populations de végétaux aquatiques.

Après comparaison des stations d'étude de PESEUX (1989) et LEGLIZE & GRASMUCK (1992), celles-ci apparaissent très voisines et même parfois identiques (LEGLIZE & GRASMUCK ayant volontairement ignoré l'échantillonnage de PESEUX dans un premier temps).

Malgré un nombre de stations moindre, la caractérisation de l'évolution de la végétation, avec ces deux dernières études, est satisfaisante et comparable à celle de DECORNET (1979).

b) La distribution longitudinale de la végétation

Les cinq grands secteurs définis par DECORNET (1979) reflètent la distribution des associations végétales d'amont en aval :

- secteur 1 (assez réduit) : sans végétation aquatique

- secteur 2 : caractérisé par une renoncule *Ranunculus trichophyllus*

Ces deux secteurs correspondent à la zone d'installation de la flore, certains des groupements présents, des héliophytes notamment (*Sparganio-Glycerietum fluitantis*), sont typiques des bords de fossés.

- secteur 3 : caractérisé par le *Myriophyllo-Nupharetum*

Il correspond à la traversée de la plaine de la Woëvre, avec des vitesses de courant faibles. La rivière prenant de l'ampleur, on assiste à une baisse de diversité des groupements d'héliophytes.

- secteur 4 : caractérisé par la renoncule flottante *Ranunculus fluitans*

Il correspond à la traversée des côtes de Moselle, la pente plus accentuée implique un courant plus vif.

- secteur 5 : caractérisé par une mousse aquatique *Fontinalis antipyretica*

Ce secteur est particulier, consécutivement à la construction de la retenue d'Arnaville et à l'ombrage prodigué par les arbres des rives.

Les groupements floristiques de PESEUX (1989), LEGLIZE & GRASMUCK (1992) et nos relevés ont confirmé cette succession et ont mis en valeur la zone héliophytique, la zone à nénuphars et la zone à renoncules. Cela n'est pas vraiment étonnant car cette succession est déterminée principalement par l'environnement physique du cours d'eau qui est assez stable.

Une constance certaine est observée au niveau de la flore aquatique du Rupt de Mad, depuis 1979.

* La signification écologique des peuplements

La comparaison des différentes études concernant le Rupt de Mad n'a pas mis en évidence de profonds changements dans la composition et la répartition des végétaux aquatiques.

Le Rupt de Mad est cependant fragilisé par les fréquents recalibrages de l'amont qui perturbent quelque peu l'installation des végétaux. En revanche, il n'a pas à subir de

pollution industrielle. Seule la traversée de la plaine de la Wœvre l'expose à une pollution diffuse d'origine rurale et agricole.

Les végétaux aquatiques, dans le cas du Rupt de Mad, reflètent particulièrement bien les variations géologiques du substrat, le passage des marnes aux calcaires, notamment avec l'arrivée de la renoncule flottante et également les variations morphométriques : diminution relative des héliophytes avec l'augmentation de la largeur du cours d'eau.

L'évolution de la végétation est marquée et illustre parfaitement son environnement.

3.3. Fluctuations saisonnières de la végétation aquatique des cours d'eau lorrains

3.3.1. Les cours d'eau sur granites

La Moselotte (annexe II p. 40-45) et le Rouge Rupt (annexe II p. 46-50) ont fait l'objet de deux passages.

Les deux relevés ont été effectués sur la Moselotte les 26 et 27 juin 1990, après un orage, et le 14 Août 1991, tandis que les deux relevés sur le Rouge Rupt ont eu lieu le 5 septembre 1990 et le 28 août 1991.

La différence majeure entre les deux passages est un recouvrement total de la végétation aquatique beaucoup plus important en 1991.

Ceci s'explique en grande partie par l'augmentation de la proportion d'algues filamenteuses pour les deux cours d'eau.

Mais, en ce qui concerne la Moselotte, l'augmentation des pourcentages de recouvrement des espèces de phanérogames telles que *Callitriche hamulata* et *Ranunculus cf penicillatus* est également observée. Etant donné que l'on se trouve sous un climat de type montagnard, juin peut être considéré comme le début de la saison de végétation, ainsi, en août, les phanérogames seront plus abondantes.

En août, sur le Rouge Rupt, les algues vertes unicellulaires et filamenteuses dominent, alors que les algues bleues sont présentes sur toutes les stations en septembre.

Une espèce de callitriche, qui n'est pas fréquente sur ces cours d'eau granitiques, a été observée en août 1991 à l'aval du Rouge Rupt : *Callitriche obtusangula*.

En fait, cette espèce est présente dans les parties aval des cours d'eaux faiblement minéralisées des Vosges du Nord (MULLER, 1990b) avec des conductivités voisines de 60 à 80 $\mu\text{S/cm}$ et également sur le Scorff (HAURY commun. pers.) avec des conductivités de l'ordre de 160 $\mu\text{S/cm}$; elle est alors considérée comme indicatrice de pollution organique.

3.3.2. Les cours d'eau sur grès

Les deux cours d'eau, la **Mortagne** (annexe II p.54-59) et le **Rabodeau** (annexe II p.60-66), ont fait l'objet de deux inventaires.

Les deux relevés ont eu lieu sur la Mortagne les 28-29 août 1990 et les 12-13 août 1991, tandis que sur le Rabodeau, ils ont eu lieu les 21-22 août 1990 et le 3 juillet 1991.

Des variations de recouvrement total entre 1990 et 1991 existent avec globalement une augmentation de la richesse taxonomique, à l'aval, en 1991.

La fin du mois d'août, prospection de 1990, peut correspondre à la fin de la période de développement de certaines phanérogames telles que les renoncules et les callitriches, et peut expliquer une plus faible richesse taxonomique.

3.3.3. Les cours d'eau sur marnes du Keuper

La **Petite Seille** (annexe II p.69-75) a fait l'objet de deux prospections en septembre 1990 et en juillet 1991.

Des variations notables ont été observées au niveau des pourcentages de recouvrement totaux pour deux stations (la 3 et la 4) en raison de l'augmentation des algues filamenteuses et du potamot pectiné très abondant. Globalement le potamot pectiné est présent en plus grande quantité en juillet 1991 qu'en septembre 1990. Septembre correspond sans doute, ici, à la fin de sa période de végétation. Mais, cette information mérite d'être vérifiée car elle ne peut être suffisante pour conclure.

La richesse taxonomique plus élevée en juillet 1991 est principalement due aux algues présentes sur la station.

3.3.4. Les cours d'eau sur alternances

La Frézelle (annexe II p. 119-124) et l'Anger (annexe II p. 108-118) ont fait l'objet de trois échantillonnages, la Meuse amont, l'Abreuvoir et le Mouzon de deux (annexe II p.90 à 107), contre un seul pour le Brénon (annexe II p.125 à 134).

Les deux passages sur la Meuse ont eu lieu en mai et en septembre 1991. De fortes proportions d'algues filamenteuses en mai aux stations amont (en majorité le genre *Vaucheria sp*) contrastent avec de faibles présences en septembre. Cela est "compensé" par l'apparition des lentilles d'eau *Lemna gibba* et *L. minor*. Le "couvercle flottant" formé par les lentilles gêne sans aucun doute le développement des algues, de même que toutes les macrophytes.

Beaucoup d'algues se retrouvent cependant à l'aval, avec notamment l'apparition de *Hydrodictyon reticulatum* en septembre (le même phénomène a été observé à l'aval du Rupt de Mad). Cette algue est typique des eaux stagnantes, réchauffées et très minéralisées.

Ranunculus fluitans est moins abondant en septembre qu'en mai (respectivement de 10 à 40 % et de 5 à 25 % de recouvrement pour les deux stations où cette espèce a été observée) ce qui correspondrait à la fin de sa période de végétation.

Sparganium erectum est un peu plus abondant en septembre qu'en mai (respectivement de 8 à 1 %, par exemple) alors que l'inverse se produit pour *S. emersum*. (respectivement de 20 à 35 % et de 1 à 5 %, par exemple)

Potamogeton natans est plus abondant en septembre : de 5% en mai, il atteint les 20 % de recouvrement en septembre.

Les principales variations sont dues au développement des algues plus important vers la fin de l'été.

3.3.5. Les cours d'eau sur calcaires

Les stations n'offrent pas de grandes variations de pourcentages de recouvrement total au cours des différents passages.

L'abondance des algues filamenteuses augmente en juillet-août, elle tend à diminuer sérieusement en octobre. C'est le cas du Loison, par exemple, où le genre *Cladophora sp* présent en juin disparaît en octobre.

Les algues bleues apparaissent en septembre sur l'Esche, ainsi qu'un genre d'algue verte *Rhizoclonium sp*.

Les lentilles d'eau *Lemna gibba* et *L. minor* sont également plus abondantes en septembre.

Des espèces telles que *Nuphar lutea*, *Potamogeton perfoliatus* et *Ranunculus fluitans* sont moins abondantes en octobre qu'en juin, ce qui n'est pas vraiment surprenant.

3.3.5.1. Les variations temporelles de la végétation du Rupt de Mad

La majorité des espèces est commune à toutes les études (se reporter au paragraphe 3.2.5.1. p.85). Des variations peuvent cependant apparaître, en particulier, *Ranunculus trichophyllus*. Cette petite renoncule, typique de la zone amont, n'a pas été rencontrée en 1989 et en 1990, alors qu'elle était présente en 1979. Par contre elle a été observée en 1991, lors de notre étude. La zone amont du Rupt de Mad est soumise à de fréquents curages et recalibrages. Ainsi, en fonction de la période de prospection certaines espèces, et cette renoncule en particulier, peuvent être absentes du site.

Elodea nuttallii est rencontrée en 1990 et 1991, *Elodea canadensis* ne l'est pas. Ces deux espèces posent, en effet, des problèmes de détermination car leurs feuilles présentent de nombreux polymorphismes, de plus, *Elodea nuttallii* étend son aire de répartition.

Des espèces ont régressé *Potamogeton crispus* et *Oenanthe fluviatilis*, par exemple. Une espèce est apparue *Zannichellia palustris*.

La mise en eau du lac de Madine, vers les années 1978 et 1979, n'a pas eu de répercussion nette sur la flore de ce cours d'eau.

Octobre apparaît comme la fin de la période de végétation pour certains groupes ou espèces (algues vertes, potamots ou nénuphars), par contre d'autres espèces telles que le rubanier persistent.

Tableau II.11 :

Les successions végétales observées sur les substrats géologiques étudiés.

Substrats géologiques	granites P33	grès P11	calcaires P12	marnes P31
VEGETATION recouvrement total	< 5 0%		> 5 0%	
SUCCESSIONS CARACTERISTIQUES				
amont	algues bleues hépatiques <i>S. undulata</i> mousses <i>B. rivulare</i> <i>B. plumosum</i> <i>F. antipyretica</i> <i>A. riparium</i>	algues bleues hépatiques <i>S. undulata</i> <i>C. polyanthus</i> mousses <i>F. antipyretica</i> <i>H. dilatatum</i> <i>H. cupressiforme</i>	algues vertes mousses <i>A. riparium</i> <i>F. antipyretica</i> phanérogames <i>R. fluitans</i> <i>O. fluviatilis</i> <i>S. sagittifolia</i>	algues vertes phanérogames <i>P. crispus</i> <i>P. pectinatus</i> <i>P. perfoliatus</i> <i>E. canadensis</i> <i>M. spicatum</i> <i>Z. palustris</i>
aval	algues vertes phanérogames <i>C. hamulata</i> <i>C. platycarpa</i> <i>R. peltatus</i>	algues vertes phanérogames <i>C. hamulata</i> <i>R. peltatus</i>		

3.4. Bilan de l'analyse des données floristiques

Les résultats de l'étude de la végétation montrent une grande diversité de la flore aquatique en ce qui concerne la nature et le nombre des espèces ainsi que leur abondance à l'échelle de la Lorraine.

La notion de typologie des cours d'eau par les macrophytes peut être abordée en distinguant deux grandes catégories :

- * les cours d'eau sur substrats siliceux
- * les cours d'eau sur substrats argilo-calcaires

Les cours d'eau sur substrats siliceux

Les cours d'eau sur substrats siliceux présentent une végétation constituée principalement d'hépatiques et de bryophytes, les phanérogames apparaissant préférentiellement à l'aval.

Les zonations végétales étudiées (tableau II.11) reflètent l'évolution longitudinale du cours d'eau par des disparitions d'espèces (*Potamogeton polygonifolius* et *Scapania undulata*) ou par l'apparition de taxons nouveaux (les algues vertes, les callitriches et les renoncules). Celles-ci traduisent des variations du point de vue de la chimie (enrichissement en nutriments à l'aval des cours d'eau, notamment), de la morphométrie (pentes plus faibles) et de l'éclairement (plus important à l'aval également).

Le pourcentage de recouvrement de la végétation totale dépasse rarement 50 % sur ces stations, ce qui est assez faible.

Les variations de végétation observées sont donc plutôt **qualitatives**.

Les cours d'eau sur substrats argilo-calcaires

Sur les cours d'eau s'écoulant sur des substrats plus basiques, la végétation aquatique est typique de milieux bien minéralisés avec un niveau trophique élevé : en particulier, des algues filamenteuses et des phanérogames.

Ici l'évolution longitudinale se traduit essentiellement par l'**augmentation quantitative** de la végétation avec une tendance à la suprématie d'une espèce, par exemple le potamot pectiné (tableau II.11).

Le pourcentage de recouvrement de la végétation totale dépasse le plus souvent les 50 %, pour atteindre des valeurs qui peuvent être élevées, de l'ordre des 80 % de recouvrement !

Les stations sur calcaires

La majorité des stations sur calcaires est située à l'aval des cours d'eau. Aucune véritable zonation longitudinale ne peut donc être décrite.

En revanche, ces stations sont caractérisées par une **richesse taxonomique importante** qui puise sa diversité aussi bien dans les genres d'algues que chez les bryophytes et les phanérogames.

4. CONCLUSION

Ces premiers résultats sur la végétation aquatique de Lorraine ont permis de mettre en évidence plusieurs catégories de cours d'eau, intimement liées aux substrats géologiques (tableau II.11).

Les variations au cours de la période de végétation sont assez différentes et plus ou moins perceptibles selon les types de cours d'eau. Une période plus longue d'investigation permettrait sans doute des observations plus précises quant à l'évolution temporelle des peuplements. HAM *et al.* (1982), par exemple, ont fondé leur expérimentation sur presque 10 années.

L'utilisation de la classe de perméabilité de chaque station d'étude a permis de bien resituer les grands types dans lesquels la végétation se place. Il faut cependant se montrer prudent quant à l'utilisation de ces classes de perméabilité lorsque l'on est en présence d'alternances de substrats géologiques, notamment dans la classe des grès (P11) qui sont

des milieux fragiles, de par leur faible minéralisation, et qui subissent l'influence des substrats marneux de l'amont (cas des P13).

Il faut donc impérativement prendre en compte la perméabilité amont du cours d'eau.

La pertinence de ce premier critère hiérarchique de classification des cours d'eau (classes de perméabilité) est confirmée par ces résultats. En effet, à chaque classe de perméabilité est associé un ensemble de variables significatives, ce qui n'est pas négligeable pour des études ultérieures et notamment pour des suivis de stations.

Les distributions longitudinales ont pu être mises en évidence et dans les cas les plus typés, sur substrat homogène notamment, les variations morphométriques ou chimiques de la station sont traduites par l'évolution qualitative ou quantitative du cortège floristique.

3ème partie

**UTILISATION DES ANALYSES FACTORIELLES DE DONNEES POUR
ETABLIR UNE TYPOLOGIE DE LA VEGETATION AQUATIQUE DES
COURS D'EAU LORRAINS.**

L'utilité de l'analyse des correspondances au niveau de l'interprétation de résultats écologiques n'est plus à démontrer, qu'il s'agisse d'identifier les principaux groupes de paramètres déterminant la qualité de l'eau (MELLOUL & COLLIN, 1991) ou qu'il s'agisse de relations entre milieu aquatique et poissons (PIALOT, 1985), milieu et invertébrés benthiques (LAPCHIN & ROUX, 1977), et milieu et macrophytes (BALOCCO-CASTELLA, 1988 ; CARBIENER *et al.*, 1990 ; BORNETTE & AMOROS, 1991 ; BOUXIN, 1991 ; EGLIN & ROBACH, 1992).

Les développements de végétaux aquatiques sont le résultat d'inter-relations complexes entre tous les paramètres d'environnement, de la chimie de l'eau à la morphométrie de la rivière sans oublier le climat lumineux de la station. Une interprétation, en terme d'incidence directe ou non de ces facteurs sur les espèces végétales n'est pas évidente. C'est pourquoi le recours à l'analyse factorielle est indispensable pour intégrer l'ensemble des informations (ESCOFIER & PAGES, 1990).

1. PRESENTATION

1.1. Les méthodes utilisées

Les méthodes principalement utilisées ici sont l'**analyse en composantes principales (ACP)**, la **classification ascendante hiérarchique (CAH)** et l'**analyse en composantes multiples (ACM)**.

L'ACP est une méthode descriptive qui va permettre de voir la façon dont se structurent les variables les unes par rapport aux autres, celles qui sont associées ou non, par exemple. Elle permet, également, d'illustrer la position des individus. La CAH et la partition en classes, effectuées ensuite, permettent de réaliser un tri de toutes les informations récoltées. L'ACM permet de travailler avec des variables exprimées en classes, ainsi les variables nominales (exprimées en classes et illustratives lors de l'ACP) deviennent actives. Un découpage en classes des variables continues peut également être effectué.

L'outil statistique utilisé est le logiciel SPAD.N, version 2.0 mis au point par le CISIA.

Tableau III.1 :
Les différents traitements statistiques effectués.

Analyse en Composantes Principales Variables actives (a) et illustratives (i)				
Variables continues	traitement 1	traitement 2	traitement 3	traitement 4
Morphométrie	a	i	a	i
Chimie	a	a	a	i
Végétation	a	i	i	a
Variables modales	i	i	i	i
	Classification Ascendante Hiérarchique et partition en classes			
	non	oui	oui	oui
	Analyse en Composantes Multiples			
Variables continues	i	/	/	/
Variables modales	a	/	/	/

Les ACP seront toujours normées (procédure COPRI de SPAD.N). Les **variables continues** sont **actives** et participent donc aux différents calculs. Les **variables nominales** sont **illustratives** et représentées par le centre de gravité des individus, elles sont appelées modalités ou variables modales. Elles ne peuvent que se superposer aux variables actives.

Les individus (les stations de cours d'eau) ont un poids uniforme.

La CAH s'effectue à partir des premières coordonnées factorielles des individus (procédure RECIP de SPAD.N). Le critère d'agrégation est celui de Ward. L'arbre d'agrégation ainsi créé peut ensuite être coupé en un nombre donné d'éléments terminaux. Les classes constituées sont ensuite décrites (procédure PARTI de SPAD.N).

Les variables caractéristiques sont rangées par ordre d'importance selon un critère statistique, la valeur-test : plus celle-ci est élevée, plus la variable est caractéristique. La caractérisation s'obtient par un test du Chi 2 comparant le profil de la classe pour une variable donnée au profil global de cette variable pour l'ensemble de la matrice en utilisant le nombre d'écarts-types.

On attribue un signe à la valeur-test. Si le terme est positif, la classe est caractérisée par les valeurs fortes de la variable et inversement si le terme est négatif, ce seront les valeurs faibles de la variable qui caractériseront la classe (la valeur-test est significative hors de l'intervalle allant de -2 à +2 ; et de -1,96 à +1,96 pour un effectif supérieur ou égal à 30).

La liste des paramètres d'environnement pris en compte dans tous les traitements et leurs abréviations est présentée en annexe III.1 p. 169 et suivantes.

1.2. Les différents traitements effectués

La matrice des données englobe les **résultats complets des deux années de prospection**, soit 230 individus et 144 variables.

Des données manquent dans cette matrice, en particulier celles de chimie de la troisième prospection "végétation". La procédure COPRI de SPAD.N attribue préalablement la moyenne de la variable à la valeur manquante de celle-ci. Pour éviter cette opération "par défaut", les données manquantes seront remplacées par la moyenne des deux autres campagnes.

L'organigramme des traitements effectués est présenté dans le tableau III.1.

Le traitement 1, où toutes les variables continues sont actives, permet de mettre en évidence les corrélations existantes ou non entre toutes les variables, et notamment entre des paramètres d'environnement et des végétaux, par l'intermédiaire de la matrice des corrélations. Cette analyse permet, en outre, d'obtenir la répartition spatiale des individus.

Le traitement 2, où seules les variables de chimie sont actives, permet d'illustrer plus clairement la caractérisation chimique des axes de l'ACP (déjà présente dans le cas 1, d'ailleurs) mais c'est surtout au niveau de la CAH et de la partition en classes qu'il est intéressant d'étudier la composition des différentes classes.

Les traitements 3 et 4 permettent de comparer deux classifications obtenues en fonction de la végétation aquatique selon que les taxons végétaux sont des variables illustratives ou actives. C'est à ce niveau qu'apparaît la notion de bioindication.

Une Analyse des Correspondances Multiples (ACM) a également été réalisée sur la matrice afin de rendre "actives" les variables modales. Les principaux résultats seront présentés en parallèle avec le cas 1 de l'ACP.

2. DESCRIPTION DE L'ENSEMBLE DES VARIABLES, DES INDIVIDUS ET DES DIFFERENTES CORRELATIONS

La matrice des résultats (soit 129 variables continues actives et 15 variables modales illustratives X 230 individus) a été soumise à une ACP normée. Toutes les variables continues sont actives (traitement 1 du tableau III.1).

La liste des caractéristiques statistiques des variables (occurrence, moyenne, écart-type, etc...) est présentée en annexe III.2.p.172 à 174 de même que la liste des coordonnées des variables sur les axes (annexe III.3. p.175 à 177).

2.1. Caractérisation des axes par les variables continues

D'après l'histogramme des valeurs propres (figure III.1), les quatre premiers axes sont les plus intéressants à étudier et expliquent 23,5 % de l'inertie totale du nuage de

points. Les deux premiers axes englobent 16 % de cette inertie totale, des pourcentages assez faibles dans l'ensemble, mais hautement significatifs compte tenu de l'ampleur de la matrice analysée.

Les coefficients de corrélation variables-axes figurent entre parenthèses.

L'axe 1 est caractérisé (figure III.1) par une pente forte (0,52), un débit spécifique important (0,54) et un pourcentage de fond nu important (0,78) associés à un pourcentage de bryophytes important (0,45) et à des espèces telles que *Cardamine amara* (0,35), *Hygrohypnum dilatatum* (0,24), *Chiloscyphus polyanthus* (0,21) et *Scapania undulata* (0,43), un cortège de végétaux liés à des eaux peu minéralisées. Cet ensemble est opposé à une conductivité élevée (-0,79), un TAC fort (-0,83), des teneurs en calcium (-0,78) et en phosphates (-0,50) dans l'eau importantes ainsi qu'un éclaircissement important (-0,60) associés à des genres d'algues filamenteuses, *Vaucheria sp* (-0,44) notamment, et à des espèces de phanérogames, des héliophytes mais également des espèces telles que *Nuphar lutea* (-0,34) et *Sparganium emersum* (-0,36).

Les bryophytes sont intéressantes par leur originalité vis-à-vis du reste de la végétation. En effet, les stations avec beaucoup de bryophytes s'opposent à toutes les autres, cela a déjà été constaté par HAURY (1988) sur des peuplements macrophytiques du Trieux (Bretagne-Nord).

L'axe 2 est caractérisé positivement par des variables chimiques telles que les chlorures (0,36) et les nitrites (0,41) (figure III.1). Une seule espèce végétale est corrélée positivement à cet axe : *Potamogeton pectinatus* (0,34). Il sera pertinent de vérifier les corrélations entre cette espèce et les autres variables associées à cette partie de l'axe. La partie négative de F2 est caractérisée par une surface de bassin versant importante (-0,61), des espèces végétales diverses notamment *Fontinalis antipyretica*, *Callitriche obtusangula*, *Oenanthe aquatica*, *O. fluviatilis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus fluitans*, *R. trichophyllus* et *Sagittaria sagittifolia*, une richesse taxonomique importante (-0,61) et une variable chimique, les nitrates (-0,33) qui se partagent d'ailleurs entre l'axe 2 et l'axe 4. Les corrélations entre cette variable de chimie et les espèces végétales précédemment énumérées seront à étudier plus précisément.

L'axe 3 est corrélé positivement au débit brut (0,47), à l'ordre de drainage (0,58) aux variables morphométriques de la station (largeur et hauteur des berges notamment) et

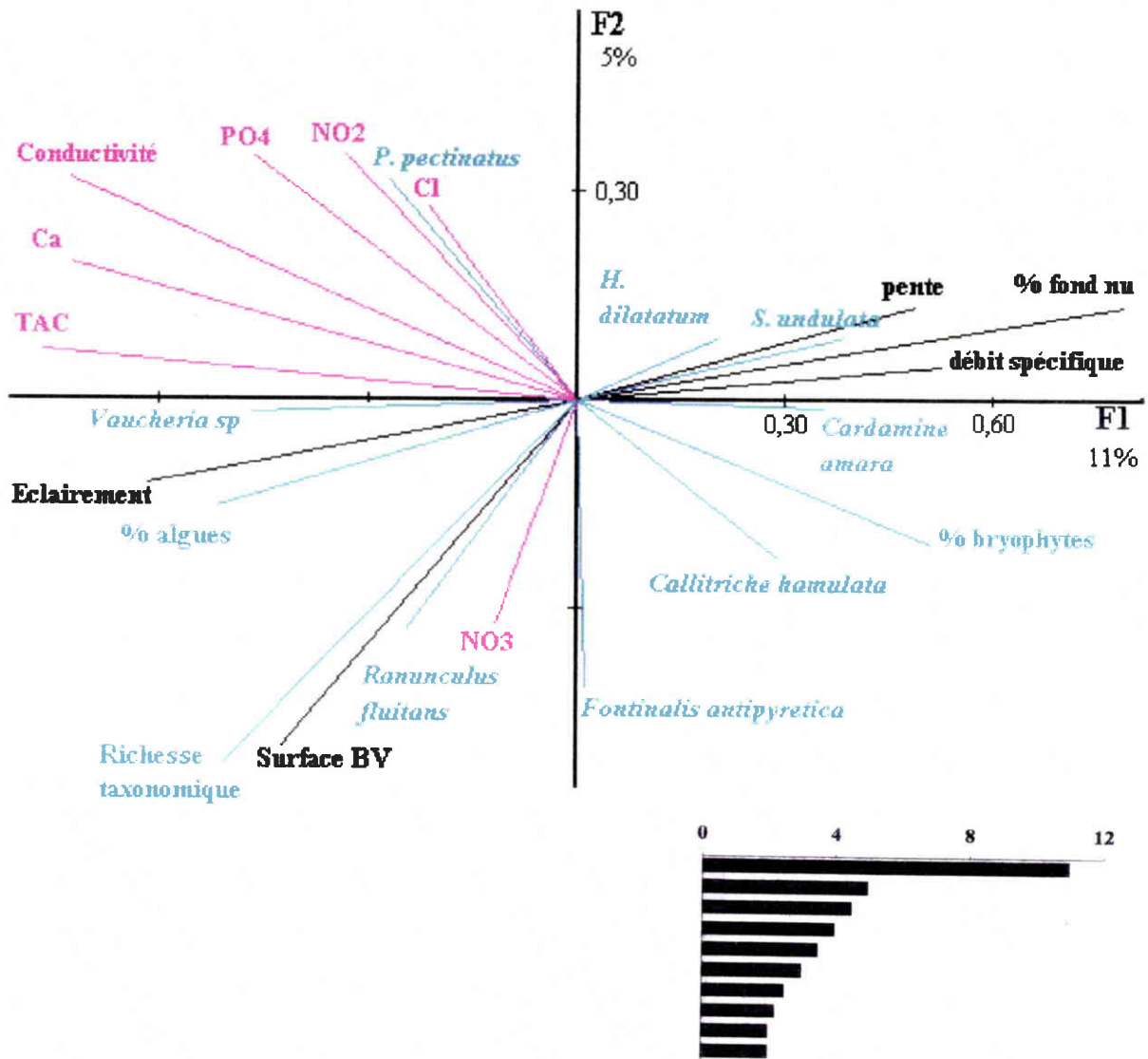


Figure III.1 :
Caractérisation des deux premiers axes de l'ACP par les variables continues
et histogramme des valeurs propres

à des variables de végétation des algues *Lemanea sp*, *Microspora sp*, *Oedogonium sp* et *Ulothrix sp* et des phanérogames *Callitriche hamulata* et *Ranunculus penicillatus*. F3 est caractérisé négativement par des variables de végétation telles que *Berula erecta* (-0,37), *Glyceria maxima* (-0,25), *Mentha aquatica* (-0,28), *Nasturtium officinale* (-0,19), *Veronica beccabunga* (-0,19) et *Apium nodiflorum* (-0,11). Aucune variable de chimie n'apparaît liée à cet axe. Il s'agit donc d'un axe propre aux stations situées plutôt à l'aval des cours d'eau et plus larges que la moyenne des autres stations.

L'axe 4 est corrélé positivement à des variables de végétation *Sphagnum sp* (0,20), *Alisma plantago-aquatica* (0,24), *Glyceria fluitans* (0,24), *Phragmites australis* (0,22), *Sparganium erectum* (0,24) et une variable de chimie : des teneurs importantes en MEST dans l'eau (0,34). Négativement, cet axe est caractérisé par une espèce d'algue verte *Cladophora sp* (-0,33), et des espèces de phanérogames *Callitriche stagnalis* (-0,30) et *Zannichellia palustris* (-0,24) (espèce qui se partage entre l'axe 2 et 4) et deux variables de chimie, le phosphore total (-0,31) et les nitrates (-0,34) qui sont également partagés entre les axes 2 et 4.

L'axe 5 n'est pas un axe majeur vu son faible pourcentage d'inertie. Il faut cependant remarquer qu'il est corrélé positivement à des espèces végétales comme *Elodea nuttallii* (0,15), *Lemna gibba* (0,21), *L. minor* (0,25), *Potamogeton lucens* (0,20) et *P. natans* (0,21) ainsi qu'à des variables de chimie DCO et DBO5 (0,45). Et négativement, F5 est caractérisé par deux espèces végétales *Callitriche platycarpa* (-0,23) et *Elodea canadensis* (-0,13) et par un taux d'oxygène dissous dans l'eau notable (-0,57).

L'axe 1 est principalement caractérisé par l'antagonisme entre, d'une part, les variables bryophytes, une forte pente et un fond nu important et, d'autre part, le reste de la végétation, une conductivité élevée et un éclaircissement important. F1 est un axe qui peut être synonyme de la zonation longitudinale des cours d'eau.

L'axe 2 est lié aux différents teneurs en azote et à la minéralisation correspondant et en partie aux phosphates.

L'axe 3 est caractérisé par des variables morphométriques et "ignore" totalement les variables chimiques.

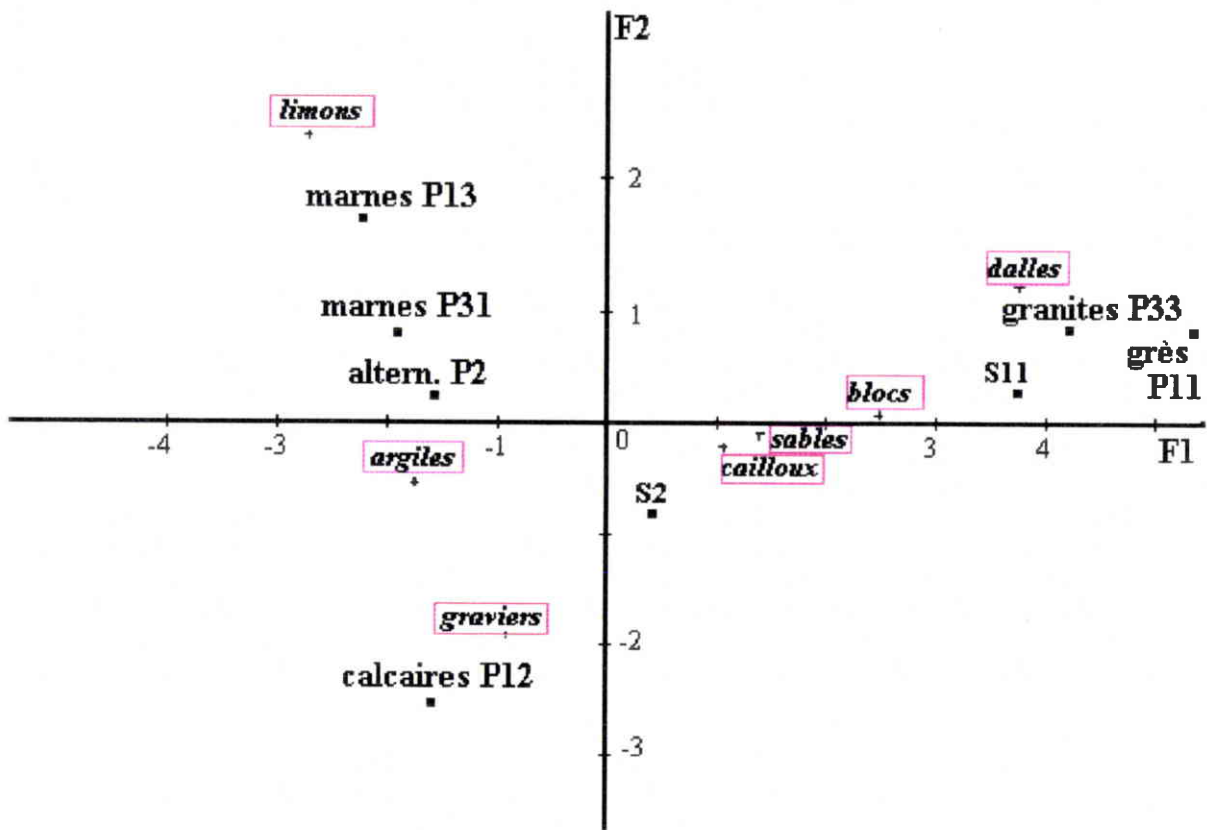


Figure III.2 :

Répartition des variables illustratives

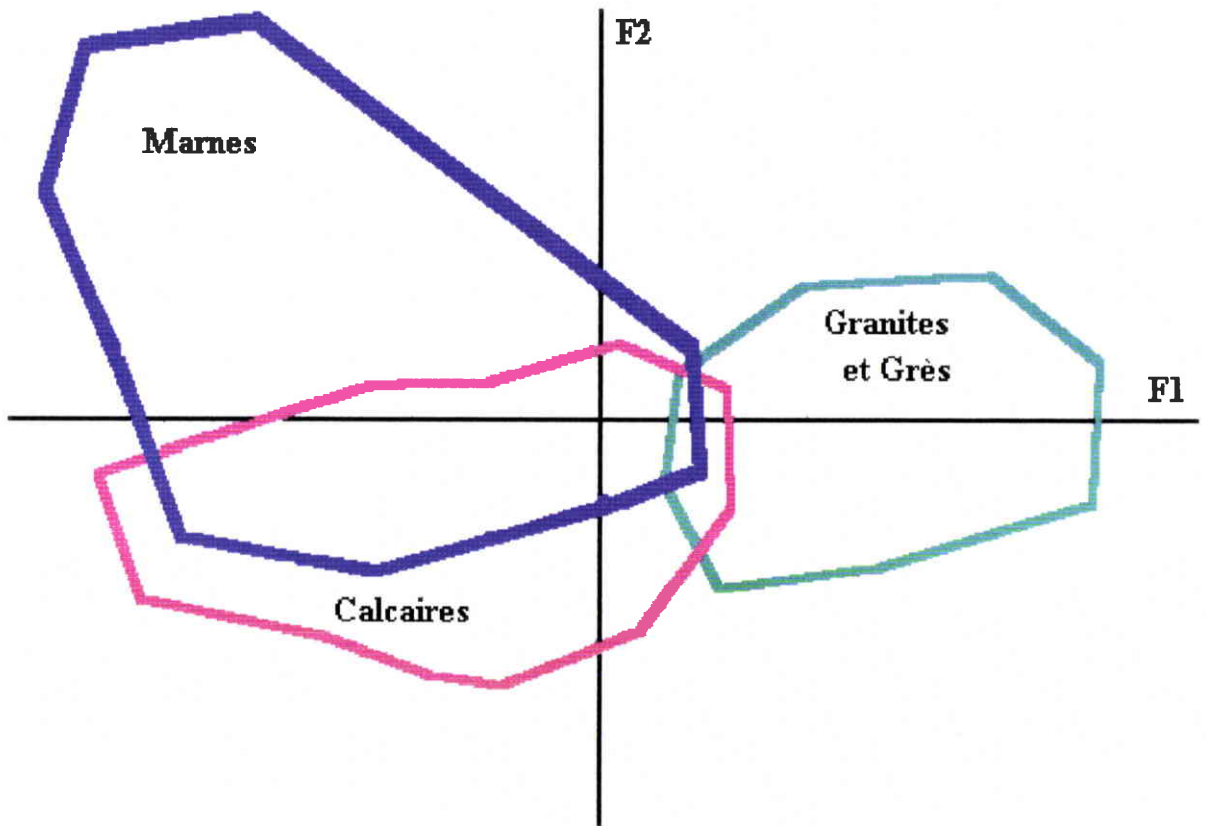


Figure III.3 :

Répartition des individus lors de l'ACP

L'axe 4 est lié à des variables chimiques de trophie de l'eau (NO₃ et Phosphore total), mais également aux matières en suspension de l'eau et aux hélophytes.

L'axe 5 pourrait être un axe de pollution organique de l'eau.

2.2. Répartition des variables exprimées en classes et des individus

2.2.1. Lors de l'ACP.

Les variables exprimées en classes sont illustratives dans ce type d'analyse, elles offrent un autre type de caractérisation des axes (figure III.2).

L'axe 1 est marqué par une nette opposition entre un groupe de classes de perméabilité, les granites P33 et les grès P11 et un autre constitué par des marnes P31, des alternances P2 et des grès issus d'alternance P13. Par contre les calcaires P12 se distinguent plus clairement au niveau de l'axe 2, ce que l'on retrouve d'ailleurs parfaitement dans la répartition des stations échantillonnées (fig. III.3).

Cette répartition de type parabole permet d'identifier un effet Guttman : *le premier axe est un facteur d'échelle, le second un facteur d'opposition entre les situations extrêmes et moyennes* (ESCOFIER & PAGES, 1990). Nos "situations extrêmes" sont les stations sur granites et grès opposées aux stations sur marnes, tandis que les "situations moyennes" sont représentées par les calcaires, stations plus proches de l'axe 2. Cette répartition, des individus et des variables exprimées en classes, souligne un facteur d'échelle très fort, c'est-à-dire que l'axe 1, et les descripteurs qu'il recouvre, est dominant dans cette analyse.

Une succession des différentes granulométries est retrouvée également au niveau de l'axe 1 (fig. III.2) : des dalles et des blocs opposés aux argiles et aux limons.

La position de la géologie et de la granulométrie est très marquée sur cet axe. L'opposition cours d'eau de montagne et cours d'eau de plaine est parfaitement illustrée ici.

2.2.2. Lors de l'ACM.

La matrice des résultats complets a été soumise à une analyse des correspondances multiples qui porte sur un ensemble d'individus caractérisés par des variables nominales.

Elle calcule les coordonnées factorielles des individus et des modalités. Si des variables continues (illustratives) sont présentes, on calcule les corrélations entre ces variables et les axes de l'analyse.

Les 15 questions actives sont donc nos variables modales.

L'histogramme des valeurs propres explicite peu les variations de cette analyse.

F1 : 9%

F2 : 7%

F3 : 5%

F4 : 4,8%

Les variables qui ont les coordonnées les plus marquées sont les classes de perméabilité : les marnes, P31 (-0,56) et les granites, P33 (1,9) sur l'axe 1.

La position des substrats géologiques est confirmée par rapport à l'ACP précédente (figure III.2).

2.3 Les différentes corrélations observées.

En raison du nombre important de données (230), les corrélations observées même de faible valeur (de l'ordre de 0,10) sont significatives d'après le test de Bravais-Pearson, en supposant que leur distribution soit Normale (SCHERRER, 1984). Cependant, dans l'exploitation de celles-ci, nous préférons nous attacher aux corrélations dont les coefficients sont plus importants avec un seuil minimal de 0,20.

Des liens logiques entre certaines variables sont vérifiés : surface de bassin versant et ordre de drainage (0,62), surface de bassin versant et largeur en eau (0,56), par exemple.

Les exploitations de l'éclairage, manuelles, planimétrées et informatiques, sont fortement corrélées (respectivement 0,8 ; 0,9 et 0,6). Par contre elles le sont moins avec la mesure par le luxmètre (0,5).

Cette mesure par le luxmètre n'apporte pas la même information que la lecture des photographies hémisphériques. En effet, la mesure de l'intensité lumineuse avec le luxmètre reste tributaire du moindre obstacle au passage de la lumière, un nuage par exemple. Elle conserve ainsi un caractère très ponctuel par rapport aux autres mesures

Tableau III. 2 :

Un extrait de la matrice des corrélations : espèces végétales - variables.

	Espèces végétales	Variables															
		TAC	conductivité	PO4	SO4	NO3	NH4	Cl	Ca	Mg	Na	K	Surface BV	débit brut	pente	Edfm	
algues	<i>Cladophora sp</i>							0,36	0,24								
	<i>Oedogonium sp</i>			0,22													
	<i>Rhizoclonium sp</i>	0,21	0,21	0,28						0,25	0,28						
	<i>Vaucheria sp</i>	0,39	0,25						0,29	0,2		0,30					
bryophytes	<i>Scapania undulata</i>	-0,39	-0,27						-0,32	-0,22		-0,25			0,58	-0,32	
	<i>Fontinalis antipyretica</i>					0,31				-0,2			0,48				
phanérogames	<i>Acorus calamus</i>											0,20	0,32				
	<i>Butomus umbellatus</i>						0,25					0,28					
	<i>Callitriche hamulata</i>	-0,35	-0,25						-0,29	-0,2		-0,22		0,31			
	<i>Callitriche platycarpa</i>		0,24		0,3				0,27	0,21							
	<i>Cardamine amara</i>	-0,33	-0,23						-0,28								
	<i>Myriophyllum spicatum</i>		0,2						0,2				0,37			0,22	
	<i>Nuphar lutea</i>	0,28	0,24						0,28	0,2		0,20	0,24				0,24
	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,27	0,22						0,23			0,22					
	<i>Potamogeton crispus</i>	0,26	0,2						0,23	0,21							
	<i>Potamogeton lucens</i>																
	<i>Potamogeton pectinatus</i>		0,32	0,53	0,23			0,18	0,25	0,44	0,39	0,30					
<i>Ranunculus fluitans</i>												0,45					
<i>Ranunculus peltatus</i>	-0,24								-0,2							-0,23	
<i>Solanum dulcamara</i>	0,35	0,32		0,3				0,38	0,3								
<i>Sparganium emersum</i>	0,3	0,36		0,3		0,33		0,34	0,29								
<i>Zannichellia palustris</i>	0,25	0,27		0,24				0,28	0,26								

en grisé : les espèces des eaux faiblement minéralisées.

plus intégratrices. Avec la technique photographique, c'est plutôt une surface lumineuse qu'une intensité qui est prise en compte.

Des corrélations entre taxons végétaux et variables, de chimie notamment, sont extraites de la matrice des corrélations (tableau : III.2).

On retrouve des espèces liées à des eaux fortement minéralisées : *Potamogeton pectinatus*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton crispus*, *Solanum dulcamara*, *Sparganium emersum*, *Callitriche platycarpa* et *Zannichellia palustris*, de même que pour des algues des genres *Vaucheries* et *Cladophores*, ce dernier marquant une nette préférence pour les chlorures (coefficient de 0,37).

D'autres espèces sont plutôt liées à des eaux faiblement minéralisées : *Scapania undulata*, *Cardamine amara*, *Callitriche hamulata* et *Ranunculus peltatus*. *Scapania undulata* et *Ranunculus peltatus* sont également liés à un faible éclaircissement diffus (Edfm)

L'opposition entre ces deux callitriches, *C. hamulata* et *C. platycarpa*, est frappante et souligne l'importance des déterminations spécifiques.

Callitriche platycarpa est liée à *Callitriche stagnalis* qui elle est très proche de deux espèces : *Potamogeton crispus* et *Zannichellia palustris*.

Des corrélations entre espèces végétales sont également très intéressantes notamment du point de vue de la bioindication (tableau III.3).

Vaucheria sp et *S. emersum* (0,31)

Cladophora sp et *P. perfoliatus* (0,2)

Spirogyra sp et *R. trichophyllus* (0,43)

F. antipyretica avec *A. calamus* (0,25) et *R. fluitans* (0,21)

B. erecta avec *C. stagnalis* (0,22), *R. peltatus* (0,19), *R. penicillatus* (0,79) (peu rencontrée à vérifier) et *Ulothrix sp* (0,47)

C. platycarpa avec *S. dulcamara* (0,31), *R. fluitans* (0,26) et *V. anagallis-aquatica* (0,25)

C. stagnalis avec *P. crispus* (0,33) et *Z. palustris* (0,43),

E. nuttallii et *P. berchtoldii* (0,21)

M. spicatum avec *N. lutea* (0,57) et *P. lucens* (0,28)

N. lutea et *P. lucens* (0,41)

Tableau III. 3 :

Un extrait de la matrice des corrélations : espèces-espèces.

Espèces végétales							Espèces végétales																
	Ulo.	Oed.	Osc.	Zyg.	P. rip	Sph.	A.cal	C.sta	I. pse	N.lut	O. aqu	P. arun	P. berc	P.luc	P.pec	P.per	R.flu	R.pel	R.pen	R.tri	S. dul	S.eme	V. ana-a
<i>Cladophora sp</i>									0,21							0,2							0,31
<i>Vaucheria sp</i>																							
<i>Rhizoclonium sp</i>		0,11																					
<i>Spirogyra sp</i>			0,22	0,17																			
<i>F. antipyretica</i>							0,25										0,21						
<i>C. polyanthus</i>					0,38																		
<i>S. undulata</i>						0,24																	
<i>B. erecta</i>	0,47							0,22															
<i>C. platycarpa</i>											0,2						0,26		0,79				
<i>C. amara</i>																		0,55					
<i>E. nuttallii</i>								0,21					0,21										
<i>G. maxima</i>												0,76											
<i>L. minor</i>															0,23								
<i>M. spicatum</i>										0,57													
<i>N. lutea</i>														0,28									
<i>P. crispus</i>														0,41									
<i>Z. palustris</i>								0,33															
								0,43															

2.4. Bilan.

Lorsque toutes les variables continues sont actives, une opposition apparaît, selon l'axe 1, entre un pourcentage de bryophytes ainsi qu'un fond nu important et un titre alcalimétrique complet élevé.

Les stations sur calcaires se marginalisent en se positionnant préférentiellement sur l'axe 2 par rapport au contraste entre les stations sur substrat siliceux et les stations sur substrats argileux de l'axe 1. Ces stations sont en fait intermédiaires au niveau de leur minéralisation et d'un certain nombre de paramètres avec des caractères originaux, floristiques, avec *Ranunculus fluitans* et *Fontinalis antipyretica*, une forte richesse taxonomique et la présence des nitrates.

Cette répartition des stations traduit bien l'opposition entre les cours d'eau de plaine et les cours d'eau de montagne. Les structures géologiques de la Lorraine conditionnent ces résultats. En effet, les granites et les grès sont essentiellement en tête de bassin versant et les marnes essentiellement à l'aval.

3. UNE TYPOLOGIE ISSUE DE LA CHIMIE DE L'EAU

Lors de cette analyse, l'ensemble des données a été caractérisé par les variables chimiques. Les autres variables (morphométriques et concernant la végétation aquatique) vont se positionner en illustration de cette typologie chimique, et elles n'influeront donc pas sur la répartition et la corrélation des variables de chimie (traitement 2 du tableau III.1 p.100).

Une ACP a été réalisée puis une CAH et enfin une partition en classes.

3.1. L'ACP

Les 21 variables de chimie sont continues et peuvent donc être actives dans une ACP. On écartera volontairement trois variables qui n'ont été dosées que lors de la première campagne : la DCO, la DBO₅ et le Phosphore Total. Elles sont apparues corrélées aux axes 4 et 5 dans l'étude précédente.

Les variables continues actives de chimie sont donc au nombre de 18 dans cette ACP.

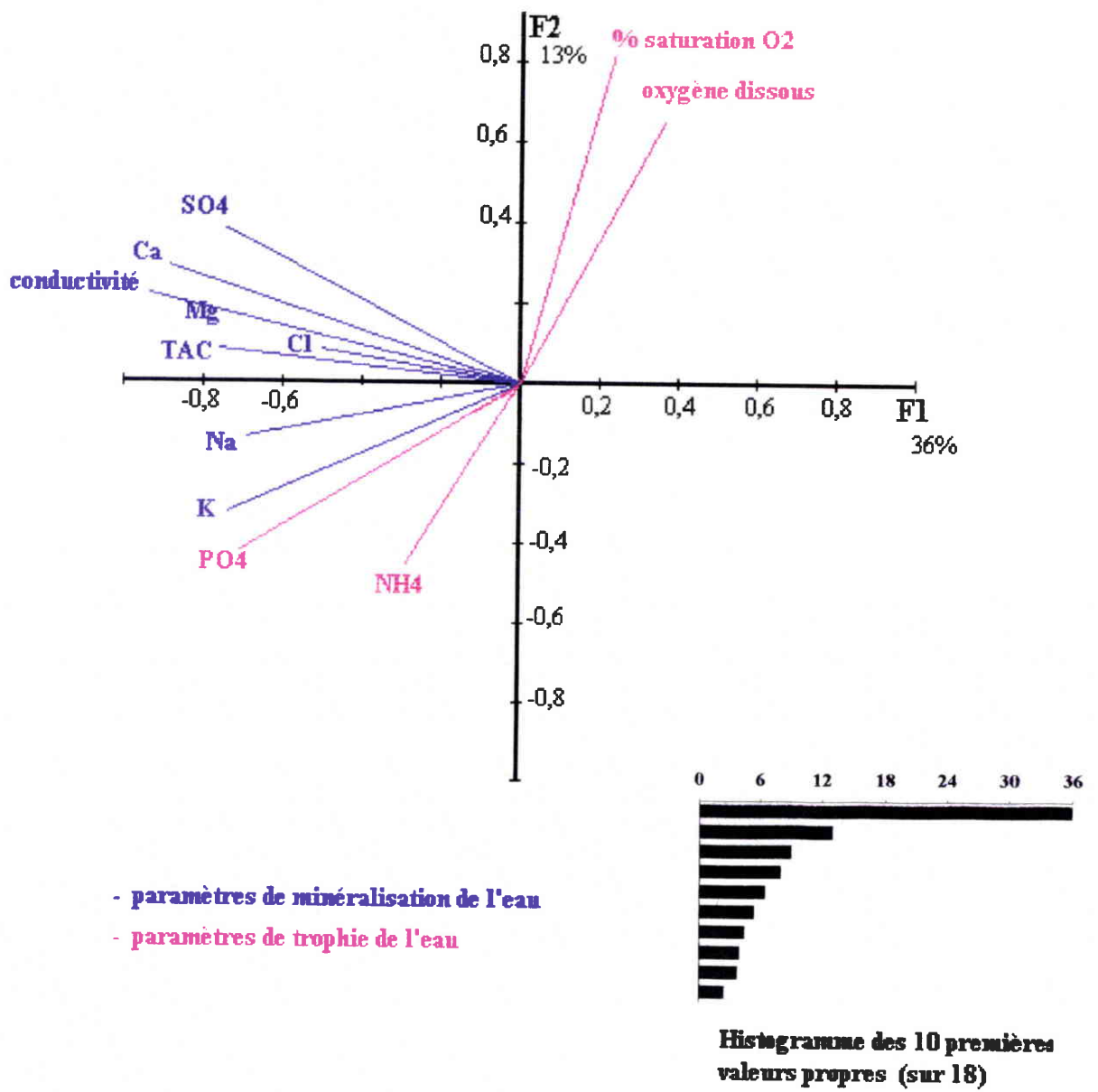


Figure III.4 :

Caractérisation chimique des deux premiers axes et histogramme des valeurs propres

L'étude des deux premiers axes est suffisante car ils expliquent à eux deux presque 50 % de l'inertie totale du nuage de points (histogramme des valeurs propres en figure III.4). D'après les coordonnées des variables, les axes sont caractérisés par (figure III.4) :

*** axe 1 : la minéralisation de l'eau** (conductivité, TAC, SO_4 , Cl, Ca, Mg, Na, et K) mais également PO_4

*** axe 2 : la pollution organique de l'eau** (O_2 dissous de l'eau et NH_4)

Les nitrates et les nitrites sont corrélés respectivement aux axes 4 et 3.

Sur la base des données de la première campagne, la DCO et la DBO5 sont fortement corrélées entre elles (un coefficient de 0,94) et sont liées positivement à l'axe 2 (coordonnées : 0,66). Le Phosphore total, par contre, est lié négativement à l'axe 1 (-0,57). Ces résultats peuvent tout à fait être associés à la caractérisation des axes de l'ACP ci-dessus, en particulier pour l'axe 2 synonyme de pollution organique de l'eau.

Deux zones se dessinent dans la répartition des stations échantillonnées, les stations sur grès et granites et les stations sur les autres substrats. Les stations sur calcaires qui s'individualisaient dans la première analyse, sont étroitement imbriquées dans la masse des stations sur marnes. On peut en déduire que la chimie de l'eau des stations sur calcaires est plus proche de celle des stations sur marnes que de celle des stations sur grès ou granites. L'influence de la chimie des substrats de l'amont est sans doute à prendre en compte, d'autant que la plupart de nos stations sur calcaires sont situées à l'aval des cours d'eau.

La superposition des facteurs chimiques de minéralisation et des classes de perméabilité est remarquable. Elle oppose des eaux peu minéralisées sur granites et grès à des eaux très minéralisées sur marnes.

D'après la matrice des corrélations (annexe III.4 p.178), des variables chimiques sont fortement liées entre elles :

bien évidemment, l'oxygène dissous de l'eau et le pourcentage de saturation de celle-ci (0,90)

la conductivité et le TAC (0,72), les SO_4 (0,92), le Ca (0,93), le Mg (0,91)

le TAC et le Ca (0,80)

les SO_4 et le Ca (0,85)

Tableau III.4 :
Typologie chimique (valeur-test > 2,5).

Descripteurs	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Effectifs	62	48	53	17	50
Axes	1	4	2	1	1
Stations les plus significatives	Ménaurupt 2	Esche 5	Loison 3	Petite Seille 2	Mouzon 3
	Mortagne 5	Esche 9	Rupt de Mad 1	Petite Seille 1	Mouzon 7
	Rabodeau 4	Loison 6	Rupt de Mad 3	Petite Seille 3	Mouzon 8
	Moselotte 5		Frézelle 3		Mouzon 5
	Mortagne 5		Loison 4		
Variables modales caractéristiques (valeur-test) ordre décroissant	P33 (9,63)	P12 (5,10)	eau tr trou (4,28)	limons (4,63)	eau sale (3,50)
	eau claire (8,40)	S2 (3,04)	rg pâturages (3,75)	P31 (3,22)	courant faible (3,48)
	P11 (8,28)		P2 (3,31)	lit rectiligne (2,61)	P31 (3,29)
	S11 (6,11)		argiles (2,65)		argiles (2,98)
	rg forêts (5,87)				
	courant rapide (5,64)				
	rg rochers (4,73)				
	courant très rapide (4,49)				rd forêts (-3,14)
	éclairage sombre (4,01)	P11 (-3,13)			P11 (-3,22)
	sables (3,52)	eau tr trou (-3,21)			sables (-3,49)
Variables continues significatives (moyenne) dans l'ordre décroissant de leur valeur-test	P31 (-7,52)	P33 (-3,44)	P33 (-3,69)		P33 (-3,54)
		lit rectiligne (-4,15)	eau claire (-4,77)		courant rapide (-4,73)
	fond nu (73%)	nitrates (3,5 mg N/l)	MEST (13,5 mg/l)	PO4 (1,4 mgP/l)	SO4 (817 mg/l)
	débit spécifique (12 l/s/km2)	Rich. ss alg. (11)	Vég. sort (21%)	NO2 (0,30 mg N/l)	cond. (1861 µS/cm)
	pente (23 °)	Rich. taxo. (13,5)	Edfp (70%)	Na (83 mg/l)	Ca (211 mg/l)
	<i>S. undulata</i> (4%)	<i>F. antipyretica</i> (6,8%)	DCO (17,8 mg/l)	<i>P. pectinatus</i> (29,5%)	Mg (64 mg/l)
	<i>C. hamulata</i> (2,5%)	Surface BV (205 km2)	<i>E. nuttallii</i> (2%)	K (11,2 mg/l)	TAC (29,4 °F)
	<i>C. amara</i> (0,25%)	O2 dissous (10%)	DBO5 (5,1 mg/l)	NH4 (2,8 mg/l)	<i>S. dulcamara</i> (2,6%)
	débit brut (753 l/s)	% sat. (105,5%)	Edrp (62,5%)	Mg (71,5 mg/l)	<i>M. spicatum</i> (8,8%)
	% bryophytes (10,5%)	<i>Cladophora sp.</i> (16%)	K (6 mg/l)	cond. (1777 µS/cm)	<i>S. emersum</i> (6,3%)
	<i>Lemanea sp.</i> (0,14%)	Vég. sous l'eau (63%)	<i>N. officinale</i> (1,7%)	chlorures (106 mg/l)	Edrm (74,5%)
	<i>R. peltatus</i> (1,8%)	<i>P. perfoliatus</i> (1,7%)	TAC (23 °F)	SO4 (577 mg/l)	<i>N. lutea</i> (7,2%)
	<i>B. rivulare</i> (1,1%)	<i>O. fluviatilis</i> (1,2%)	<i>G. maxima</i> (2,3%)	P tot (1,4 mg P/l)	Vég. flot. (23,6%)
	<i>Batrachospermum sp.</i> (0,13%)	Vég. tot (72,5%)	<i>G. fluitans</i> (1,7%)	Ca (172 mg/l)	<i>C. platycarpa</i> (4,4%)
	<i>R. penicillatus</i> (1,12%)	<i>O. aquatica</i> (0,5%)	<i>A. riparium</i> (1,7%)	<i>Rhizoclonium sp.</i> (8,8%)	Vég. tot. (75,5%)
	<i>C. polyanthus</i> (1%)	% alg. filam. (48%)	<i>M. aquatica</i> (1,5%)	Vég. tot. (80,5%)	Edfm (74,5%)
	<i>H. dilatatum</i> (1,3%)	<i>I. pseudacorus</i> (1,8%)		TAC (25,8 °F)	<i>A. calamus</i> (2,8%)
	largeur en eau (5,5 m)	<i>R. fluitans</i> (4,8%)		<i>B. umbellatus</i> (3,3%)	Na (30 mg/l)
	<i>P. rusciforme</i> (0,3%)	prof. (46 cm)			K (6 mg/l)
	<i>Sphagnum sp.</i> (0,21%)	<i>E. canadensis</i> (0,4%)			% alg. filam. (48%)
				chlorures (63 mg/l)	
				Edfp (63%)	
				<i>Z. palustris</i> (2,8%)	
				<i>V. anagallis a.</i> (0,4%)	
				Vég. sous l'eau (58,5%)	
				<i>S. erectum</i> (4,5%)	
				<i>Vaucheria sp.</i> (19%)	

D'autres présentent des coefficients de corrélation compris entre 0,5 et 0,8, ce qui reste important et marque une corrélation significative.

la conductivité et le Na (0,6), le K (0,52)

le TAC et le Mg (0,58)

les PO₄ et les NO₂ (0,58), le Mg (0,5), le Na (0,66), le K (0,63)

les NO₂ et le Na (0,5), le K (0,52)

le Mg et le Na (0,5)

le Na et le K (0,65)

Dans une étude ultérieure et notamment lors de l'élaboration des profils écologiques (4ème partie), il sera judicieux de ne choisir que certains paramètres chimiques en fonction des corrélations mises en évidence ici. Ainsi, l'étude de la conductivité pourra remplacer celle des autres paramètres qui lui sont fortement corrélés, en particulier : TAC, SO₄, Ca, Mg, Na et K. En revanche, l'étude des phosphates et des différentes formes d'azote paraît indispensable au vu des corrélations observées.

3.2. La CAH et la partition en classes

La CAH, suivie d'un découpage en cinq classes, aboutit à des classes principalement définies par un critère géologique (tableau III.4).

Les effectifs sont assez homogènes, il n'y a que la classe 4 qui présente le plus faible : 17 (inférieur à la moitié des autres). Les classes se répartissent sur les deux premiers axes, excepté la classe 2 qui se retrouve sur l'axe 4.

Le pH n'a pas été repris dans ce tableau car ses valeurs étaient peu différentes d'une classe à l'autre (de 7,7 à 7,9). De plus, ce paramètre très variable au cours de la journée n'a été mesuré que ponctuellement.

Les variables actives de chimie caractérisent positivement toutes les classes, excepté la 1. En effet, cette dernière se distingue par de très faibles teneurs dans l'eau, ainsi les variables chimiques sont significatives par des valeurs-tests négatives. La classe 1 est donc définie par des eaux faiblement minéralisées et de type oligotrophe, ce qui va l'opposer aux quatre autres, chacune étant marquée par des concentrations importantes de l'un ou l'autre des constituants :

classe 2 : nitrates

classe 3 : matières en suspension totale

classe 4 : phosphates

classe 5 : sulfates

Tout comme pour les paramètres chimiques, la première classe se singularise par sa géologie. Elle regroupe, en effet, toutes les stations sur grès et granites. Seule une station sur grès (la station 5 du Rabodeau) se retrouve dans la troisième classe.

Cette classification en fonction de la chimie aboutit à une classification fonction de la géologie, bien que les grès P11 et les granites P33 soient regroupés dans la même classe et que les marnes P31 caractérisent deux classes (la classe 4 ayant cependant un effectif faible) :

classe 1 : P11 et P33, grès et granites

classe 2 : P12, calcaires

classe 3 : P2, alternances

classe 4 : P31, marnes

classe 5 : P31 marnes

Les cours d'eau s'écoulant sur grès et granites n'ont pas une chimie de l'eau suffisamment différente pour justifier deux catégories distinctes. Les stations s'écoulant sur ces substrats géologiques ont des eaux faiblement minéralisées et de type oligotrophe (à condition qu'il n'y ait pas une influence des substrats de l'amont, cas du P13 signalé précédemment).

Notre échantillon offrant une gamme très large de minéralisation, l'analyse factorielle réunit, en fait, toutes les stations dont les eaux sont peu minéralisées. Ces stations sur grès et granites sont assez semblables sur le plan de la chimie par rapport à des stations sur marnes ou sur calcaires. Cette analyse apparaît donc inapte à différencier les substrats siliceux. Une analyse exclusive de ces stations permettrait de mieux les différencier.

Chaque classe possède néanmoins son propre cortège floristique (tableau III.4, p.116).

Dans les **eaux peu minéralisées** de la classe 1 (une conductivité moyenne de 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$), découlant des **granites** (P33) et des **grès** (P11), les taxons végétaux représentatifs sont constitués d'algues, d'hépatiques, de mousses mais également de phanérogames notamment deux renoncules. Les trois espèces les plus représentatives sont *Scapania undulata*, *Callitriche hamulata* et *Cardamine amara*.

Dans les eaux caractérisées par de **fortes teneurs en nitrates** (3,4 mgN/l en moyenne) et s'écoulant sur les **calcaires** (P12) de la classe 2, les taxons végétaux

représentatifs sont constitués d'une algue *Cladophora sp*, d'une mousse *Fontinalis antipyretica* et de phanérogames par exemple : *Potamogeton perfoliatus* et les deux oenanthes *O. aquatica* et *O. fluviatilis*.

Parmi les espèces présentes, la renoncule *Ranunculus fluitans* est, en effet, liée à des teneurs notables en azote. ELLENBERG *et al.* (1991) lui ont attribué la valeur 8, le maxima étant 9, la qualifiant ainsi : espèce indicatrice d'azote. Pour DECORNET (1979), cette espèce est plutôt liée aux teneurs en azote ammoniacal dans l'eau. Mais, GRUBE (1975, *in* DECORNET, 1979) pense qu'il existe une valeur-seuil de nitrates à partir de laquelle *Ranunculus fluitans* est susceptible d'apparaître. Ici les nitrates prédominent dans la distribution de cette espèce.

Dans les eaux caractérisées par un taux important de **matières en suspension** (13,5 mg/l) et un substrat de type P2, alternances de roches perméables et imperméables, de la classe 3, les trois premières espèces végétales représentatives sont *Elodea nuttallii*, *Nasturtium officinale* et *Glyceria maxima*.

Dans les eaux avec des concentrations en **phosphates** notables (1,4 mgP/l) et s'écoulant sur **marnes** (P31) classe 4, avec également des concentrations respectives en NH₄ et NO₂ de 2,8 et 0,3 mgN/l, synonymes d'une mauvaise minéralisation de la matière organique, les trois uniques taxons végétaux représentatifs sont *Potamogeton pectinatus*, *Rhizoclonium sp* et *Butomus umbellatus*. Aucune bryophyte n'est présente compte tenu de la granulométrie des fonds, mais aussi de la trop forte sédimentation. Le pourcentage de recouvrement du potamot est élevé (29,5%) par rapport aux pourcentages moyens des autres taxons végétaux, souvent inférieurs à 10 %. Cette classe est constituée de stations perturbées par l'homme, en particulier par des recalibrages (lit rectiligne) et également par des rejets urbains ou agricoles (concentrations en phosphates ainsi qu'en chlorures (106 mg/l) élevées). Tout ceci se voit confirmé par l'espèce de phanérogame dominante, *Potamogeton pectinatus*, capable de supporter des conditions maximales de minéralisation, de trophie et même de pollution (DIEDERICH, 1983a). Les stations de cette classe ne représentent que 7 % de l'ensemble de l'échantillon et constituent ainsi un cas particulier extrême. Cette classe illustre les stations sur substrat marneux les plus perturbées.

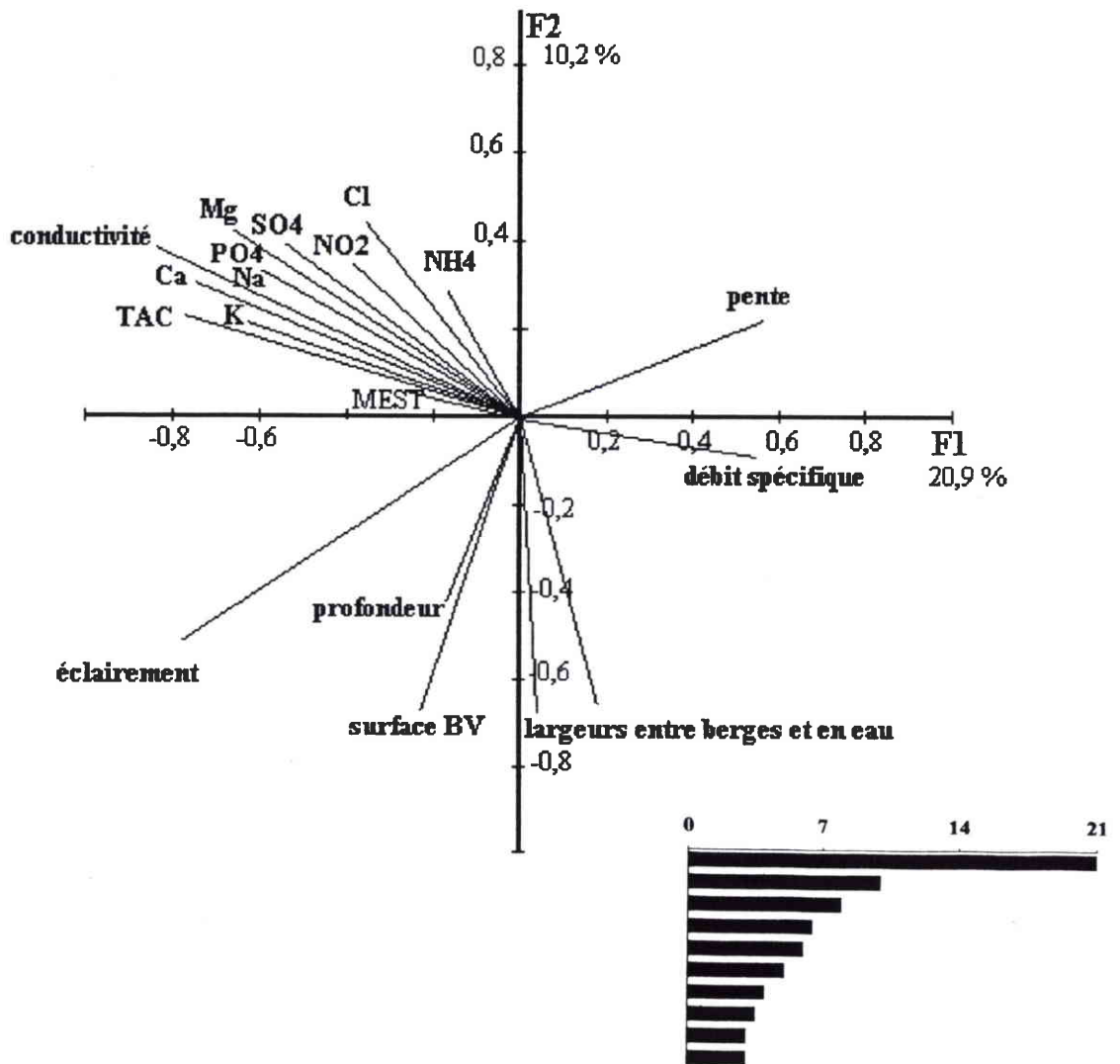


Figure III.5 :
Caractérisation des deux premiers axes de l'ACP
avec seules les variables de chimie et de morphométrie actives
et histogramme des valeurs propres

Dans les eaux à fortes teneurs en **sulfates** (817 mg/l en moyenne) et s'écoulant également sur **marnes** (P31 et P13), classe 5, les trois premières espèces végétales représentatives sont *Solanum dulcamara*, *Myriophyllum spicatum* et *Sparganium emersum*.

Cette partition aboutit à une superposition chimie-géologie.

Ainsi, les stations sur **granites et grès** sont regroupées dans la **classe 1** en raison de leur chimie de l'eau particulièrement peu chargée. La **classe 2** est constituée par les stations sur **calcaires** dont les concentrations en nitrates dans l'eau sont notables. Les **classes 4 et 5** incluent la majorité des stations sur **marnes** avec une minéralisation de l'eau très élevée. Ces deux dernières classes illustrent deux types de stations fortement minéralisées : celles qui le sont naturellement en raison notamment du substrat (fortes teneurs en sulfates, PESEUX, 1989 ; WIEGLEB, 1988), la classe 5, et celles qui le sont devenues par suite de perturbations ou de pollutions, la classe 4.

La **classe 3** fait quelque peu exception à ce classement. Elle illustre, en effet, les stations avec une forte charge organique qui sont liées aux substrats géologiques de type **P2 alternances**.

Cette typologie basée sur la chimie de l'eau permet de mettre en place des groupes floristiques avec un premier aperçu de leurs préférences écologiques.

Les informations apportées par la présence de certaines espèces sont confirmées ici, par exemple *Ranunculus fluitans* et les teneurs en nitrates dans l'eau de même pour *Potamogeton pectinatus* et les eaux très minéralisées et eutrophes. L'analyse souligne, de plus, que ce potamot est rencontré préférentiellement sur des milieux perturbés mécaniquement par l'homme tandis que la renoncule affectionne les substrats calcaires.

3.3 Bilan d'une typologie issue de la chimie de l'eau

Lorsque les variables de chimie sont actives, elles se positionnent principalement sur les deux premiers axes de l'ACP. Elles individualisent **un axe 1 de minéralisation et un axe 2 de pollution organique**.

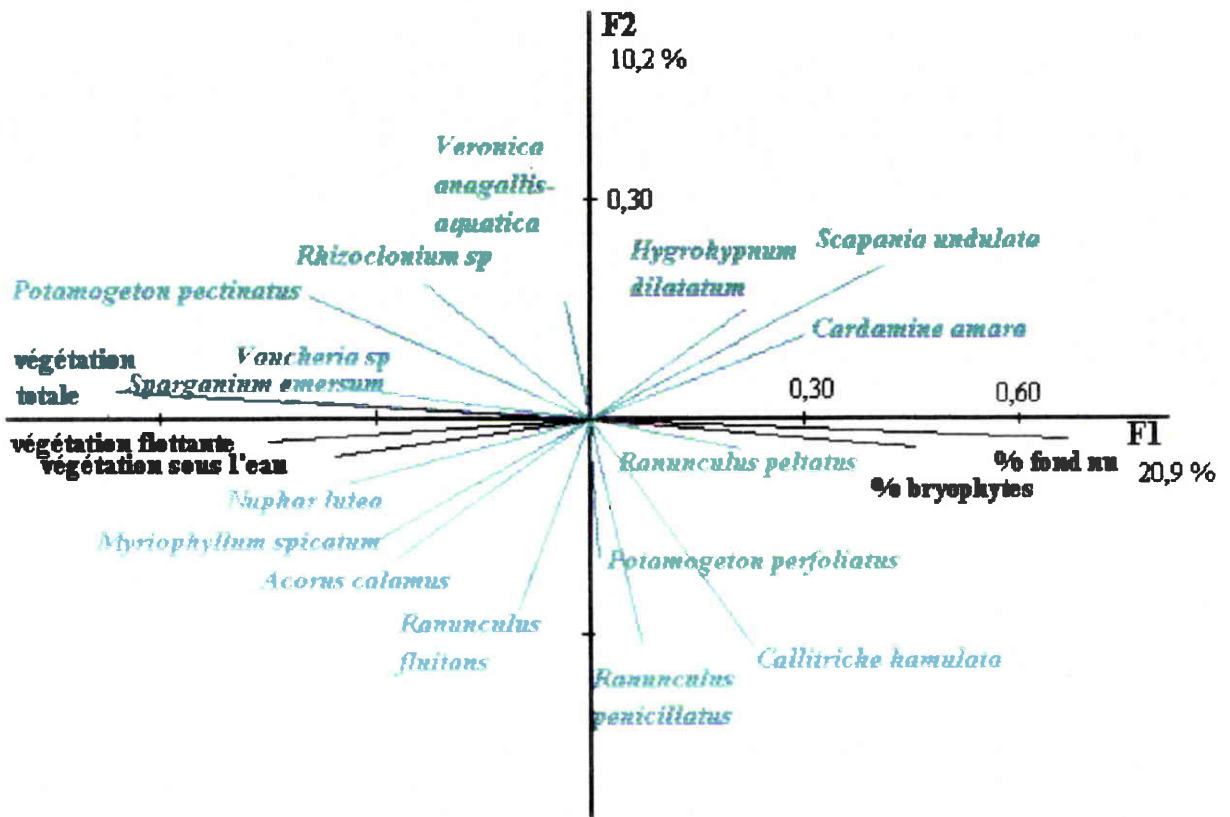


Figure III.6:

Répartition des variables continues illustratives sur les deux premiers axes de l'ACP lorsque les variables de chimie et de morphométrie sont actives

Les différentes classes obtenues lors de la CAH sont constituées de groupes de variables très proches de celles illustrant les différentes classes de perméabilité.

A nouveau, la notion de substrat géologique et, plus particulièrement, celle de classe de perméabilité apparaît très pertinente dans ce type d'étude de caractérisation des milieux. Cette analyse statistique confirme les groupes établis à partir de la géologie, dans la deuxième partie.

4. MISE EN EVIDENCE DES CORRELATIONS ENTRE VEGETAUX AQUATIQUES ET DESCRIPTEURS ABIOTIQUES

4.1. Les descripteurs abiotiques sont les variables actives

Toutes les variables continues sont actives excepté les taxons végétaux.

Les variables continues actives, au nombre de 44 sont constituées des descripteurs chimiques et d'environnement tandis que les variables illustratives, au nombre de 85, sont constituées des taxons végétaux (GRASMUCK *et al.*, 1994).

Les variables nominales, au nombre de 15, sont toujours illustratives (traitement 3 du tableau III.1 p.100).

4.1.1. L'ACP

D'après l'histogramme des valeurs propres (figure III.5), l'étude de cette ACP peut porter sur les 5 premiers axes. Cependant, l'étude des deux premiers axes est suffisante, car ils expliquent 31 % de l'inertie totale du nuage de points. La position des variables actives permet de les caractériser (figure III.5).

L'axe 1 (20,9% de contribution à l'inertie totale) souligne la zonation amont-aval et la minéralisation.

L'axe 2 (10,2% de contribution à l'inertie totale) est lié positivement aux teneurs en chlorures (0,44) et en azote ammoniacal (0,24) et négativement à une surface de bassin versant (-0,59) et un débit brut (-0,41) importants et surtout à une largeur entre berges et en eau élevée (-0,66) ainsi qu'une hauteur d'eau importante (-0,38). Il s'agit donc d'un axe marqué par la pollution de l'eau (Cl et NH₄) et la morphométrie des stations (débit et largeurs).

Cette caractérisation des axes restitue celle obtenue suite à la 1^{ère} ACP (figure III.1 p.104).

La répartition des individus est semblable à celle décrite lors de l'ACP où toutes les variables continues étaient actives (figure III.3 p.107).

Des relations apparaissent entre des groupes floristiques et des paramètres d'environnement, par une superposition possible des variables actives et illustratives (figures III.5 p.120 et 6 p.122). Toutes les espèces ne sont pas représentées sur ce graphe, mais elles peuvent être retrouvées en annexe (III.3 p.175) où figurent les coordonnées des variables sur les axes.

Deux hépatiques *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus*, des mousses aquatiques *Brachythecium rivulare*, *Hygrohypnum dilatatum*, *Platyhypnidium riparioïdes* et deux phanérogames *Cardamine amara* et *Ranunculus peltatus* sont corrélées positivement à l'axe 1. Ils sont associés à de fortes pentes et surtout à une faible minéralisation de l'eau. Les bryophytes n'apparaissent d'ailleurs que pour caractériser cette partie de l'axe 1.

Un groupe important de végétaux aquatiques, constitué de phanérogames (des héliophytes et des hydrophytes monocotylédones, principalement) et d'algues filamenteuses (*Rhizoclonium sp*, *Oedogonium sp*, *Vaucheria sp* et *Enteromorpha sp*) est corrélé négativement à l'axe 1. Il est associé à une minéralisation élevée (conductivité, sodium, magnésium, sulfates), à une teneur en phosphates notable et à un éclaircissement important.

Un autre groupe important de phanérogames, incluant un genre d'algues *Ulothrix sp*, une mousse *Fontinalis antipyretica*, une callitriche *C. hamulata*, un potamot *P. perfoliatus* et des renoncules *R. penicillatus* et *R. fluitans*, est corrélé négativement à l'axe 2. Il est associé à des variables de morphométrie du cours d'eau (largeur, profondeur, surface BV).

Un genre d'algues *Lemanea sp* est corrélé positivement à l'axe 3. Il est associé à un ordre de drainage élevé et un débit brut important.

Des phanérogames de type héliophytes *Glyceria fluitans*, *Alisma plantago-aquatica*, *Mentha aquatica*, *Sparganium erectum* et *Phragmites australis* sont corrélées négativement à l'axe 3. Elles sont associées à des teneurs élevées en matières en suspension.

Deux lentilles d'eau, *Lemna gibba* et *Lemna minor*, une élodée *Elodea nuttallii* et *Glyceria maxima* sont corrélées positivement à l'axe 4. Elles sont associées à deux facteurs synonymes de pollution organique (DCO et DBO₅).

Un genre d'algues *Cladophora sp*, une callitriche *C. stagnalis* et *Zannichellia palustris* sont corrélés positivement à l'axe 5 et ainsi associés à des concentrations en nitrates importantes.

4.1.2 La CAH et la partition en classes

Une CAH a été effectuée à partir des cinq premiers axes de l'ACP précédente et a été suivie d'une partition en cinq classes, en fonction des ruptures de pente de l'histogramme des indices de niveau obtenu. A chaque classe correspond une chimie et une végétation aquatique propres (Tableau III.5 p.126).

Leurs effectifs sont homogènes, excepté pour la classe 2 dont les 9 stations sont situées sur la Moselotte.

Les classes 1 et 2 s'individualisent en premier lieu en fonction de deux paramètres de morphométrie de la station (pente forte pour la classe 1 et débit brut important pour la classe 2), le pourcentage de fond nu est également important. Aucune variable chimique n'est significative de ces classes.

Les classes 3 et 5 sont caractérisées par des variables chimiques et la classe 4 par une variable climatique : un éclaircissement important.

A ces variables actives, s'ajoutent des variables illustratives modales, la géologie en particulier, et les taxons végétaux. Ces cinq classes se positionnent selon quatre grands types de géologie : classe 1 : granites et grès, et classe 2 : granites soit les **substrats siliceux**, classe 3 : **calcaires**, classe 4 : les **alternances (P2)** et classe 5 : **marnes**.

On retrouve la même organisation globale des classes par rapport à la classification basée sur les paramètres chimiques, si ce n'est que les stations sur marnes ne sont comprises que dans une seule classe.

La valeur typologique définie lors de l'ACP est retrouvée dans la composition des différentes classes. Ainsi, des groupes floristiques propres à chaque classe sont décrits. 43 taxa sont répartis dans ces cinq classes.

Tableau III.5 :
Typologie obtenue avec les variables de végétation illustratives (valeur-test > 2,5).

Descripteurs	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Effectifs	57	9	52	51	61
Axe	1	2	5	1	1
Stations les plus significatives	Mortagne 4	Moselotte 7	Esche 7	Loison 3	Anger 5
	Ménaurupt 3	Moselotte 6	Rupt de Mad 6	Rupt de Mad 5	Mouzon 3
		Moselotte 5	Esche 9	Loison 4	Mouzon 2
		Moselotte 8			
Variables modales caractéristiques (valeur-test) ordre décroissant	P11 (8,63)	P33 (5,68)	P12 (6,17)	argiles (5,88)	limons (6,54)
	courant rapide (6,82)	S11 (5,10)	lit courbe (4,28)	très éclairé (5,68)	P31 (5,93)
	eau claire (6,27)			P2 (3,39)	courant faible (3,17)
	rd forêts (5,19)				lit rectiligne (3,02)
	P33 (5,16)				eau sale (2,8)
	subst. sables (4,69)				
	sombre (4,04)			P11 (-3,27)	P11 (-3,17)
				P33 (-3,39)	rg forêt (-3,65)
				eau claire (-3,79)	P11 (-3,74)
	courant faible (-6,03)		P11 (-2,59)	rg forêt (-3,82)	P33 (-4,09)
			sombre (-4,18)	courant rapide (-5,42)	
	P31 (-6,60)	lit rectiligne (-3,90)			
Variables continues significatives (moyenne) dans l'ordre décroissant de leur valeur-test	pente (26 %)	débit brut (3498 l/s)	NO3 (3,2 mg N/l)	Edrp (78 %)	Mg (67,5 mg/l)
	fond nu (69 %)	largeur en eau (15,5 m)	<i>F. antipyratica</i> (6,5 %)	Vég sortante eau (25 %)	conductivité (1848 µS/cm)
	débit spéc (10,1 l/s/km2)	<i>C. hamulata</i> (7,5 %)	Surface BV (190 km2)	Edfp (82 %)	SO4 (760 mg/l)
	<i>S. undulata</i> (4 %)	<i>Ulothrix</i> sp (16,4 %)	Richesse taxon. (12)	MEST (13,4 mg/l)	Ca (205 mg/l)
	<i>C. anara</i> (0,25 %)	<i>Lemanea</i> sp (0,3 %)	<i>Cladophora</i> sp (14,6 %)	DCO (19,5 mg/l)	PO4 (0,7 mg P/l)
	% bryophytes (10,5 %)	<i>R. penicillatus</i> (4,5 %)	<i>S. sagittifolia</i> (1,2 %)	DBO5 (5,5 mg/l)	Na (43 mg/l)
	<i>R. peltatus</i> (1,2 %)	débit spéc. (16,6 l/s/km2)	<i>P. perforatus</i> (1,6 %)	K (6,4 mg/l)	TAC (28,7 °F)
	<i>Batrachospermum</i> sp (0,14 %)	<i>B. rivulare</i> (2,7 %)	Vég. sous eau (61 %)	<i>B. umbellatus</i> (3 %)	K (6,8 mg/l)
	<i>C. polyanthus</i> (1,14 %)	ordre de drainage (4)	profondeur (47 cm)	<i>N. lutea</i> (6,5 %)	NO2 (0,09 mg N/l)
	<i>H. dilatatum</i> (1,5 %)	fond nu (70 %)	<i>O. fluviatilis</i> (1,15 %)	atterrissements (5 %)	Cl (76,5 mg/l)
	<i>P. rusciforme</i> (0,35 %)		% bryophytes (9 %)	<i>G. maxima</i> (2,5 %)	<i>S. emersum</i> (6 %)
	<i>Sphagnum</i> sp (0,23 %)		<i>N. officinale</i> (1,7 %)	TAC (23,5 °F)	<i>P. pectinatus</i> (12 %)
	<i>Mougeotia</i> sp (1,5 %)		<i>E. canadensis</i> (0,5 %)	<i>A. calamus</i> (2,5 %)	Vég. totale (76,5 %)
	O2 dissous (9 mg/l)		<i>O. aquatica</i> (0,3 %)	<i>M. spicatum</i> (6,3 %)	<i>S. dulcamara</i> (2 %)
			<i>Spirogyra</i> sp (6 %)	<i>A. plantago a.</i> (0,5 %)	Vég. sous l'eau (63,5 %)
			<i>I. pseudocorus</i> (1,8 %)	<i>P. berchtoldii</i> (1,2 %)	<i>Z. palustris</i> (3,3 %)
			<i>A. riparium</i> (1,8 %)	Vég. flot. (21 %)	algues filam. (51 %)
			algues filam. (45 %)	<i>G. fluitans</i> (2 %)	Edrm (67 %)
			<i>Zygnema</i> sp. (0,3 %)	Surface BV (157 km2)	<i>Rhizoclonium</i> sp. (6,2 %)
				Vég. totale (70,5 %)	<i>Vaucheria</i> sp. (21 %)
			<i>R. fluitans</i> (4,5 %)	<i>C. platycarpa</i> (4 %)	
				NH4 (0,8 mg N/l)	
				Vég. flot. (20,5 %)	
				<i>P. crispus</i> (2,5 %)	

La classe 1 regroupe toutes les stations sur grès et des stations sur granites. Les critères chimiques et morphométriques actifs dans cette analyse n'ont pas différencié ces deux substrats géologiques.

L'existence de **la classe 2** met cependant en évidence la prise en compte de la morphométrie dans le cas des stations sur granites avec les facteurs : largeur de cours d'eau et ordre de drainage. Cette classe permet d'isoler une situation particulière en raison d'une morphométrie peu échantillonnée (largeur de station très importante) et d'une espèce végétale rarement rencontrée, *Ranunculus penicillatus*. Mais, vu son faible effectif, elle peut être considérée comme une situation particulière de la classe 1 car toutes ses stations sont sur granites.

Les granites et les grès sont regroupés en une seule classe, celle que l'on qualifiera des substrats siliceux ; par contre, ce n'est pas le cas pour les autres substrats (Tableau III.5).

La classe 3 est constituée par des stations sur substrats calcaires, avec des concentrations en nitrates importantes dans l'eau, d'ailleurs c'est le seul paramètre chimique caractéristique de cette classe. Elle renferme le plus grand nombre d'espèces de macrophytes d'où une grande richesse taxonomique (12). Cependant, la renoncule flottante *R. fluitans* n'apparaît pas sur ce tableau (sa valeur-test est inférieur à 2,5), ainsi cette espèce paraît peu significative pour cette classe de stations sur substrats calcaires avec nitrates contrairement à ce que l'on avait observé avec la classification basée sur la chimie.

Si on détaille les relevés de la classe 2 de la typologie chimique, on constate qu'ils se redistribuent entre les classes 3 et 4 de la typologie issue des descripteurs abiotiques actifs. Ainsi, les stations sur calcaires sont partagées ici et cela pourrait expliquer la faible valeur-test de la renoncule flottante pour cette classe 3.

La classe 4 est constituée de stations aux substrats argileux et s'écoulant sur un socle d'alternances de roches perméables et imperméables (P2). Un éclaircissement ainsi qu'une charge organique importants la caractérisent de même qu'une grande quantité de matières en suspension. Le cortège floristique de cette classe inclut une forte proportion d'hélophytes mais également des hydrophytes comme par exemple : *Potamogeton berchtoldii* et *Ranunculus fluitans*.

Il est intéressant de constater l'apparition de *R. fluitans* dans la classe 4 alors qu'on l'attendait dans la classe 3. Ce serait donc la morphométrie qui apporterait une information plus importante que la chimie. L'éclaircissement serait-il plus important que les nitrates pour conditionner le développement de cette espèce ? C'est en fait principalement une espèce d'aval. -

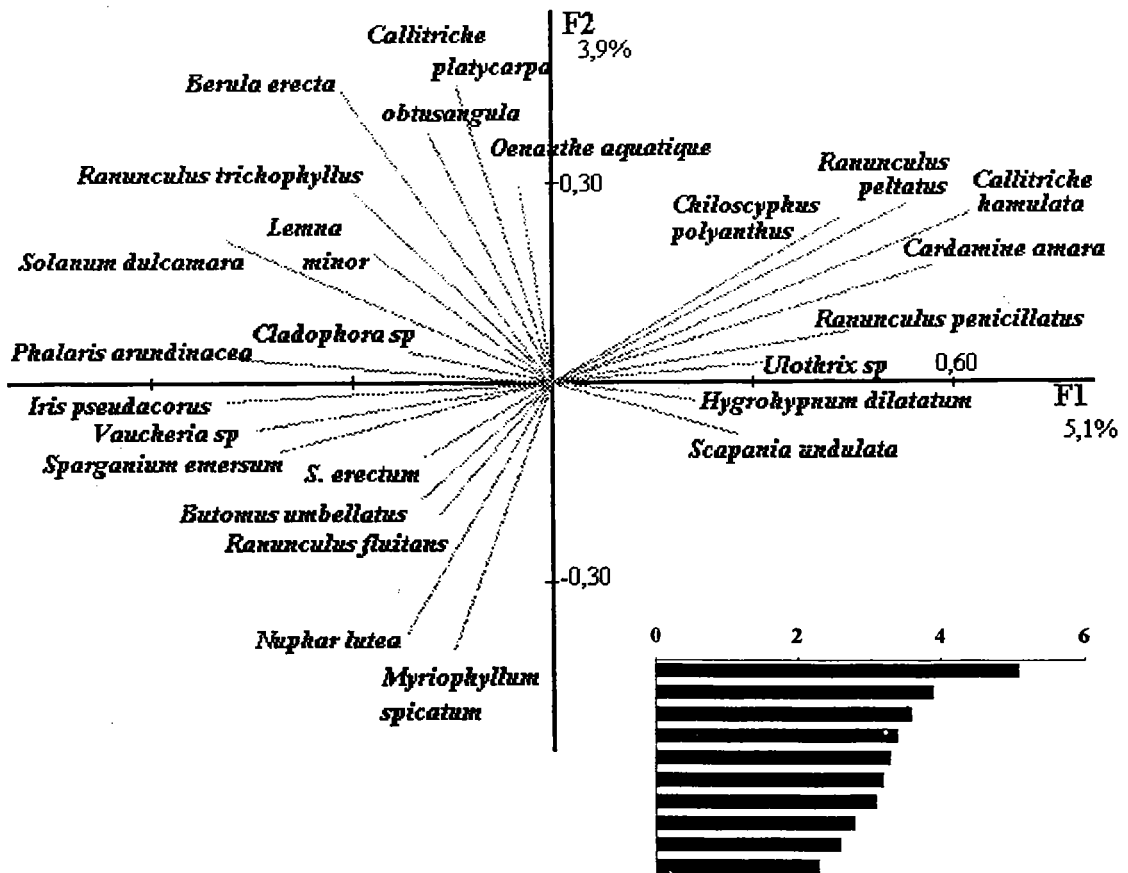


Figure III.7 :
Caractérisation des deux premiers axes de l'ACP
par les variables de végétation et histogramme des valeurs propres

La classe 5 est constituée de stations sur marnes, au tracé rectiligne avec la minéralisation la plus élevée de notre échantillon (1848 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Les espèces végétales rencontrées sont familières des eaux très minéralisées et eutrophes : *Potamogeton pectinatus*, *Zannichellia palustris* et *Potamogeton crispus*, en particulier, mais également des genres d'algues filamenteuses, *Rhizoclonium sp* et *Vaucheria sp*.

Sur les cinq classes, trois sont véritablement caractéristiques des substrats géologiques et pourraient constituer une typologie.

type I : granites et grès (classe 1)

type II : calcaires (classe 3)

type III : marnes (classe 5)

En effectuant une partition en trois classes c'est d'ailleurs exactement ce que l'on retrouve. Avec une partition en quatre classes, c'est la classe 2 et sa morphométrie particulière qui s'individualise, tandis que la classe 4 est regroupée avec la classe 3. Avec des découpages plus importants en 7 et 8 classes, par exemple, on s'aperçoit que les trois premières classes ne changent plus (celles qui ont été établies dès le découpage en 4 classes), ainsi les variations apparaissent au niveau des marnes et des alternances.

Malgré un découpage plus fin, les granites et les grès restent regroupés dans la même classe, leur chimie et leur morphométrie sont donc particulièrement similaires, en regard de l'ensemble du jeu de données.

4.2. Les taxons végétaux sont les variables actives

Les variables actives sont donc au nombre de 75. (traitement 4 du tableau III.1 p.100)

4.2.1. L'ACP

Les pourcentages d'explication des axes sont faibles : le premier axe 5,1 %, le deuxième 3,9 %, le troisième 3,6 %, etc..., mais tout de même significatifs.

(histogramme des valeurs propres, figure III.7)

A partir des coordonnées des variables sur les axes, les deux premiers axes peuvent cependant être parfaitement caractérisés.

Tableau III.6 :
Typologie obtenue avec les variables de végétation actives.

Descripteurs	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Effectifs	178	7	21	9	15
Axes	3	2	2	5	4
Stations les plus significatives	Mouzon 4	Frézelle 2	Meuse 9	Mosclotte 7	Mortagne 2
	Brénon 4	Abreuvoir 1	Mouzon 8	Moselotte 6	Mortagne 3
	Rupt de Mad 1	Esche 8	Mouzon 1		Mortagne 5
	Brénon 1	Abreuvoir 2	Mouzon 6		
Variables modales caractéristiques (valeur-test) ordre décroissant	lit rectiligne (2.49)	P12 calcaires (4.37)	très éclairé (3.98)	S11 (4.34)	P11 grès (3.23)
		sables (2.92)	argiles (3.69)	P33 granites (4.16)	rd forêts (2.69)
		rd routes (2.89)	eau sale (2.56)	eau claire (2.98)	
				courant très rapide (2.65)	
				cailloux (2.50)	
				lit sinueux (-2.39)	
		lit courbe (-2.99)		P31 marnes (-2.51)	
Variables continues significatives (moyenne) dans l'ordre décroissant de leur valeur-test	fond nu (43%)	<i>N. officinale</i> (12%)	<i>M. spicatum</i> (23%)	<i>C. hamulata</i> (11.5%)	<i>C. stagnalis</i> (4.5%)
	O2 dissous (8.4 mg/l)	<i>C. obtusangula</i> (7.8%)	<i>N. lutea</i> (17.5%)	<i>R. penicillatus</i> (7.5%)	<i>R. pelianus</i> (7.5%)
		<i>B. erecta</i> (15%)	Vég. flottante (39.5%)	<i>Ulothrix</i> sp. (15.5%)	<i>C. polyanthus</i> (3.5%)
		<i>E. canadensis</i> (7.8%)	Surface BV (264 km2)	Débit brut (2683 l/s)	<i>Batrachospermum</i> sp. (0.3%)
		<i>Splachna</i> sp. (24.5%)	<i>Euteromorpha</i> sp. (14%)	<i>O. fluviatilis</i> (3%)	<i>P. rupestris</i> (1.2%)
		<i>R. trichophyllum</i> (1.5%)	<i>A. calamus</i> (7%)	largeur en eau (10,7 m)	<i>C. amara</i> (0.5%)
		<i>O. aquatica</i> (2%)	Edm (90%)	largeur entre berges (12,5m)	<i>Tribonema</i> sp. (3.5%)
		nitrate (3,5 mgN/l)	<i>F. lucens</i> (2%)	<i>Zygnema</i> sp. (1%)	Longueur (78.5m)
		<i>M. aquatica</i> (4%)	<i>L. gibba</i> (2%)	<i>B. rivulare</i> (2.5%)	<i>E. nuttallii</i> (4.5%)
		<i>F. amphipetala</i> (7.5%)	Edrp (85.5%)	<i>Oedogonium</i> sp. (8.5%)	<i>Z. palustris</i> (5.7%)
		<i>C. platycarpa</i> (7%)	Edri (67%)	Surface BV (216 km2)	<i>A. nodiflorum</i> (3%)
			Edfp (86,5)	<i>Lemanea</i> sp. (0.2%)	<i>P. crispus</i> (4%)
			<i>O. fontanum</i> (0.4%)	ordre drainage (3,7)	Ptot (1,3 mgP/l)
			Edfn (87%)		Rich. taxo. (12,3)
			Edfi (70%)		
			Vég. tot. (85,5%)		
			TAC (28,5°F)		
			Ca (181 mg/l)		
			<i>P. natans</i> (1%)		
			<i>Oedogonium</i> sp. (2%)		
			atterrissements (7%)		
			<i>P. crispus</i> (4%)		
			Rich. taxo. (13)		
			conductivité (1325 µS/cm)		
			Mg (48 mg/l)		
			hauteur berges (2 m)		
			ordre drainage (3,5)		
			<i>B. umbellatus</i> (3.3%)		
			K (6,7 mg/l)		
			<i>S. digitifolia</i> (1.3%)		
			largeur entre berges (7,5m)		
			Rich. taxo. sans algues (9)		
		<i>R. fluitans</i> (6%)			
		profondeur (49 cm)			
		algues (52%)			

L'axe F1 est caractérisé positivement par

- * des genres d'algues, *Batrachospermum sp*, *Lemanea sp* et *Ulothrix sp*
- * des hépatiques, *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus*
- * des mousses, *Brachythecium rivulare*, *Platyhypnidium riparioïdes* et *Hygrohypnum dilatatum*
- * des phanérogames, *Callitriche hamulata*, *Cardamine amara*, *Ranunculus peltatus* et *R. penicillatus*.

L'axe F1 est caractérisé négativement par

- * des genres d'algues, *Cladophora sp*, *Rhizoclonium sp* et *Vaucheria sp*
- * des phanérogames, *Iris pseudacorus*, *Lemna minor*, *Phalaris arundinacea*, *Potamogeton berchtoldii*, *P. perfoliatus*, *Solanum dulcamara* et *Sparganium emersum*.

L'axe 1 est marqué par la présence de bryophytes pour sa partie positive accompagnées d'espèces caractéristiques des eaux peu minéralisées.

L'axe F2 est caractérisé positivement par les espèces de phanérogames suivantes : *Berula erecta*, *Callitriche obtusangula*, *C. platycarpa*, *Elodea canadensis*, *Nasturtium officinale*, *Oenanthe aquatica* et *Ranunculus trichophyllus*.

L'axe F2 est caractérisé négativement par des espèces de phanérogames, *Myriophyllum spicatum*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *P. pectinatus* et *Ranunculus fluitans*.

L'axe 2 est défini essentiellement par des espèces de phanérogames.

4.2.2. La CAH et la partition en classes

Une CAH ainsi qu'un découpage en cinq classes ont été effectués sur cette matrice.

Les effectifs de ces classes sont peu équilibrés par rapport aux effectifs obtenus lors des découpages précédents (tableau III.6). En effet, la première classe regroupe 77 % de notre échantillon, soit 178 stations, contre seulement 7, 21, 9 et 15 stations respectivement pour les classes 2, 3, 4 et 5.

De plus, cette **première classe** disproportionnée est si imprécise qu'aucun taxon de végétaux n'est caractéristique de cette dernière. Seul un pourcentage de fond nu moyen (43 %) et un tracé de lit rectiligne restent significatifs de cette classe, cela n'est guère exploitable.

En fait, ce sont des variables avec des valeurs-tests négatives qui la caractérisent.

La **deuxième classe** est principalement caractérisée par des taxons végétaux incluant un genre d'algues, une mousse et des phanérogames :

Spirogyra sp, *Fontinalis antipyretica*, *Nasturtium officinale*, *Callitriche obtusangula*, *Berula erecta*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus trichophyllus*, *Oenanthe aquatica*, *Callitriche platycarpa*

Cette classe est également caractérisée par une concentration en nitrates importante (3,5 mgN/l) et un substrat géologique de type calcaire P12. Son effectif est cependant le plus faible (7 stations) mais regroupe des stations appartenant à trois cours d'eau distincts : la Frézelle, l'Abreuvoir et l'Esche.

Cette deuxième classe peut être considérée comme la classe des stations calcaires typiques.

La **troisième classe** est caractérisée par des taxons végétaux, des paramètres climatiques (l'éclairement), morphométriques (la surface du bassin versant) et par des facteurs chimiques élevés (TAC moyen de 28,5°F, conductivité moyenne de 1325 µS/cm, Ca = 181 mg/l, Mg = 48 mg/l, etc...). Les variables chimiques apparaissent après les variables climatiques et morphométriques qui ont donc les valeurs-tests les plus fortes et qui caractérisent ainsi prioritairement la classe. Avec son effectif de 21 stations, cette classe est la plus importante après la classe 1.

Les taxons végétaux caractéristiques de cette classe sont associés aux substrats de type argileux accompagnés d'eaux sales.

C'est la classe où la végétation totale est la plus abondante (85,5%), on y retrouve des algues *Enteromorpha sp* et *Oedogonium sp*, une mousse *Octodicerias fontanum*, et des phanérogames parmi celles-ci *Myriophyllum spicatum* et *Nuphar lutea*, trois espèces de potamots *P. lucens*, *P. natans* et *P. crispus* mais pas *P. pectinatus* ?

On y retrouve également *Acorus calamus*, *Lemna gibba*, *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia* et *Ranunculus fluitans*.

Les deux classes suivantes différencient les stations sur granites des stations sur grès d'où une confirmation possible de l'intérêt de l'individualisation de ces deux substrats.

La classe 4 inclut principalement les stations d'un cours d'eau sur granites, la Moselotte, mais également deux relevés aval de l'Esche, sur substrat calcaire. Trois espèces de phanérogames caractérisent cette classe *Callitriche hamulata*, *Ranunculus penicillatus* (espèces qui peuvent être considérées comme caractéristiques des granites) et *Oenanthe fluviatilis* (espèce de stations calcaires), ensuite viennent quatre genres d'algues, *Ulothrix sp*, *Zygnema sp*, *Oedogonium sp* et *Lemanea sp*, et une mousse *Brachythecium rivulare*. Cette classe est caractérisée par des variables de morphométrie comme un débit brut, une largeur en eau, une surface de bassin versant et un ordre de drainage importants.

Cette quatrième classe est significative des végétaux propres aux stations en aval des cours d'eau sur granites ou calcaires, avec comme critère majeur la notion de cours plus important.

La classe 5 est la troisième selon son effectif (15 stations). Elle est caractérisée par des stations sur grès, mais également sur marnes.

Des taxons végétaux liés aux eaux peu minéralisées des grès sont significatifs de cette classe *Callitriche stagnalis*, *Ranunculus peltatus*, *Chiloscyplus polyanthus*, par exemple mais également d'autres phanérogames, peu rencontrées sur grès, notamment *Elodea nuttallii*, *Zannichellia palustris* et *Potamogeton crispus*. Ces dernières espèces sont plutôt liées à des eaux très minéralisées et eutrophes, elles correspondraient aux stations sur marnes (P31) également contenues dans cette classe.

Hormis les taxons végétaux déterminant cette classe, deux paramètres apparaissent : le phosphore total (1,3 mg P/l) et la richesse taxonomique (12,3). Ces paramètres semblent également beaucoup plus significatifs pour des stations sur marnes que sur des stations sur grès.

Dans cette classification, avec seuls les taxons végétaux actifs, les classes ont des effectifs très faibles (< 25) ou alors très importants (178).

Les stations sur marnes n'apparaissent pas définies dans une seule classe, elles sont dispersées dans les classes 1, 3 et 5.

Il est cependant très intéressant de constater que des végétaux "actifs" déterminent une classe avec le critère "éclairage très important" significativement dominant, la classe 3.

4.3. Bilan des corrélations entre les végétaux aquatiques et les descripteurs du milieu

Lorsque les variables végétales sont illustratives, la superposition des variables illustratives et actives aboutit à caractériser les taxons végétaux par des variables chimiques et morphométriques.

Le gradient de minéralisation, observé selon l'axe 1 lors de l'analyse en composantes principales, se traduit, au niveau des taxons végétaux, par une opposition nette entre les populations de bryophytes et les autres végétaux aquatiques (algues filamenteuses et phanérogames).

Les principales bryophytes rencontrées sont typiques des stations amont qu'il s'agisse de *Scapania undulata* ou de *Chiloscyphus polyanthus* (AUGIER, 1966 ; PHILIPPI, 1987 ; HAURY & MULLER, 1991). Ces espèces sont inféodées aux eaux peu minéralisées et de nature oligotrophe, PHILIPPI (1987) précise qu'il s'agit de zones amont non polluées. *Ranunculus peltatus* est également fréquemment rencontré dans les parties amont de cours d'eau (WIEGLEB & HERR, 1985). En opposition à ce cortège, les espèces présentes sont des phanérogames habituellement rencontrées dans des eaux très minéralisées et eutrophes (DE LANGHE *et al.*, 1983). *Zannichellia palustris* est une espèce présente dans des ruisseaux à pollution moyenne (DIEDERICH, 1984) mais marqués par une certaine eutrophisation (ORTSCHEIT, 1985). Elle est d'ailleurs considérée comme indicatrice d'une très grande trophie par NEWBOLD & HOLMES (1987). *Potamogeton crispus* tolère une pollution assez importante mais c'est *Potamogeton pectinatus* qui supporte les plus fortes (DIEDERICH, 1983a). L'opposition entre des eaux peu minéralisées et des eaux très minéralisées est très nette au niveau de l'axe 1 et correspond à des ensembles végétaux bien différenciés. Cela a d'ailleurs déjà été constaté par HAURY (1990), sur des cours d'eau de Bretagne.

Cette opposition peut être interprétée par :

- le caractère sciaphile de la plupart des bryophytes (HAURY, 1985, et divers autres auteurs) qui s'oppose à l'héliophilie de la plupart des algues et des hydrophytes, hormis *Batrachospermum sp* qui est un genre d'algues d'eau froide et est associé aux bryophytes.

- des modes de fixation différents et une granulométrie plus grossière à l'amont.

A ce niveau, la valeur bioindicatrice des macrophytes transparait, en particulier pour la chimie de l'eau (minéralisation et trophie) mais aussi pour l'éclairement.

Lorsque les variables de chimie et de morphométrie sont actives, les informations issues de la classification sont plus précises.

En effet, avec les variables "taxons végétaux" actives, la définition des classes est beaucoup moins interprétable. Pourquoi associer la renoncule flottante *R. fluitans* à un fort éclairement plutôt qu'à une teneur en nitrates élevée ? Et pourquoi regrouper dans la même classe *Ranunculus peltatus* et *Potamogeton crispus* qui sont rarement rencontrés simultanément ?

Des similitudes sont cependant retrouvées dans les différentes classes obtenues lors de ces deux traitements :

- la séparation des stations aval de la Moselotte et des stations sur grès
- les stations sur calcaires
- les stations très éclairées

Ce sont des cas très typés qui sont mis en évidence ici et qui pourraient être à la base d'une nouvelle approche typologique, intégrant également le paramètre éclairement.

5. CONCLUSION

L'utilisation des analyses multidimensionnelles dans le cadre de notre étude est intéressante du point de vue des relations mises en évidence entre la chimie et le substrat géologique des cours d'eau, car cela confirme ce qui a été décrit dans les parties précédentes. Il subsiste néanmoins encore des difficultés pour classer en fonction des taxons végétaux rencontrés.

Cependant des associations type "végétation-chimie-morphométrie" ont été retrouvées et cela, que la végétation soit en variables actives ou illustratives.

Le parallèle entre ces deux CAH permet de redéfinir des paramètres essentiels au développement des végétaux :

- * le substrat géologique
- * la minéralisation de l'eau
- * l'éclairement

La trophie de l'eau est également importante, par contre, le facteur vitesse du courant n'apparaît jamais comme premier critère significatif pour une classe.

Il reste maintenant à s'attacher à l'écologie de chacun des taxons significatifs de ces classes.

4ème partie

**ECOLOGIE DES PRINCIPALES ESPECES VEGETALES
RENCONTREES**

Des cortèges floristiques, inféodés à des paramètres bien définis de géologie, de morphométrie et de chimie, ont été précédemment mis en évidence.

Des espèces particulièrement liées à un type de substrat ont pu être caractérisées. Pour définir leur écologie puis leur valeur bioindicatrice, il est indispensable d'étudier de façon plus précise les relations espèces-milieus.

1. METHODOLOGIE

Cette étude est effectuée sur la matrice d'une seule prospection, la deuxième, afin d'avoir des relevés totalement indépendants, tout comme lors de l'élaboration du tableau floristique de la 2^{ème} partie.

1.1 Sélection des espèces végétales

Toutes les espèces végétales recensées ne feront pas l'objet d'une étude de ce type, principalement en raison :

- . de fréquences de rencontre parfois trop faibles
- . de la lourdeur d'exploitation en découlant.

Une sélection est donc indispensable.

Lors des classifications hiérarchiques réalisées dans la 3^{ème} partie, des espèces végétales apparaissent caractéristiques des classes. Si on extrait la première espèce caractéristique de chaque classe, 11 espèces se distinguent. Théoriquement, on devrait arriver à 15 espèces, mais trois sont présentes pour deux classes, elles sont indiquées par un astérisque :

- * *Scapania undulata*
- * *Fontinalis antipyretica*
- * *Callitriche hamulata*
- Callitriche stagnalis*
- Elodea nuttallii*
- Potamogeton pectinatus*
- Solanum dulcamara*
- Butomus umbellatus*
- Sparganium emersum*
- Nasturtium officinale*
- Myriophyllum spicatum*

Ces espèces sont caractéristiques du point de vue de leur écologie, c'est pourquoi, leurs relations avec les divers paramètres du milieu vont être détaillées. On y ajoutera les espèces appartenant au même genre et également d'autres mousses que *Fontinalis antipyretica*.

Curieusement, aucune espèce de renoncule aquatique n'apparaît ici, ni d'ailleurs aucun genre d'algues filamenteuses. Il faut pour cela extraire les deuxièmes espèces caractéristiques des classes lors des CAH :

Cladophora sp
Rhizoclonium sp
Ulothrix sp
Cardamine amara
Nuphar lutea
Callitriche obtusangula
Ranunculus penicillatus
Ranunculus peltatus

Toutes ces espèces correspondent, pour la majorité, à celles dont la présence sur l'échantillon est importante. Elles sont rencontrées sur 20 à 30 % des stations inventoriées (pour plus de précision se reporter au tableau II.2 p.54). Elles permettent, en effet, un diagnostic plus précis que des espèces rencontrées sur quasiment toutes les stations.

Des espèces ayant une faible amplitude de répartition pourront également avoir une valeur bioindicatrice intéressante, selon les données bibliographiques, ainsi l'algue *Hydrodictyon reticulatum* ou la phanérogame *Potamogeton polygonifolius*. Leur présence peut révéler une caractéristique spéciale, par exemple un affleurement restreint, un microclimat ou il peut s'agir d'une espèce relicte. Le potamot à feuilles de renouée appartient, notamment, à la liste des espèces protégées en Lorraine (loi du 3 janvier 1994 et J.O. du 4 mars 1994) afin de prévenir sa disparition.

Les méthodes utilisées ensuite nécessitent des effectifs suffisants pour que l'indication soit statistiquement significative.

1.2 Descripteurs écologiques

Il n'est pas concevable d'étudier dans le détail tous les paramètres impliqués dans le développement des végétaux aquatiques. Aussi, nous avons sélectionné les plus significatifs et ce, principalement, suite aux résultats des analyses factorielles effectuées dans la troisième partie.

Selon les résultats de notre exploitation statistique, les trois principaux facteurs qui régissent le développement des végétaux aquatiques sont :

- * le substrat géologique
- * la minéralisation de l'eau
- * l'éclairement

En fait, le substrat géologique et la minéralisation de l'eau sont fortement liés, on va donc pouvoir se contenter d'étudier précisément la **conductivité** de l'eau pour illustrer ces deux paramètres.

La trophie de l'eau apparaît en second plan, selon notre échantillonnage. Il est cependant indispensable d'étudier ses principaux descripteurs, ne serait ce que pour pouvoir effectuer des comparaisons avec les différents auteurs ayant étudié l'écologie des espèces. Trois paramètres seront donc intégrés :

- * les phosphates PO_4^{---}
- * les nitrates NO_3^{--}
- * l'azote ammoniacal NH_4^+

Enfin, trois autres facteurs sont importants et souvent utilisés dans des études de ce type :

- * la pente
- * la vitesse du courant
- * la granulométrie du substrat

1.3 Outils méthodologiques

1.3.1. Spectres écologiques

Pour une vision globale de la répartition d'un taxon par rapport à plusieurs descripteurs, nous avons utilisé un logiciel informatique mis au point par Monsieur P. ROUSSELLE (CREUM 1994, Version 2.0) nous permettant de construire des spectres écologiques.

Un spectre résulte de l'union de plusieurs profils écologiques, disposés en étoile, pour une même espèce et plusieurs paramètres. Chaque profil illustre, par un histogramme, la distribution de fréquences du végétal en fonction du facteur ordonné

considéré, sa valeur la plus faible étant au centre. Les teneurs maximales sont identiques pour tous les profils afin de pouvoir comparer les différentes espèces avec une même échelle et au besoin de superposer les spectres obtenus.

Sachant que chaque segment illustre les teneurs du paramètre selon x classes d'amplitude égale, le pas de chaque classe peut se calculer avec la valeur maximale du paramètre figurant sur le spectre. (le nombre de classes x est déterminé par l'opérateur)

La fréquence de présence utilisée est une **fréquence corrigée** car il s'agit du nombre de fois où l'espèce a été rencontrée, pour une classe de valeurs du paramètre, rapporté au nombre total de relevés où l'espèce est présente. Seule la **présence** des taxons est prise en compte, quelle que soit leur abondance.

Pour chaque paramètre, la moyenne arithmétique de l'échantillon est figurée par un point sur le profil et reliée par un trait sur le spectre, d'où l'obtention d'un polygone.

1.3.2. Profils écologiques

Pour une vision précise de la distribution et de l'abondance des taxons, des profils écologiques sont construits selon la méthode de DAGET & GODRON (1982).

Un profil écologique est "une suite de fréquences (absolues, relatives, pondérées ou corrigées) ordonnées selon les magnitudes successives du descripteur envisagé". (DJEBAÏLI, 1978 in DAGET & GODRON, 1982)

Le profil brut d'ensemble donne, pour un descripteur écologique, le nombre de relevés où chacune des classes du descripteur a été enregistrée.

Le profil des fréquences absolues donne le nombre de présences (ou d'absences) d'une espèce particulière dans les classes du descripteur envisagé, mais ne tient pas compte du nombre total de relevés effectués dans chaque classe.

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.

Le profil des recouvrements relatifs pondère la fréquence de rencontre de l'espèce par son abondance (ici, son pourcentage de recouvrement). *Le calcul s'effectue ainsi : somme des pourcentages de recouvrement de l'espèce au sein de la classe / effectif total de la classe.*

1.4. Détermination des classes des paramètres étudiés

Pour l'élaboration des spectres écologiques, les différents paramètres sont utilisés sans traitement préalable. En revanche, la construction des profils écologiques nécessite le découpage des paramètres en classes.

Pour un certain nombre de descripteurs, les classes utilisables ont été définies avant même l'observation : éclaircissement estimé visuellement, substrat géologique, vitesse du courant, granulométrie du substrat, par exemple. Pour d'autres, en revanche, l'amplitude de variation n'est connue qu'à la fin de l'étude. Ainsi, ces paramètres continus doivent être regroupés en classes pour être utilisés dans l'élaboration des profils écologiques.

Les paramètres suivants nécessitent un découpage en classes : la conductivité, les phosphates, les nitrates, l'azote ammoniacal et également la pente, l'éclaircissement (test photographique) et la hauteur d'eau.

"Lors de la constitution des classes, il subsiste une certaine perte d'information que l'on peut essayer de minimiser en choisissant un nombre de classes optimal et une délimitation de ces classes aussi efficace que possible. NAKACHE (1973, in DAGET & GODRON, 1982) a montré qu'il convenait que le nombre de classes soit suffisamment élevé et que toutes les classes aient des effectifs égaux." (DAGET & GODRON, 1982)

Pour le choix du nombre et des bornes des classes, nous avons tout d'abord étudié la distribution de nos descripteurs (figures IV.1, 2 et 3). Notre échantillon est constitué des relevés de la deuxième prospection, au nombre de 122. Nous avons, ensuite, recherché les différents auteurs susceptibles d'avoir déterminé des classes pour ces paramètres (tableau IV.1). Une comparaison est alors possible avec des gammes de variation du même ordre de grandeur que celles de notre échantillon, en particulier celles définies par KOHLER (1971) ou SCHUTZ (1992), pour l'azote ammoniacal et les phosphates, HASLAM (1978) et HAURY (1990) de même que PAPASTERGIADOU & BABALONAS (1993a,b) ces derniers, en particulier, pour la conductivité. D'autres classifications existent, mais pour des milieux très précis, oligosaprobies et fortement minéralisés, CARBIENER *et al.* (1990), et faiblement minéralisés HAURY & MULLER (1991) notamment. Ces gammes ne sont pas appropriées à notre travail car notre amplitude de variations pour ces paramètres est beaucoup plus large. En ce qui concerne le facteur conductivité, les classes de NISBET & VERNEAUX (1970) ne sont pas non plus pertinentes ici car leur valeur maximum n'excède pas 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mais, pour ce qui est des autres facteurs, leurs gammes sont comparables aux nôtres (tableau IV.1).

Tableau IV.1 :
 Comparaison du choix des classes pour les principaux paramètres de chimie de l'eau.

Paramètres	Auteurs & classes									
		Notre choix	Nisbet & Verneaux 1970	Kohler 1971	Haslam 1978	Haury 1990	Carbiener et al. 1990	Haury & Muller 1991	Schütz 1992	Papastergiadou & Babalonas 1993
Conductivité		en $\mu\text{S/cm}$	en $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$		en mg/l	en $\mu\text{S/cm}$		en $\mu\text{S/cm}$		en $\mu\text{S/cm}$
	I	<100	< 30		< 50	< 140		< 40		< 100
	II	100 - 600	30 - 50		50 - 170	140 - 160		40 - 80		100 - 250
	III	600 - 1000	50 - 100		170 - 250	160 - 180		60 - 120		250 - 1000
	IV	> 1000	100 - 200		> 250	180 - 200		80 - 130		> 1000
	V		200 - 300		(alcalinité :	200 - 300				
	VI		300 - 400		Ca CO ₃)	> 300				
	VII		400 - 500							
VIII		> 500								
Phosphates		en mgP/l	en mgPO_4/l	en mgP/l	en mgP/l	en mgPO_4/l	en mgP/l	en mgP/l	en mgP/l	en mgP/l
	I	< 0,05	< 0,01	< 0,1	< 0,3	< 0,3	< 0,015	< 0,02	< 0,1	< 0,01
	II	0,05 - 0,1	0,01 - 0,02	0,1 - 0,2	0,3 - 1,2	0,3 - 0,4	0,003 - 0,01	0,02 - 0,04	0,1 - 0,5	0,01 - 0,02
	III	0,1 - 0,2	0,05 - 0,15	0,2 - 0,3	1,2 - 3	0,4 - 0,5	< 0,023	0,04 - 0,12	> 0,5	> 0,02
	IV	0,2 - 0,5	0,15 - 0,30		> 3	0,5 - 0,6	0,01 - 0,06	0,04 - 0,30		
	V	> 0,5	0,30 - 0,50			0,6 - 0,8	0,024 - 0,042			
VI		> 0,50			> 0,8					
Nitrates		en mgN/l	en mgNO_3/l		en mgN/l	en mgN/l				N total inorganique
	I	< 0,2	< 1		< 1,0	< 4,0				< 0,2
	II	0,2 - 0,5	1,0 - 3,0		1,0 - 3,0	4,0 - 6				0,2 - 0,4
	III	0,5 - 1	3,0 - 5,0		3,0 - 6,0	6,0 - 6,5				0,3 - 0,65
	IV	1,0 - 2,0	5,0 - 10,0		> 6,0	6,5 - 7,5				0,5 - 1,5
	V	> 2,0	10,0 - 15,0			> 7,5				> 1,5
VI		> 15,0							en mgN/l	
Azote ammoniacal		en mgN/l	en mgNH_4/l	en mgNH_4/l	en mgN/l	en mgN/l	en mgN/l	en mgN/l	en mgN/l	
	I	< 0,03	< 0,01	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,015	< 0,02	< 0,1	
	II	0,03 - 0,05	0,01 - 0,1	0,1 - 0,2	0,1 - 0,3	0,2 - 0,3	< 0,023	< 0,04	0,1 - 0,5	
	III	0,05 - 0,1	> 0,1	0,2 - 0,3	> 0,3	0,3 - 0,4	< 0,03	< 0,2	> 0,5	
	IV	0,1 - 0,5				0,4 - 0,45	< 0,08	< 0,5		
	V	> 0,5				0,45 - 0,55	< 0,09			
VI					> 0,55					

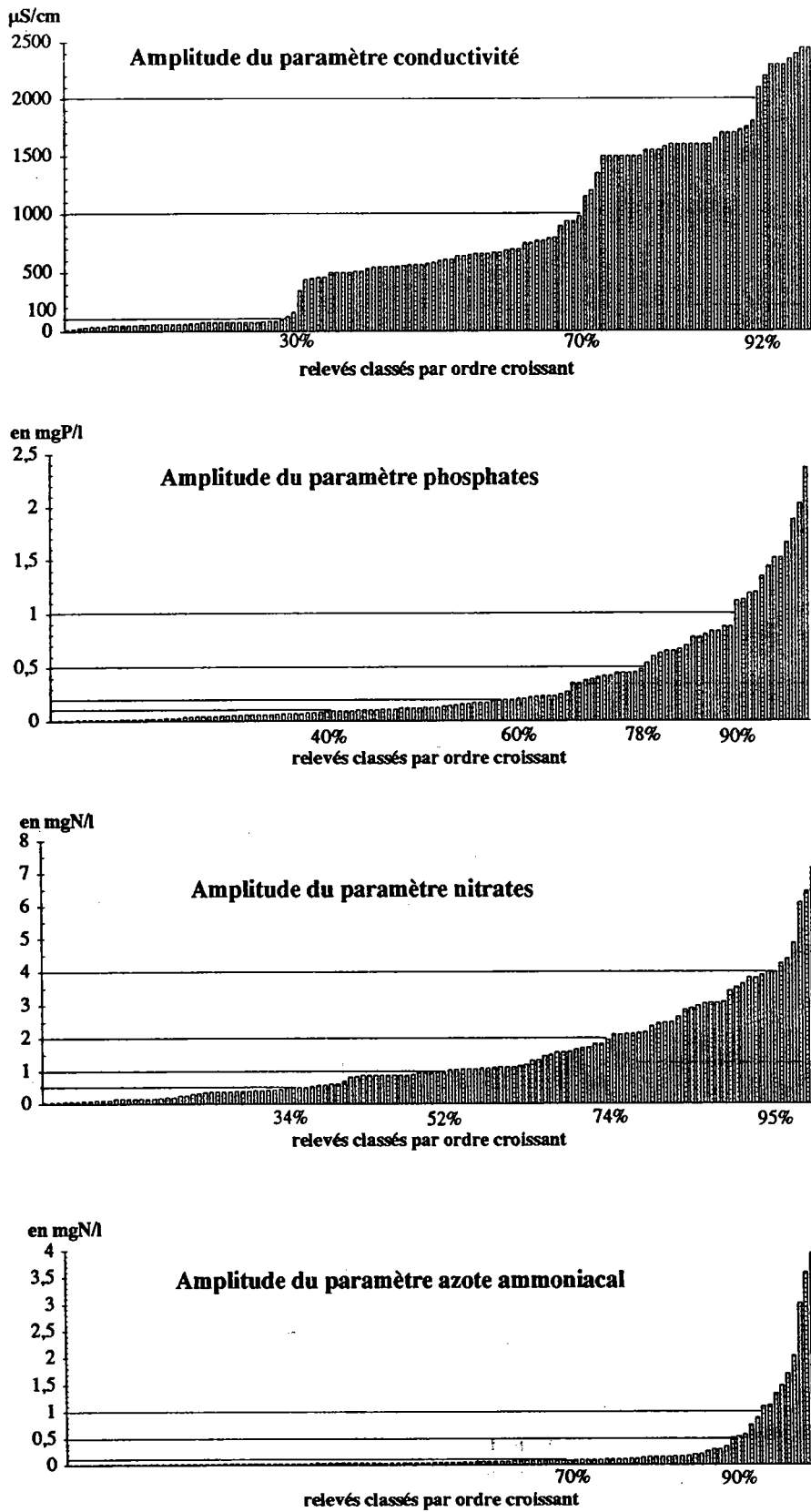
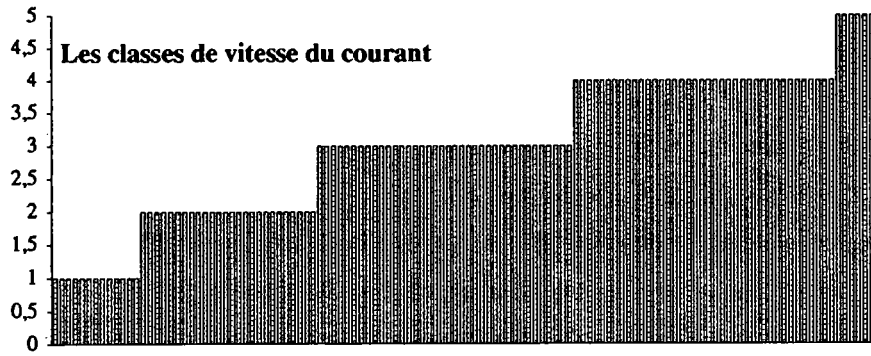
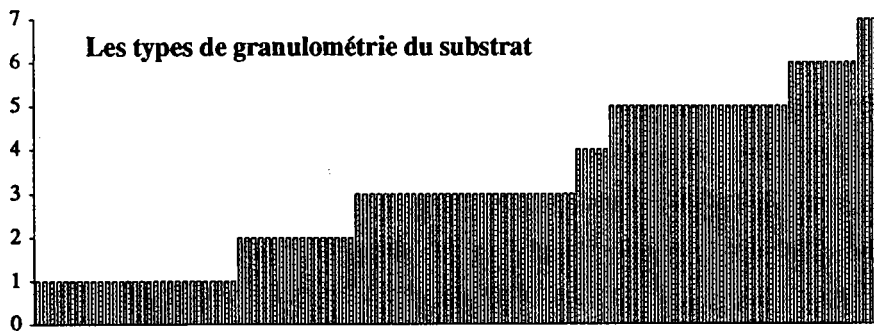


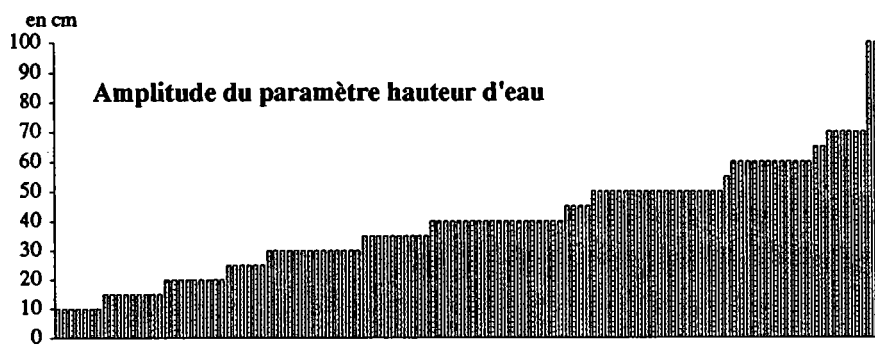
Figure IV. 1 : Gammes de variations des paramètres chimiques



relevés classés par ordre croissant



relevés classés par ordre croissant



relevés classés par ordre croissant

Figure IV. 2 : Gammes de variations des paramètres morphométriques vitesse, granulométrie et hauteur d'eau

Les quatre principaux paramètres chimiques présentent tous de larges amplitudes de répartition.

La définition et le nombre des classes résulte d'un compromis entre des effectifs équilibrés et la signification écologique des bornes de ces classes.

1.4.1. Le paramètre conductivité

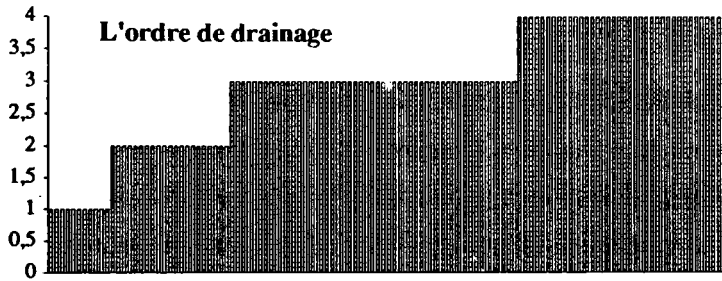
La conductivité des eaux des rivières étudiées varie entre des valeurs très faibles (de l'ordre des 20 $\mu\text{S/cm}$) et des valeurs très élevées (2500 $\mu\text{S/cm}$) (figure IV.1). 30 % de nos relevés ont une conductivité inférieure à 100 $\mu\text{S/cm}$ tandis que seulement 8 % ont une conductivité supérieure à 2000 $\mu\text{S/cm}$. La plupart des relevés, soit 70 %, a une conductivité inférieure à 1000 $\mu\text{S/cm}$.

L'existence de quatre paliers bien distincts sur l'histogramme de répartition de ce paramètre (figure IV.1) nous incite à déterminer quatre classes. D'après les règles de Sturge et Yule (*in* SCHERRER, 1984), huit classes seraient à prévoir avec un pas de 300 pour la conductivité, soit : 0-300, 300-600, 600-900, 900-1200, 1200-1500, 1500-1800, 1800-2100, et supérieure à 2100. Sachant que 30 % de l'échantillon a une conductivité supérieure à 1000 $\mu\text{S/cm}$, les 4 classes, définies au dessus de 1000, n'auront pas des effectifs suffisants pour pouvoir être exploitées.

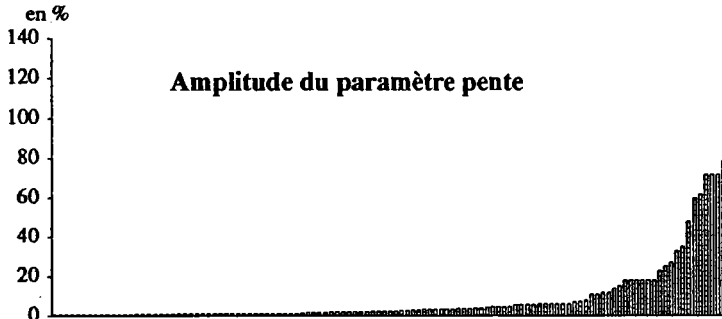
Dans le cas de notre échantillon, la première classe sera représentative des stations faiblement minéralisées (donc les stations sur grès et granites), de 0 à 300 $\mu\text{S/cm}$, elles y sont toutes incluses. Cependant, de 100 à 300 $\mu\text{S/cm}$ on ne dénombre que deux stations (sur grès, à l'aval du Rabodeau). Les effectifs ne sont donc pas très différents. La première classe sera comprise entre 0 et 100 $\mu\text{S/cm}$. Des comparaisons seront alors possibles avec des classifications déjà existantes pour des eaux de faible conductivité (NISBET & VERNEAUX, 1970 ; HASLAM, 1978 ; HAURY & MULLER, 1991 ; PAPASTERGIADOU & BABALONAS, 1993a, par exemple). Une classe supplémentaire à 50 ou 75 $\mu\text{S/cm}$ n'est pas intéressante en raison des faibles effectifs alors rencontrés.

Les quatre classes finalement choisies sont (figure IV.4 p.150):

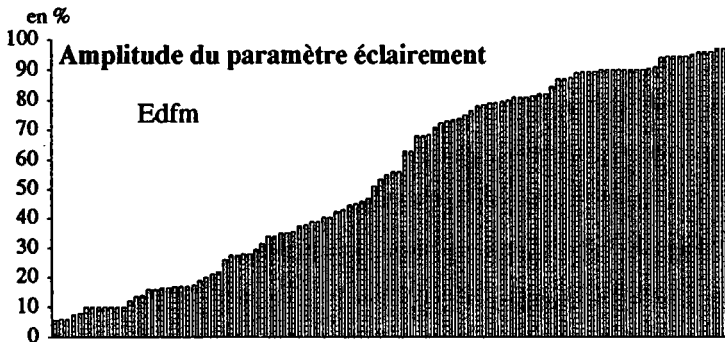
- * inférieure à 100 $\mu\text{S/cm}$: 36 stations
- * de 100 à 600 $\mu\text{S/cm}$: 26 stations
- * de 600 à 1000 $\mu\text{S/cm}$: 23 stations
- * supérieure à 1000 $\mu\text{S/cm}$: 37 stations



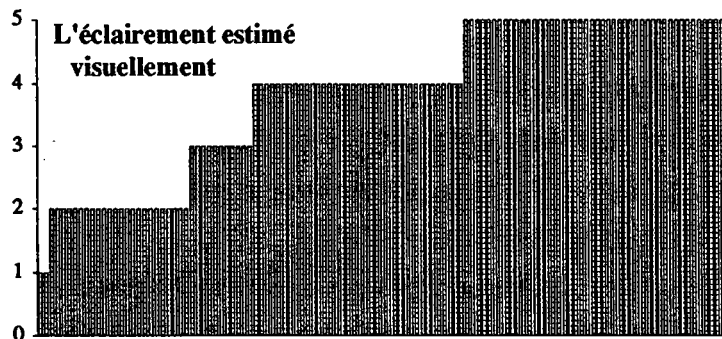
relevés classés par ordre croissant



relevés classés par ordre croissant



relevés classés par ordre croissant



relevés classés selon éclaircissement croissant

Figure IV.3 : Gammes de variations des paramètres morphométriques ordre de drainage, pente et éclaircissement

Il faut souligner les faibles échantillonnages pour certaines gammes de conductivité, notamment entre 100 et 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et également entre 1000 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ceci est illustré par les paliers très nets de l'histogramme de répartition. Cette distribution est à relier au substrat géologique des différentes stations. En effet, la géologie est le premier facteur à influencer la minéralisation de l'eau des rivières, et notre échantillon est bien marqué à ce niveau : granites et grès dans une même gamme de minéralisation faible, marnes (alternances) et calcaires dans une gamme plutôt moyenne, et marnes du Keuper très minéralisées.

Les autres paramètres chimiques étudiés ont des répartitions beaucoup plus régulières (figure IV. 1 p.145), l'échantillonnage est donc plus équilibré entre les différentes valeurs. Le nombre des classes ne sera pas non plus de 8, comme le suggèrent les règles de Sturge et Yule, mais de 5, toujours dans un souci de représentativité, à la fois des bornes et des effectifs, des classes.

1.4.2. Les phosphates (figure IV.1 p.145)

Les concentrations en phosphates (assimilables aux orthophosphates) dans l'eau des rivières étudiées peuvent être très importantes (jusqu'à 2,5 mgP/l). La majorité, soit 90 % des relevés, a une concentration en phosphates dans l'eau inférieure à 1 mgP/l. 60 % des relevés se situent en dessous d'une teneur de 0,2 mgP/l, et 40 % se situent en dessous de 0,1 mgP/l. En tenant compte de la limite de détection des phosphates de la méthode analytique utilisée, soit 0,012 mgP/l, les cinq classes choisies sont : (figure IV.4)

- * inférieure à 0,05 mgP/l : 29 stations
- * de 0,05 à 0,1 mgP/l : 20 stations
- * de 0,1 à 0,2 mgP/l : 26 stations
- * de 0,2 à 0,5 mgP/l : 21 stations
- * supérieure à 0,5 mgP/l : 26 stations, jusqu'à 2,4 mg/l

1.4.3. Les nitrates (figure IV.1 p.145)

Les concentrations en nitrates dans l'eau des rivières étudiées peuvent atteindre des valeurs de 8 mgN/l. Mais, 95 % des relevés ne dépassent pas des teneurs de 4

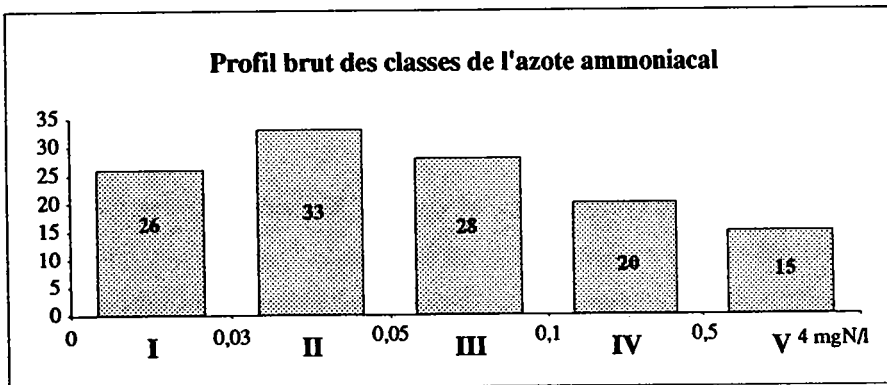
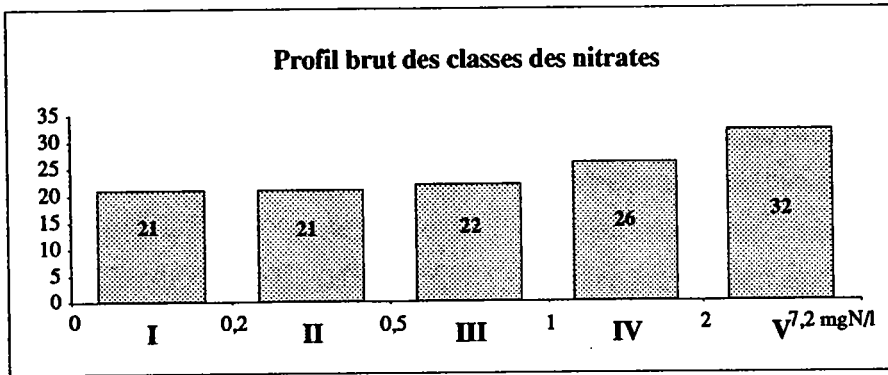
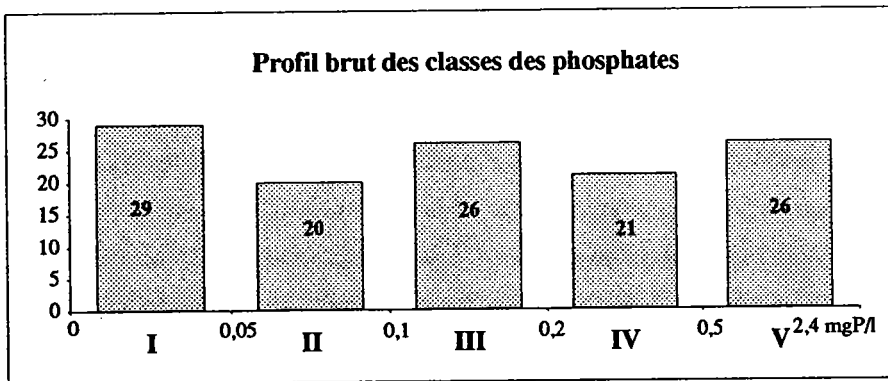
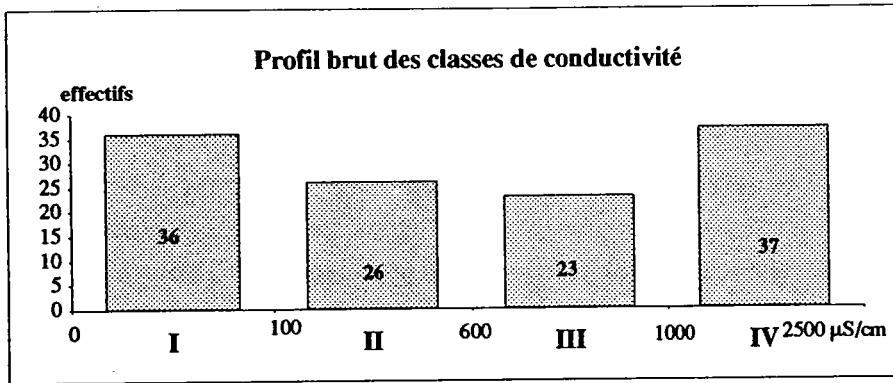


Figure IV. 4 : Profils bruts des classes des paramètres chimiques étudiés avec les profils écologiques

mgN/l. Environ la moitié des relevés a une concentration inférieure à 1 mgN/l. En tenant compte de la limite de détection des nitrates de la méthode analytique utilisée, soit 0,04 mgN/l, les cinq classes choisies sont (figure IV.4) :

- * inférieure à 0,2 mgN/l : 21 stations
- * de 0,2 à 0,5 mgN/l : 21 stations
- * de 0,5 à 1 mgN/l : 22 stations
- * de 1 à 2 mgN/l : 26 stations
- * supérieure à 2 mgN/l : 32 stations

1.4.4. L'azote ammoniacal (figure IV.1 p.145)

Les concentrations en azote ammoniacal dans l'eau des rivières étudiées sont inférieures à 0,5 mgN/l pour 90 % des relevés. Pour 70 % des relevés, cette concentration est même inférieure à 0,1 mgN/l. En tenant compte de la limite de détection de l'azote ammoniacal par la méthode analytique utilisée, soit environ 0,01 mgN/l, les cinq classes choisies sont (figure IV.4) :

- * inférieure à 0,03 mgN/l : 26 stations
(il s'agit d'azote ammoniacal présent à l'état de traces dans l'eau)
- * de 0,03 à 0,05 mgN/l : 33 stations
- * de 0,05 à 0,1 mgN/l : 28 stations
- * de 0,1 à 0,5 mgN/l : 20 stations
- * supérieure à 0,5 mgN/l : 15 stations

Nous avons opté pour un nombre de classes de quatre et cinq pour les paramètres chimiques (tableau IV.1 p.144 et figure IV.4) et parfois plus pour des paramètres de morphométrie et d'environnement, tels que la pente, la hauteur d'eau et l'éclairement (Edfm) (figures en annexe IV.1 p193).

Il n'est pas aisé de déterminer des classes pour des paramètres écologiques ayant des répartitions aussi larges. Chaque étude peut donner lieu à un découpage particulier. Nous avons donc essayé d'obtenir un découpage pertinent pour notre étude, qui nous permet, également, de pouvoir effectuer des comparaisons entre stations d'une part, et avec la bibliographie, d'autre part.

2. ECOLOGIE DES PRINCIPALES ESPECES VEGETALES RENCONTREES

Les espèces sélectionnées vont tout d'abord être regroupées selon des critères taxonomiques, des espèces appartenant au même groupe ou au même genre. Ainsi, nous étudierons :

- * les principales espèces de bryophytes
- * les espèces de callitriches
- * les espèces de renoncules

Chez les autres espèces de phanérogames, il y a rarement plus de deux espèces appartenant au même genre et susceptibles d'être étudiées car ayant un effectif suffisant. Ainsi, elles ont été regroupées arbitrairement en trois catégories :

* *Solanum dulcamara*, *Butomus umbellatus*, *Sparganium emersum*, *Nasturtium officinale* (des amphiphytes et des hélophytes)

* *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton crispus*, *Zannichellia palustris* et *Myriophyllum spicatum* (des hydrophytes)

* *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Nuphar lutea*, *Lemna gibba* et *Lemna minor* (des hydrophytes radicants et flottants)

Les répartitions des principaux genres d'algues filamenteuses seront également décrites.

2.1 Les principales espèces de bryophytes

Les principales espèces de bryophytes rencontrées sont au nombre de quatre (les effectifs sur lesquels seront effectués les profils figurent entre parenthèses) : *Scapania undulata* (19), *Fontinalis antipyretica* (37), *Amblystegium riparium* (13) et *Brachythecium rivulare* (18). Elles se caractérisent, pour l'ensemble des relevés, par un pourcentage de recouvrement assez faible sur la station, leur maximum étant de 30%, avec même un maximum de seulement 10%, pour *B. rivulare*. (se reporter aux histogrammes d'abondance sur l'intégralité des relevés en annexe IV.2 p.195-196)

L'étude de ces quatre espèces s'appuie sur leurs profils écologiques (Figures IV. 6,7,8,9 et 10 p.156 et suivantes) construits pour les paramètres suivants respectivement : conductivité, phosphates, nitrates, azote ammoniacal et pente, et également, sur les spectres écologiques de deux espèces : *F. antipyretica* et *S. undulata* (figure IV. 5 p.154).

Scapania undulata est l'espèce d'hépatique la plus fréquente sur notre échantillon, avec 16 % de présence.

Cette espèce est rencontrée sur des stations avec de fortes pentes (en moyenne 35 pour mille) et un ordre de drainage voisin de 2 (Fig. IV.5). Mais, si elle est présente en grande partie sur des stations d'amont de cours d'eau, elle se rencontre aussi sur des stations aval. Elle affectionne les éclaircissements faibles (en moyenne 27 % d'Edfm, Eclaircissement diffus exploitation manuelle) et les vitesses de courant rapide, d'ailleurs on ne la trouve jamais si le courant est faible.

Scapania undulata est présent exclusivement pour les conductivités inférieures à 100 $\mu\text{S/cm}$ (figure IV.6) avec un coefficient de corrélation de -0,27 pour ce paramètre. C'est donc une hépatique des eaux peu minéralisées.

Scapania undulata est absent des eaux contenant plus de 0,5 mgP/l de phosphates (figure IV.7). C'est la première classe, soit les eaux ayant une concentration inférieure à 0,05 mgP/l, qui présente les plus fortes fréquences et recouvrements relatifs pour cette espèce (coefficient de corrélation de -0,18).

S. undulata est absent des eaux avec des teneurs en nitrates supérieures à 2 mgN/l (figure IV.8) (coefficient de corrélation de -0,16).

Et, en ce qui concerne l'azote ammoniacal (figure IV.9), cette hépatique est plutôt abondante et présente pour des concentrations faibles dans l'eau, inférieures à 0,03 et 0,05 mgN/l (coefficient de corrélation de -0,04). On la retrouve cependant pour des concentrations dans l'eau supérieures à 0,5 mgN/l, ce qui est élevé.

Une faible trophie de l'eau caractérise la fréquence de rencontre de cette espèce (PO₄ : moyenne de 0,07 mgP/l ; NH₄ : moyenne de 0,04 mgN/l ; NO₃ : moyenne de 0,5 mgN/l).

Cette hépatique est présente surtout lorsque les concentrations des principaux cations dans l'eau sont faibles, cependant elle est rencontrée jusqu'à des teneurs de 179 mg/l de calcium et 55 mg/l de magnésium.

La mousse *Fontinalis antipyretica* est présente avec presque 30% de présence sur notre échantillon, ce qui est important.

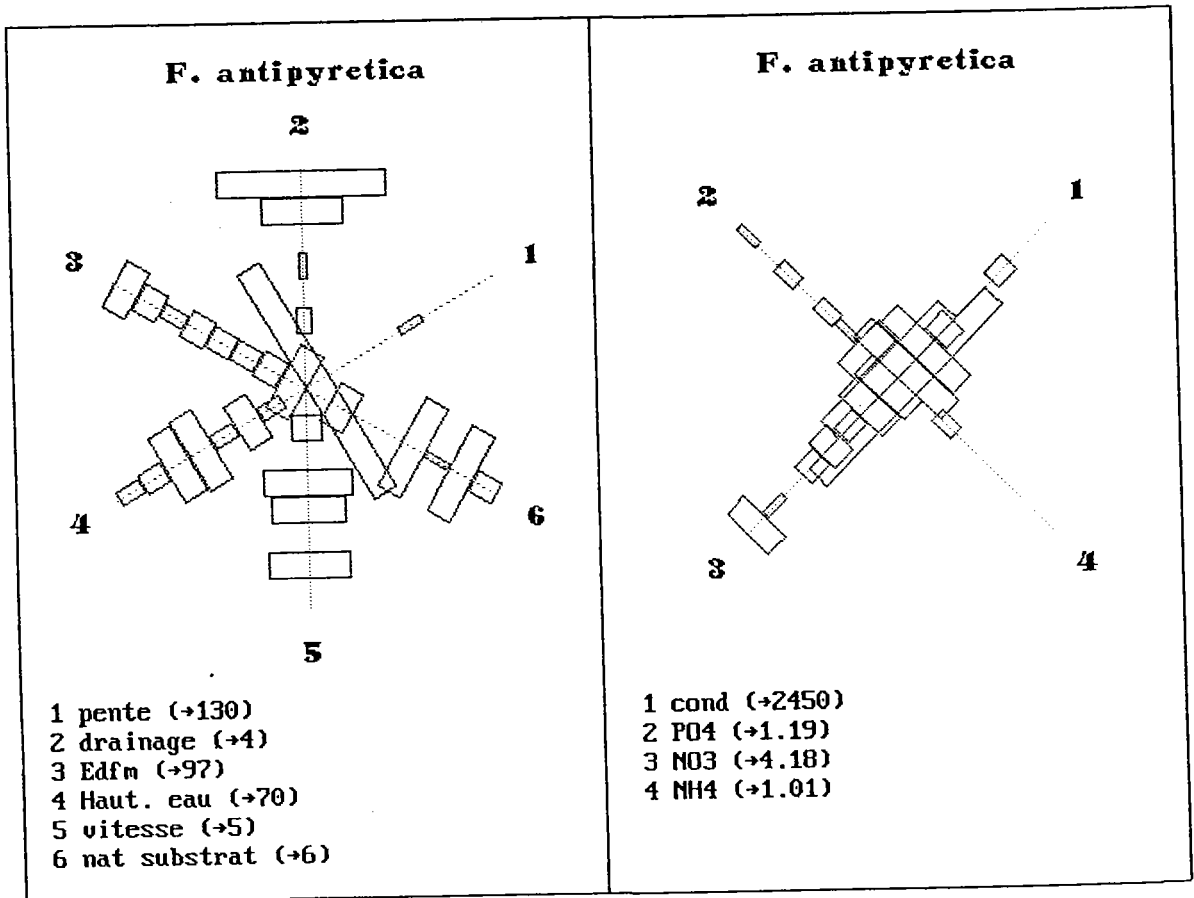
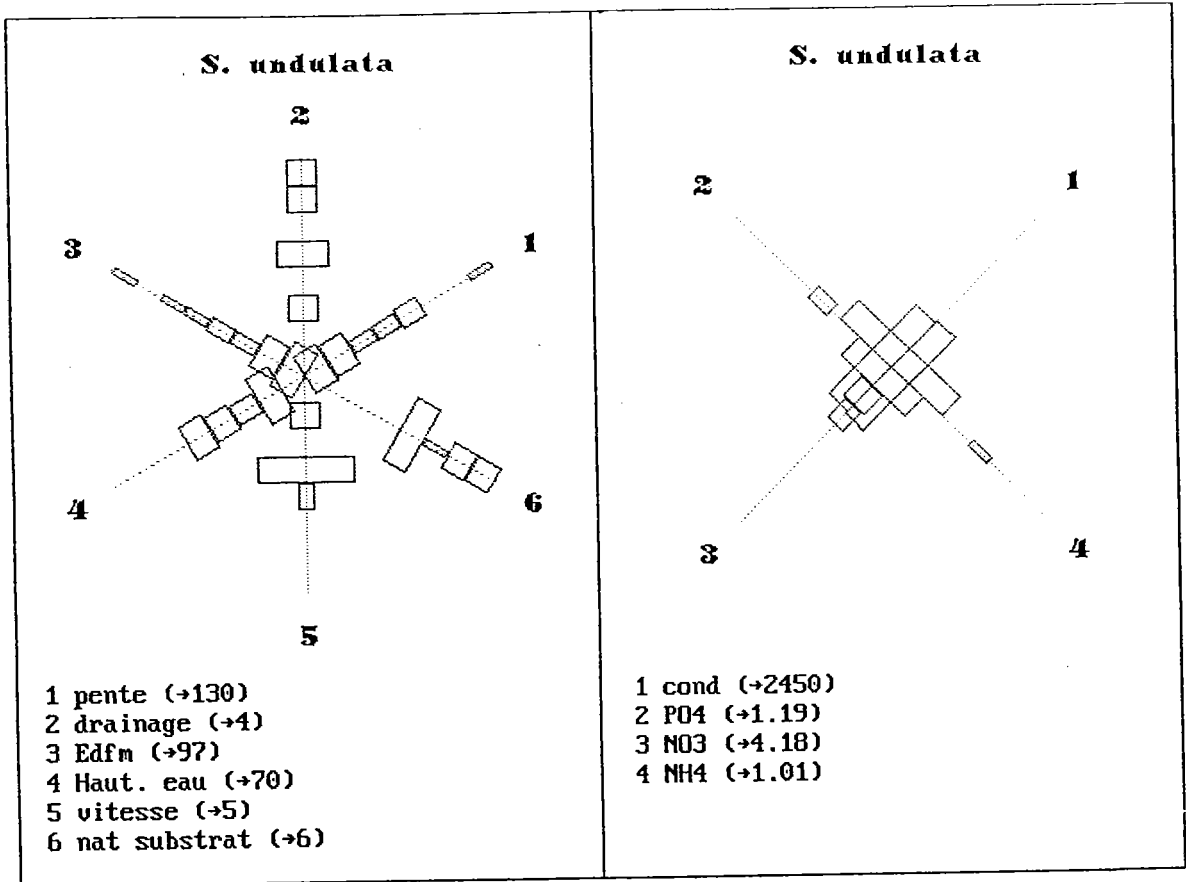


Figure IV. 5 : Comparaison des spectres écologiques des deux principales espèces de bryophytes

Elle se distingue par certaines caractéristiques morphométriques d'habitat (Fig. IV.5). Elle n'est pas liée à un éclaircissement précis et préfère les hauteurs d'eau plus importantes (une moyenne de 42,3 cm, et elle est plus fréquente jusqu'à 70 cm de hauteur d'eau).

Le caractère **ubiquiste** de *Fontinalis antipyretica* est retrouvé pour tous les paramètres chimiques étudiés. Cette espèce est, en effet, rencontrée dans toutes les classes, excepté la classe V des teneurs en azote ammoniacal (figure IV.9 p.160).

Cette mousse est particulièrement présente et abondante pour les conductivités comprises entre 100 et 600 $\mu\text{S/cm}$ (figure IV.6 p.156)

Fontinalis antipyretica peut être présent lorsque les concentrations en phosphates dans l'eau sont élevées voire même très élevées, supérieures à 0,5 mgP/l et même à 1 mgP/l. C'est la première classe (figure IV.7), soit les eaux ayant une concentration inférieure à 0,05 mgP/l, qui présente cependant les plus fortes fréquences et recouvrements relatifs. *F. antipyretica* retrouvera des fréquences relatives aussi élevées pour des concentrations en phosphates supérieures mais jamais de recouvrement relatif aussi important que dans cette première classe.

F. antipyretica paraît préférer les eaux avec des concentrations fortes en nitrates. En effet, sa fréquence relative ainsi d'ailleurs que son recouvrement augmentent avec la concentration en nitrates dans l'eau (figure IV. 8), son coefficient de corrélation est de 0,31 **L'abondance de *Fontinalis antipyretica* pourrait être un indicateur de nitrates dans l'eau, ou en tout cas de concentrations supérieures à 1 mgN/l.**

La fréquence de rencontre et l'abondance de *F. antipyretica* diminuent avec l'augmentation de la concentration en azote ammoniacal. Cette espèce est absente, sur notre échantillonnage, des eaux avec une concentration supérieure à 0,5 mgN/l.

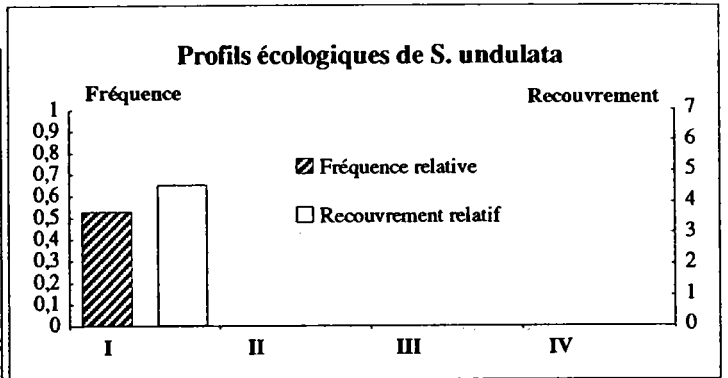
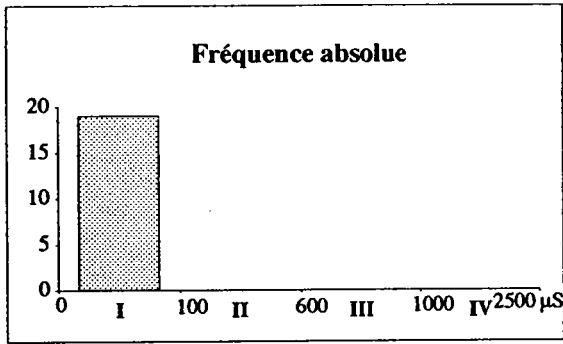
Au niveau des paramètres chimiques, *Fontinalis antipyretica* est présente dans des eaux dotées d'une **minéralisation et d'une trophie moyennes** (une conductivité moyenne de 519 $\mu\text{S/cm}$).

En ce qui concerne le magnésium, elle est absente pour des teneurs dans l'eau supérieures à 50 mg/l.

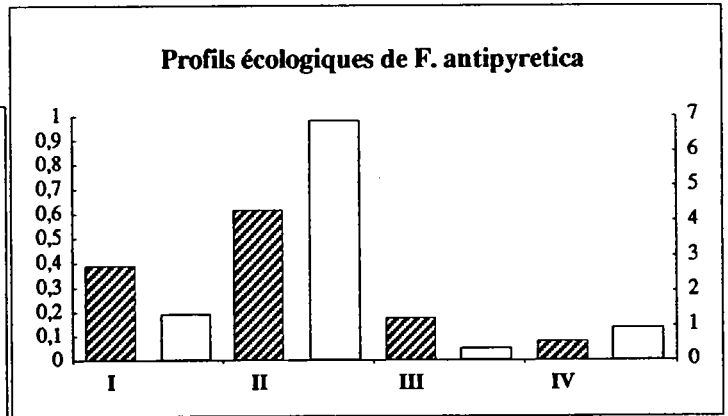
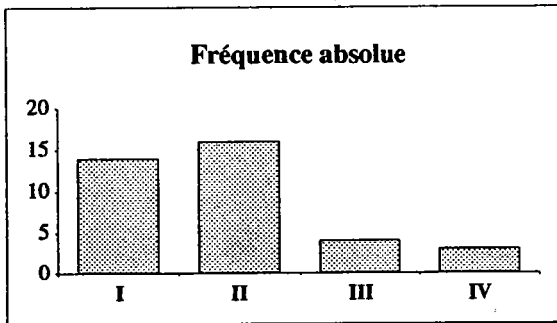
Amblystegium riparium est également présent pour toutes les conductivités. Le recouvrement relatif maximum de cette espèce est atteint, dans notre échantillon, pour une conductivité comprise entre 600 et 1000 $\mu\text{S/cm}$.

Cette espèce est absente des eaux contenant plus de 0,5 mgP/l de phosphates dans l'eau. Elle présente son optimum de fréquence et de recouvrement pour des concentrations de l'ordre de 0,05 à 0,1 mgP/l.

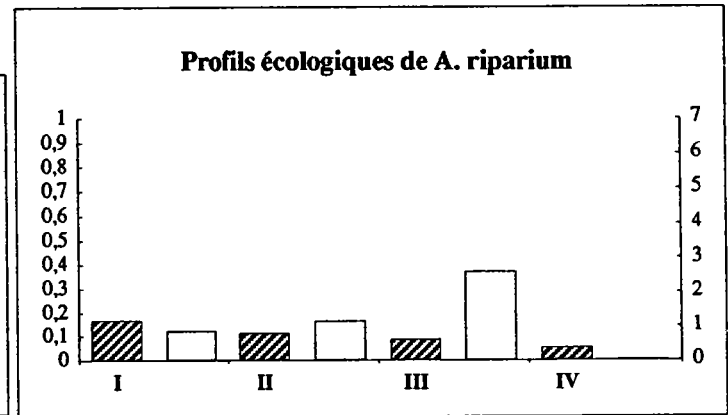
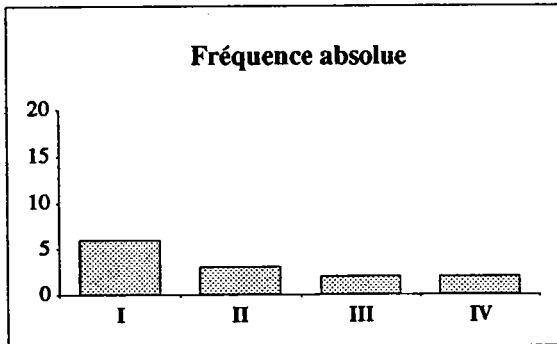
Scapania undulata



Fontinalis antipyretica



Amblystegium riparium



Brachythecium rivulare

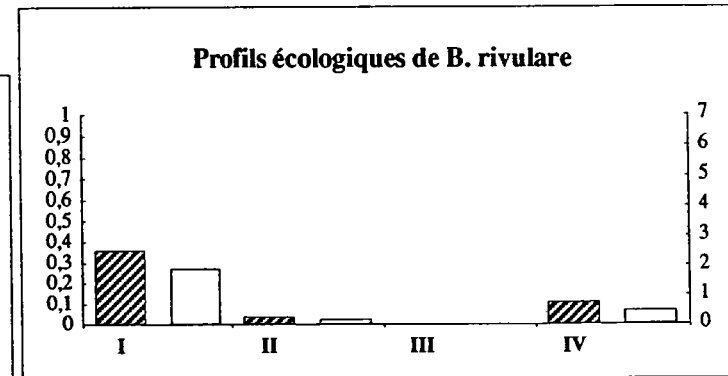
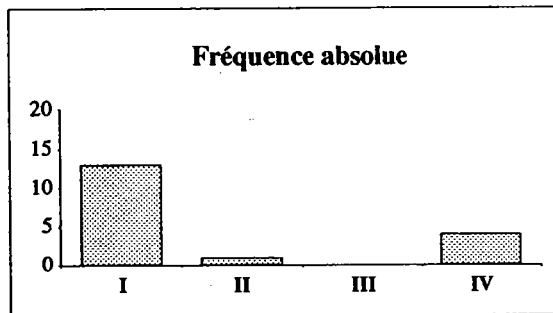
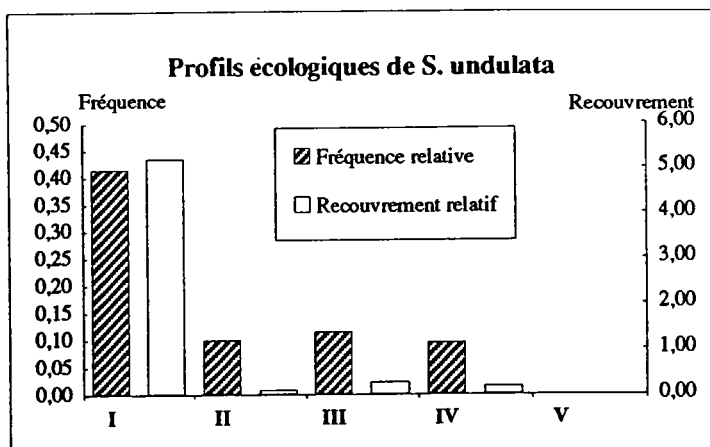
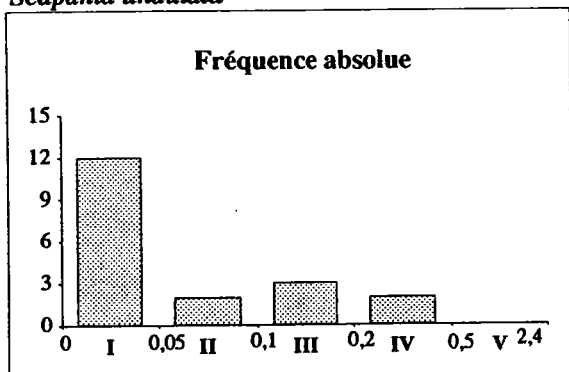
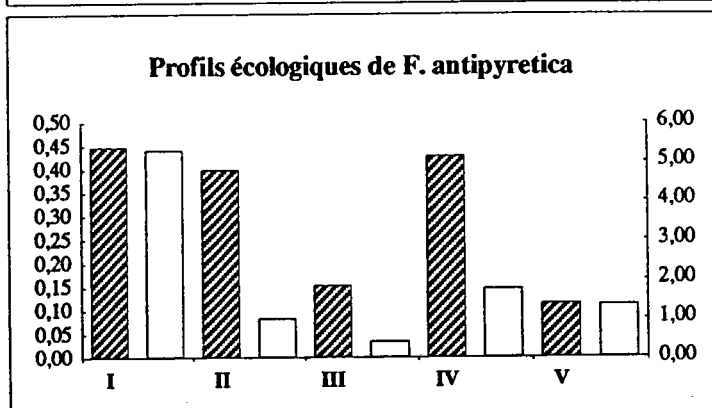
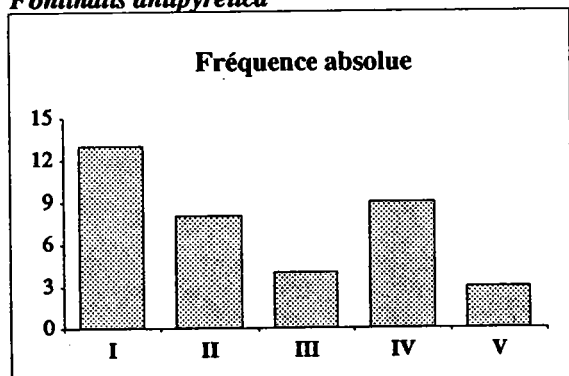


Figure IV. 6 : Profils écologiques des principales bryophytes pour la conductivité

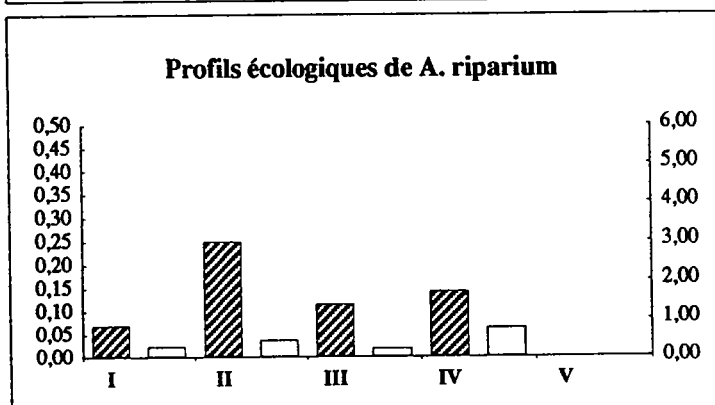
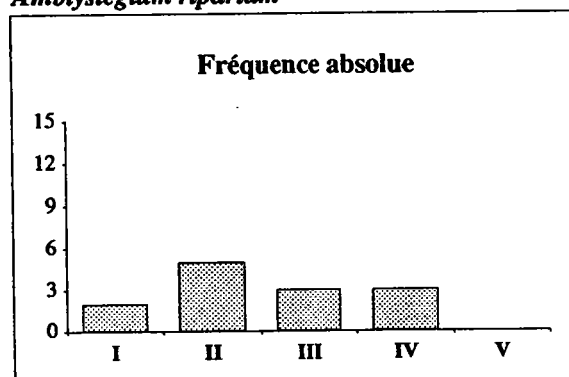
Scapania undulata



Fontinalis antipyretica



Amblystegium riparium



Brachythecium rivulare

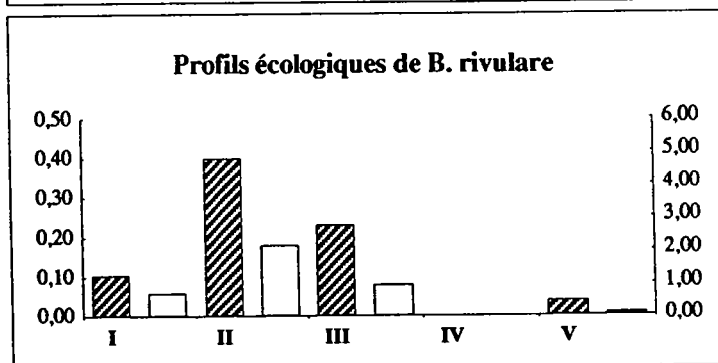
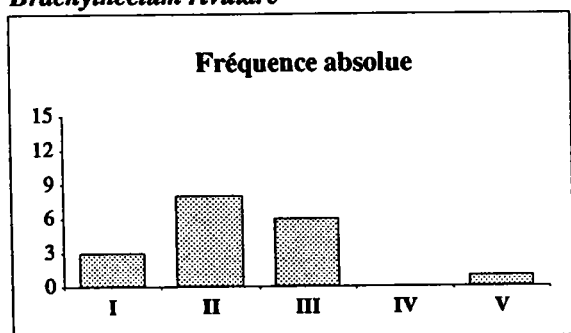
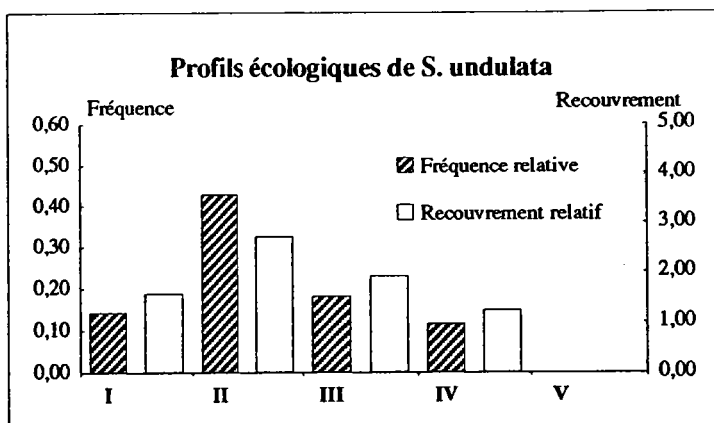
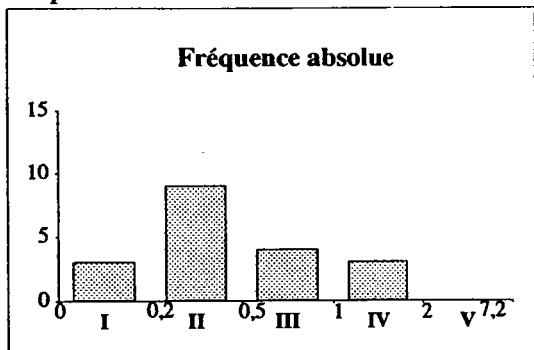
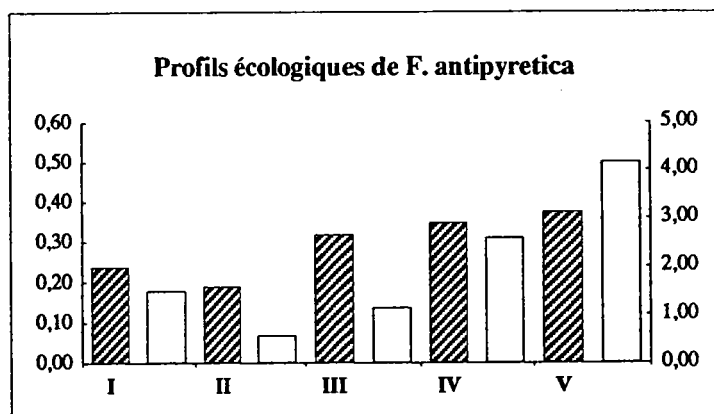
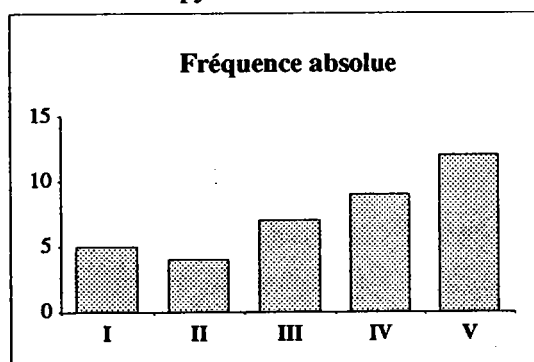


Figure IV.7 : Profils écologiques des principales bryophytes pour les phosphates (mgP/l)

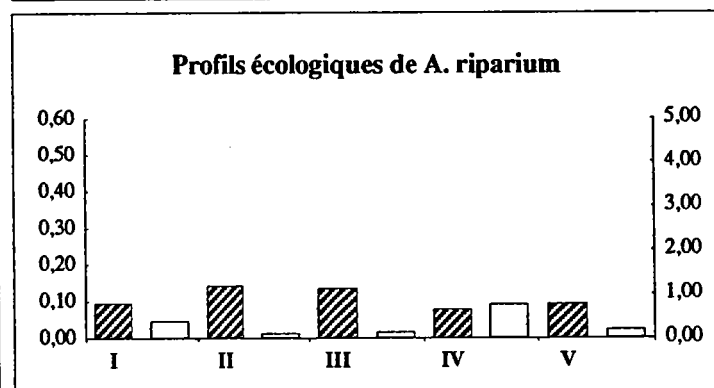
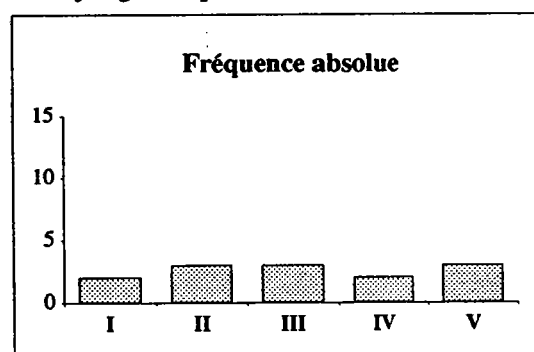
Scapania undulata



Fontinalis antipyretica



Amblystegium riparium



Brachythecium rivulare

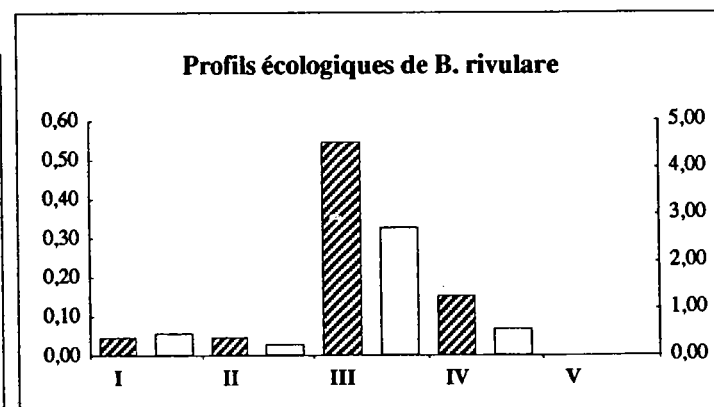
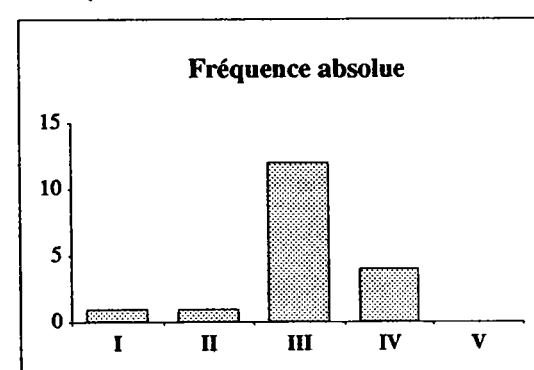


Figure IV.8 : Profils écologiques des principales bryophytes pour les nitrates (mgN/l)

A. riparium est présent pour toutes les concentrations en nitrates et en azote ammoniacal, et en particulier les plus élevées.

Brachythecium rivulare n'a pas été rencontré dans des eaux dont la conductivité est comprise entre 600 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mais, par contre, il est présent pour des conductivités supérieures à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette espèce pourrait être qualifiée, au vu de sa répartition, de mousse des conductivités extrêmes. Mais, en raison de sa faible occurrence, seulement trois relevés dans la dernière classe, cette constatation sera à vérifier par un échantillonnage approprié.

Brachythecium rivulare peut être présent lorsque les concentrations en phosphates dans l'eau sont élevées voire même très élevées, supérieures à 0,5 mgP/l et même à 1 mgP/l. Cette mousse présente son optimum de fréquence et de recouvrement pour des concentrations en phosphates dans l'eau de l'ordre de 0,05 à 0,1 mgP/l (figure IV.7). C'est l'espèce de bryophytes la plus abondante, sur notre échantillon, pour une concentration en phosphates dans l'eau comprise entre 0,1 et 0,2 mgP/l, et on la retrouve ensuite pour des concentrations supérieures à 0,5 mgP/l, ce qui est très élevé.

B. rivulare est absent des eaux avec des teneurs en nitrates supérieures à 2 mgN/l, et est tout particulièrement présent et abondant pour des concentrations dans l'eau comprises entre 0,5 et 1 mgN/l.

Cette espèce est absente, sur notre échantillonnage, des eaux avec une concentration supérieure à 0,5 mgN/l d'azote ammoniacal.

Ces espèces de bryophytes et la pente

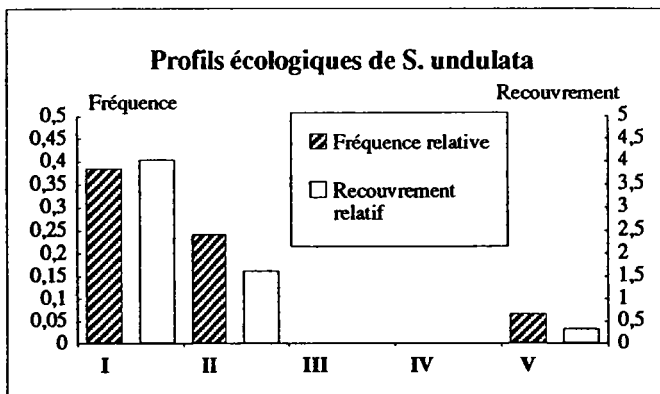
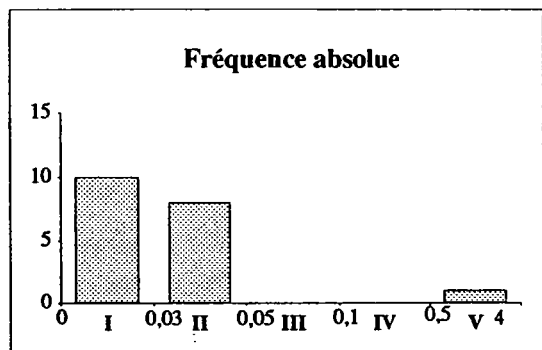
(figure IV.10 p.162)

Scapania undulata est une espèce des pentes fortes, elle est présente avec une fréquence relative de 85 % et avec une abondance notable, pour des pentes supérieures à 20 Σ .

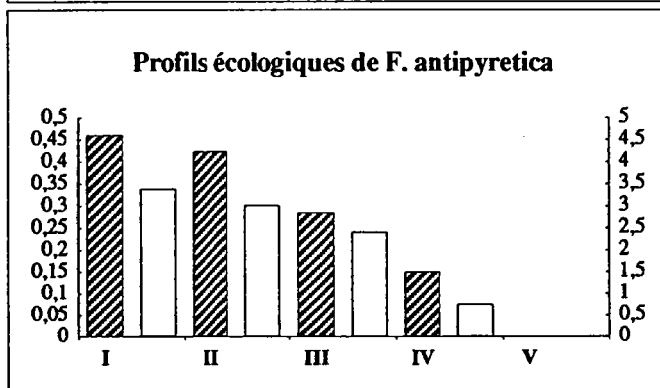
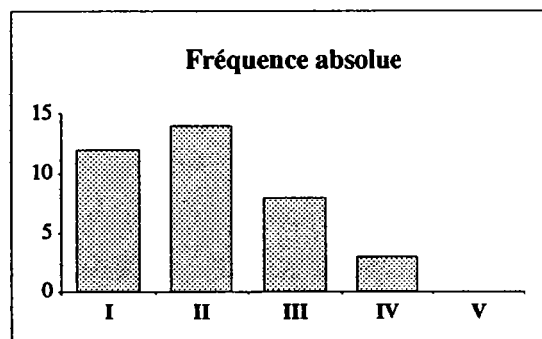
Amblystegium riparium est également présent dans cette catégorie des fortes pentes.

Fontinalis antipyretica se retrouve dans toutes les classes de pente, cependant il est plus abondant lorsque la pente est faible, inférieure à 2 Σ .

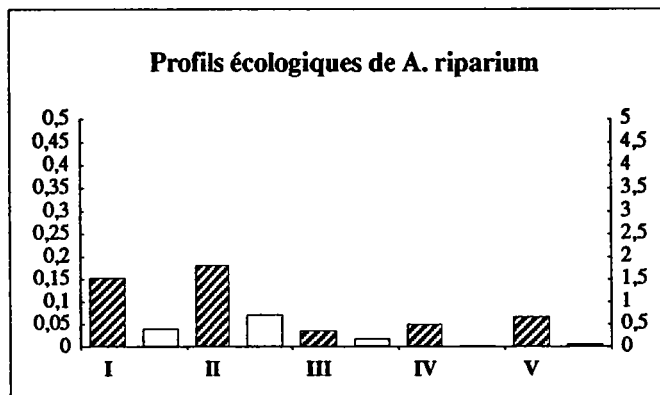
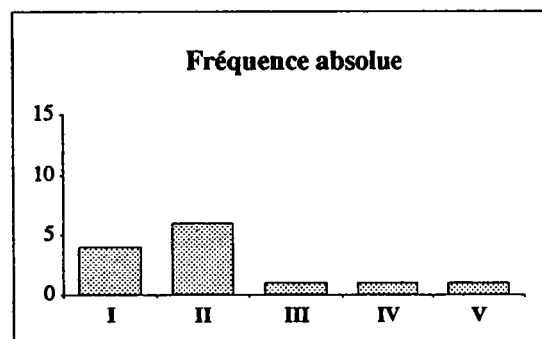
Scapania undulata



Fontinalis antipyretica



Amblystegium riparium



Brachythecium rivulare

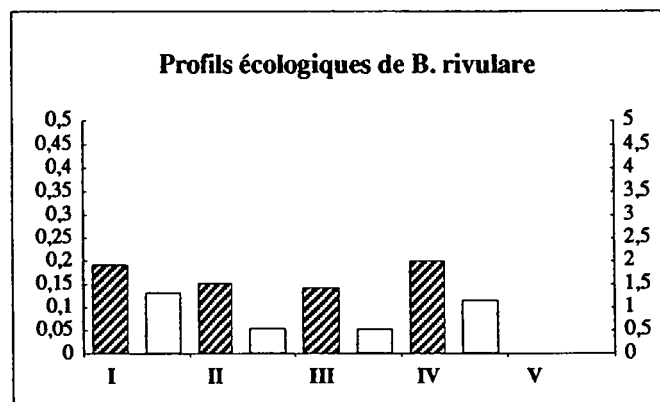
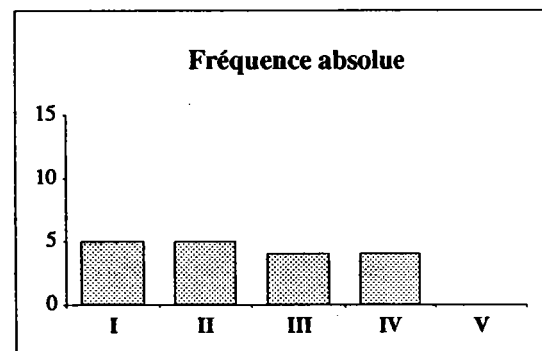


Figure IV.9 : Profils écologiques des principales bryophytes pour l'azote ammoniacal (mgN/l)

Ces espèces de bryophytes et l'éclairement, éclairement diffus exploitation manuelle (Edfm), méthode photographique (annexe IV.2 p.197)

Scapania undulata est présent et ce, en quantité plus importante, lorsque l'éclairement est très faible : inférieur à 20 %.

Brachythecium rivulare préfère également un éclairement moyen à très faible.

Fontinalis antipyretica et *Amblystegium rivulare* paraissent quasiment indifférents à l'éclairement.

Ces espèces de bryophytes et la hauteur d'eau (annexe IV.2 p.198)

S. undulata préfère les hauteurs d'eau faibles, inférieures à 20 cm. Il est intéressant de noter que seul *Fontinalis antipyretica* est rencontré pour des hauteurs d'eau supérieures à 60 cm.

A. riparium et *B. rivulare* sont rencontrés pour toutes les hauteurs d'eau inférieures à 60 cm et sont tout de même plus abondants si cette hauteur d'eau est inférieure à 20 cm.

Ces espèces de bryophytes et la vitesse du courant (annexe IV.2 p.199)

Aucune bryophyte n'est présente pour des vitesses très faibles. *Amblystegium riparium* n'a pas été rencontré pour des vitesses de courant très rapides.

La classe des vitesses de courant rapides, classe II, présente les fréquences et les recouvrements relatifs les plus importants.

Bilan sur l'écologie de ces espèces de bryophytes

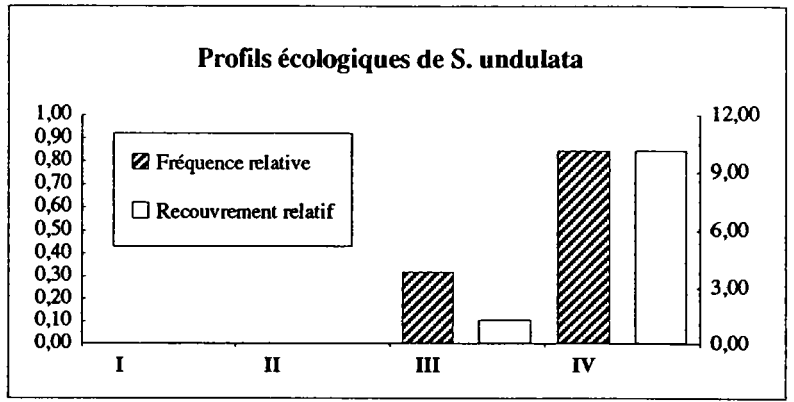
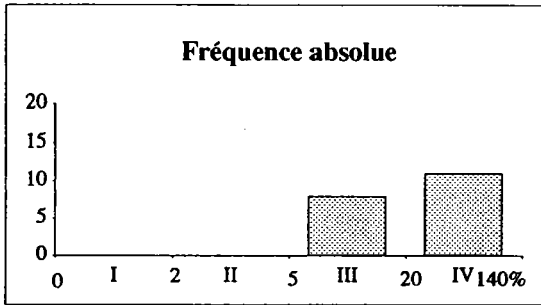
Le bilan "bryophytes et chimie de l'eau" est bien clair en ce qui concerne la minéralisation de l'eau:

- . minéralisation faible : *Scapania undulata*
- . tous les types de minéralisation : les mousses aquatiques étudiées ici

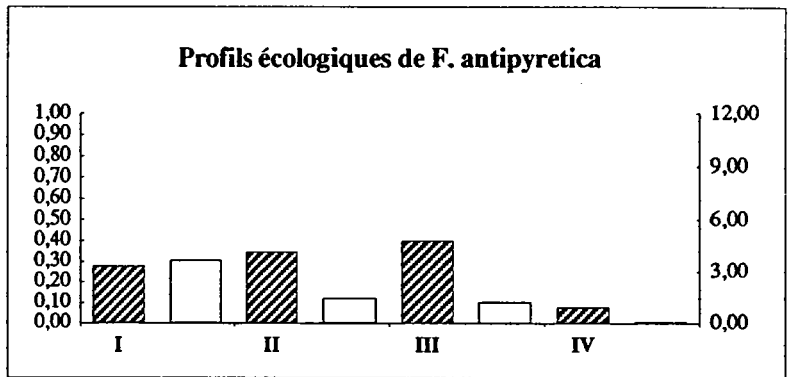
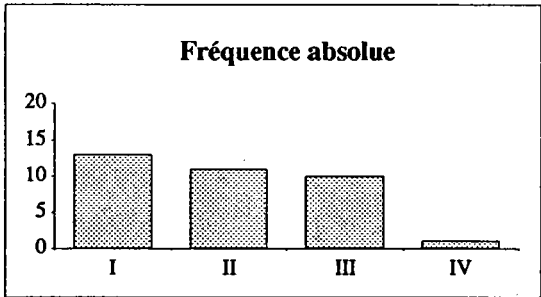
La distribution par rapport aux phosphates diffère selon l'espèce. **Mais, ces quatre bryophytes ne sont pas uniquement inféodées aux faibles concentrations en phosphates dans l'eau, notamment *B. rivulare*.**

La distribution quant aux deux formes azotées diffère également selon l'espèce et *A. riparium* est présent pour des teneurs élevées en azote ammoniacal.

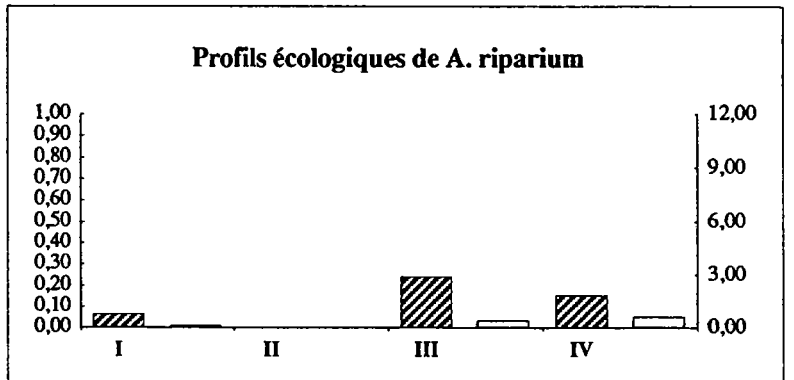
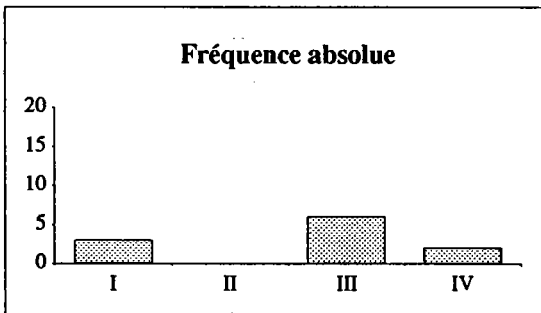
Scapania undulata



Fontinalis antipyretica



Amblystegium riparium



Brachythecium rivulare

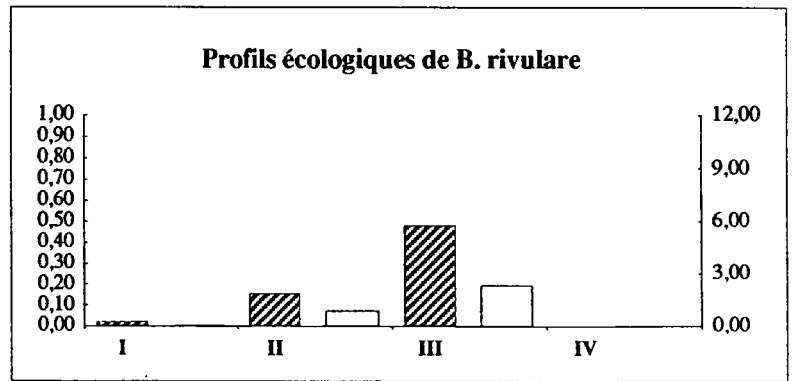
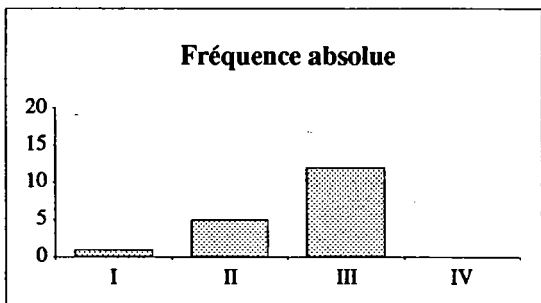


Figure IV.10 : Profils écologiques des principales bryophytes pour la pente

D'après ces profils, *S. undulata* et *A. riparium* ont des répartitions assez proches pour les paramètres de trophie de l'eau, alors que, dans la littérature (HARDING, 1981), *A. riparium* est indicateur de pollution organique.

Le bilan "bryophytes et morphométrie" de la station :

La distribution selon la pente est bien marquée. *Scapania undulata* est une espèce d'amont tandis que *Fontinalis antipyretica* est retrouvé à la fois à l'amont et à l'aval des cours d'eau.

Scapania undulata et *Brachythecium rivulare* préfèrent des éclaircissements très faibles à moyens ; selon HAURY (1985), *Scapania undulata* est nettement sciaphile.

Une hauteur d'eau faible, inférieure à 20 cm, est préférée par ces bryophytes, bien que la plupart se rencontre jusqu'à 60 cm, voire même au delà pour *Fontinalis antipyretica*.

Aucune bryophyte n'est présente dans les stations où la vitesse du courant est très faible, elles préfèrent plutôt les stations avec une vitesse de courant rapide.

On a donc un bilan morphométrique bien typé en ce qui concerne la pente et la hauteur d'eau, ainsi que l'éclaircissement pour *Scapania undulata*.

Globalement, les données existantes en bibliographie sont confirmées, excepté pour *Amblystegium riparium*.

2.2. Les espèces de callitriches rencontrées

Les deux callitriches les plus caractéristiques, *Callitriche hamulata* et *C. stagnalis* ont des répartitions assez semblables qui sont illustrées par leurs spectres écologiques (figure IV.11 p.164).

Les répartitions des quatre espèces *Callitriche hamulata* (effectif de 20), *C. obtusangula* (4), *C. platycarpa* (28) et *C. stagnalis* (11) sont comparées à l'aide des profils écologiques (figures IV.12, 13, 14 et 15 p.166-170).

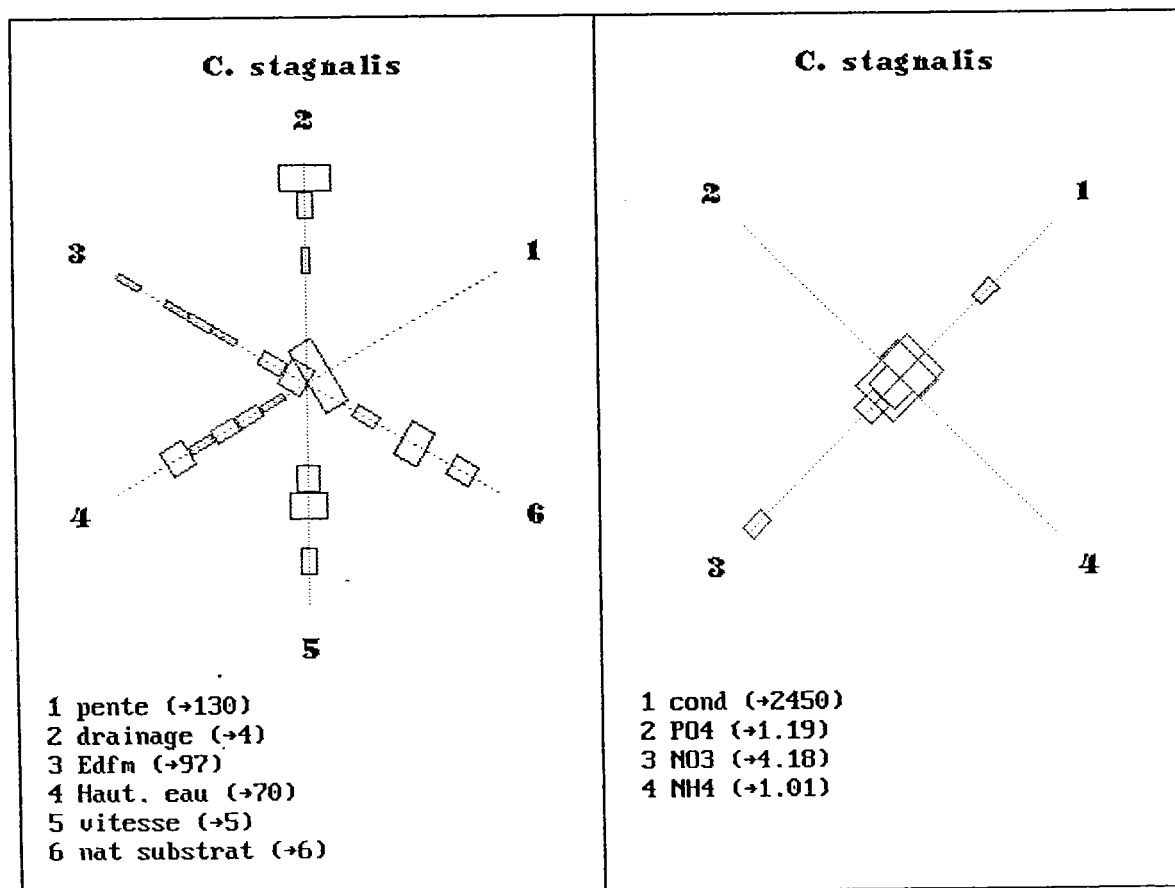
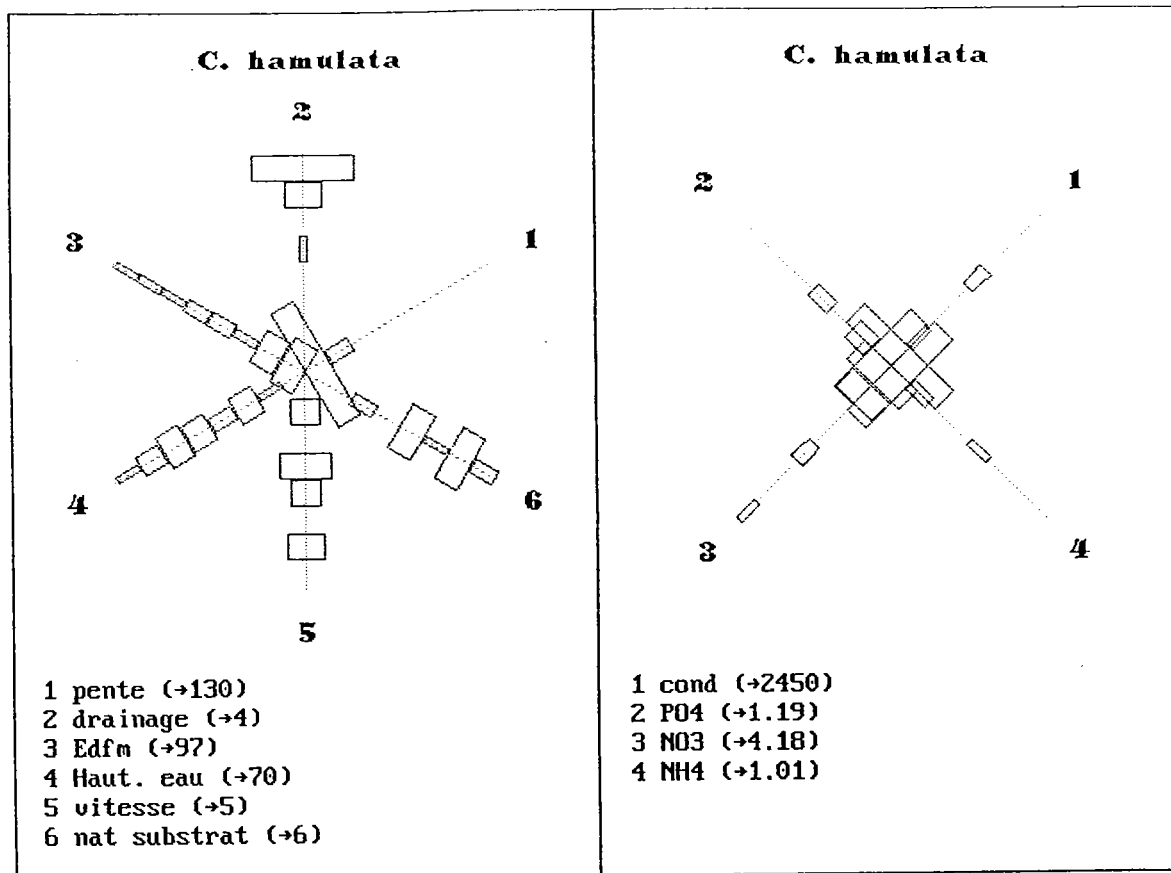


Figure IV. 11 : Comparaison des spectres écologiques des deux espèces de callitriches

Callitriche hamulata n'est jamais présent à plus de 15 % de recouvrement sur une station, tout comme *C. stagnalis*. *C. obtusangula* n'excède pas les 30 % et *C. platycarpa* peut atteindre les 40 % de recouvrement (histogrammes d'abondance en annexe IV.2 p.200).

Les quatre espèces de callitriches étudiées n'ont pas été rencontrées, sur notre échantillon, lorsque les concentrations en **phosphates** dans l'eau étaient supérieures à 1 mgP/l, soit sur 10% de notre échantillon.

Callitriche hamulata est plus fréquent et abondant pour les conductivités faibles (inférieures à 100 μ S/cm). Cette espèce peut cependant être rencontrée pour des conductivités élevées, supérieures à 1000 μ S/cm.

C. hamulata est absent pour des concentrations en phosphates supérieures à 0,5 mgP/l.

C. hamulata est présent pour quasiment toutes les concentrations en nitrates dans l'eau. Les classes "de prédilection" de cette espèce pourraient être la II et la III : de 0,2 à 1 mgN/l de nitrates.

Cette espèce est présente pour toutes les concentrations en azote ammoniacal dans l'eau.

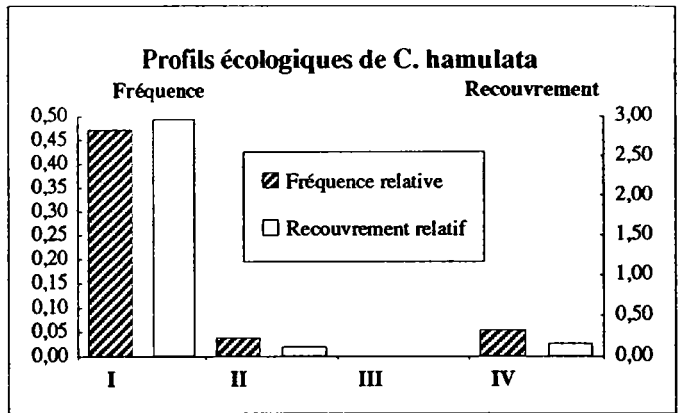
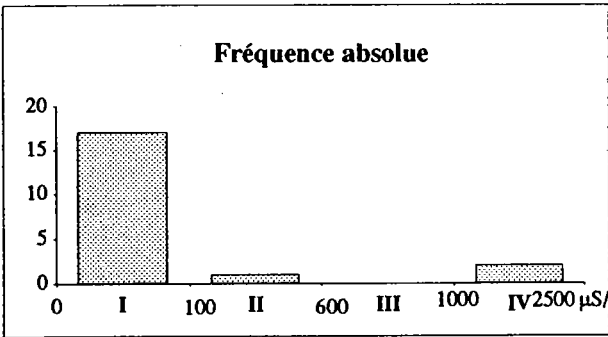
En conclusion, *C. hamulata* apparaît comme une espèce liée à **une faible minéralisation** (cette espèce présente des coefficients de corrélation de -0,35 pour le TAC et -0,29 pour le calcium) **mais elle est tout de même liée à une trophie notable de l'eau, surtout au niveau des différentes formes d'azote.**

Cette espèce a d'ailleurs été rencontrée dans des eaux subissant une certaine pollution organique dans les Ardennes par DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN en 1977. Ceci a été observé très nettement par HAURY (commun. pers.) à l'aval des piscicultures.

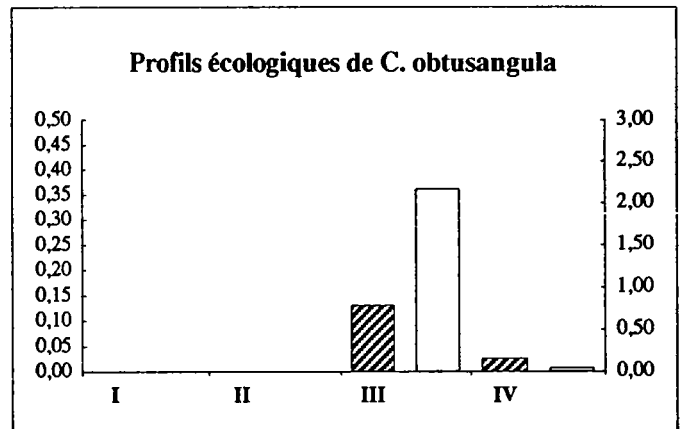
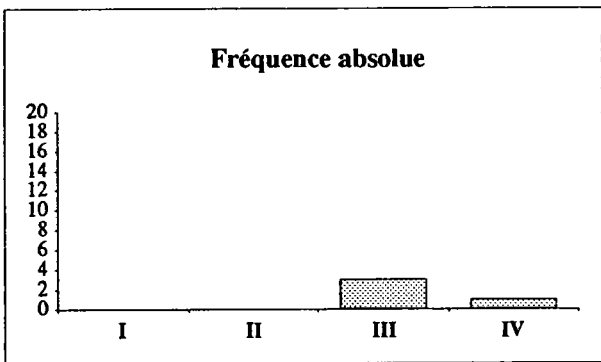
Ce callitriche a dans nos régions une écologie assez diversifiée. Il se rencontre le plus généralement dans les eaux courantes non calcaires, mais il peut se retrouver dans des eaux calcaires par suite d'un entraînement des diaspores le long de la rivière (DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN, 1977). SCHUTZ (1992) a rencontré cette espèce dans les cours d'eau calcaires qu'il a étudiés. De plus, il la classe parmi un groupe d'espèces inféodées aux eaux moyennement eutrophes.

SCHOTSMAN (1972), en Sologne, associe cette espèce à *Ranunculus fluitans* sur des substrats sableux et argileux, mais la détermination de cette espèce pourrait être douteuse (HAURY, commun. pers.).

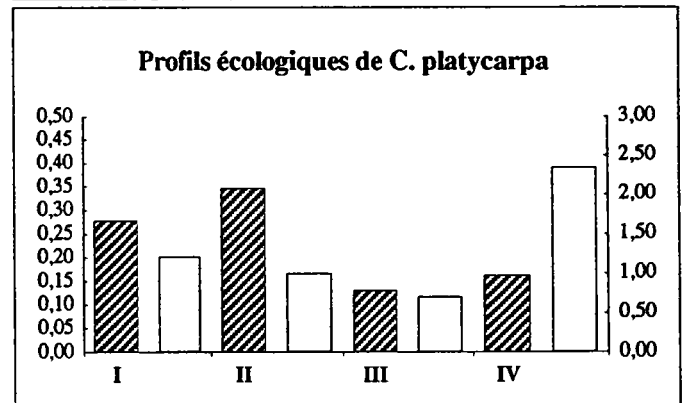
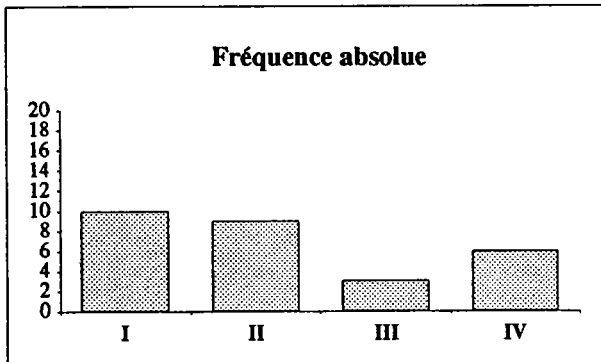
Callitriche hamulata



Callitriche obtusangula



Callitriche platycarpa



Callitriche stagnalis

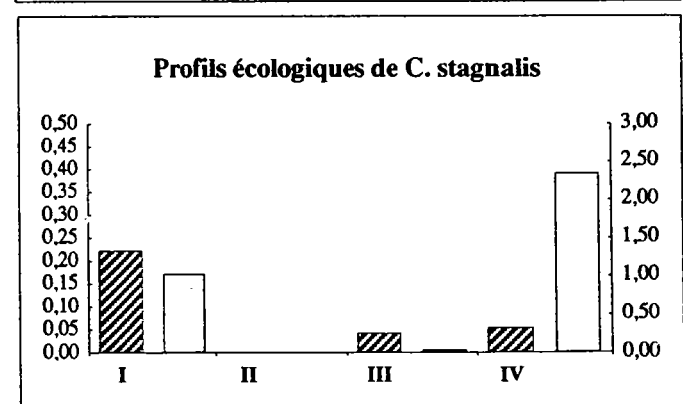
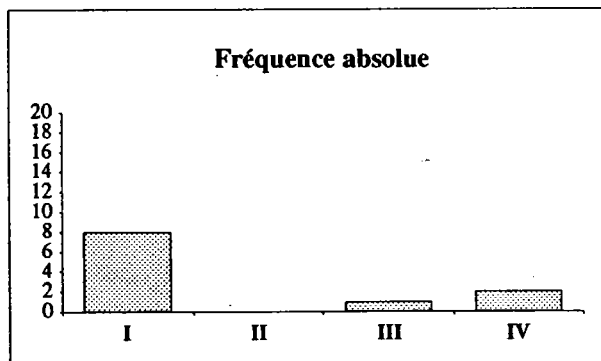


Figure IV. 12 : Profils écologiques des callitriches pour la conductivité

Callitriche obtusangula n'est présent, sur notre échantillon, que sur quatre stations correspondant à une conductivité de l'eau supérieure à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figure IV.12).

De même, cette espèce n'est pas rencontrée pour des concentrations en phosphates dans l'eau inférieures à 0,1 mgP/l.

C. obtusangula n'est rencontré qu'à partir d'une concentration en nitrates dans l'eau de 1 mgN/l, toutefois dans de faibles quantités.

Il est absent, sur notre échantillon, pour des concentrations en azote ammoniacal dans l'eau supérieures à 0,5 mgN/l.

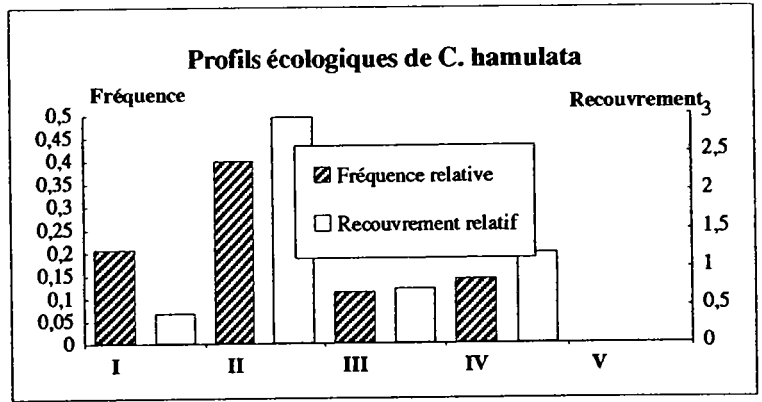
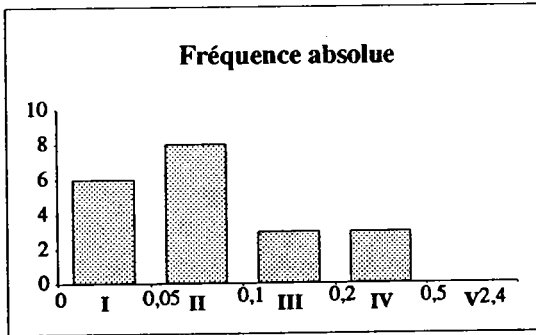
En conclusion, *C. obtusangula* apparaît comme une espèce liée à **une forte minéralisation et une forte trophie de l'eau.**

D'après la bibliographie, cette espèce est liée aux eaux stagnantes ou faiblement courantes de type eutrophe ou riches en hydrogénocarbonate de calcium (MERIAUX & VERDEVOYE, 1983). Elle est considérée comme une indicatrice d'eutrophisation et est rencontrée, par exemple, à l'aval de piscicultures sur le Scorff, en Bretagne (HAURY, 1985). C'est l'espèce-type de la communauté C, méso-eutrophe, de la séquence d'eutrophisation de CARBIENER *et al.* (1990), sur les cours d'eau du Ried alsacien. Elle est caractéristique de conditions eutrophes (TREMOLIERES *et al.*, 1994). Elle a également été observée dans les eaux faiblement minéralisées de cours d'eau des Vosges du Nord (MULLER, 1990b) et son apparition serait synonyme de "charges ammoniacales et phosphatées anormales." Elle résiste bien aux pollutions organiques et minérales et se développe dans les eaux chargées en ces substances (MERIAUX & WATTEZ, 1980 ; MERIAUX & VERDEVOYE, 1983). Cependant, selon DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN (1977), *C. obtusangula* semble cependant souffrir de la pollution. Dans les cours d'eau pollués par des déversements d'eau riche en matières organiques, il ne fleurit pas et manifeste une vitalité amoindrie.

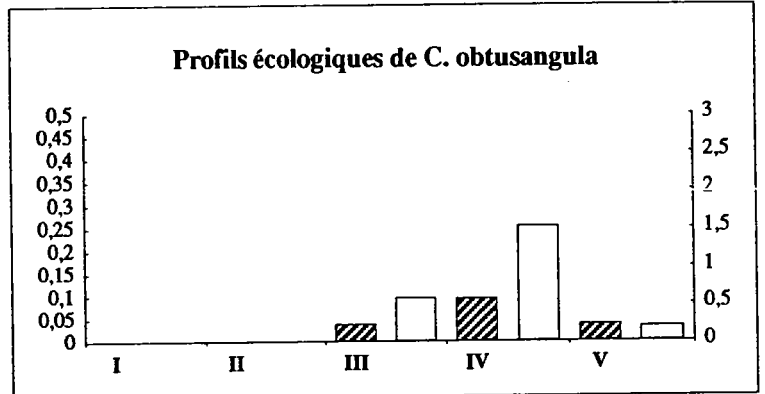
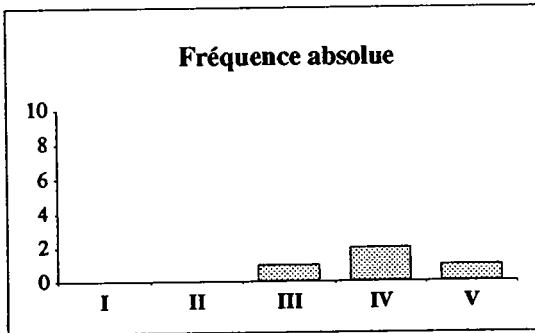
C'est le callitriche qui supporte la hauteur d'eau la plus importante, jusqu'à des profondeurs de 2m dans certaines noues de la Meuse (DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN, 1977). Il peut également s'installer dans les zones de courant de la rivière mais l'espèce reste stérile si ce dernier devient trop vif (SCHOTSMAN, 1972).

Callitriche platycarpa est l'espèce la plus ubiquiste des callitriches étudiés ici. Elle est présente pour toutes les conductivités. Et on la rencontre pour des conductivités élevées, supérieures à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec un recouvrement relatif important.

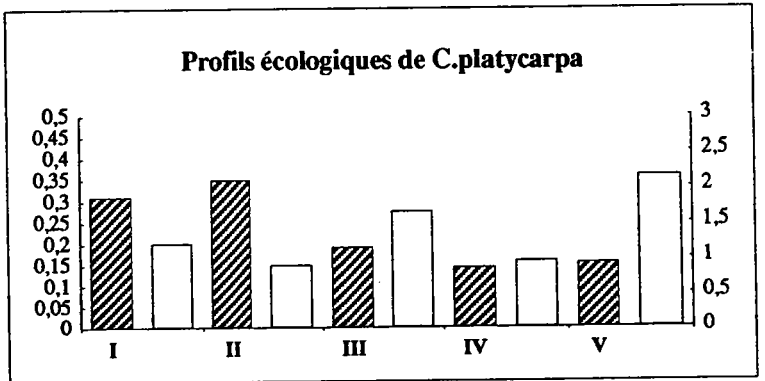
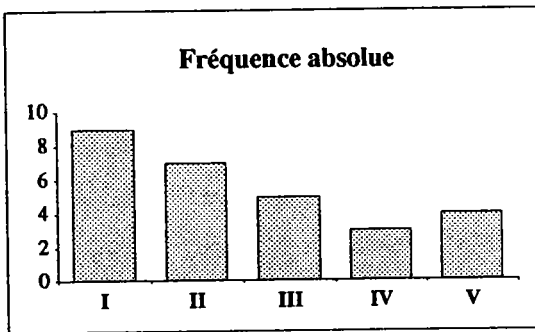
Callitriche hamulata



Callitriche obtusangula



Callitriche platycarpa



Callitriche stagnalis

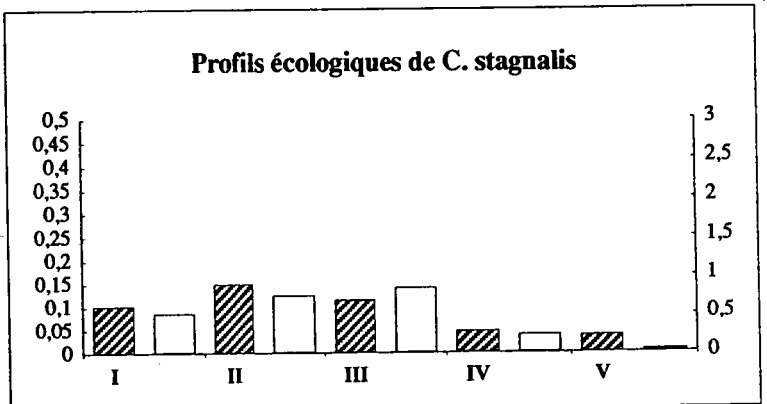
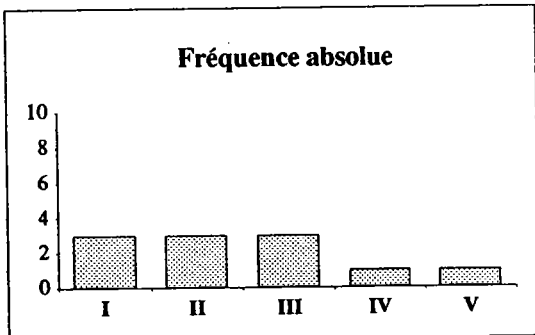
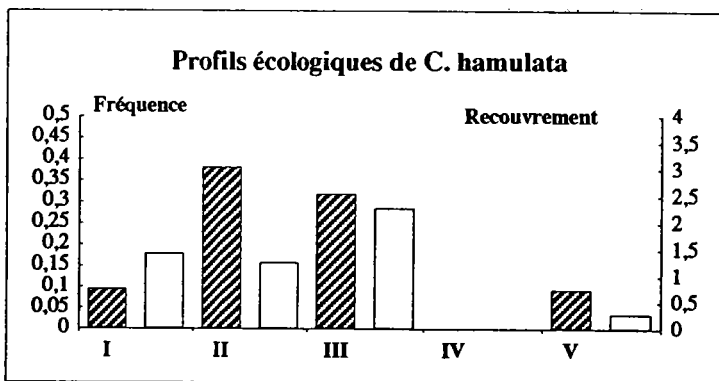
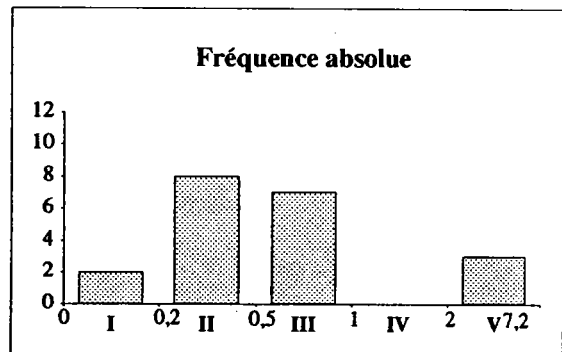
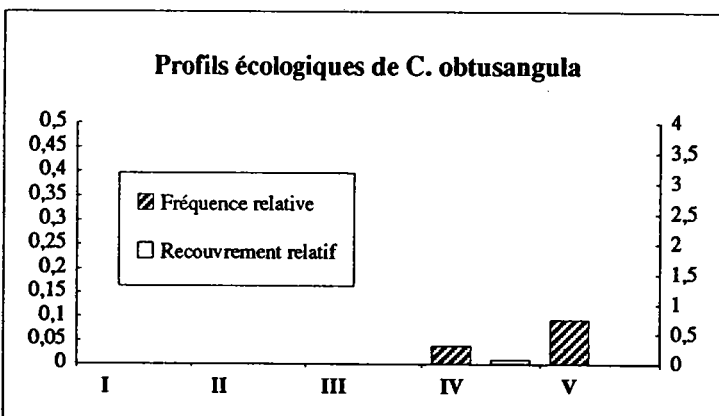
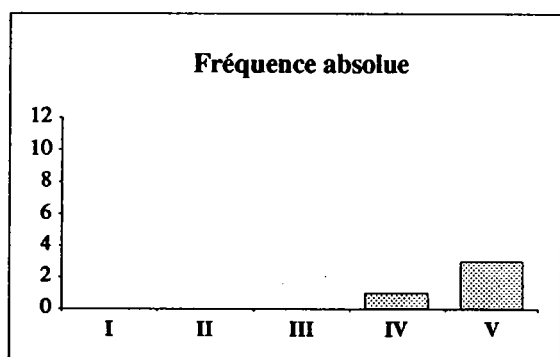


Figure IV. 13 : Profils écologiques des callitriches pour les phosphates (mgP/l)

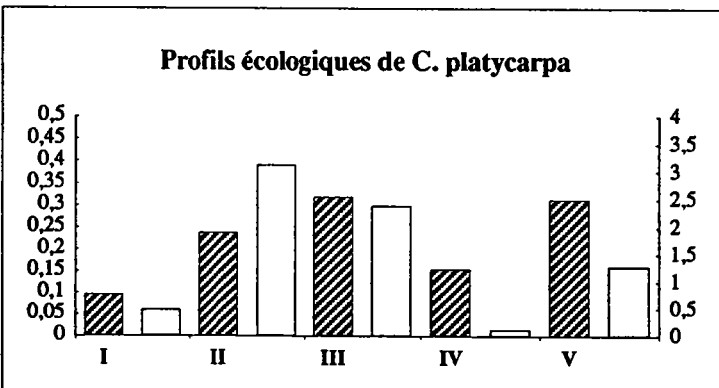
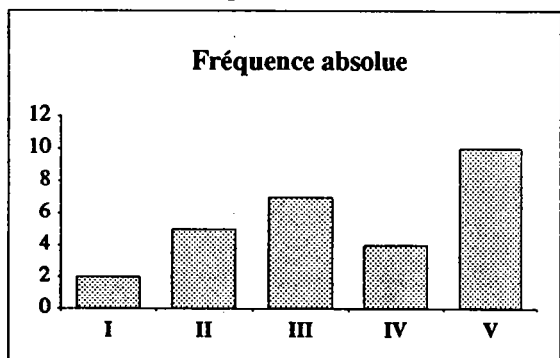
Callitriche hamulata



Callitriche obtusangula



Callitriche platycarpa



Callitriche stagnalis

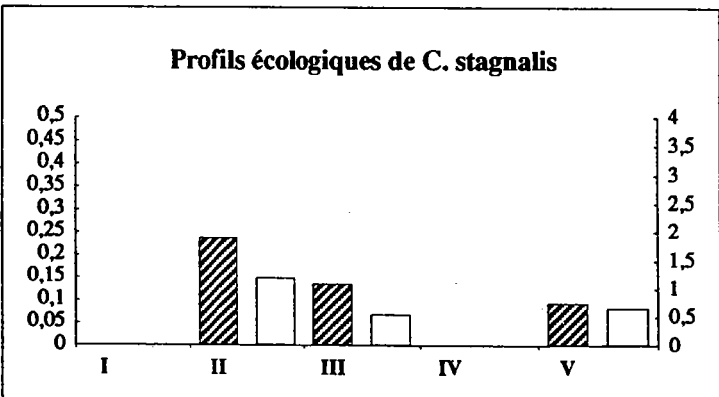
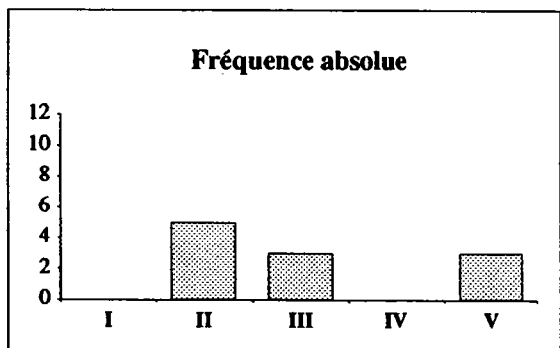
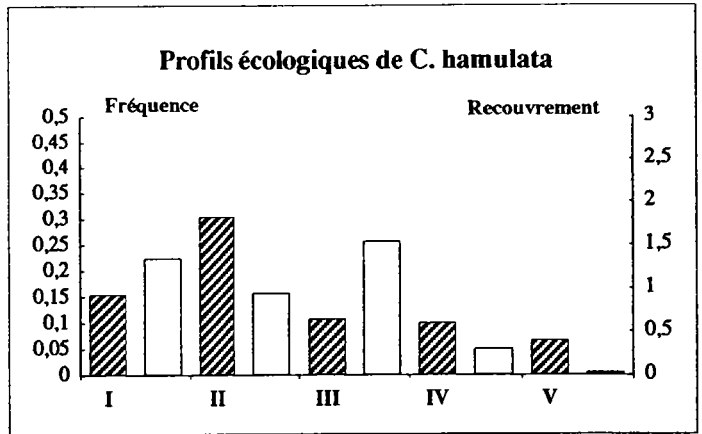
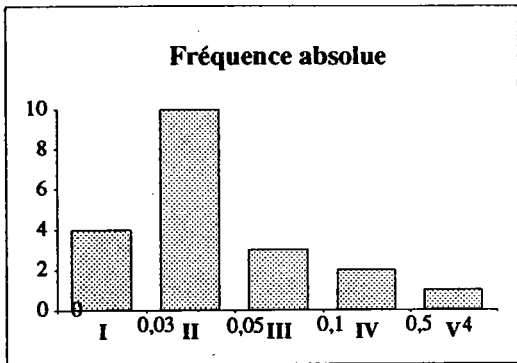
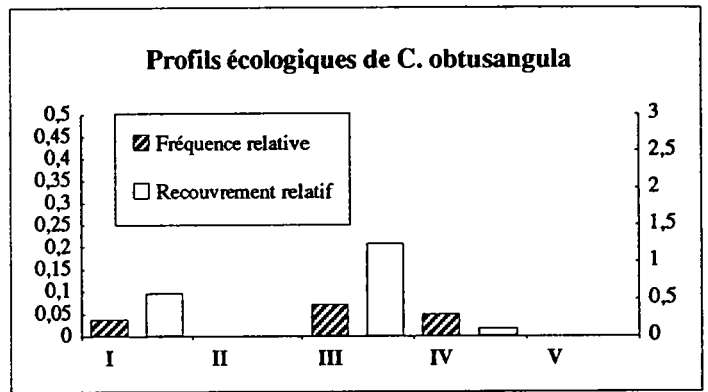
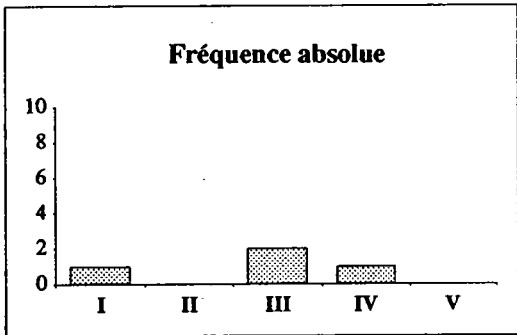


Figure IV. 14 : Profils écologiques des callitriches pour les nitrates (mgN/l)

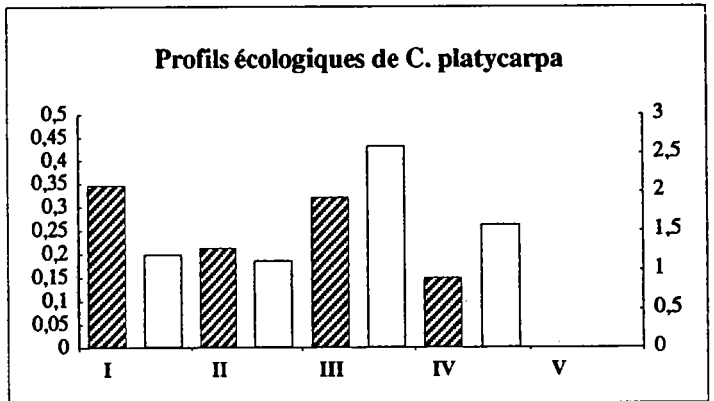
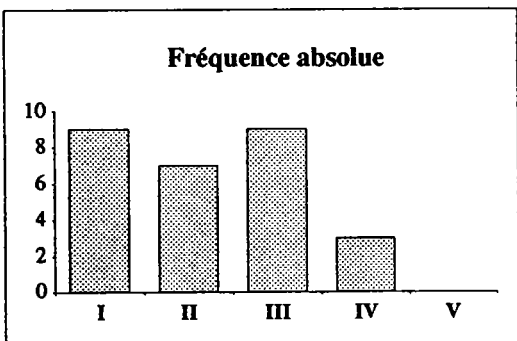
Callitriche hamulata



Callitriche obtusangula



Callitriche platycarpa



Callitriche stagnalis

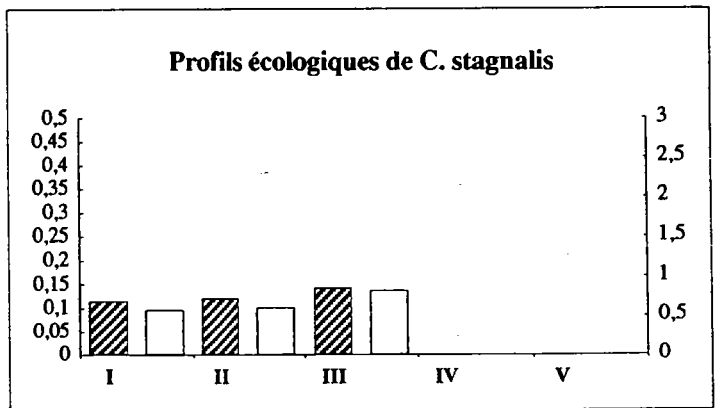
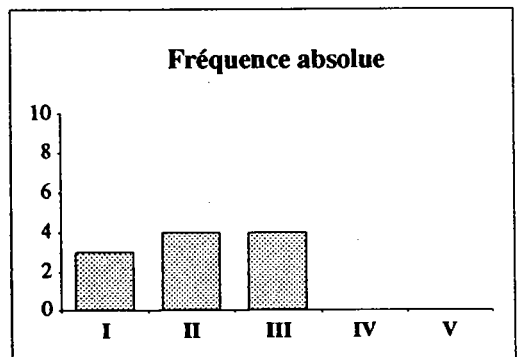


Figure IV. 15 : Profils écologiques des callitriche pour l'azote ammoniacal (mgN/l)

C. platycarpa se répartit dans toutes les classes de concentrations en phosphates sans présenter d'optimum de présence ou d'abondance.

C. platycarpa est également présent pour quasiment toutes les concentrations en nitrates dans l'eau. Ses classes "de prédilection" pourraient être la II et la III : de 0,2 à 1 mgN/l de nitrates.

Cette espèce est absente des concentrations en azote ammoniacal supérieures à 0,5 mgN/l.

En conclusion, *C. platycarpa* apparaît comme une **espèce ubiquiste et supportant une conductivité élevée**.

Il peut même supporter une pollution organique assez importante ; il se maintient par exemple dans des ruisseaux traversant des villages, où viennent se déverser des eaux d'égouts (DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN, 1977). MERIAUX & WATTEZ (1980) le signalent également dans ces mêmes conditions, en association avec *Callitriche obtusangula* dans un faciès calme.

C'est le callitriche supportant le mieux les eaux rapides, acides (en compagnie de *C. hamulata*), faiblement minéralisées, issues de substrats siliceux, (en compagnie de *C. stagnalis*) et dans des eaux riches en hydrogénocarbonate de calcium (en compagnie de *C. obtusangula*) (DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN, 1977). Cependant, tout comme *C. obtusangula* l'espèce devient stérile lorsque le courant est trop important (SCHOTSMAN, 1972).

Callitriche stagnalis est rencontré pour des conductivités élevées, mais, est également présent lorsque la conductivité est inférieure à 100 µS/cm.

C. stagnalis se répartit dans toutes les classes de concentrations en phosphates sans présenter d'optimum de présence ou d'abondance.

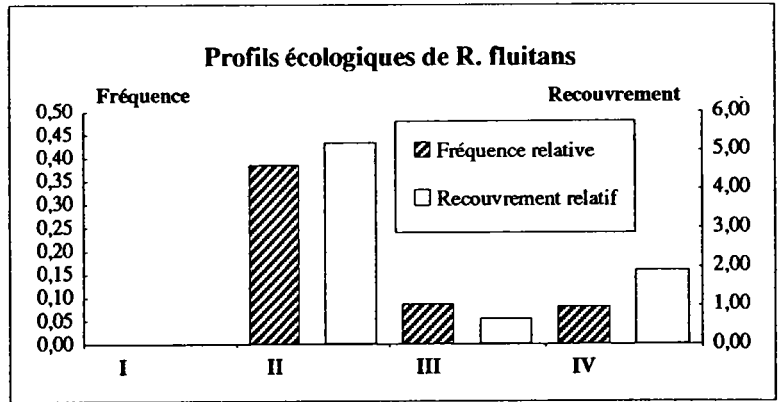
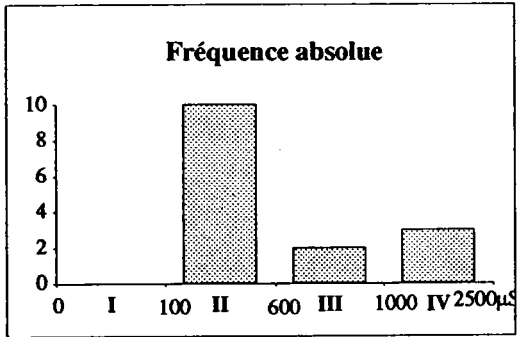
C. stagnalis est absent des eaux où la concentration en nitrates est inférieure à 0,2 mgN/l.

Il est également absent des eaux où la concentration en azote ammoniacal est supérieure à 0,1 mgN/l.

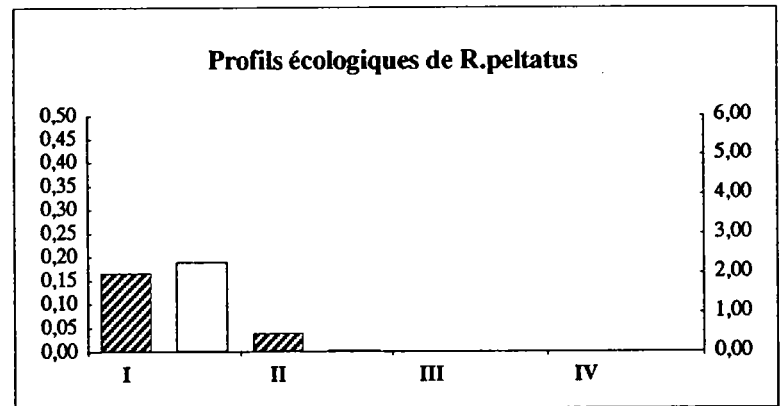
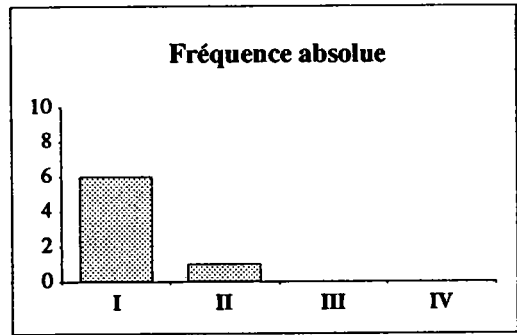
En conclusion, *C. stagnalis* apparaît comme une **espèce assez ubiquiste également**.

Il peut être considéré comme "acidotolérant" et "calcifuge" (SCHOTSMAN, 1972). Il préfère les courants faibles, mais peut supporter un courant temporairement assez rapide.

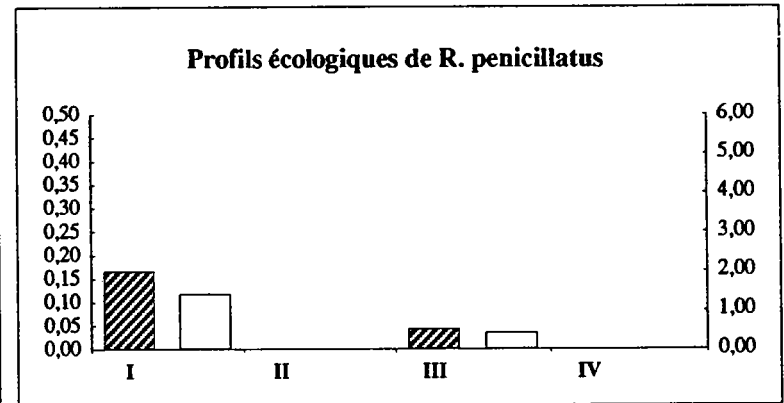
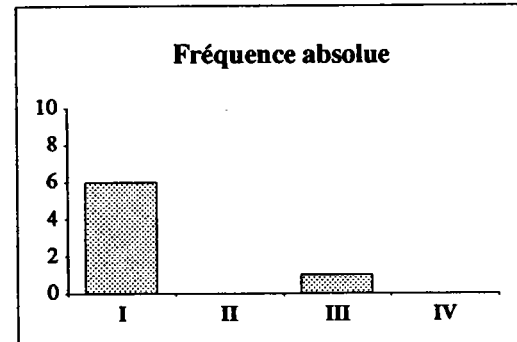
Ranunculus fluitans



Ranunculus peltatus



Ranunculus penicillatus



Ranunculus trichophyllus

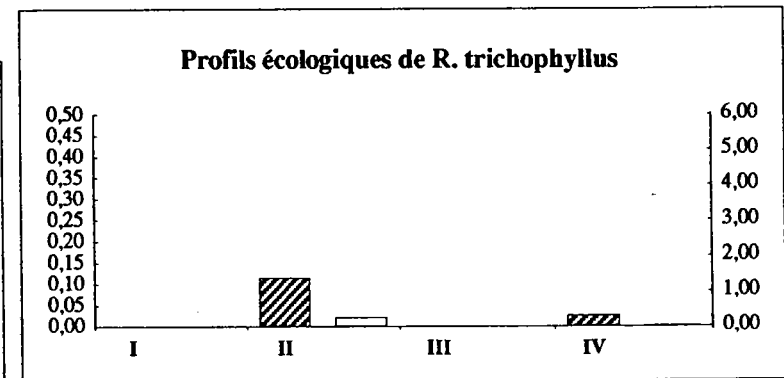
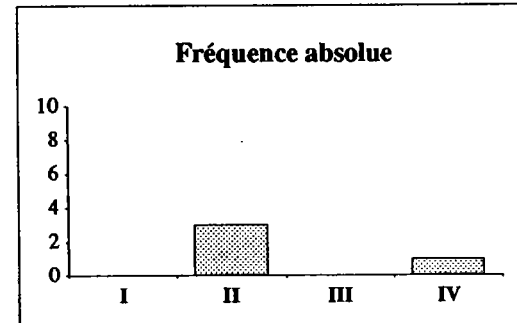


Figure IV. 16 : Profils écologiques des principales renoncules pour la conductivité

D'après MERIAUX (1982b), cette espèce est en fait très souvent confondue avec *C. platycarpa*, qui est très fréquente. Ceci expliquerait qu'elle ne soit pas aussi répandue que l'indiquent les flores de nos régions (DUVIGNEAUD & SCHOTSMAN, 1977).

2.3. Les espèces de renoncules rencontrées

Les quatre espèces comparées sont *Ranunculus fluitans*, la plus fréquente avec un effectif de 15, *R. peltatus* (7), *R. penicillatus* (7) et *R. trichophyllus* (peu rencontrée : effectif de 4) (figures IV.16, 17, 18 et 19).

R. fluitans est l'espèce dont l'abondance est la plus grande, jusqu'à 50 % de recouvrement sur une station, contre un maximum de 20 % pour *R. peltatus* et *R. penicillatus* et un maximum de 8 % pour *R. trichophyllus*. (histogrammes d'abondance en annexe IV.2 p.202)

Aucune espèce de renoncule n'a été rencontrée pour des concentrations élevées en azote ammoniacal dans l'eau, soit supérieures à 0,5 mgN/l. Seule l'espèce *R. peltatus* a été rencontrée pour des concentrations toujours inférieures à 0,05 mgN/l. Les répartitions des autres espèces de renoncules sont plus variables et difficilement interprétables.

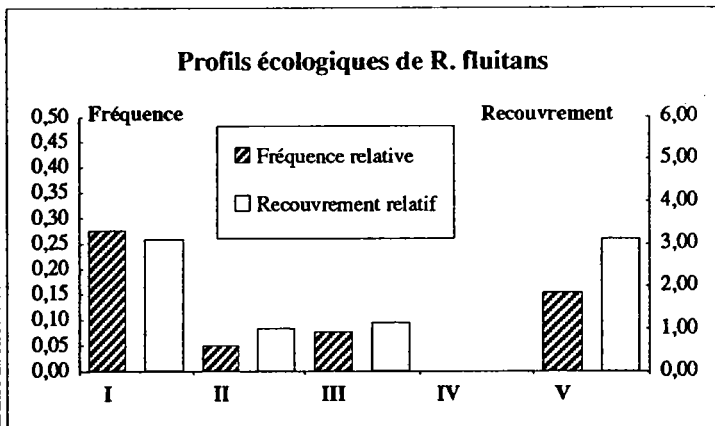
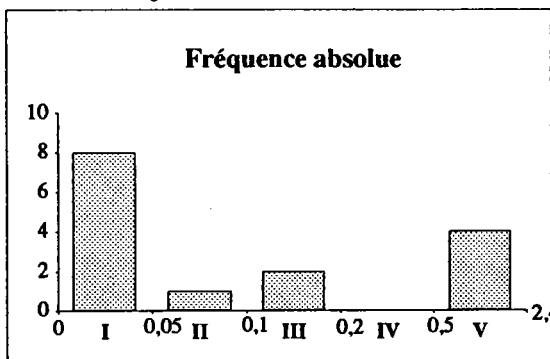
Ranunculus fluitans est absent de la classe des conductivités faibles, inférieures à 100 μ S/cm. Sa présence et son abondance sont maximales pour la classe II, des conductivités comprises entre 100 et 600 μ S/cm. On rencontre également cette espèce pour des conductivités élevées, supérieures à 1000 μ S/cm.

R. fluitans est fréquent et abondant pour des teneurs faibles en phosphates dans l'eau, inférieures à 0,05 mgP/l, mais cette espèce est également présente et abondante jusqu'aux teneurs maximales, supérieures à 0,5 mgP/l.

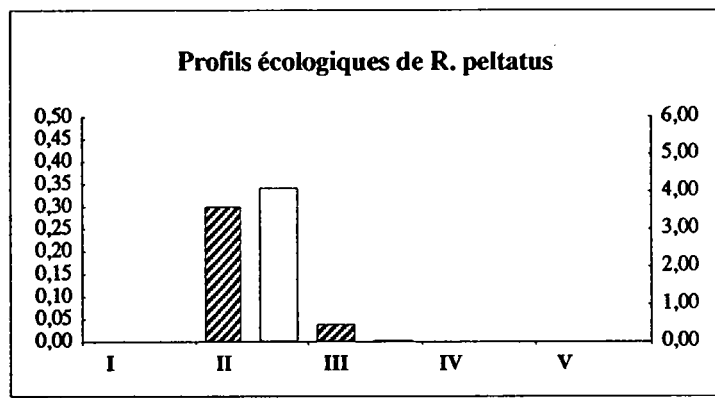
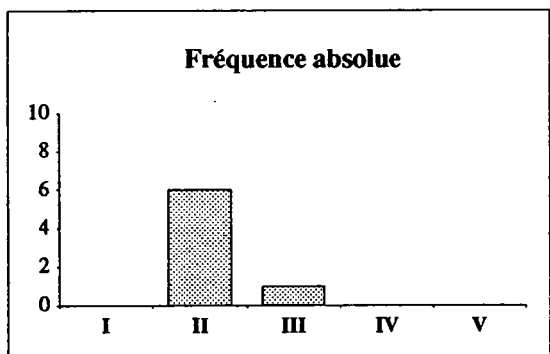
R. fluitans apparaît ubiquiste pour les différents teneurs en nitrates dans l'eau, avec cependant une présence et une abondance importantes pour une concentration supérieure à 2 mgN/l. *R. fluitans* pourrait être une espèce indicatrice de teneurs en nitrates élevées dans l'eau, s'il n'y avait pas ce pic de recouvrement relatif important pour des teneurs faibles en nitrates.

Ceci pourrait expliquer que cette espèce n'apparaisse pas comme une espèce caractéristique d'une classe lors des CAH de la 3ème partie, de plus son coefficient de corrélation n'est que de -0,04 pour les nitrates. On observe tout de même une fréquence relative pour les concentrations élevées (V), de l'ordre du double par rapport à celle de la classe des faibles teneurs (I).

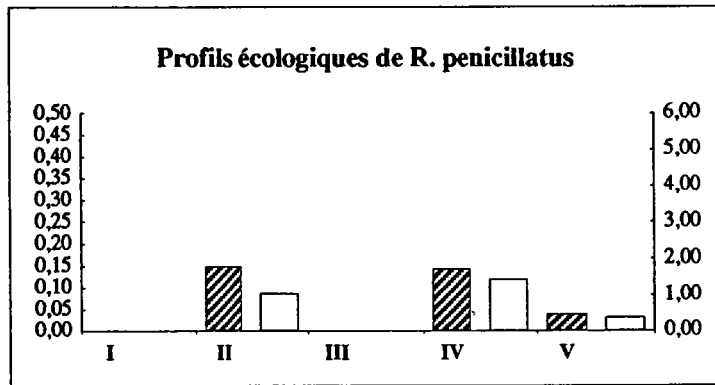
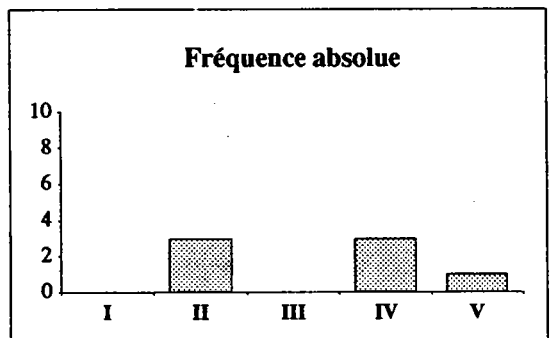
Ranunculus fluitans



Ranunculus peltatus



Ranunculus penicillatus



Ranunculus trichophyllus

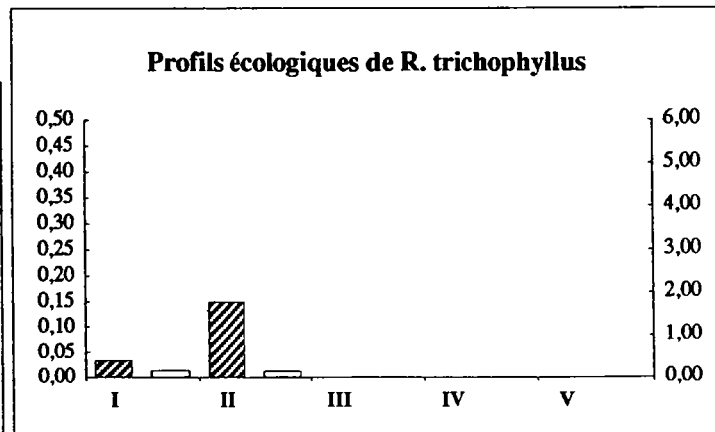
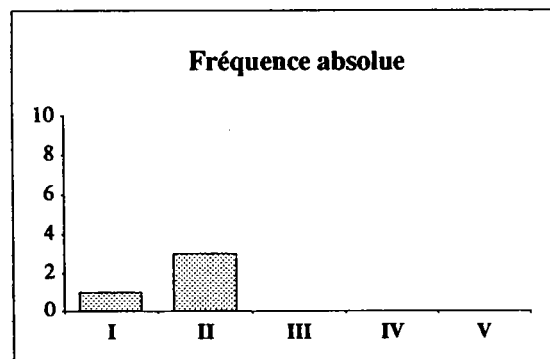


Figure IV. 17 : Profils écologiques des principales renoncules pour les phosphates (mgP/l)

En conclusion, *R. fluitans* apparaît comme une espèce liée à une **forte minéralisation et une forte trophie de l'eau**.

Cette espèce est rencontrée dans les parties aval des cours d'eau où elle peut supporter une certaine charge en nutriments (WIEGLEB & HERR, 1985). Elle préfère les eaux claires et rapides, les fonds rocheux, durs et particulièrement calcaires (DETHIOUX, 1982). SCHUTZ (1992) décrit de fortes croissances dans des tronçons plats à courant rapide de rivières calcaires moyennement eutrophes. Elle peut être rencontrée en compagnie de *R. penicillatus* (DETHIOUX, 1982).

Cette renoncule peut constituer un sérieux obstacle au courant, par exemple dans la Semois où elle a souvent des développements excessifs (SKA & VANDER BORGHT, 1986).

Ranunculus peltatus est absent des eaux dont la conductivité dépasse 600 $\mu\text{S/cm}$ et fréquent et abondant pour les conductivités inférieures à 100 $\mu\text{S/cm}$.

R. peltatus n'est présent et abondant que pour des teneurs moyennes en phosphates dans l'eau comprises entre 0,05 et 0,2 mgP/l.

R. peltatus est absent à la fois des eaux aux concentrations faibles et de celles aux concentrations élevées en nitrates.

R. peltatus n'a pas été rencontré, sur notre échantillon, dans des eaux où la concentration en azote ammoniacal dépasse 0,05 mgN/l.

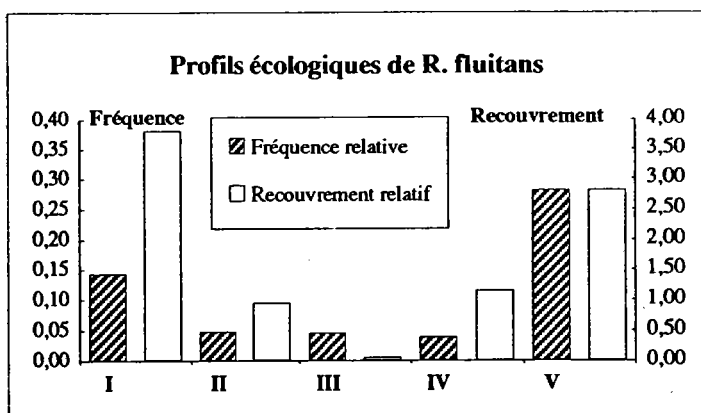
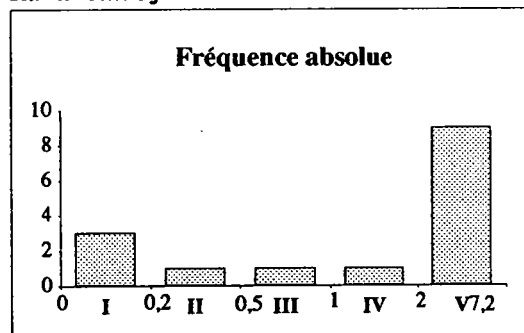
Pour conclure, *R. peltatus* est une espèce liée à une **faible minéralisation et une faible trophie de l'eau**.

Cette renoncule se développe dans des eaux peu profondes et généralement beaucoup moins minéralisées que pour *R. aquatilis* avec laquelle elle peut être confondue (GEHU & MERIAUX, 1983); elle peut aussi être confondue avec *R. penicillatus*.

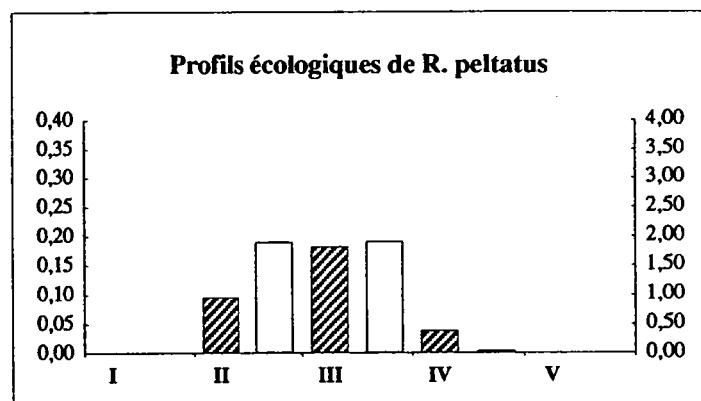
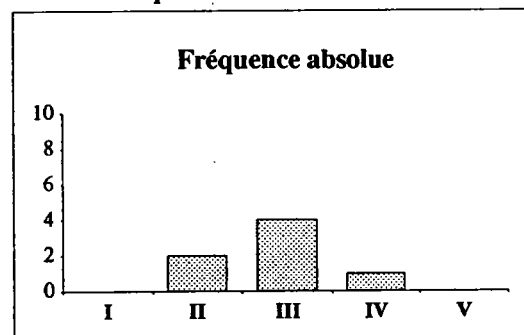
C'est l'espèce la plus fréquente avec une répartition plutôt en plaine mais présente également en montagne, elle est principalement rencontrée dans la partie amont du cours principal (WIEGLEB & HERR, 1985).

MULLER (1990b) l'a rencontrée sur des cours d'eau des Basses Vosges gréseuses, à des altitudes de 200 à 300 m, et dans des eaux faiblement minéralisées (conductivité inférieure à 100 $\mu\text{S/cm}$) qualifiées d'acidoclines et d'oligo-mésotrophes (teneurs en phosphates inférieures à 0,04 mgP/l et en azote ammoniacal variant de 0,01 à 0,04 mgN/l).

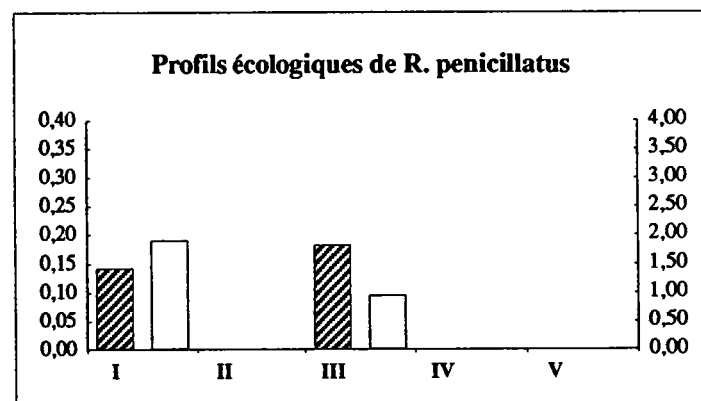
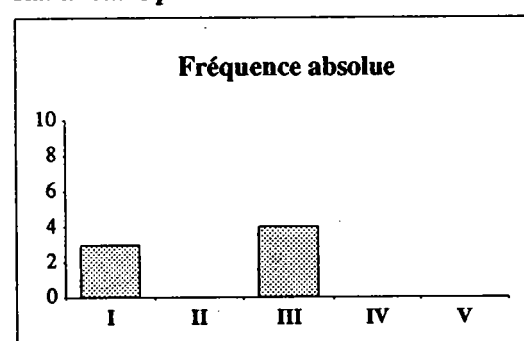
Ranunculus fluitans



Ranunculus peltatus



Ranunculus penicillatus



Ranunculus trichophyllus

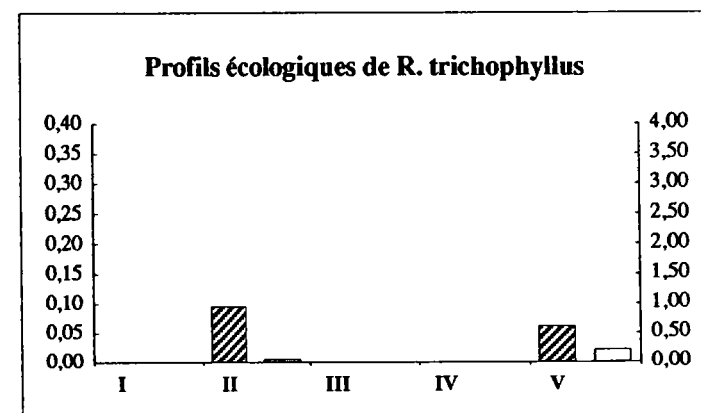
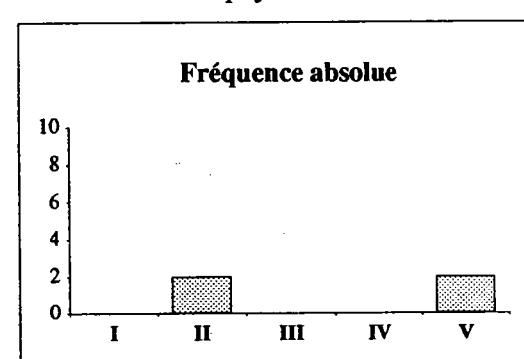


Figure IV. 18 : Profils écologiques des principales renoncules pour les nitrates (mgN/l)

Ranunculus penicillatus var. *penicillatus* est absent des eaux dont la conductivité dépasse 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et fréquent et abondant pour les conductivités inférieures à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. *R. penicillatus* est aussi présent dans des eaux où la conductivité est importante, entre 600 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

R. penicillatus est présent pour des teneurs en phosphates élevées dans l'eau mais, par contre, il n'a pas été rencontré lorsque la teneur en phosphates est inférieure à 0,05 mgP/l dans l'eau. Cependant, cette dernière espèce n'est pas uniquement présente sur les substrats oligotrophes des granites sur lesquels nous l'avons principalement récoltée. Elle a été rencontrée, par exemple, sur la Flume, cours d'eau de type eutrophe, en compagnie de *Zannichellia palustris* et *Callitriche obtusangula* (HAURY, commun. pers.).

R. penicillatus n'a pas été rencontré sur notre échantillon dans des eaux où la concentration en nitrates dépassait 1 mgN/l.

Pour conclure, *R. penicillatus* var. *penicillatus* apparaît lié à une **faible minéralisation mais par contre à une trophie notable de l'eau : PO₄ et NH₄ en particulier.**

Cette espèce est rencontrée dans des eaux courantes sur des substrats rocheux durs ou argilo-calcaires (DETHIOUX, 1982 ; WEBSTER, 1988). Elle vit jusqu'à 1 m de profondeur dans les rivières de montagne et paraît liée, en plaine, à des eaux moins profondes et souvent légèrement troubles (DETHIOUX, 1982).

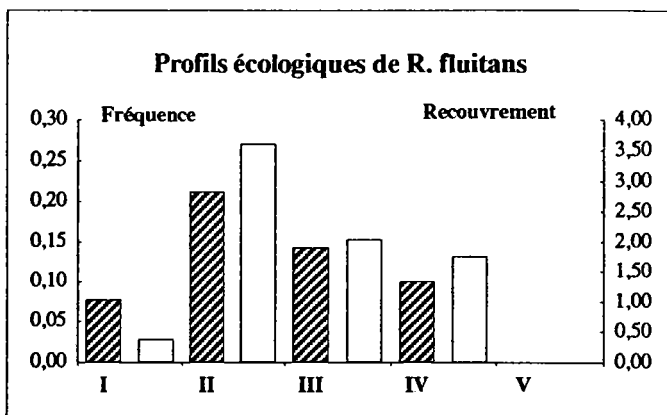
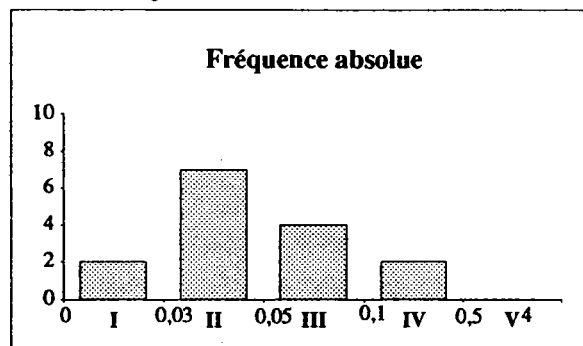
Cette espèce est présente à peu près partout où l'on rencontre *R. peltatus* (WIEGLEB & HERR, 1985).

La renoncule, *R. trichophyllus* est présente, sur seulement quatre stations de notre échantillon, pour des conductivités très élevées, supérieures à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et elle est absente de la classe I des conductivités faibles.

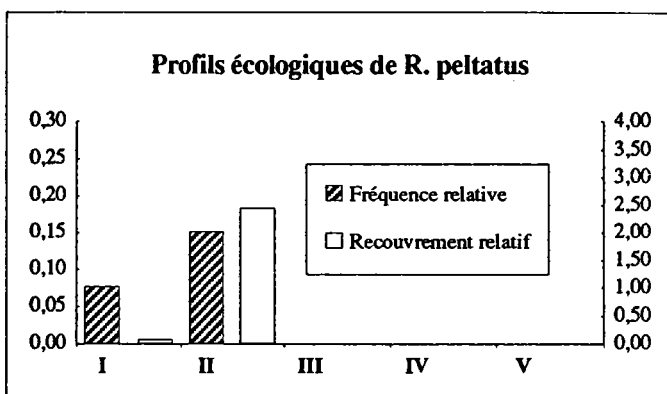
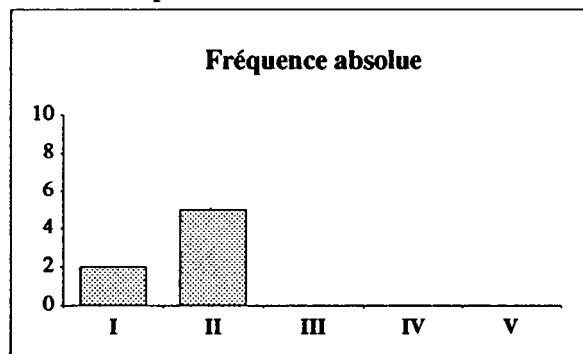
Elle n'est présente que pour des teneurs en phosphates inférieures à 0,1 mgP/l et des teneurs à la fois basses et fortes en nitrates.

Selon la bibliographie, cette espèce est habituellement rencontrée dans les rivières calcaires et plus fréquemment dans les eaux stagnantes (WIEGLEB & HERR, 1985). Dans les cours d'eau calcaires étudiés par SCHUTZ (1992), cette renoncule est très répandue et indifférente, selon lui, au niveau trophique de l'eau avec, de plus, une présence accrue au niveau du rhitron. Elle peut supporter une certaine pollution (CASPAR & KRAUSCH, 1981 in MULLER, 1990a).

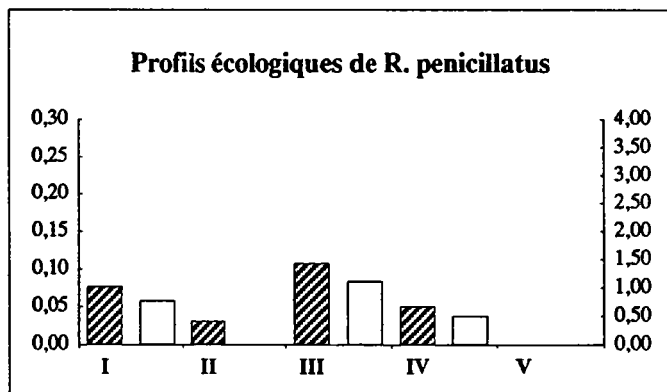
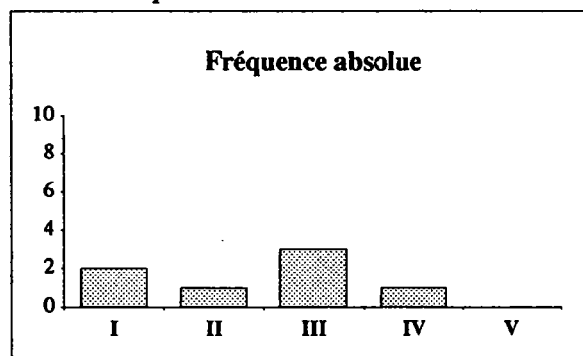
Ranunculus fluitans



Ranunculus peltatus



Ranunculus penicillatus



Ranunculus trichophyllus

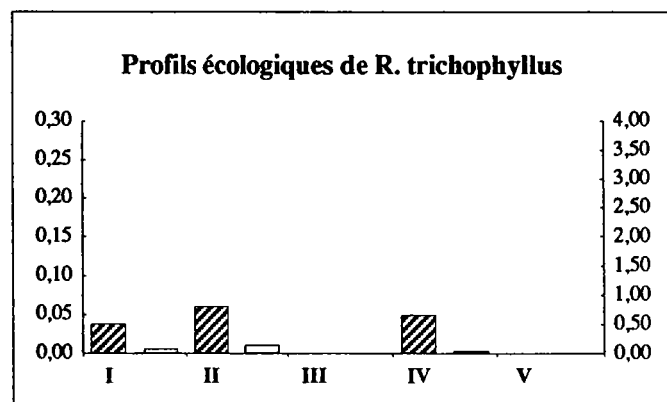
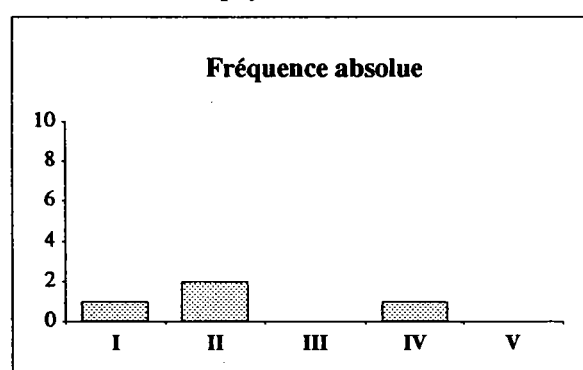


Figure IV. 19 : Profils écologiques des principales renoncules pour l'azote ammoniacal (mgN/l)

2.4. Autres espèces de phanérogames

2.4.1. Comparaison des spectres écologiques des espèces prédominantes

Ces espèces ont été sélectionnées par les CAH de la 3ème partie et présentées au chapitre 1.1. Il s'agit de

- . trois espèces d'hydrophytes : *E. nuttallii*, *M. spicatum* et *P. pectinatus*
- . et quatre espèces d'hélophytes, ou d'amphiphytes : *S. dulcamara*, *B. umbellatus*, *S. emersum* et *N. officinale*

Les spectres écologiques de ces espèces sont tout d'abord comparés pour déterminer des groupes d'espèces qui feront alors l'objet d'une étude plus détaillée à l'aide des profils écologiques. (spectres écologiques présentés en annexe IV.2.)

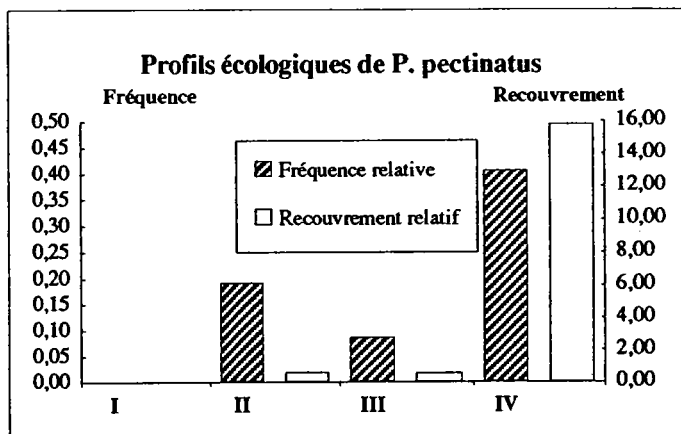
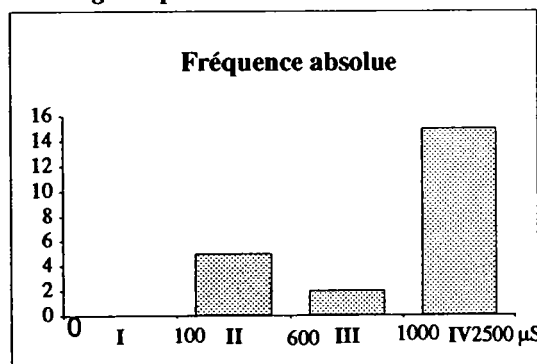
Toutes ces espèces ont des répartitions quasi ubiquistes pour les paramètres étudiés avec cependant quelques nuances.

Les hydrophytes, *E. nuttallii*, *P. pectinatus* et *M. spicatum*, ont des distributions très larges pour les différents paramètres chimiques, faibles et fortes concentrations, et particulièrement en ce qui concerne l'azote (NO₃ et NH₄). Mais, l'élodée n'est pas présente pour une conductivité supérieure à 1200 µS/cm et une teneur en phosphates supérieure à 0,75 mgP/l. Tandis que le myriophylle n'est pas présent pour une conductivité supérieure à 1800 µS/cm et une teneur en phosphates supérieure à 0,9 mgP/l. Le potamot, lui, supporte les plus fortes concentrations pour tous les paramètres, mais est également rencontré pour des teneurs faibles.

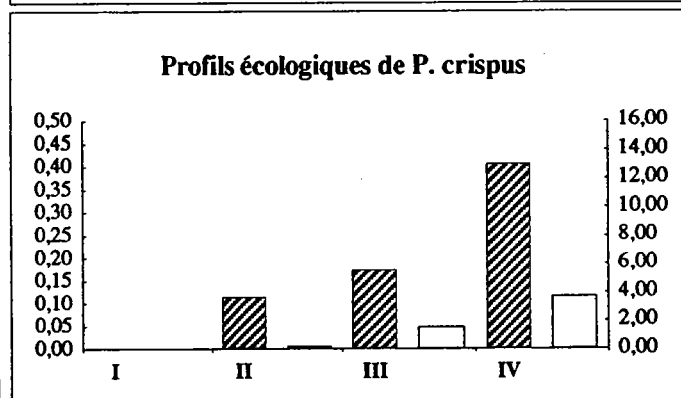
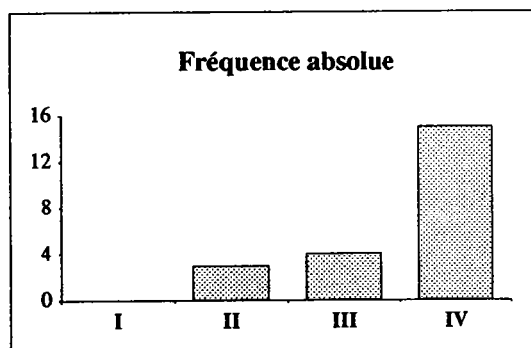
Les hélophytes étudiées sont également ubiquistes, en particulier *S. dulcamara* et *S. emersum*, qui peut être considéré comme une amphiphyte. *Butomus umbellatus* est surtout rencontré sur les stations aval des cours d'eau, et *N. officinale* n'a pas été observé lorsque les concentrations en phosphates étaient fortes.

Ces quatre dernières espèces sont peu exigeantes ou alors tolérantes vis-à-vis des différents paramètres étudiés.

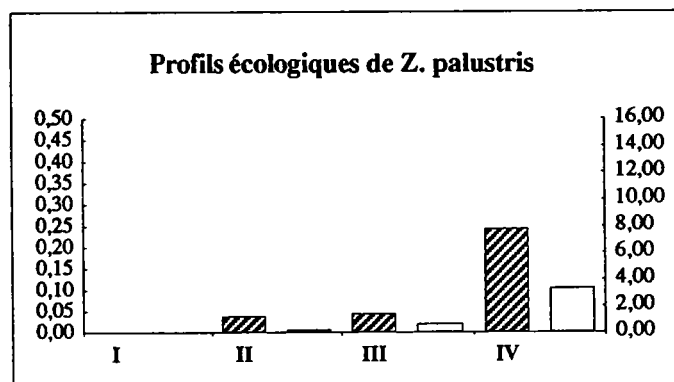
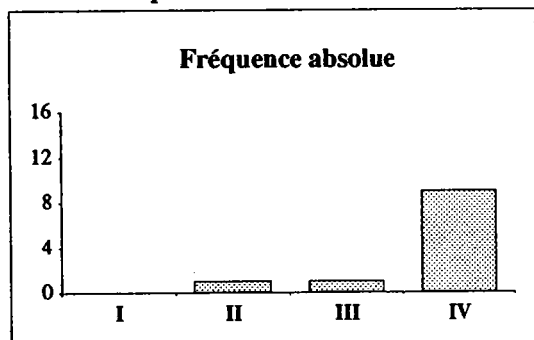
Potamogeton pectinatus



Potamogeton crispus



Zannichellia palustris



Myriophyllum spicatum

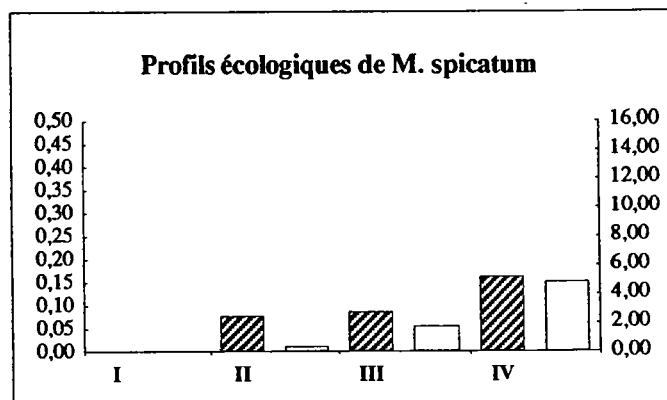
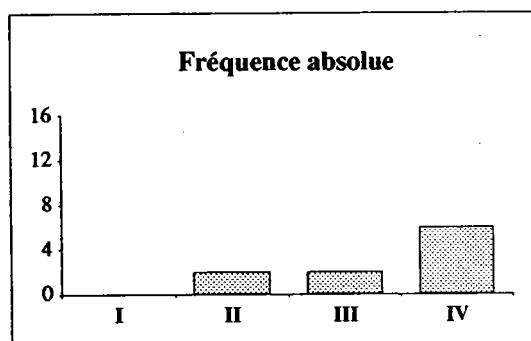


Figure IV. 20 : Profils écologiques du groupe des potamots pour la conductivité

2.4.2. Etude des profils écologiques de quelques espèces

L'étude plus détaillée des distributions ne sera réalisée que sur les trois espèces d'hydrophytes associées à des espèces appartenant au même genre et à des espèces voisines en terme d'habitat.

Les répartitions des espèces suivantes de phanérogames, constituant des groupes écologiques au vu des profils présentés, et en fonction des quatre paramètres chimiques préalablement choisis, vont être étudiées :

. un premier groupe écologique : *P. pectinatus*, *P. crispus*, *Z. palustris* et *M. spicatum*

. un deuxième groupe écologique : *E. canadensis*, *E. nuttallii*, *L. gibba*, *L. minor*, et *N. lutea*

2.4.2.1. Le premier groupe

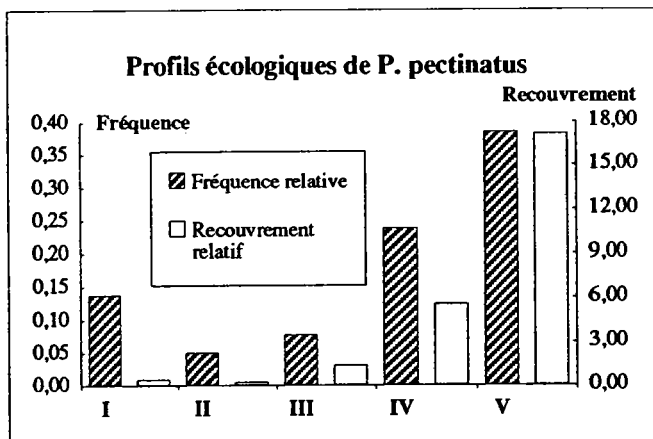
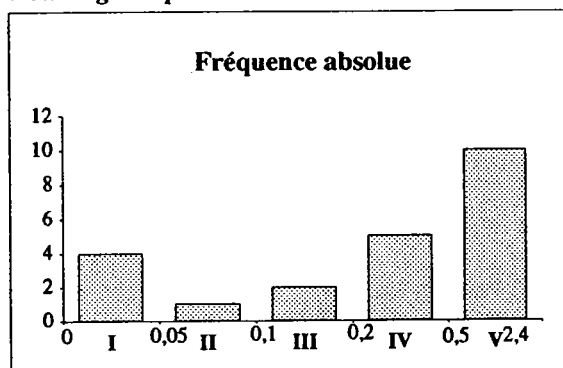
Ce groupe de phanérogames est donc constitué de *Potamogeton pectinatus* (22), *P. crispus* (22), *Zannichellia palustris* (11) et *Myriophyllum spicatum* (10) (entre parenthèses les fréquences absolues) (figures IV.20, 21, 22 et 23).

Leurs pourcentages de recouvrement sur une station sont variables. *P. pectinatus* et *M. spicatum* sont les plus abondants avec des maxima de 80 et 100 % alors que les autres espèces ont des maxima de 30 à 35 % (histogrammes d'abondance en annexe IV.).

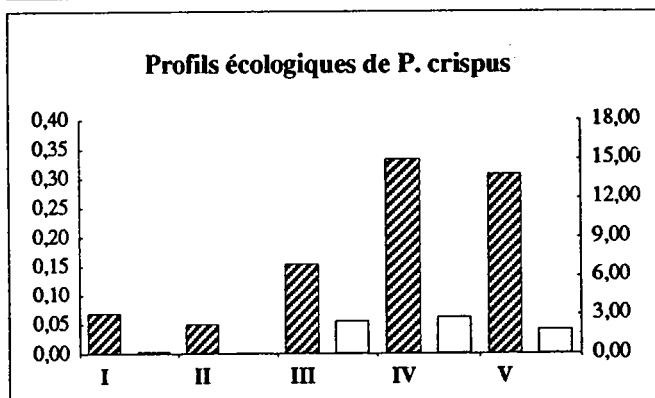
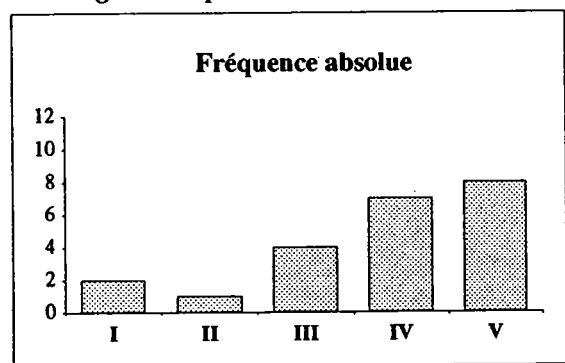
Aucune de ces espèces n'est présente si la **conductivité** de l'eau est inférieure à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figure IV.20), et toutes sont rencontrées jusqu'à des conductivités élevées. *Myriophyllum spicatum* n'est pas rencontré si la conductivité excède 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La classe IV, des conductivités supérieures à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, est celle pour laquelle les fréquences de présence et les recouvrements relatifs sont les plus importants et, ce, pour les quatre espèces. Ce sont donc des **espèces préférant les eaux très minéralisées**.

Les quatre espèces sont rencontrées pour toutes les concentrations en **phosphates** dans l'eau si ce n'est *M. spicatum* qui préfère des eaux avec une teneur d'au moins 0,2 mgP/l, mais qui est tout de même présent dans des eaux ayant moins de 0,05 mgP/l de phosphates. Les deux potamots sont plus fréquemment rencontrés pour des teneurs élevées dans l'eau (supérieures à 0,2 mgP/l) et, de plus, *P. pectinatus* présente un

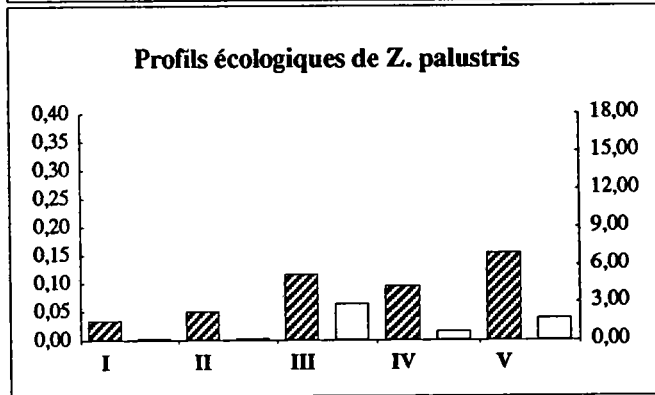
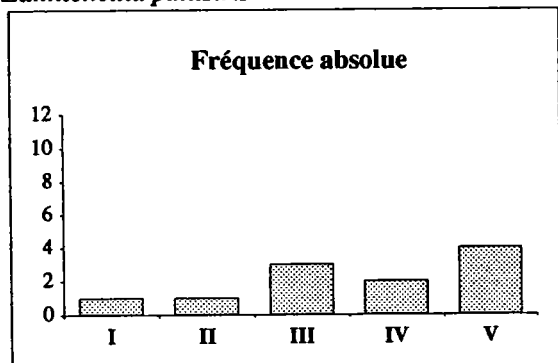
Potamogeton pectinatus



Potamogeton crispus



Zannichellia palustris



Myriophyllum spicatum

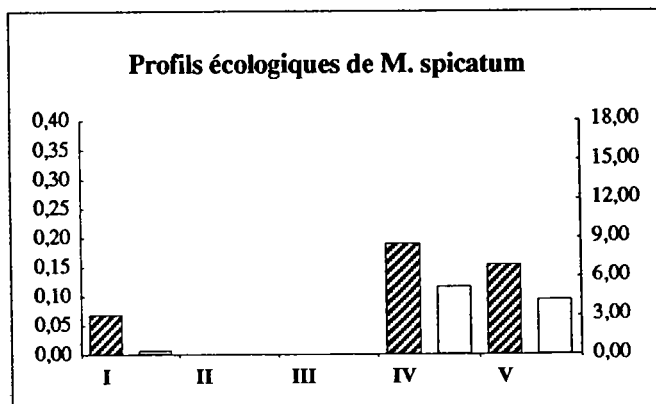
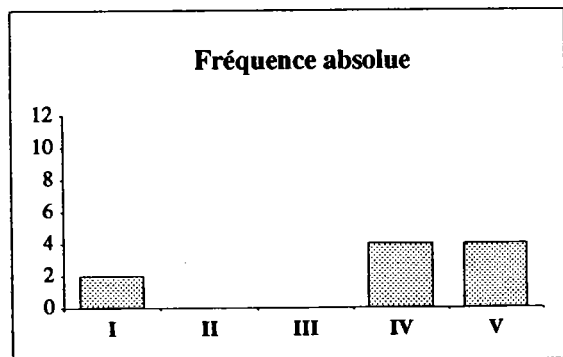
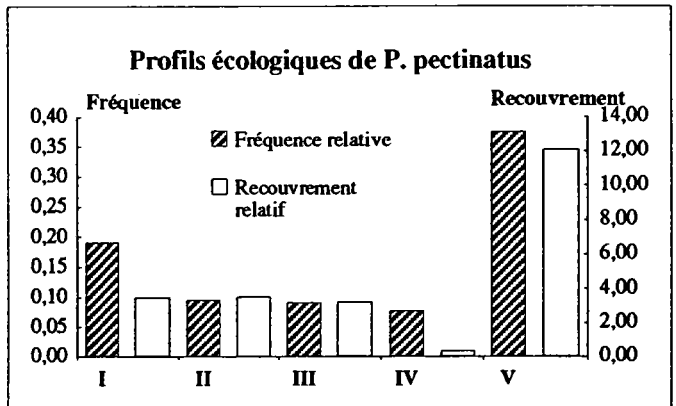
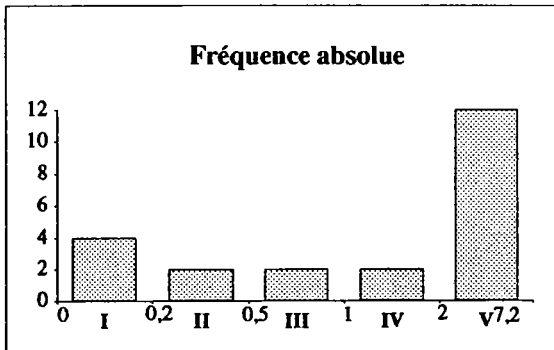
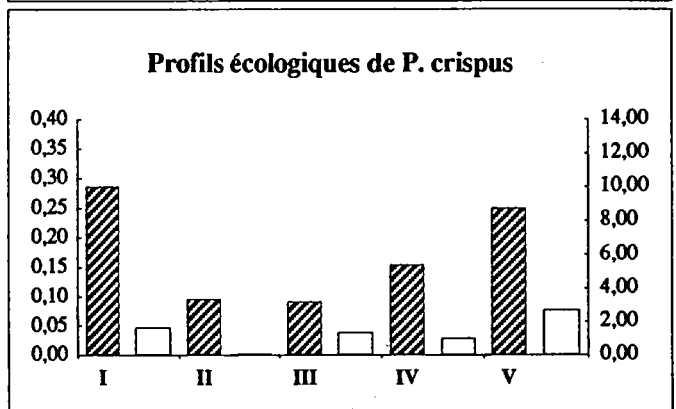
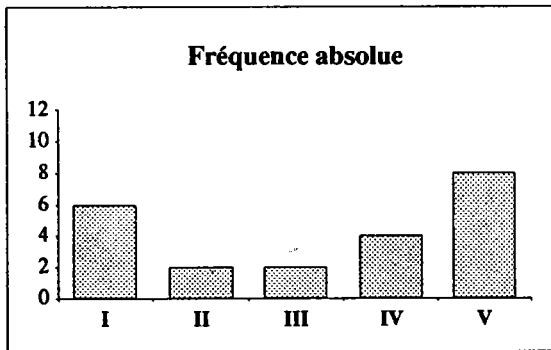


Figure IV. 21 : Profils écologiques du groupe des potamots pour les phosphates (mgP/l)

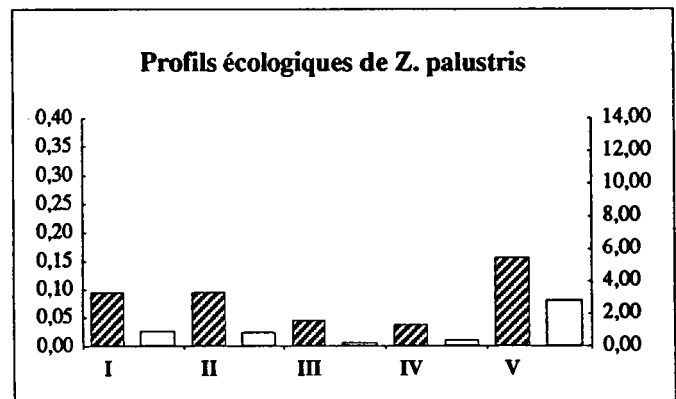
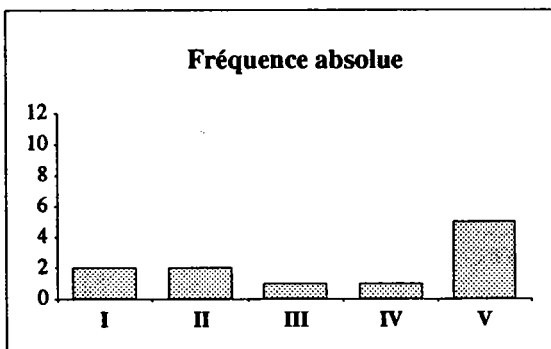
Potamogeton pectinatus



Potamogeton crispus



Zannichellia palustris



Myriophyllum spicatum

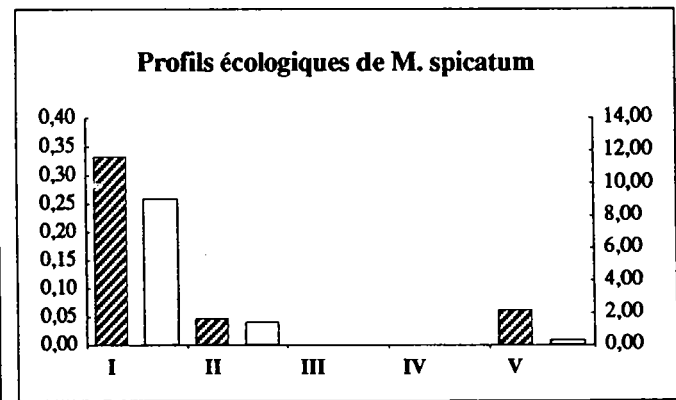
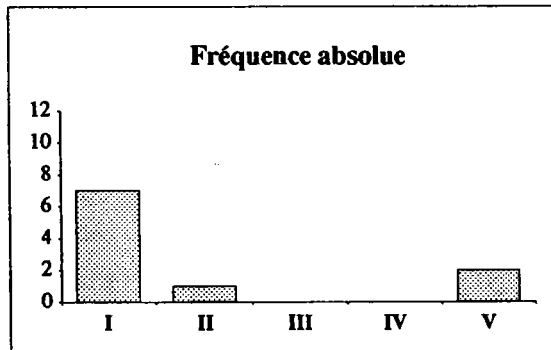
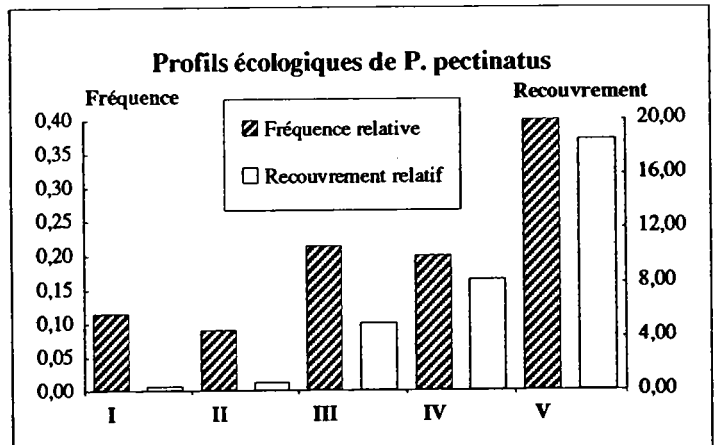
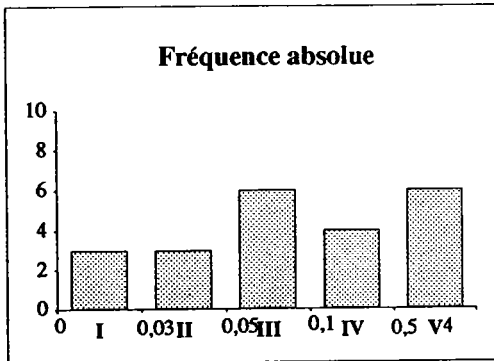
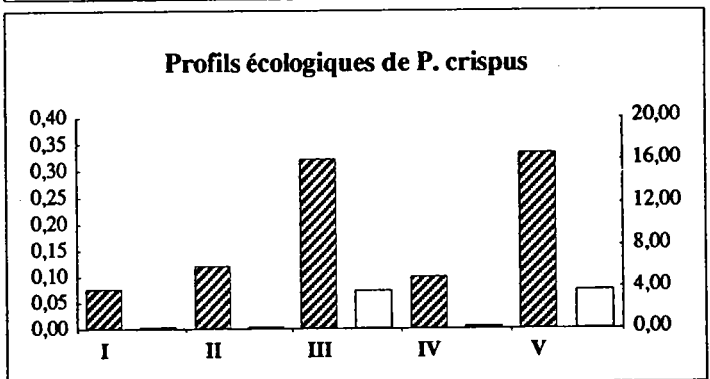
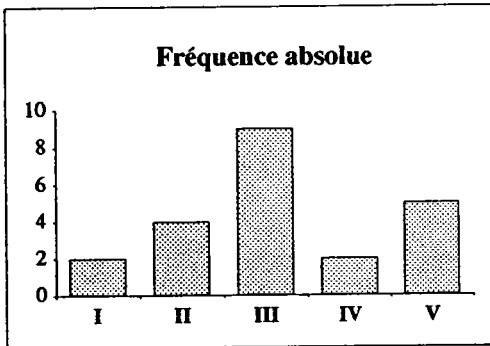


Figure IV. 22 : Profils écologiques du groupe des potamots pour les nitrates (mgN/l)

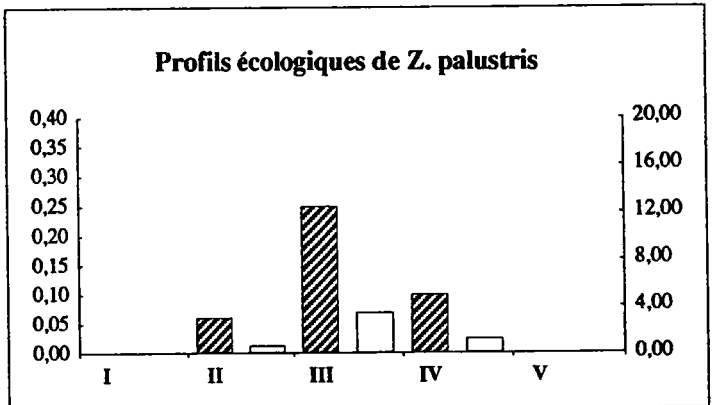
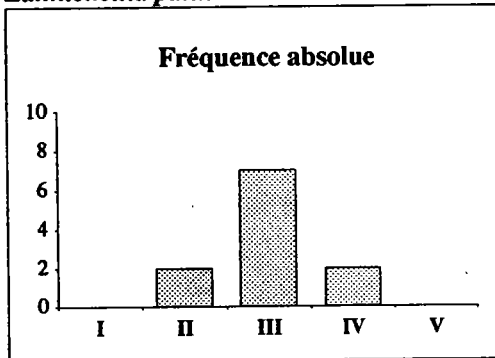
Potamogeton pectinatus



Potamogeton crispus



Zannichellia palustris



Myriophyllum spicatum

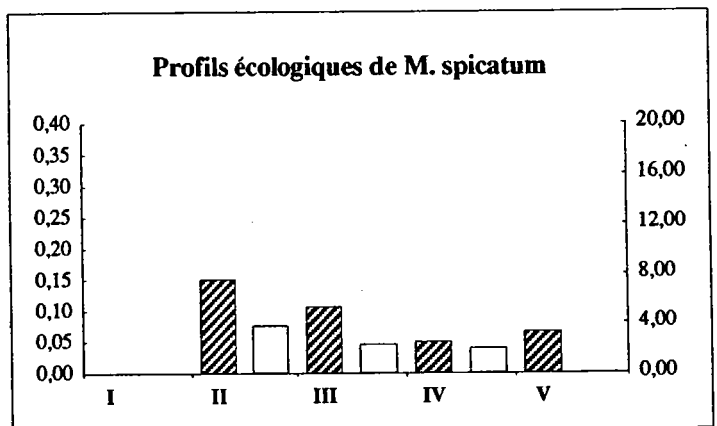
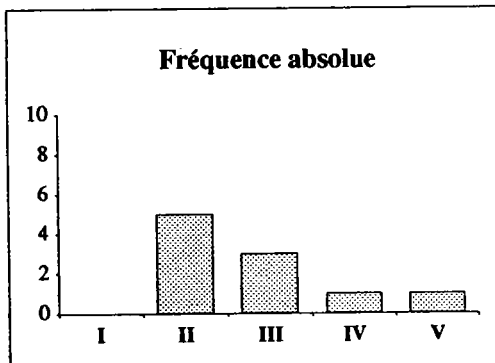


Figure IV. 23 : Profils écologiques du groupe des potamots pour l'azote ammoniacal (mgN/l)

recouvrement relatif très important pour des teneurs élevées en phosphates, dépassant 0,5 mgP/l (figure IV.21).

Les quatre espèces étudiées sont rencontrées pour toutes les concentrations en nitrates dans l'eau, excepté *Myriophyllum spicatum* non observé pour les classes III et IV (de 0,5 à 2 mgN/l). L'abondance, illustrée par le profil écologique de recouvrement relatif, est maximale pour les deux potamots et la zannichellie lorsque les teneurs en nitrates sont maximales dans l'eau tandis que pour le myriophylle l'abondance est maximale pour les plus faibles teneurs.

Les deux espèces de potamots sont rencontrées pour toutes les différentes teneurs en azote ammoniacal dans l'eau ; elles sont cependant plus abondantes lorsque ces teneurs sont élevées, en particulier *Potamogeton pectinatus* pour une concentration supérieure à 0,1 mgN/l. *Zannichellia palustris* et *Myriophyllum spicatum* sont absents des eaux dont les teneurs en azote ammoniacal sont faibles, inférieures à 0,03 mgN/l.

Potamogeton pectinatus est présent dans des eaux avec une forte conductivité et de fortes concentrations dans l'eau en phosphates, nitrates et azote ammoniacal. C'est une espèce préférant des eaux très minéralisées et chargées en nutriments. SCHUTZ (1992) signale une tendance nette à la prolifération de ce potamot dans les portions fortement eutrophes des cours d'eau qu'il a étudiés.

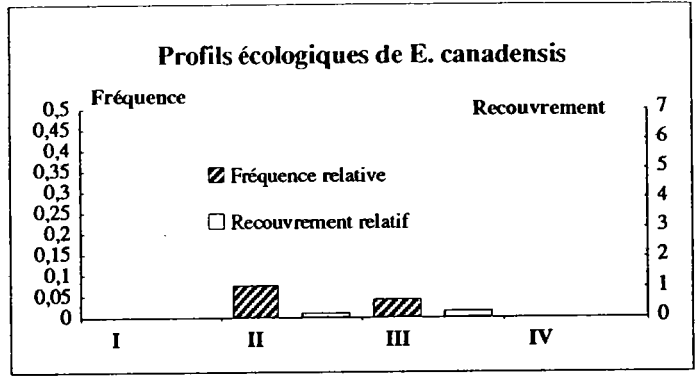
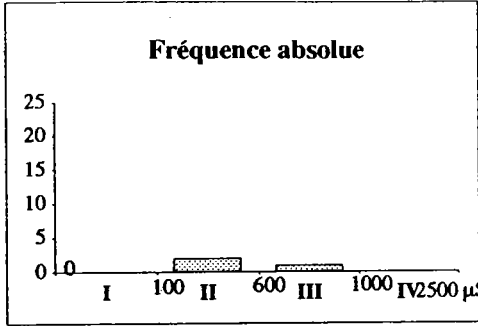
Potamogeton crispus et *Z. palustris* ont le même type de profils écologiques : des eaux très minéralisées et des teneurs notables en nutriments.

M. spicatum a été rencontré sur notre échantillon dans des eaux avec des minéralisations fortes et des teneurs en phosphates élevées, mais par contre avec des teneurs en nitrates ou en azote ammoniacal moins élevées. SCHUTZ (1992) a remarqué que cette espèce pouvait supporter des eaux de rejets très chargées et ne l'a pas rencontrée dans des eaux de type oligotrophe.

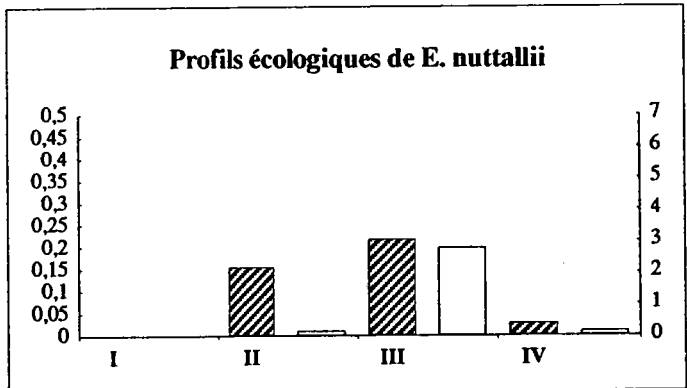
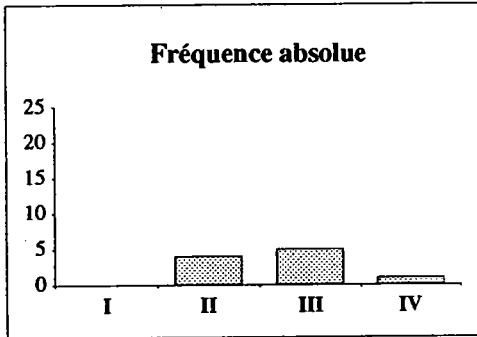
2.4.2.2. Le groupe des élodées

Les espèces suivantes sont comparées : *Elodea canadensis* (3), *E. nuttallii* (10), *Lemna minor* (47), *L. gibba* (7) et *Nuphar lutea* (29) (entre parenthèses, les fréquences absolues) (figures IV.24, 25, 26 et 27). Les pourcentages de recouvrement de ces espèces sont plutôt faibles, de l'ordre de 20 à 30 %. Parfois des lentilles atteignent 80 à 100 % de recouvrement sur une station. *N. lutea* a le pourcentage de recouvrement le plus important (histogrammes d'abondance en annexe IV).

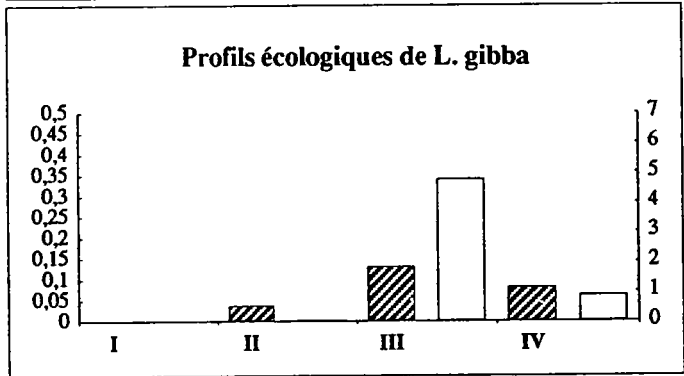
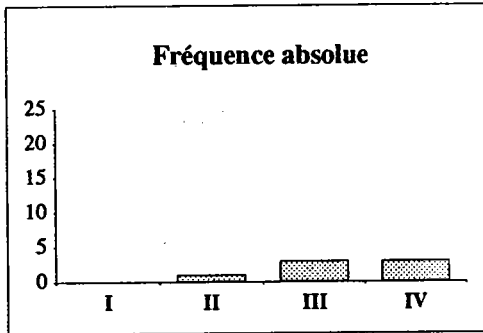
Elodea canadensis



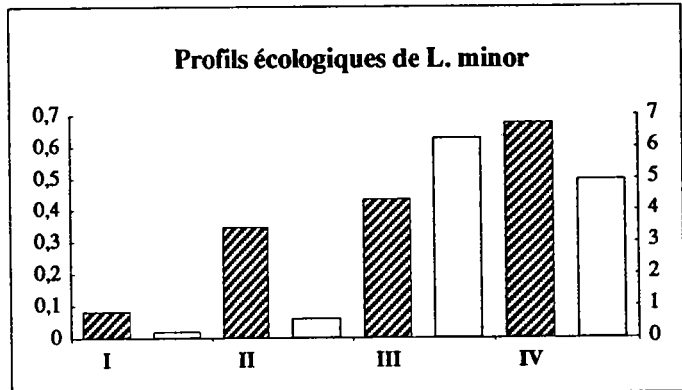
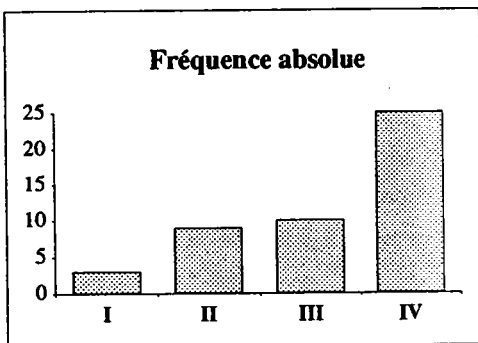
Elodea nuttallii



Lemna gibba



Lemna minor



Nuphar lutea

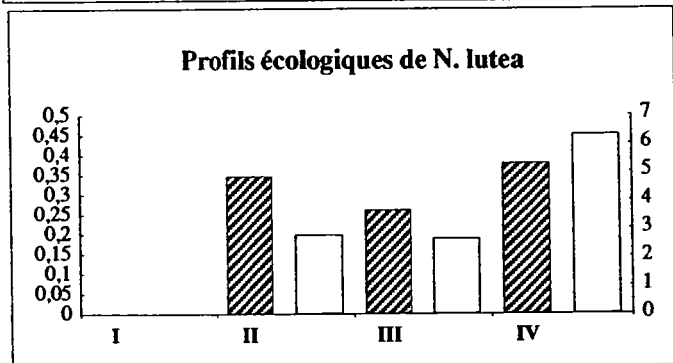
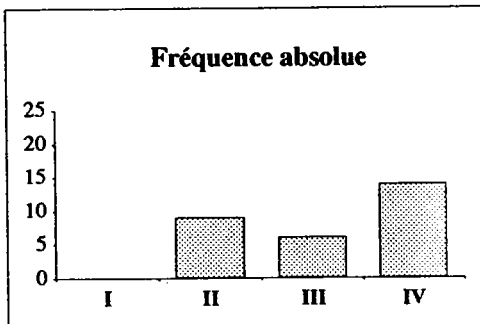
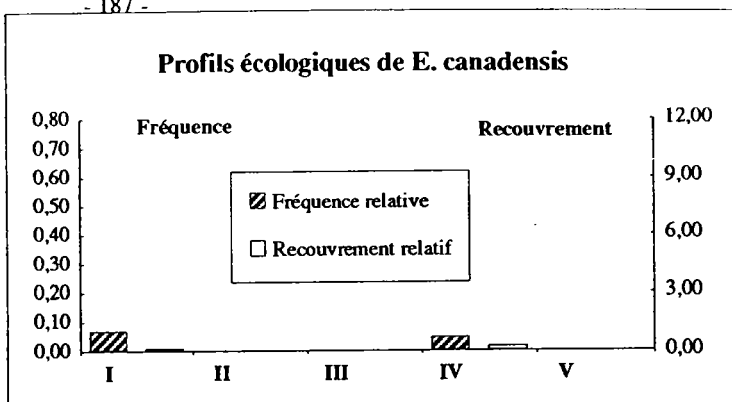
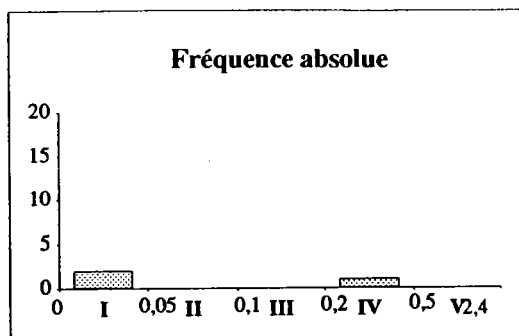
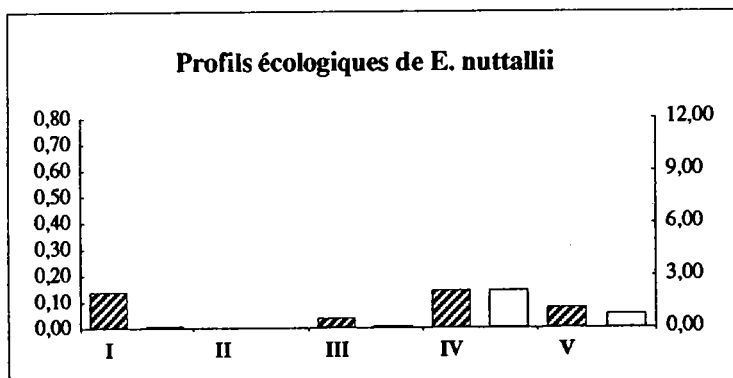
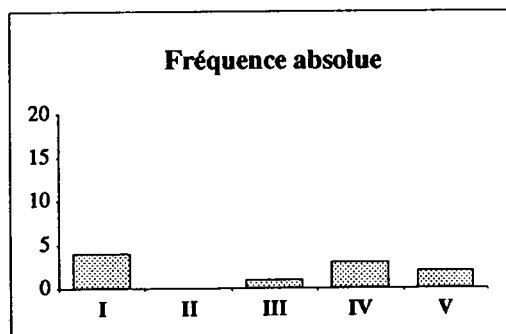


Figure IV. 24 : Profils écologiques du groupe des élodées pour la conductivité

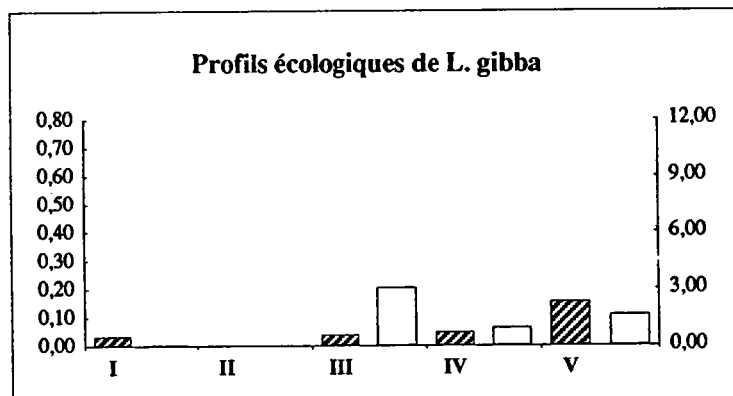
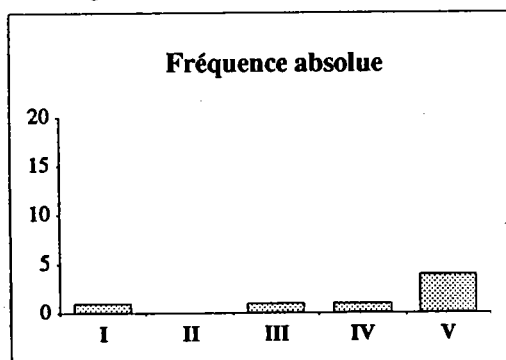
Elodea canadensis



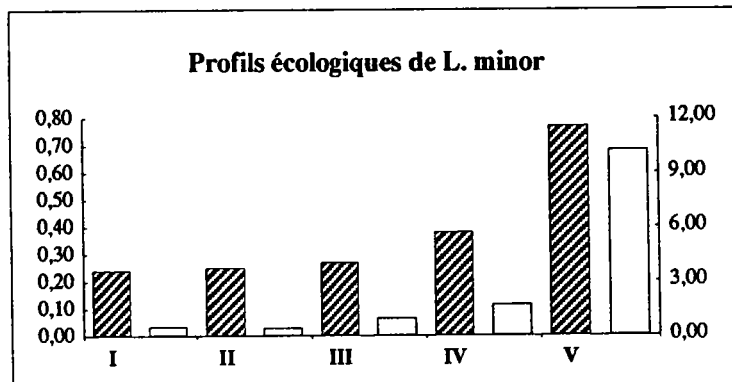
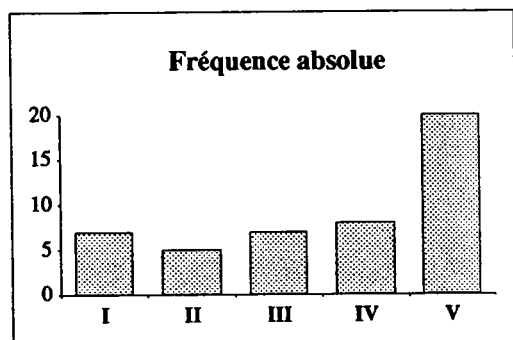
Elodea nuttallii



Lemna gibba



Lemna minor



Nuphar lutea

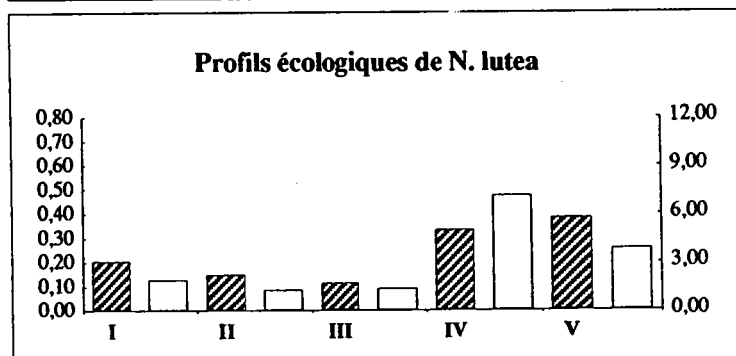
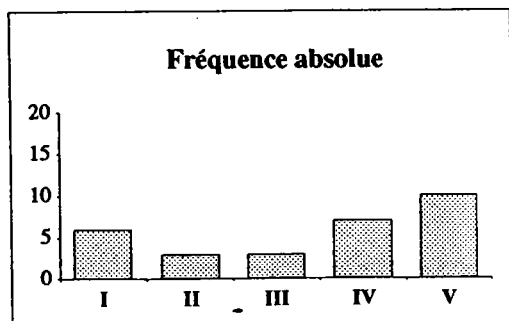
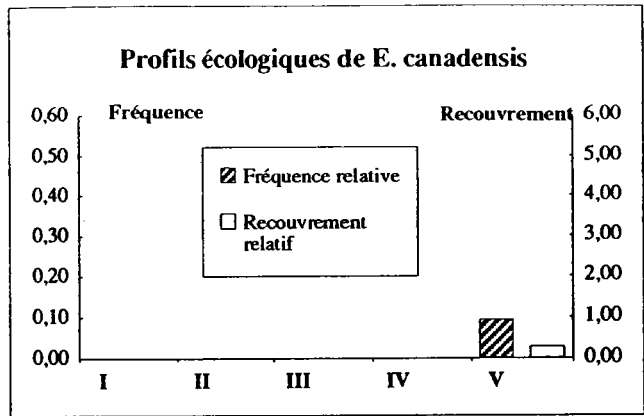
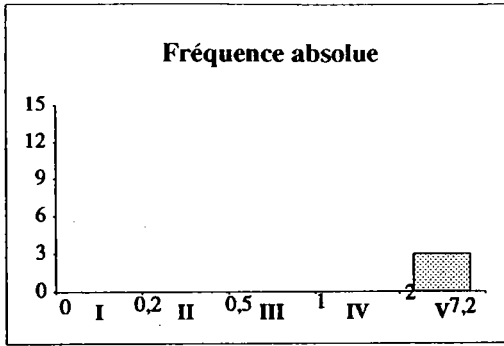
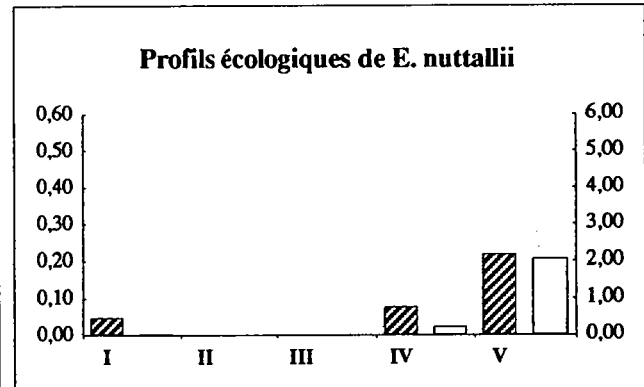
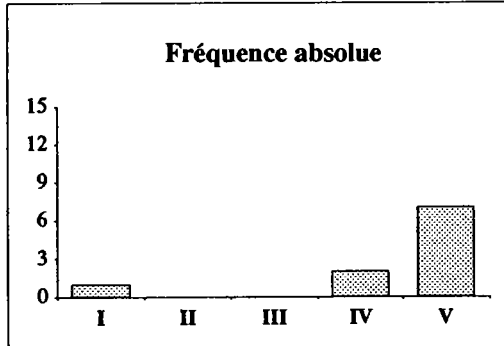


Figure IV. 25 : Profils écologiques du groupe des élodées pour les phosphates (mgP/l)

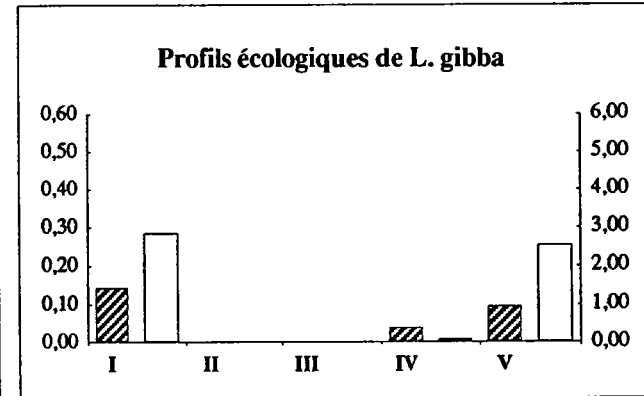
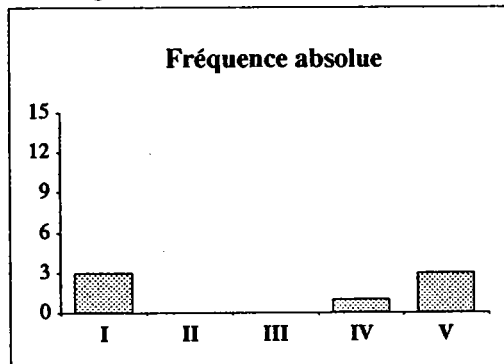
Elodea canadensis



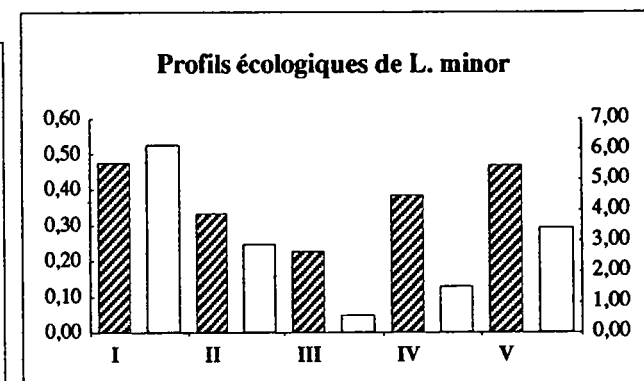
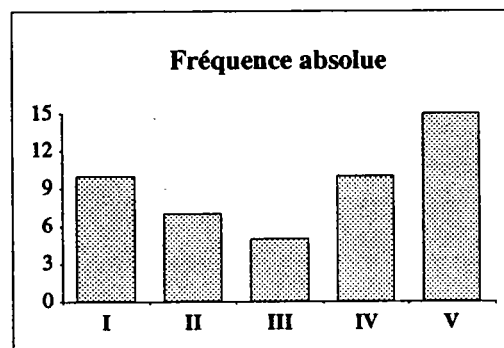
Elodea nuttallii



Lemna gibba



Lemna minor



Nuphar lutea

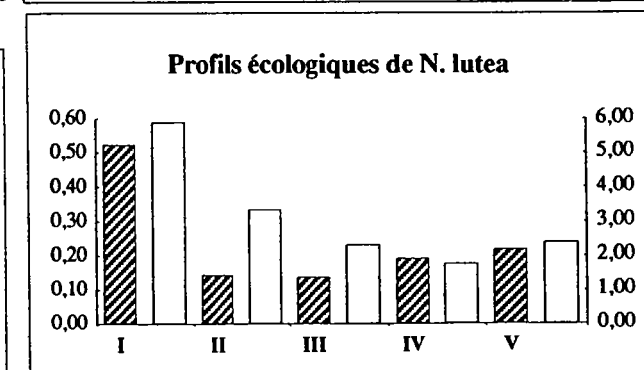
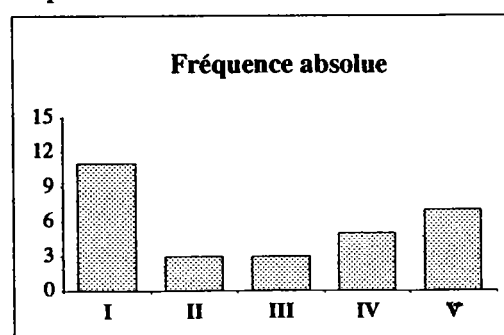


Figure IV. 26 : Profils écologiques du groupe des élodées pour les nitrates(mgN/l)

Elodea canadensis n'a été rencontré que dans les classes II et III des **conductivités**, de 100 à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mais, cette espèce n'a été recensée que 3 fois.

Elodea nuttallii a été rencontré pour des conductivités dépassant 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tout comme *Lemna gibba*. Ces deux espèces sont d'ailleurs absentes des eaux faiblement minéralisées, inférieures à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Lemna minor se rencontre pour toutes les conductivités échantillonnées, cependant, son abondance augmente avec la minéralisation de l'eau. Cette abondance peut être liée à la vitesse du courant qui est plus forte dans les eaux peu minéralisées généralement situées en montagne.

Nuphar lutea est absent des eaux dotées d'une faible conductivité ($< 100 \mu\text{S}/\text{cm}$), son abondance est maximale pour des conductivités élevées.

Ces espèces préfèrent les eaux fortement minéralisées.

Elodea canadensis est absent des eaux avec de fortes concentrations en **phosphates** dans l'eau, supérieures à 0,5 mgP/l. Par contre, *E. nuttallii*, *Lemna gibba*, *L. minor* et *Nuphar lutea* sont présents pour toutes les teneurs dans l'eau, de plus *L. minor* et *N. lutea* ont une abondance qui augmente avec la concentration en phosphates dans l'eau.

Les deux espèces d'élodées sont rencontrées plutôt dans les eaux avec des concentrations élevées en **nitrates**.

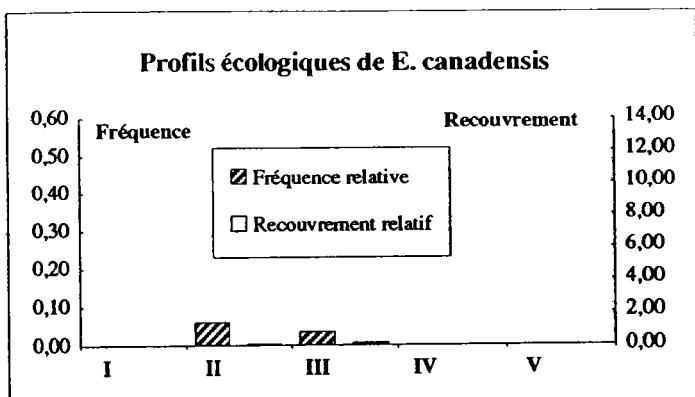
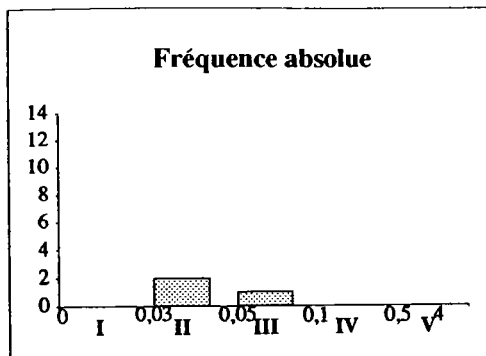
L. minor et *N. lutea* sont présents pour toutes les concentrations dans l'eau. En revanche, ces deux dernières espèces ne sont présentes, en grande quantité, que pour des teneurs faibles en nitrates dans l'eau. *L. gibba* est présent à la fois avec des teneurs faibles et des teneurs élevées dans l'eau.

Elodea canadensis est présent pour des concentrations moyennes en **azote ammoniacal** dans l'eau de 0,03 à 0,1 mgN/l, contrairement à *E. nuttallii* présent pour toutes les concentrations et plus abondant pour les concentrations élevées, supérieures à 0,5 mgN/l.

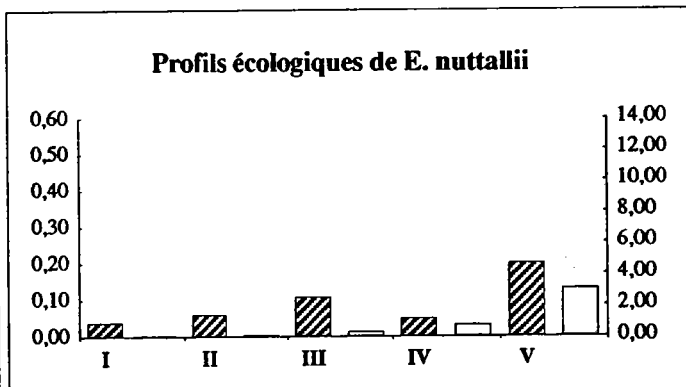
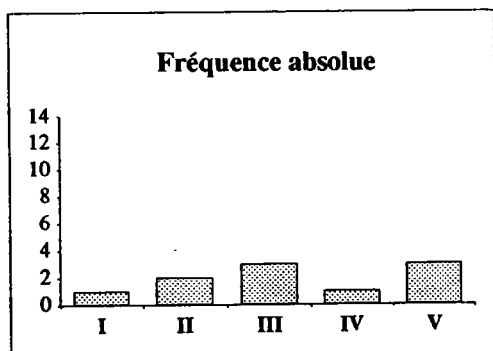
L. gibba est absent des eaux avec des teneurs faibles en NH_4 , $< 0,03 \text{ mgN/l}$. *L. minor* et *N. lutea* sont présents pour toutes les concentrations en NH_4 dans l'eau. Leur abondance augmente d'ailleurs avec l'accroissement des teneurs en NH_4 dans l'eau.

L. minor et *N. lutea* ont des profils écologiques assez semblables. Ces d'hydrophytes sont présentes très souvent dans le même type de station, où le caractère dominant est le faible courant.

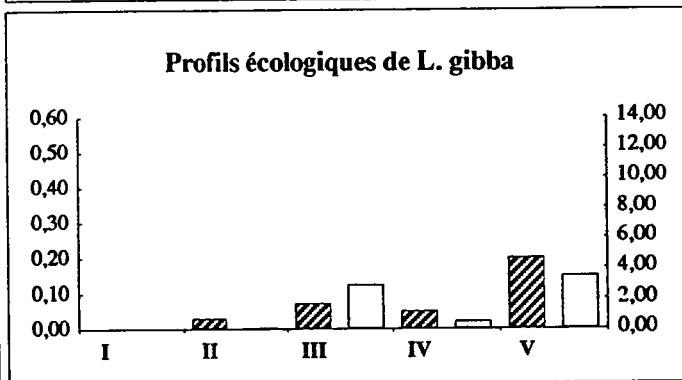
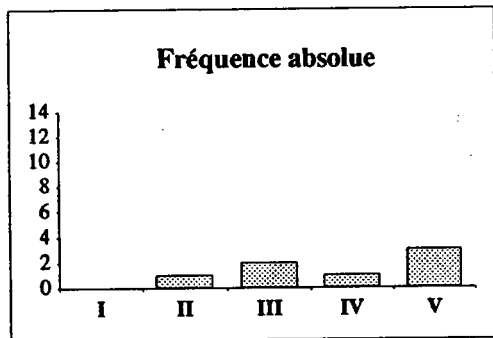
Elodea canadensis



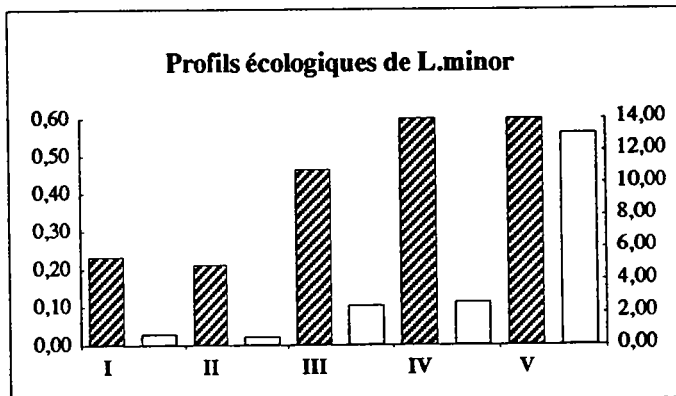
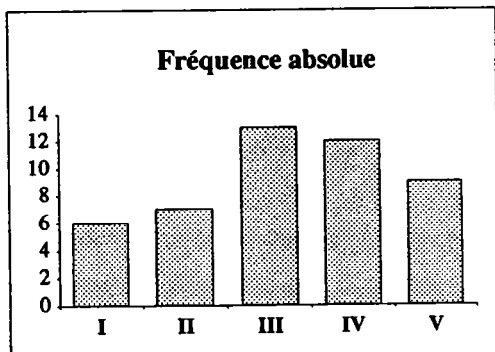
Elodea nuttallii



Lemna gibba



Lemna minor



Nuphar lutea

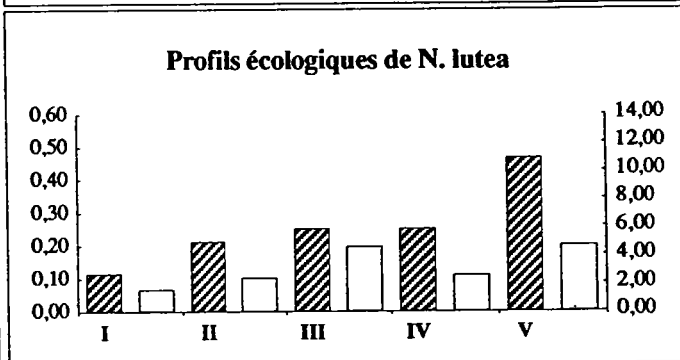
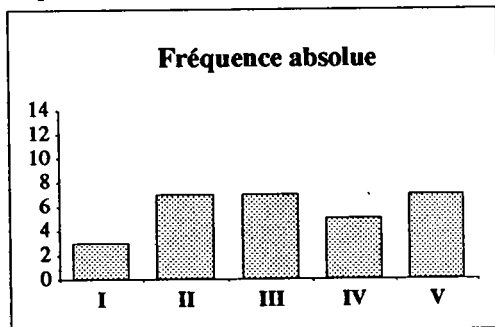


Figure IV. 27 : Profils écologiques du groupe des élodées pour l'azote ammoniacal (mgN/l)

2.5. Les genres d'algues filamenteuses

Les genres d'algues filamenteuses les plus fréquemment rencontrés sont *Vaucheria sp* et *Cladophora sp*. Ces taxons sont d'ailleurs parmi les plus fréquents sur notre échantillon. *Cladophora sp* est, de plus, le genre d'algue filamenteuse le plus répandu dans le monde (WHITTON, 1970 ; DODDS, 1991, par exemple)

La grande amplitude écologique de ces deux genres d'algues rend difficile une mise en évidence de leur valeur bioindicatrice, si ce n'est qu'ils sont le plus souvent absents des milieux faiblement minéralisés.

Leur répartition va cependant être affinée avec l'étude des profils écologiques.

Les répartitions de six genres d'algues sont comparées : *Vaucheria sp* (56), *Cladophora sp* (31), *Enteromorpha sp* (19), *Oedogonium sp* (24), *Ulothrix sp* (20) et *Spirogyra sp* (22) (entre parenthèses, leurs fréquences absolues).

Cladophora sp apparaît comme un genre moins couvrant que *Vaucheria sp* qui peut atteindre 90 % de recouvrement sur une station, alors que *Cladophora sp* n'excède pas 70 %.

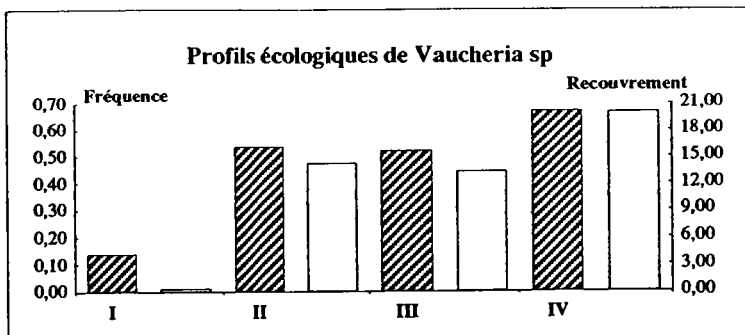
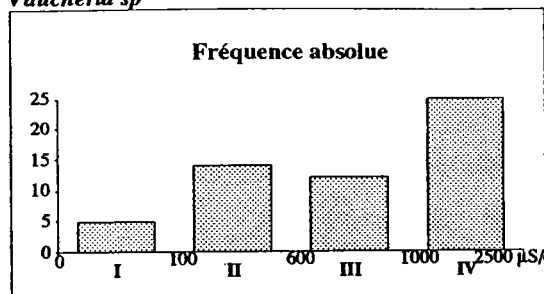
Enteromorpha sp présente un pourcentage de recouvrement qui peut atteindre 85 %. Le recouvrement maximum de *Spirogyra sp* peut atteindre 70 %, tandis que ceux de *Oedogonium sp* et *Ulothrix sp* n'excèdent pas 50 % de la station. (histogrammes d'abondance en annexe IV)

2.5.1. Les algues et la conductivité de l'eau (figure IV. 28)

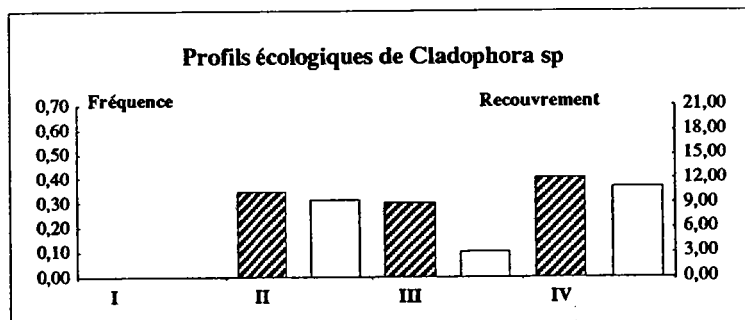
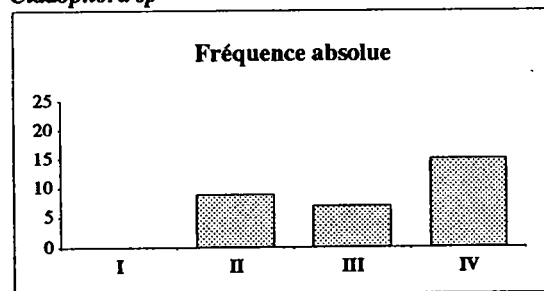
Les genres *Vaucheria sp*, *Oedogonium sp* et *Ulothrix sp* sont présents dans toutes les classes de conductivité mais *Vaucheria sp* est beaucoup plus abondant lorsque la conductivité de l'eau est élevée.

Cladophora sp, *Spirogyra sp* et *Enteromorpha sp* sont absents lorsque la conductivité est inférieure à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Par contre, *Ulothrix sp* est assez abondant si la conductivité de l'eau est faible, < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

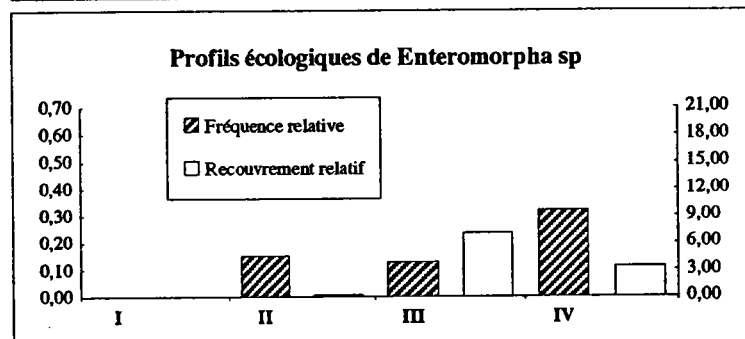
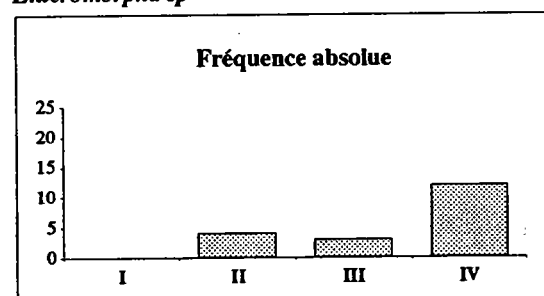
Vaucheria sp



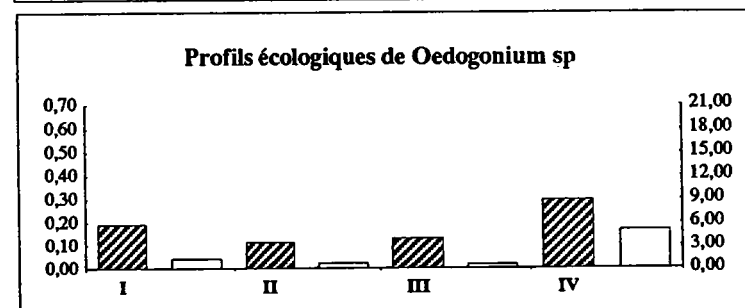
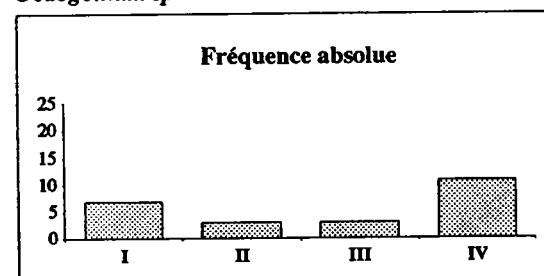
Cladophora sp



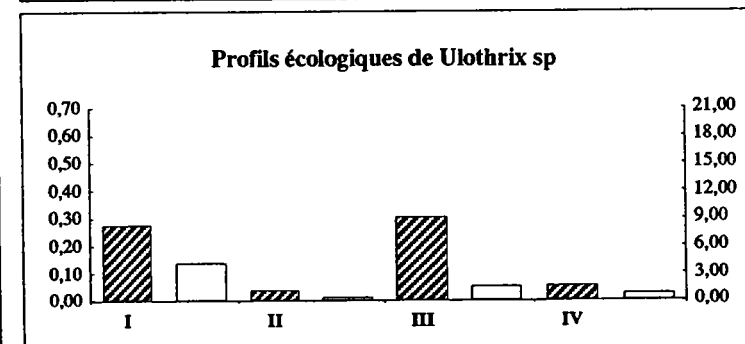
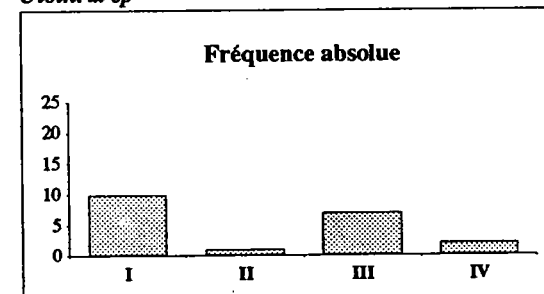
Enteromorpha sp



Oedogonium sp



Ulothrix sp



Spirogyra sp

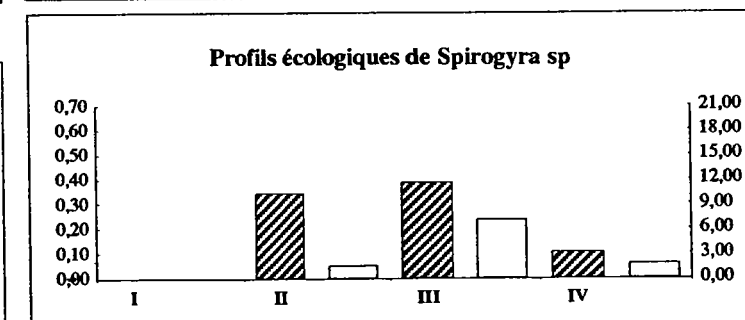
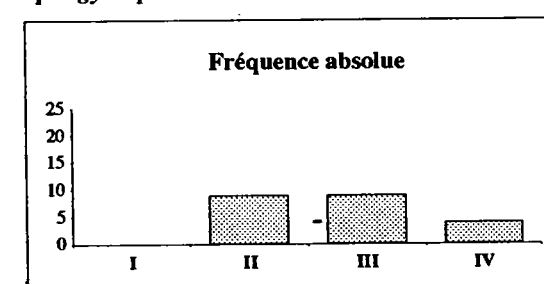


Figure IV. 28 : Profils écologiques des algues pour la conductivité

Il est intéressant de souligner que si on peut rencontrer le genre *Vaucheria sp* dans des eaux faiblement minéralisées, en revanche, le genre *Cladophora sp* n'y a pas été observé. Cette même constatation a été faite dans les cours d'eau peu minéralisés des Vosges du Nord (THIEBAUT commun. pers.)

2.5.2. Les algues et les concentrations en phosphates de l'eau (profils écologiques en annexe IV.2.5.)

Tous les genres d'algues sont rencontrés pour toutes les teneurs en phosphates dans l'eau.

Il est difficile de déceler une quelconque tendance de ces genres d'algues pour une certaine concentration en phosphates dans l'eau. Seul, *Enteromorpha sp* est plus abondant si la teneur en PO₄ dans l'eau est supérieure à 0,5 mgP/l.

2.5.3. Les algues et les concentrations en nitrates dans l'eau (profils écologiques en annexe IV.2.5.)

Tous les genres d'algues étudiés sont présents quelle que soit la concentration en nitrates dans l'eau, *Vaucheria sp* est particulièrement abondant lorsque la teneur en nitrates est supérieure à 0,5 mgN/l.

Il est, en fait, difficile de déceler une réelle préférence d'un genre d'algue pour une concentration précise en nitrates.

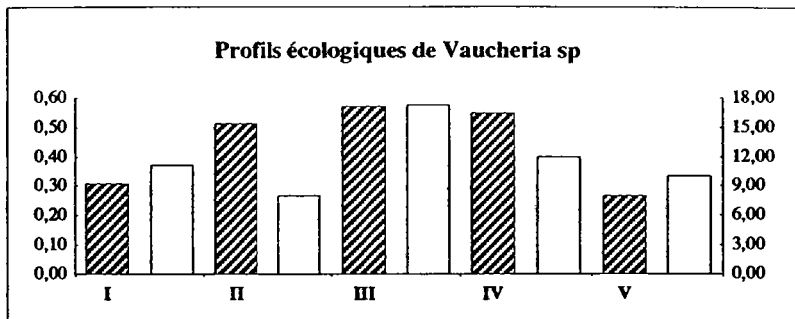
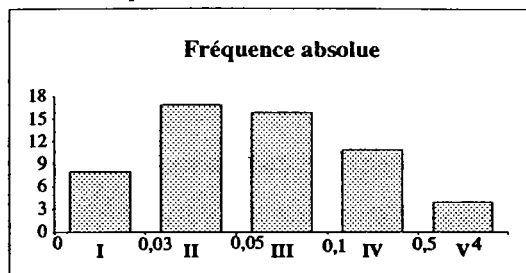
2.5.4. Les algues et la concentration en azote ammoniacal dans l'eau (figure IV.29)

Tous les genres sont présents quelle que soit la concentration en azote ammoniacal, excepté *Enteromorpha sp* qui est absent si la teneur en azote ammoniacal est faible, inférieure à 0,03 mgN/l.

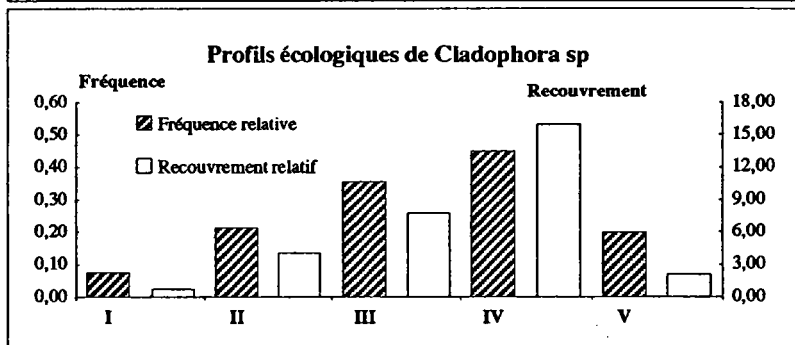
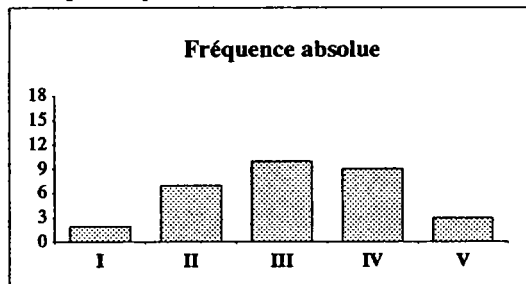
Le pourcentage de recouvrement relatif de *Vaucheria sp* est élevé et relativement régulier quelle que soit la classe de NH₄. Par contre, celui de *Cladophora sp* augmente avec l'accroissement de la teneur en NH₄ dans l'eau, mais diminue pour une concentration supérieure à 0,5 mgN/l.

Ulothrix sp est plus abondant si la teneur en azote ammoniacal est faible, inférieure à 0,03 mgN/l, par contre le recouvrement relatif de *Spirogyra sp* augmente avec la concentration en azote ammoniacal.

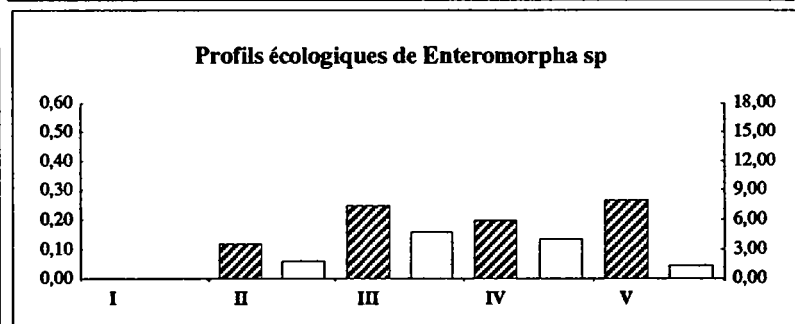
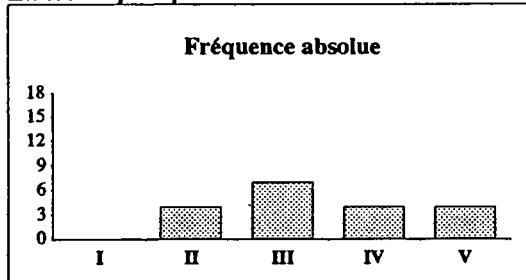
Vaucheria sp



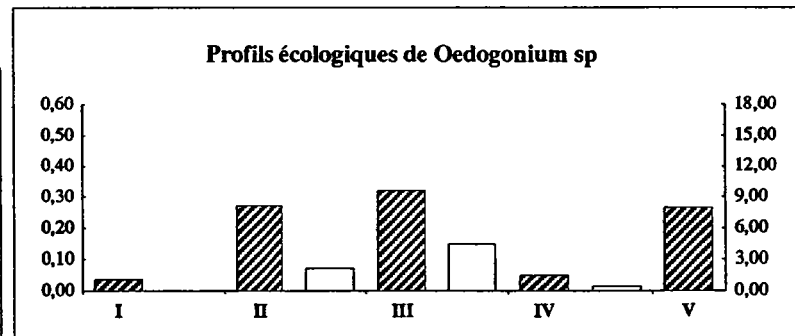
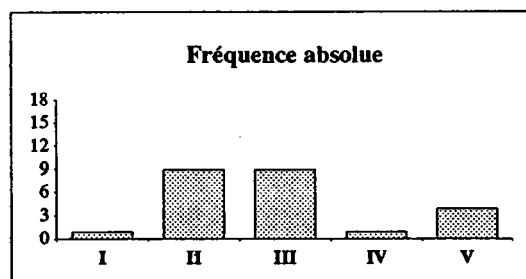
Cladophora sp



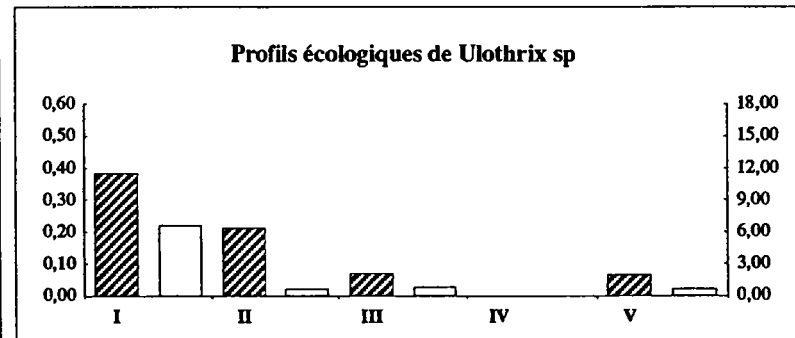
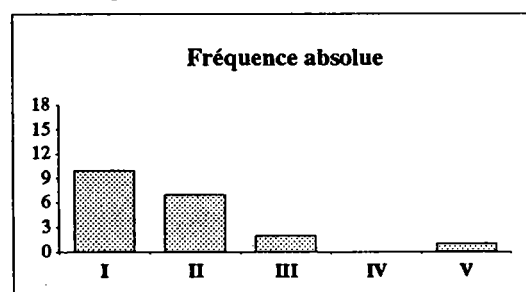
Enteromorpha sp



Oedogonium sp



Ulothrix sp



Spirogyra sp

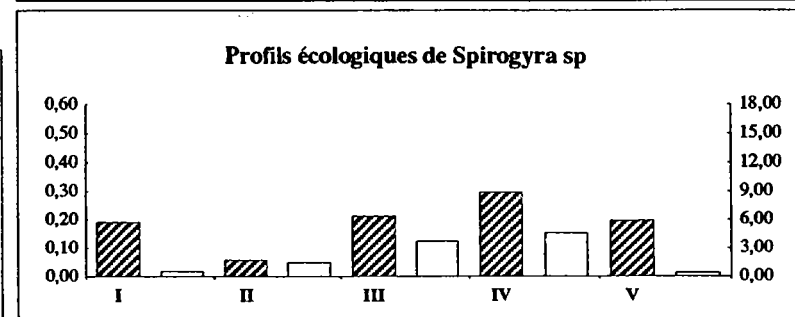
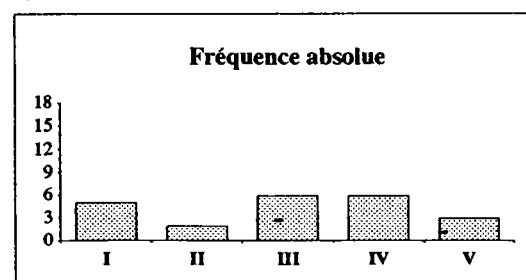


Figure IV. 29 : Profils écologiques des algues pour l'azote ammoniacal (mgN/l)

2.5.5. Les algues et la teneur en calcium dans l'eau

(profils écologiques en annexe IV.2.5.)

Cladophora sp, *Enteromorpha sp* et *Spirogyra sp* sont absents si la concentration en calcium est inférieure à 10 mg/l.

Cladophora sp et *Vaucheria sp* présentent une nette préférence pour les concentrations en calcium supérieures à 200 mg/l et ils ne sont pas rencontrés pour des teneurs inférieures à 70 mg/l.

Oedogonium sp et *Ulothrix sp* sont présents pour toutes les concentrations en calcium et un peu plus abondants entre 100 et 200 mg/l.

2.5.6. Bilan sur l'écologie des algues filamenteuses

Peu de tendances autoécologiques ont été décelées, si ce n'est pour les genres *Vaucheria sp* et *Cladophora sp* qui préfèrent les conductivités et les teneurs en azote ammoniacal élevées dans l'eau.

Ulothrix sp se différencie le plus des autres genres d'algues. En effet, il est retrouvé sur des stations à forte pente, à l'amont des cours d'eau, mais il est cependant également présent à l'aval.

C'est un des genres d'algues présent très tôt durant la saison de végétation, après le dégel, à partir de la mi-avril. En effet, il ne supporte pas les températures d'eau élevées, sa croissance optimale se situe entre 10 et 12°C. Ainsi, dès la mi-juin, il se détériore car la température de l'eau dépasse 15°C (JACKSON, 1988).

Il est absent des stations où les teneurs en azote ammoniacal et en phosphates dans l'eau sont élevées, donc plutôt un genre d'amont et de faible trophie de l'eau.

Spirogyra sp se distingue des autres genres d'algues car il n'est pas rencontré lorsque les teneurs en magnésium sont élevées. Il n'est présent que lorsque la concentration en magnésium est inférieure à 70 mg/l, alors qu'il est rencontré pour des concentrations élevées en sodium et potassium. Sa répartition par rapport au calcium est identique à celle des genres précédemment étudiés.

Oedogonium sp est présent pour des concentrations élevées en cations, excepté le cas du calcium où il n'est pas rencontré pour des teneurs supérieures à 50 mg/l.

2.5.6.1. Au niveau de la trophie de l'eau

Les genres d'algues étudiés sont très ubiquistes, ils sont présents à la fois pour des concentrations faibles et élevées des nutriments de l'eau.

Leur abondance n'est pas uniquement liée à des conditions de forte trophie, excepté peut être le cas du phosphore. En effet, dans le cas de *Vaucheria sp* et *Enteromorpha sp*, leurs présences et leurs abondances augmentent avec la teneur en phosphates dans l'eau.

En revanche, ce n'est pas le cas de *Cladophora sp* qui atteint son maximum de recouvrement, pour notre échantillon, entre 0,1 et 0,2 mgP/l (classe III), bien que le phosphore soit considéré, par la plupart des auteurs, comme le principal responsable des proliférations de *Cladophora sp* (WHITTON, 1970 ; NAULEAU, 1988). WHITTON (1970) ajoute d'ailleurs que l'absence de phosphates inhibe sa croissance.

TEN CATE *et al.* (1991) soulignent que *Cladophora sp* est rare lorsque les concentrations en phosphates sont fortes (supérieures à 0,3 mgP/l) alors que *Enteromorpha sp* est présent abondamment. Cela se vérifie pour *Cladophora sp*, mais n'est pas observé pour *Enteromorpha sp* sur notre échantillon.

En ce qui concerne l'azote, les formes assimilables par *Cladophora glomerata* (NAULEAU, 1988) sont essentiellement les formes minérales NO₃ mais aussi NH₄, qui est d'ailleurs plus vite assimilé, car il possède le même degré d'oxydation que l'azote organique. La période de développement la plus intense des algues filamenteuses dans le Doubs correspond aux teneurs maximales en NH₄, de 0,5 à 1 mgN/l. Le profil écologique des recouvrements relatifs du genre *Cladophora sp* illustre une abondance qui augmente proportionnellement avec la teneur en azote ammoniacal, excepté pour la dernière classe, supérieure à 0,5 mgN/l, mais le genre présente une faible occurrence pour cette classe.

Les différents auteurs constatent que les nitrates ne constituent pas un facteur limitant de la croissance des algues en eau douce (NAULEAU, 1988).

Il serait raisonnable de suggérer (WHITTON, 1970) que cette algue est sélective par rapport à son environnement et pas seulement pour des teneurs élevées en nutriments mais plutôt pour un équilibre entre phosphates et azote inorganique.

Pour conclure, le rôle exclusif du phosphore dans les proliférations d'algues est à relativiser. En effet, il n'est pas le seul facteur responsable des forts recouvrements, comme nous l'avons constaté d'après les répartitions des abondances sur notre échantillon.

2.5.6.2. Au niveau de la minéralisation de l'eau

L'abondance des algues filamenteuses est liée à une minéralisation moyenne à très élevée, excepté les genres *Oedogonium sp* et *Ulothrix sp*.

Les algues sont absentes ou peu abondantes si la teneur en calcium dans l'eau est faible, inférieure à 10 mg/l, voire même parfois 100 mg/l.

Dans ce cas, nous ne faisons que confirmer les données de la littérature qui insistent sur :

. le rôle métabolique du calcium : lorsque les teneurs en calcium sont faibles dans le milieu, 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)

. la prédilection des algues pour les eaux dures et alcalines (NAULEAU, 1988 ; TEN CATE *et al.*, 1991).

Le caractère ubiquiste des genres d'algues étudiés vient sans aucun doute de l'amalgame des différentes espèces les constituant, d'où l'importance d'une détermination spécifique dans une étude de l'autoécologie des algues.

Les algues filamenteuses sont souvent appelées péjorativement "pestes d'eau", car dès qu'un développement verdâtre suspect apparaît dans un cours d'eau, cela ne peut être que des algues. Il est vrai que des croissances denses d'algues empêchent le développement des hydrophytes et entraînent des perturbations de l'équilibre de l'écosystème aquatique. Mais ce ne sont pas obligatoirement les conditions les plus défavorables. Il peut y avoir plus perturbant et notamment les couches de lentilles à la surface des eaux (TEN CATE *et al.*, 1991).

La présence de certains genres d'algues *Spirogyra sp* et *Oedogonium sp* (TEN CATE *et al.*, 1991) peut être caractéristique de communautés végétales diversifiées et riches où algues et macrophytes coexistent avec un développement optimum au printemps pour les algues et en été pour les macrophytes. La notion de variations saisonnières est également à prendre en compte dans l'étude de leur écologie.

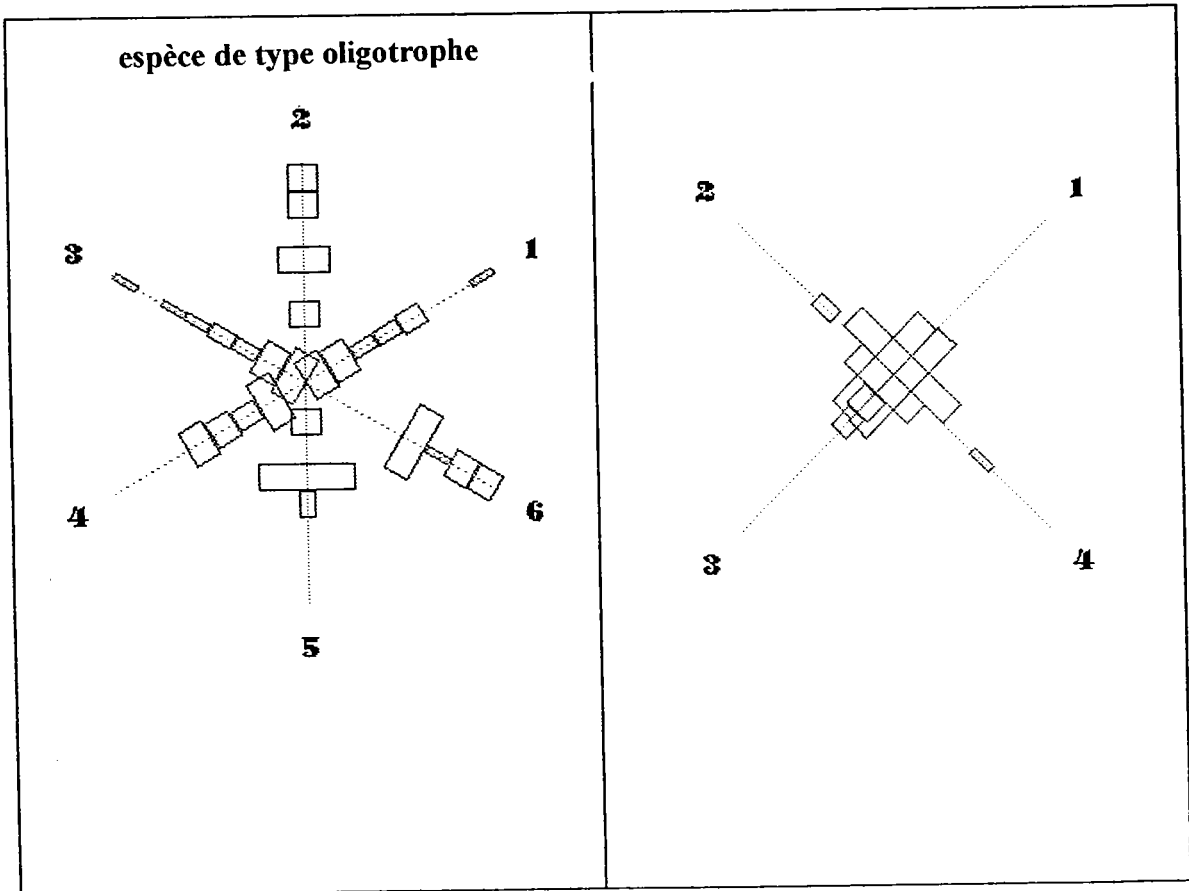
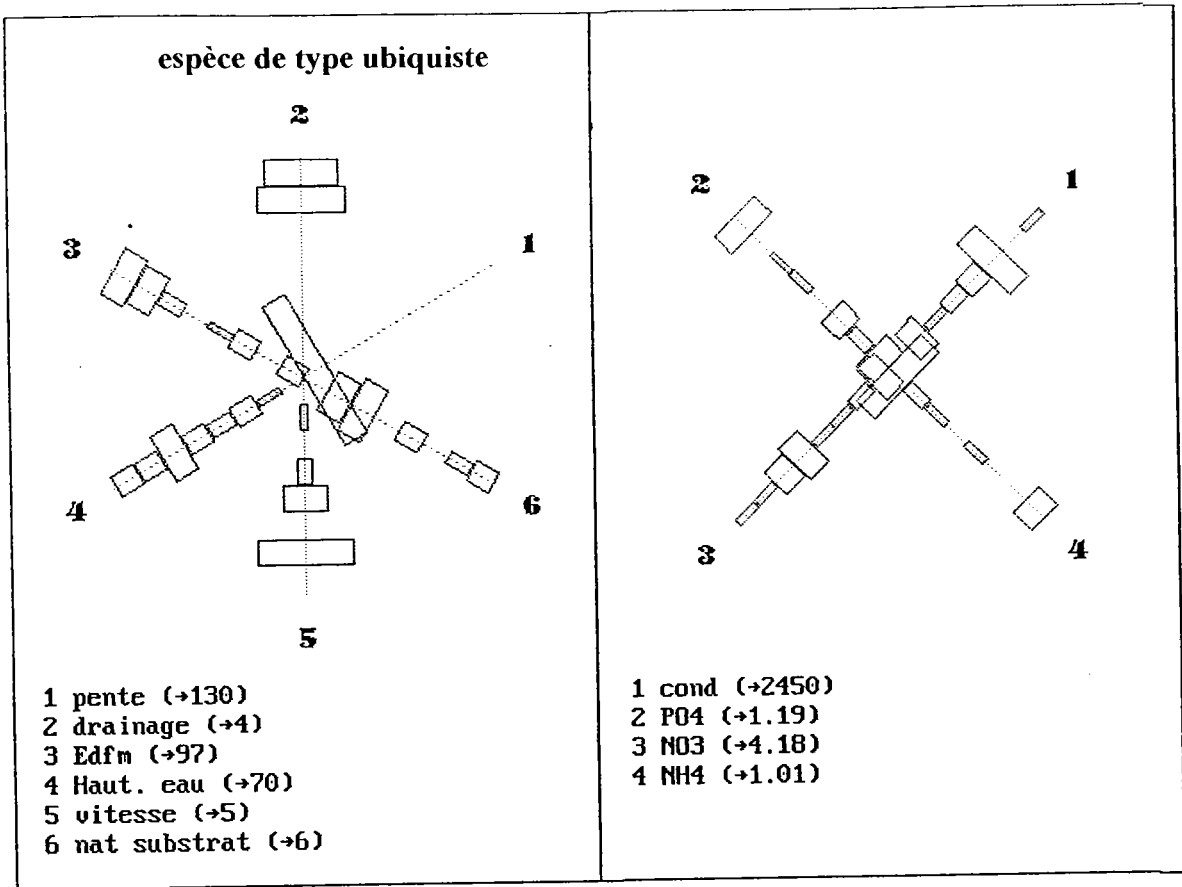


Figure IV. 30 : Comparaison des spectres écologiques de deux grandes catégories d'espèces

3. CONCLUSION

3.1 Définition de groupes écologiques

Les spectres écologiques ont permis de visualiser la répartition des principales espèces rencontrées. Deux catégories peuvent être distinguées, avec leurs spectres caractéristiques (figure IV.30) :

les espèces, à répartition large, ubiquistes

- * les genres d'algues filamenteuses
- * des espèces de phanérogames : *Phalaris arundinacea*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Iris pseudacorus*, *Butomus umbellatus*, *Berula erecta*, *Glyceria fluitans* et *G. maxima*, *Solanum dulcamara*, *Nuphar lutea* et *Lemna minor*
- * les espèces inféodées aux eaux fortement minéralisées *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Zannichellia palustris*, *Myriophyllum spicatum*

les espèces, avec une répartition plus restreinte, oligotrophes

- * des bryophytes
- * des callitriches

Les deux catégories définies correspondent à des groupes écologiques plurifactoriels, bien que cette classification soit basée principalement sur le degré de minéralisation de l'eau.

Il est cependant abusif de regrouper toutes les espèces ubiquistes dans un même groupe.

Les profils écologiques nous permettent de déterminer des groupes écologiques mono- puis plurifactoriels, beaucoup plus précis que ceux obtenus d'après les spectres.

Tableau IV.2 :
Synthèse des informations fournies par les profils écologiques.

Cond. µS/cm	Espèces caractéristiques	NO3 mgN/l	Espèces caractéristiques	NH4 mgN/l	Espèces caractéristiques	PO4 mgP/l	Espèces caractéristiques
100	<i>S. undulata</i> <i>B. rivulare</i> <i>C. hamulata</i> <i>F. antipyretica</i> <i>C. platycarpa</i>	0,2	<i>M. spicatum</i> <i>L. minor</i> <i>N. lutea</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Oedogonium sp</i> <i>Spirogyra sp</i>	0,03	<i>S. undulata</i> <i>F. antipyretica</i> <i>C. platycarpa</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Ulothrix sp</i>	0,05	<i>S. undulata</i> <i>R. fluitans</i> <i>F. antipyretica</i> <i>C. platycarpa</i> <i>L. minor</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i>
600	<i>R. fluitans</i> <i>F. antipyretica</i> <i>L. minor</i> <i>C. platycarpa</i> <i>N. lutea</i> <i>Spirogyra sp</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Vaucheria sp</i>	0,5	<i>S. undulata</i> <i>C. hamulata</i> <i>L. minor</i>	0,05	<i>C. hamulata</i> <i>F. antipyretica</i> <i>S. undulata</i> <i>C. platycarpa</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Oedogonium sp</i>	0,1	<i>A. riparium</i> <i>C. hamulata</i> <i>R. peltatus</i> <i>F. antipyretica</i> <i>B. rivulare</i> <i>C. platycarpa</i> <i>Vaucheria sp</i>
1000	<i>L. minor</i> <i>N. lutea</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Ulothrix sp</i> <i>Spirogyra sp</i>	1	<i>B. rivulare</i> <i>F. antipyretica</i> <i>C. hamulata</i> <i>C. platycarpa</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Ulothrix sp</i>	0,1	<i>P. crispus</i> <i>Z. palustris</i> <i>L. minor</i> <i>F. antipyretica</i> <i>C. platycarpa</i> <i>N. lutea</i> <i>Oedogonium sp</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i>	0,2	<i>B. rivulare</i> <i>L. minor</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Vaucheria sp</i>
2500	<i>P. pectinatus</i> <i>P. crispus</i> <i>Z. palustris</i> <i>L. minor</i> <i>N. lutea</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Enteromorpha sp</i> <i>Oedogonium sp</i>	2	<i>F. antipyretica</i> <i>L. minor</i> <i>Vaucheria sp</i>	0,5	<i>L. minor</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Spirogyra sp</i> <i>Vaucheria sp</i>	0,5	<i>F. antipyretica</i> <i>P. crispus</i> <i>L. minor</i> <i>N. lutea</i> <i>Vaucheria sp</i>
		-7	<i>R. fluitans</i> <i>P. pectinatus</i> <i>P. crispus</i> <i>F. antipyretica</i> <i>C. platycarpa</i> <i>L. minor</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Enteromorpha sp</i> <i>Oedogonium sp</i> <i>Spirogyra sp</i>	1	<i>P. pectinatus</i> <i>L. minor</i> <i>N. lutea</i>	2,4	<i>P. pectinatus</i> <i>P. crispus</i> <i>L. minor</i> <i>N. lutea</i> <i>Vaucheria sp</i> <i>Cladophora sp</i> <i>Enteromorpha sp</i> <i>Oedogonium sp</i>

Les espèces en gras ne sont présentes que dans une seule classe du paramètre

Pour constater les profils écologiques où sont concentrées de notre échantillon les espèces présentes. Les groupes du tableau, ce sont tou

récapitulé les informations fournies par les fichiers. Un tableau a été construit (tableau IV.2) où la fréquence est supérieure ou égale à 6, soit 5% et la valeur est supérieure ou égale à 0,25, soit des espèces appartenant à la classe. Les groupes sont d'une lecture immédiate sur ce tableau figurant dans le tableau IV.2.

Faible conductivité

Sagittaria rivulare
Callitriche hamulata

Conductivité moyenne, de 100 à 600 μ S/cm :

Ranunculus fluitans

Conductivité très élevée, supérieure à 1000 μ S/cm :

Potamogeton pectinatus
Potamogeton crispus
Zannichellia palustris

Très faibles teneurs en phosphates, inférieures à 0,05 mgP/l :

Scapania undulata
Ranunculus fluitans

Teneurs faibles en phosphates, de 0,05 à 0,1 mgP/l :

Amblystegium riparium
Callitriche hamulata
Ranunculus peltatus

Très fortes teneurs en phosphates, supérieures à 0,5 mgP/l :

Potamogeton pectinatus

Faibles teneurs en azote ammoniacal, de 0,03 à 0,05 mgN/l :

Callitriche hamulata

Tableau IV. 3 :
Résultats du test du X².

Paramètres	conductivité en µS/cm			NO ₃ en mgN/l			NH ₄ en mgN/l			PO ₄ en mgP/l		
	X _{2c}	X ₂	Ho	X _{2c}	X ₂	Ho	X _{2c}	X ₂	Ho	X _{2c}	X ₂	Ho
Test												
Espèces												
<i>L. minor</i>	16,88	7,81	r	2,66	9,49	a	8,77	9,49	a	13,42	9,49	r
<i>F. antipyretica</i>	16,52	7,81	r	1,9	9,49	a	5,26	7,81	a	8,68	9,49	a
<i>N. lutea</i>	12,93	7,81	r	9,23	9,49	a	1,74	5,99	a	4,89	7,81	a
<i>C. platycarpa</i>	3,62	7,81	a	3,99	9,49	a	2,6	5,99	a	1,63	5,99	a
<i>Cladophora sp</i>	13,58	7,81	r	6,92	9,49	a	7,78	7,81	a	6,77	9,49	a
<i>Vaucheria sp</i>	12,37	7,81	r	6,18	9,49	a	3,84	9,49	a	2,19	9,49	a

Hypothèse nulle , Ho :

les deux variables sont indépendantes, les écarts sont imputables au hasard.

H₁ :

les deux variables ne sont pas indépendantes, il existe une liaison significative.

Si l'indicateur d'écart $X_{2c} < X_2$ ($\alpha = 0,05$; $n =$ nombre de classes - 1), on accepte Ho.

Si $X_{2c} > X_2$,

on rejette Ho, les deux variables sont statistiquement liées avec un risque fixé ici 0,05.

N. B. : Toutes les classes n'ont pas toujours été utilisées car les effectifs théoriques obtenus étaient inférieurs à 5, ceci explique les valeurs différentes du X² lu dans la table pour *N. lutea* et *C. platycarpa*, en particulier.

Teneurs moyennes en azote ammoniacal, de 0,05 à 0,1 mgN/l :

Zannichellia palustris

Potamogeton crispus

Très fortes teneurs en azote ammoniacal, supérieures à 0,5 mgN/l :

Potamogeton pectinatus

Très faibles teneurs en nitrates, inférieures à 0,2 mgN/l :

Myriophyllum spicatum

Faibles teneurs en nitrates, de 0,2 à 0,5 mgN/l :

Scapania undulata

Teneurs moyennes en nitrates, de 0,5 à 1 mgN/l :

Brachytheceium rivulare

Très fortes teneurs en nitrates, supérieures à 2 mgN/l :

Ranunculus fluitans

Potamogeton pectinatus

Potamogeton crispus

Ces groupes écologiques mono-factoriels étaient déjà un peu pressentis suite aux analyses précédentes, notamment la position de *Potamogeton pectinatus* dans toutes les classes les plus élevées, et celle de *Scapania undulata* pour les faibles conductivités et les très faibles teneurs en PO₄ dans l'eau.

Cependant, une espèce est intéressante *Myriophyllum spicatum* car elle est présente uniquement pour les très faibles teneurs en nitrates et *Brachytheceium rivulare* pour des teneurs moyennes.

Ranunculus fluitans est rencontré pour de très faibles teneurs en PO₄, tout comme *Amblystegium riparium* et des espèces telles que *Callitriche hamulata* et *Ranunculus peltatus*.

Le bilan de l'étude de ce tableau ne peut se faire sans vérifier statistiquement la valeur des résultats. Un test du X² (SCHERRER 1984) a donc été tenté sur les taxons présents uniquement dans une classe (caractères gras), mais il n'a pas été réalisable. En effet, les effectifs théoriques des classes étaient pour la plupart inférieurs à 5, contrainte propre du test. D'autres espèces ont cependant fait l'objet de ce test (tableau IV. 3) ainsi leur distribution a pu être qualifiée de statistiquement significative ou non pour tel ou tel paramètre.

Ainsi, *Fontinalis antipyretica*, *Lemna minor*, *Nuphar lutea*, *Cladophora sp* et *Vaucheria sp* montrent des liaisons significatives pour le paramètre conductivité et la lentille d'eau *L. minor* également pour les phosphates.

Les effectifs des différentes classes sont donc encore trop faibles pour pouvoir utiliser ce genre de test statistique.

3.2. Bilan

Ce type d'approche, espèce par espèce et paramètre par paramètre, n'est pas obligatoirement le plus simple, car la synthèse de toutes les informations recueillies n'est pas toujours évidente. De plus, il suppose une indépendance inter-paramètres qui en réalité n'existe pas.

L'écologie d'une espèce peut être décrite sans trop de difficultés, par contre définir sa valeur bioindicatrice n'est pas aussi facile.

Une liste des principales espèces bioindicatrices n'est pas simple à fournir. En effet, elle est souvent fonction :

- . de l'expérience du spécialiste d'une ou l'autre région

La notion d'**éco-région** est à prendre en compte dans l'évaluation de l'écologie et de la valeur bioindicatrice des espèces.

- . du problème à traiter, et donc de l'orientation de l'étude

Lors des **proliférations** de végétaux, ces derniers ne sont considérés que comme une nuisance et seuls les végétaux dominants, causes du préjudice, sont vraiment étudiés.

Pour mettre en évidence des **perturbations** du milieu, apports polluants notamment (séquences de dégradation), les cortèges floristiques sont analysés. La notion de **phytocénose de référence** est intéressante, à ce niveau, pour pouvoir déterminer si il y a ou non perturbation. Mais, elle reste encore à expliciter, en particulier sur le territoire français.

5ème partie

DISCUSSION

La typologie floristique et écologique des cours d'eau de Lorraine qui a été établie lors de l'analyse des résultats va être comparée à celle des cours d'eau d'autres régions. Les différentes approches méthodologiques utilisées seront ensuite comparées et discutées, et permettront des réflexions sur la bioindication et l'utilisation des macrophytes dans l'estimation de la qualité globale des cours d'eau.

1. LES PHYTOCENOSSES AQUATIQUES : SITUATION DE LA LORRAINE PAR RAPPORT A D'AUTRES REGIONS

L'exploitation de nos résultats a d'abord été basée sur les différents substrats géologiques échantillonnés. Ce choix se justifie par l'importance du socle géologique dans la détermination du réseau hydrologique.

Au niveau de la région Lorraine, nous disposons d'un outil supplémentaire : les classes de perméabilité. Elles intègrent des notions de perméabilité de la roche en plus de la lithologie ou du substrat géologique. Cependant, pour pouvoir comparer nos résultats, par classe de perméabilité, à d'autres travaux, nous avons considéré que la classe de perméabilité était équivalente au substrat géologique.

C'est notamment par la description de la distribution longitudinale de la végétation observée sur les cours d'eau qu'une typologie a pu être mise en place (tableau II.11 p.92).

Cette approche consistant à utiliser le substrat géologique comme base pour une classification a déjà été adoptée par différents auteurs.

Les rivières peuvent, par exemple, être classées en fonction de la teneur en calcaire de leur eau (BUTCHER, 1933 ; KOHLER *et al.*, 1973 ; CARBIENER, 1977). Cette teneur dans l'eau est liée directement au substrat géologique sur lequel s'écoule la rivière. Il s'agit de l'Est de la Grande Bretagne pour BUTCHER (1933), des cours d'eau phréatiques du "Ried" d'Alsace (France) pour CARBIENER (1977) et de la Moosach, cours d'eau proche de Munich (Allemagne), pour KOHLER, par exemple KOHLER *et al.*(1973).

HASLAM & WOLSELEY (1981) ont étudié les grands types de cours d'eau rencontrés en Grande Bretagne. Leur premier critère de classement est le substrat géologique. Ensuite, sont pris en compte le type de paysage (montagneux, plaine, etc...)

et la taille du cours d'eau (largeur et profondeur, notamment). HASLAM (1987) s'est ensuite intéressée à l'Europe de l'Ouest et a ainsi classé les rivières de pays tels que l'Allemagne, le Danemark, la Belgique, le Luxembourg, l'Irlande, les Pays Bas, une partie de la France et de l'Italie, la Sicile, la Sardaigne, la Corse et le sud de la Norvège.

DETHIOUX (1987) a également classé les rivières de Belgique en trois catégories en fonction du substrat géologique traversé : le massif ardennais de type siliceux, le bassin calcaire mosan et la moyenne Belgique de type loessique. La taille du cours d'eau a aussi été retenue en deuxième critère.

En comparant les différents cortèges floristiques obtenus pour chaque type de substrat, beaucoup de similitudes apparaissent avec notre échantillon lorrain.

1.1. Les cours d'eau s'écoulant sur roches cristallines

(les granites, en particulier)

Dans les cours d'eau étudiés des Vosges cristallines (sur granites), les végétaux aquatiques inventoriés à l'amont sont majoritairement des bryophytes. A l'aval s'y ajoutent des phanérogames tels que des callitriches et des renoncules (*Callitriche hamulata*, *C. platycarpa* et *Ranunculus peltatus*).

Dans les cours d'eau anglais étudiés par HASLAM & WOLSELEY (1981), situés sur roches cristallines, les populations de bryophytes, de la partie amont, sont notées mais non détaillées. A l'aval, la renoncule *R. fluitans* est présente. Cette dernière traduit un échantillon qui diffère du nôtre par le type de paysage traversé et par la taille des cours d'eau. En effet, les cours d'eau vosgiens étudiés sont situés en tête de bassin versant. Ce sont des torrents moins longs, et avec des largeurs à l'exutoire bien inférieures à celles citées par HASLAM & WOLSELEY. Une autre espèce rencontrée par HASLAM & WOLSELEY (1981) et également par HAURY (1985) sur le Scorff (Bretagne), l'oenanthe safranée, *O. crocata*, n'a pas été relevée dans les cours d'eau vosgiens. Ceci est dû au caractère atlantique de cette espèce.

Dans le Scorff, étudié par HAURY (1985), les bryophytes sont présentes à l'amont mais ne sont pas aussi dominantes, par rapport aux phanérogames, que dans les cours d'eau vosgiens. L'amont du Scorff abrite en effet des espèces telles que *Ranunculus omiophyllos* et *R. hederaceus*. La quasi-absence de phanérogames à l'amont des cours d'eau vosgiens peut résulter d'un faible éclaircissement et également d'une forte pente, le Rouge Rupt présentant une pente de 130 Σ , la Moselotte de 110 Σ et le Bouchot de 72 Σ , contre seulement 11 Σ dans la zone des sources du Scorff. Cette pente correspond

presque à la pente de nos cours d'eau dans leur partie aval, excepté la Moselotte qui termine son parcours en plaine (1 Σ).

A l'aval du Scorff, HAURY (1985) rencontre la renoncule en pinceaux, *R. penicillatus*, inventoriée à l'aval de la Moselotte. *Ranunculus peltatus*, non signalé en 1985, existe désormais en mélange dans le cours médian et aval du Scorff (HAURY, commun. pers), alors que *R. fluitans* n'a pas été inventorié à l'aval du Scorff.

L'aval du Scorff offre le même type de cortège floristique que les cours d'eau vosgiens étudiés avec la présence de renoncules et de callitriches.

HASLAM (1987), lors de sa description des groupements végétaux des cours d'eau des Vosges, signale qu'il s'agit de groupements caractéristiques de montagne par leur faible richesse spécifique. Cela est vérifié pour les espèces de phanérogames peu nombreuses mais, en revanche, pas pour les bryophytes qui n'ont pas été prises en compte par cet auteur.

1.2. Les cours d'eau s'écoulant sur grès

Dans les cours d'eau étudiés des Vosges gréseuses, les végétaux aquatiques inventoriés à l'amont sont principalement des bryophytes, *Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthus*, *Fontinalis antipyretica*, *Hygrohypnum dilatatum*, *Hypnum cupressiforme*, et une callitriche, *Callitriche hamulata*. A l'aval, une renoncule, *Ranunculus peltatus*, s'ajoute à ce cortège.

HARDING (1981) définit trois zones pour l'étude des cours d'eau gréseux du nord ouest de l'Angleterre, (1) la zone amont, colonisée par des mousses et des hépatiques, (2) la zone intermédiaire où sont inventoriées des bryophytes, mais où dominent les plantes enracinées submergées, supportant un certain courant, comme des renoncules et des callitriches, avec même des espèces telles que *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus* et *Zannichellia palustris* et (3) la zone aval où le courant est lent. Au cortège précédent s'ajoutent des espèces supportant une certaine charge organique de l'eau, comme par exemple *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum* et *Nuphar lutea*.

HARDING (1981) signalait une sensibilité de *Zannichellia palustris* à l'enrichissement en nutriments et à la pollution organique. Il suggérait, cependant, que sa faible présence pouvait être liée à une limite de distribution géographique dans cette zone d'étude. Ce jugement, quant à l'écologie de la zannichellie des marais, a été revu par l'auteur lui-même (HMSO, 1987). En effet, *Zannichellia palustris* est aujourd'hui considéré comme une espèce particulièrement résistante aux diverses pollutions du milieu aquatique (ORTSCHEIT, 1985 ; NEWBOLD & HOLMES, 1987).

HARDING (1981) met en évidence une distribution non simultanée et quasiment opposée pour deux espèces de mousses aquatiques. Ainsi, *Rhynchostegium riparioides* est présent sur des stations amont, et il est absent lorsque *Amblystegium riparium* apparaît. Cette dernière espèce est tolérante à certaines pollutions et est plutôt inventoriée à l'aval des cours d'eau.

Seules les zones amont et intermédiaire des cours d'eau anglais étudiés par HARDING (1981) sont comparables aux cours d'eau lorrains gréseux de l'étude, dont l'aval coïncide en fait avec la zone intermédiaire définie par HARDING. Les linéaires de rivières étudiés sont également moins importants. Cependant, des espèces sont communes aux deux milieux et la succession bryophytes-phanérogames est retrouvée.

Au Sud-Ouest de l'Allemagne, PHILIPPI (1987) s'est intéressé aux bryophytes de cours d'eau sur substrat gréseux. *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus* sont présents dans la première moitié du cours d'eau et caractéristiques d'une zone non polluée. Par contre, des espèces telles que *Hygrohypnum ochraceum* et *Fontinalis squamosa* peuvent supporter une certaine pollution. Dans les cours d'eau vosgiens étudiés, la présence de *Scapania undulata* est bien répartie dans la zone amont relativement peu perturbée (pollutions ou autres), ce qui n'est pas forcément le cas pour *Chiloscyphus polyanthus*, inventorié dans une partie plus aval de la Mortagne.

Dans les rivières anglaises moyennes et larges sur grès, HASLAM & WOLSELEY (1981) ont inventorié des renoncules telles que *R. aquatilis* et *R. penicillatus*. Des callitriches sont également présents, mais l'espèce n'a pas été précisée. Ce cortège de végétaux supérieurs est par conséquent assez comparable au nôtre. Cependant, les bryophytes ne sont pas indiquées.

Un inventaire de la végétation aquatique des Basses Vosges gréseuses du Nord (MULLER, 1990b) a permis de mettre en évidence un cortège de quatre groupements végétaux bioindicateurs de niveaux trophiques croissants. L'espèce caractéristique du niveau le plus oligotrophe, avec le pH le plus faible, est un potamot, *Potamogeton polygonifolius*. Cette espèce rencontrée sur une station à l'amont de la Mortagne, associée avec *Callitriche hamulata*, correspond au groupement B établi par MULLER (1990b). Mais, les autres groupements caractéristiques ne sont pas représentés. Une succession aussi typée que celle décrite par MULLER (1990b) n'a pas été observée sur les cours d'eau étudiés.

L'environnement des cours d'eau est, en fait, très différent entre les deux régions. On rencontre beaucoup de friches et de zones de déprise agricole dans les Vosges du Nord, contrairement à la Mortagne (Saint Dié des Vosges) où il y a beaucoup plus de zones forestières et au Rabodeau (Senones) qui est entouré de forêts puis de friches mais

pour lequel les rejets des villes et industries ont un effet très net sur l'évolution de la végétation (disparition des phanérogames à la station aval).

L'échelle d'étude n'est pas la même. En effet, le linéaire d'étude est plus important sur les cours d'eau vosgiens, tandis que la densité d'échantillonnage de MULLER (1990b) est plus élevée.

Pour les cours d'eau sur grès, l'importance des bryophytes est soulignée, excepté dans les Vosges du Nord (MULLER, 1990b) où seule une espèce de mousse, *Fontinalis antipyretica*, est inventoriée. Ce cas particulier est lié à l'ensablement important de ces cours d'eau, ne permettant pas le développement de bryophytes saxicoles.

1.3. Les cours d'eau s'écoulant sur marnes

L'échantillon de cours d'eau s'écoulant exclusivement sur marnes est constitué par des cours d'eau s'écoulant sur des marnes du Keuper qui entraînent une minéralisation très élevée (conductivité supérieure à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ainsi qu'une charge en nutriments importante (tableau II.7 p.70).

La succession longitudinale sur ces cours d'eau est illustrée par des variations de quantité de végétation plutôt que par des changements d'espèces.

Les taxons dominants sont représentés par des algues filamenteuses et un potamot : *Potamogeton pectinatus*. Il faut également noter l'absence de bryophytes.

L'échantillon inclut également des stations sur marnes qui sont insérées entre d'autres substrats notamment lors d'alternances calcaires-marnes-grès. Dans ce cas, la végétation aquatique est plus diversifiée, l'espèce de potamot *P. pectinatus* est retrouvée mélangée à d'autres espèces telles que *P. crispus*, *P. perfoliatus*, *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Zannichellia palustris*, *Berula erecta*, *Callitriche platycarpa* et *C. obtusangula*, par exemple. Mais, ici, les successions longitudinales ne sont pas faciles à déceler.

BUTCHER (1933) a étudié des rivières situées à l'est de l'Angleterre "low lying land" qui correspondent à nos rivières de plaines sur marnes. Il signale une végétation abondante qui doit fréquemment subir des coupes (faucardages). Les mousses aquatiques sont absentes, si ce n'est une espèce, *Fontinalis antipyretica*, rencontrée sur les pierres ou les enrochements artificiels. Dans les parties à courant rapide, les espèces suivantes sont inventoriées, *Ranunculus fluitans*, *Oenanthe fluviatilis* et *Sparganium simplex* (= *emersum*), par exemple. Et, dans les parties à courant lent, apparaissent des espèces caractéristiques des cours d'eau sur marnes de notre échantillon, *Zannichellia palustris*,

Potamogeton pectinatus, *Nuphar lutea* et *Potamogeton natans*, par exemple. Dans notre échantillon, nous avons principalement ce type de stations sur marnes de plaine avec des courants faibles. BUTCHER (1933) souligne également que le potamot pectiné est une espèce aimant tout particulièrement les substrats vaseux, ce que nous avons vérifié.

HASLAM & WOLSELEY (1981) ont également étudié des cours d'eau de plaines sur argiles, au sud et à l'est de l'Angleterre. Le cortège spécifique est proche de celui de nos cours d'eau sur alternances et ne souligne pas le rôle prépondérant du potamot pectiné.

DETHIOUX (1987) signale que l'association à *Potamogeton pectinatus* est caractéristique de la Moyenne Belgique loessique.

On ne peut donc que constater une relative uniformité des relevés de végétation aquatique des cours d'eau s'écoulant sur marnes.

Cependant, l'évolution longitudinale ne se traduit pas obligatoirement, pour les différents auteurs, par une augmentation de la quantité de végétation. Seul, BUTCHER (1933) souligne l'importance des peuplements qui nécessitent de fréquents faucardages, ceci rejoint nos conclusions de la 2ème partie (p.94).

1.4. Les cours d'eau s'écoulant sur calcaires

En Lorraine, nous n'avons pas trouvé de cours d'eau s'écoulant exclusivement sur un substrat calcaire. Ainsi, pour les stations étudiées, toutes situées à l'aval de cours d'eau, l'amont se situe, pour la plupart, sur des argiles. Ces stations sur substrat calcaire sont caractérisées par une richesse spécifique importante et par des espèces telles que des mousses, *Amblystegium riparium* et *Fontinalis antipyretica* et des phanérogames, *Ranunculus fluitans*, *Oenanthe fluviatilis* et *Sagittaria sagittifolia*.

BUTCHER (1933) a étudié différents types de rivières calcaires, dont les eaux sont moyennement ou fortement chargées en calcaires. C'est la renouée aquatique, *R. fluitans*, qui est l'espèce dominante des parties à courant rapide de ces rivières sur calcaires. Avec la diminution du courant, on peut rencontrer *Sparganium emersum* et *Potamogeton perfoliatus* et, dans les parties les plus en aval avec un courant faible, *Elodea canadensis* et *Sagittaria sagittifolia*.

Malgré notre faible échantillon de stations sur calcaires, nous disposons d'une bonne représentation des peuplements habituellement rencontrés sur ce type de substrat. En effet, les études menées par KOHLER *et al.* (1973) sur la Moosach (Allemagne), par

NOIRFALISE & DETHIOUX (1977) dans les régions calcaires de Belgique, par CARBIENER *et al.* (1990) dans la vallée du Ried alsacien, par SCHUTZ (1992) en Allemagne et par HAURY & PELTRE (1993) sur la Noye et l'Avre (au nord de la France), confirment les groupes floristiques mis en évidence précédemment (tableau II.11 p.92, par exemple).

1.5. Bilan

La caractérisation des cours d'eau aboutit dans tous les cas étudiés à un descriptif des successions longitudinales de la végétation aquatique.

Selon les auteurs, plusieurs zones sont distinguées.

HARDING (1981) et HAURY (1985), définissent trois zones : amont, milieu et aval de la rivière, tandis que HASLAM & WOLSELEY (1981) en définissent souvent quatre.

Dans notre étude, l'amont et l'aval des cours d'eau sont distingués, tout comme WOLFF (1987) et HASLAM & MOLITOR (1988). Une zone intermédiaire plus ou moins précise est parfois décrite mais il n'y a pas forcément de zones bien définies. De plus, les cours d'eau inclus dans notre étude sont, pour la plupart, de faible longueur, de 2 à 60 km de linéaire, et en amont des bassins versants. Ainsi, les deux zones suffisent.

D'un point de vue qualitatif, une bonne concordance existe entre les espèces rencontrées par l'un ou l'autre des auteurs, en tenant compte des nombreuses régions étudiées.

Les méthodes utilisées varient peu dans le mode de prise des données : des relevés de végétation aquatique en terme d'abondance (coefficients de BRAUN-BLANQUET (1964) ou pourcentages de recouvrement). Cependant, les longueurs de stations et le nombre de stations étudiées par cours d'eau peuvent différer.

Les peuplements de végétaux aquatiques montrent ainsi une certaine régularité.

Les divergences qui ont été observées peuvent être liées à des caractères éco-régionaux comme, par exemple, l'exposition, l'altitude, le climat. HASLAM (1987) souligne cependant la faible variabilité des végétaux aquatiques par rapport aux peuplements végétaux terrestres sur un territoire comprenant les pays de la Communauté Economique Européenne, ce que reprend d'ailleurs BEST (1988) lorsqu'il signale un grand nombre d'espèces cosmopolites parmi les végétaux aquatiques.

Par rapport à nos résultats, ces divergences restent plutôt tributaires d'un sous-échantillonnage. En effet, la plupart des auteurs cités précédemment, excepté HASLAM & WOLSELEY (1981), étudient en détail un substrat particulier. Notre étude, par contre, recouvre tous les substrats de Lorraine, avec parfois un nombre restreint de stations par type géologique.

La méthode d'échantillonnage des cours d'eau, que nous avons utilisée, permet de déterminer les stations d'étude les plus représentatives possible, ce qui s'est vérifié lors de cette comparaison bibliographique.

En revanche, pour la définition de phytocénoses de références, cette méthode nous permet seulement de dégager des tendances mais présente l'intérêt de décrire les principaux groupements floristiques de Lorraine.

D'un point de vue quantitatif, il est, cependant, encore difficile de comparer les nombres ou les biomasses d'espèces récoltées par substrat.

Ce type d'études fait appel, il est vrai, à des expériences diverses de la connaissance du milieu d'étude (fréquence des prospections, nombre de stations, linéaire étudié, etc...) et l'exploitation des résultats est subjective, car indicative et parfois non étayée statistiquement.

Il ne manque plus qu'une uniformisation concernant la prise en compte des paramètres écologiques (choix des paramètres-clés et calibrage de leur évaluation) afin de pouvoir affiner les comparaisons entre les différents systèmes.

2. UNE TYPOLOGIE DES COURS D'EAU FONDEE SUR LES VEGETAUX AQUATIQUES

2.1. Différentes méthodes d'exploitation des résultats

2.1.1. L'échantillon lorrain

Les premières méthodes d'exploitation de nos résultats se sont fondées sur le substrat géologique, considérant qu'il constitue le premier critère de distribution des végétaux aquatiques.

Chaque substrat a été caractérisé par un certain nombre de taxons de végétaux aquatiques (tableau II.7 p.70). Avec la construction d'un tableau floristique synoptique (tableau II.8 p.72), cette liste s'est vue affinée, car la fréquence de rencontre des taxons par type géologique a été prise en compte.

Pour la caractérisation des substrats géologiques, le critère de choix et de tri des espèces (la valeur-test) a été calculée informatiquement (3ème partie). Pour la construction du tableau floristique, seules les espèces présentes sur au moins 20 % des stations sont incluses.

(La colonne des P2, substrats géologiques peu perméables, ne sera pas incluse dans cette exploitation, vu son faible effectif)

Dans la **caractérisation statistique** des substrats géologiques, seule l'espèce d'hépatique, *Scapania undulata*, apparaît dans deux classes, celles des granites et des grès. Cette information se retrouve dans le tableau floristique où elle est commune à ces deux substrats.

Tous les autres taxons ne sont inclus que dans une seule classe. Certains n'apparaissent pas sur le tableau floristique mais figurent sur la liste statistique, par exemple *Lemanea sp*, *Batrachospermum sp*, *Ranunculus peltatus*, *Chiloscyphus polyanthus*, *Sphagnum sp*, *Oenanthe fluviatilis*, *Callitriche obtusangula*, *Elodea canadensis*, *Apium nodiflorum* et *Zannichellia palustris*. Ceci est lié au critère de tri des espèces. Ainsi une espèce caractéristique d'une classe n'est pas obligatoirement rencontrée fréquemment.

Un certain nombre de taxons, dans l'établissement du **tableau floristique**, apparaissent communs à deux ou trois substrats, *Callitriche hamulata*, *Fontinalis antipyretica*, *Glyceria fluitans* et *Iris pseudacorus*, par exemple.

Le substrat calcaire possède de nombreuses espèces communes avec les autres substrats, dans le tableau floristique. Il se différencie beaucoup plus nettement lors de la caractérisation statistique des classes. Des espèces, communes à plusieurs substrats, sont donc spécifiquement caractéristiques des calcaires, *Fontinalis antipyretica*, par exemple, bien que cette mousse soit aussi présente sur les granites et les grès.

Les deux critères de tri : la valeur-test et le pourcentage de fréquence n'ont donc pas la même précision. Ils soulignent la nuance qui peut exister entre une espèce caractéristique et une espèce souvent rencontrée dans une classe.

Ce n'est pas le même type d'indication : une espèce caractéristique n'implique pas obligatoirement qu'elle est souvent rencontrée dans cette classe mais peut indiquer qu'elle est rencontrée exclusivement dans cette classe.

La caractérisation des différents substrats géologiques réapparaît dans les deux typologies, obtenues d'après les analyses multivariées, basées sur les descripteurs chimiques et morphométriques (ACP suivie d'une CAH, tableaux III.4 p.116 et III.5 p.126).

Les cours d'eau sur granites et grès sont cependant regroupés, leurs chimies respectives étant particulièrement proches, le cortège floristique associé correspond à la réunion des cortèges respectifs.

En revanche, lors de la classification basée sur les végétaux aquatiques, les cours d'eau sur granites et ceux sur grès sont différenciés. Leurs cortèges floristiques induisent deux catégories pour ces deux substrats, si proches de par leur chimie.

Dans ces différents traitements, l'intérêt est de mêler aux végétaux les descripteurs chimiques et morphométriques, données intégrées seulement très sommairement dans le tableau II.7 (p.70).

Il est intéressant de noter que la renoncule flottante, *R. fluitans*, est associée une première fois au substrat géologique calcaire et aux teneurs en nitrates dans l'eau et ensuite à un fort éclaircissement. Cela se retrouve également lors de la typologie basée sur les végétaux aquatiques. Cette espèce apparaît dans des stations plutôt de type éclairé et avec une surface de bassin versant importante, il s'agit donc d'un caractère de distribution aval.

Cela va à l'encontre des données de la littérature concernant cette espèce (ELLENBERG *et al.*, 1991, par exemple), mais comme les stations sur calcaires de notre échantillon sont quasiment toutes à l'aval des cours d'eau, dans des zones bien

découvertes, il y a sans doute interférence entre ces deux paramètres. Et cela souligne notre sous-échantillonnage des stations à *Ranunculus fluitans*.

En traitant statistiquement les données, les groupes floristiques obtenus sont sensiblement identiques à ceux déterminés avec le substrat géologique en premier critère de classement.

Les approches, lithologique et statistique, sont donc tout à fait complémentaires.

2.1.2. Des résultats anglais

Deux études anglaises (HASLAM & WOLSELEY, 1981 ; HOLMES, 1983) peuvent se prêter à une comparaison du même type. En effet, il s'agit d'études recouvrant des substrats géologiques variés avec des méthodes différentes d'exploitation des résultats, se rapprochant de celles testées dans cette étude.

HASLAM & WOLSELEY (1981) identifient des zones, des régions de rivières basées sur leur taille, le paysage, le substrat et décrivent alors la végétation attendue.

L'approche de HOLMES (1983) se différencie de l'approche de HASLAM, dans HASLAM & WOLSELEY (1981) par exemple, car il s'agit d'une distinction entre des communautés de végétation actuelle définies par analyse informatique.

HOLMES (1983) a rassemblé des données sur la composition floristique et géologique de 200 rivières, soit un total de 1055 sites étudiés. Il ne disposait pas alors de données concernant la chimie de l'eau ou du substrat. Celles-ci ont été intégrées dans une étude postérieure (HOLMES & NEWBOLD, 1984) où a été évalué le niveau trophique (Trophic Score) des groupes déterminés par les traitements analytiques de 1983.

HOLMES (1983) a comparé les deux approches :

(1) les espèces principales sur calcaires sont quasiment les mêmes dans les deux systèmes

(2) les espèces-clés pour les rivières de plaine sur argiles sont relativement comparables mais pas autant que celles sur calcaires

(3) les espèces "limites" identifiées par HASLAM dans les communautés sur roches dures ont peu d'espèces en commun avec celles identifiées par HOLMES comme étant indicatrices.

Tableau V.1:
 Comparaison des approches lithologiques et statistiques

Approche lithologique		Approche statistique	
Inconvénients	Avantages	Inconvénients	Avantages
<p><i>* subjectivité</i> sur- ou sous-estimation possible du rôle d'un descripteur</p>	<p><i>* facilité de mise en oeuvre</i> <i>* cas particulier plus facilement détectable</i> (anomalie dans une distribution longitudinale, par exemple)</p>	<p><i>* nécessité d'un grand nombre de données</i></p>	<p><i>* impartialité</i> dans classement des paramètres <i>* traitement de matrices importantes</i> avec intégration de tous les paramètres</p>

D'après HOLMES (1983), il subsiste clairement un besoin d'investigations plus importantes pour les deux types d'approches, et ce, principalement au niveau des méthodologies de récolte des données :

- * évaluation de la longueur optimale d'un relevé,
- * représentativité du simple relevé,
- * Les changements saisonniers ou annuels peuvent-ils être expliqués par les 25 sites dupliqués dans son étude ?

Ces interrogations peuvent tout à fait se transposer à notre étude.

Nous avons cependant limité la longueur du relevé à 50 m alors que HOLMES (1983) suggère de parcourir 1 km !

2.1.3. La complémentarité des approches lithologiques et statistiques

Les deux types d'approches, lithologique et statistique, peuvent être complémentaires et ont été testées simultanément dans cette étude. Leurs "avantages" et leurs "inconvenients" sont résumés dans le tableau V.1.

2.2. Comparaison entre deux classifications statistiques

Les résultats de l'étude de HOLMES (1983) permettent une comparaison avec les traitements statistiques pratiqués dans la 3ème partie de ce travail.

Dans la première phase de son travail, HOLMES (1983) classe des communautés similaires dans des groupes et donne les espèces significatives de ce groupe soit celles qui occupent 20 % des sites représentés dans le groupe.

Son premier critère de classement est l'altitude de la source et le deuxième est le substrat géologique. Il distingue deux premières catégories : les rivières de plaine sur substrat riche et les rivières d'altitude sur substrat moins riche. Ces catégories sont redivisées en deux et aboutissent à quatre groupes qui seront encore divisés pour aboutir à 56 groupes finaux (Tableau V.2 p.220).

Tableau V.2 :
Schématisation des traitements statistiques effectués par HOLMES (1983)

Matrice (1055 sites)															
Rivières de plaines substrat riche 655 sites								Rivières d'altitude substrat moins riche 399 sites							
Groupe A				Groupe B				Groupe C				Groupe D			
substrat riche type marnes 386 sites				eaux méso-eutrophes type grès 270 sites				substrat "résistant" type granites 276 sites				rivières d'altitude eaux oligotrophes 123 sites			
A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4	D1	D2	D3	D4
21 catégories				13 catégories				16 catégories				6 catégories			

le groupe A : ce sont les rivières de plaine sur substrat riche, de type marnes.

La flore est dominée par les plantes à fleurs, les bryophytes y sont d'ailleurs les moins représentées. Le groupe A est celui qui contient le plus grand nombre d'espèces aquatiques.

Un des quatre sous-groupes différencié par l'analyse statistique est intéressant (A4). Il s'agit, en effet, d'une catégorie : très petites rivières de plaine, des "fossés". Ce programme a donc la possibilité de distinguer différents types de "fossés" de plaine.

Ce cas peut être rapproché de celui de nos rivières recalibrées de plaine qui ont été isolées lors de la classification hiérarchique issue de l'ACP où la chimie était active (traitement 2).

le groupe B : ce sont les rivières associées principalement aux grès et aux calcaires, avec des eaux de type méso-eutrophe, soit un niveau trophique intermédiaire entre le groupe A et le C.

Les espèces dominantes sont *Ranunculus peltatus*, *Elodea canadensis* et *Potamogeton crispus*

le groupe C : ce sont les rivières qui prennent leur source à plus de 500 m d'altitude et qui s'écoulent sur des substrats géologiques "résistants" soit des roches peu érodables, du type de nos granites. Beaucoup de taxons végétaux appartenant au groupe B sont retrouvés dans ce groupe C, et, en particulier, les bryophytes.

Un des sous-groupes (C3) rassemble des espèces qui reflètent la stabilité à la fois du substrat ou de la vitesse du courant, car il inclut uniquement des rivières larges.

Ce cas peut être rapproché de celui de la classe 2 de notre classification ascendante hiérarchique issue de l'ACP où chimie et morphométrie sont actives. En effet, notre classe 2 met en évidence des stations sur granites avec une largeur importante, et également la présence de *Ranunculus penicillatus*. Cette espèce est d'ailleurs présente dans une des catégories de C3 (C3iii) de HOLMES (1983).

le groupe D : ce sont les rivières d'altitude

Le côté oligotrophique de D est montré par l'absence de toutes les espèces qui sont communes à A et B et rares dans C.

Des similitudes intéressantes ont été mises en évidence entre notre traitement et celui de HOLMES, bien que ce dernier n'ait pas inclus de chimie dans ses traitements et que notre échantillon soit beaucoup plus petit.

En 1984, dans ces travaux avec NEWBOLD, HOLMES (HOLMES & NEWBOLD, 1984) met en évidence un faible score trophique pour la communauté du groupe A1iii,

caractérisée par les rivières avec une eau enrichie en nutriments et un substrat pauvre, ce qui souligne l'influence du substrat sur l'eau et les espèces présentes.

Lors de cette exploitation statistique des résultats, des catégories particulières apparaissent et se retrouvent d'ailleurs à la fois chez HOLMES et dans notre traitement. Ces catégories étaient passées inaperçues auparavant.

Dans ce cas, l'analyse statistique est pertinente et apporte des informations supplémentaires par rapport à une exploitation plus "subjective".

2.3. Variations saisonnières des végétaux aquatiques

Il subsiste cependant un point faible dans la mise en place méthodologique d'une typologie des cours d'eau par les végétaux aquatiques : l'évaluation des variations saisonnières du développement de la végétation.

WIEGLEB (1983b) remarque que peu de recherches sont consacrées aux variations temporelles des groupements de végétaux des eaux courantes. Il a lui-même étudié des cours d'eau d'Allemagne du Nord durant trois années consécutives, à une fréquence mensuelle puis bimensuelle, mais il conclut "*qu'il n'est pas possible de déduire des règles par si peu d'observations*" (WIEGLEB, 1983b), trop d'espèces apparaissent en effet sporadiquement.

BUTCHER (1933) indique que des stations avec peu de végétation aquatique n'offrent pas de grandes variations à la fois dans les quantités et dans les espèces présentes au cours des saisons (peu de différence entre printemps et hiver, par exemple). Il signale également des plantes qui persistent durant l'hiver (BUTCHER, 1933), par exemple : *Apium nodiflorum*, *Callitriche stagnalis*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Nasturtium officinale*, *Oenanthe fluviatilis*, *Potamogeton densus*, *Ranunculus fluitans*. Cela a été vérifié pour certaines espèces sur notre échantillon, notamment la callitriche, l'élodée, le myriophylle et le potamot dense mais par contre pas pour la renoncule flottante. Ces observations ont été réalisées fin décembre sur l'Abreuvoir, cours d'eau sur substrat calcaire, petit affluent en rive droite de la Meuse à Neufchâteau.

Une étude des variations saisonnières et inter-annuelles des végétaux aquatiques a été réalisée par HAM *et al.* (1982) durant neuf ans sur une rivière anglaise. Les espèces dominantes sont *Berula erecta*, *Ranunculus penicillatus var. calcareus*, *R. peltatus*, *Callitriche stagnalis* et *C. obtusangula*. Au bout de ces neuf années de suivi, aucun modèle clair de croissance d'espèce n'est apparu. A l'aide d'un "périodogramme", ils ont

réussi à mettre en évidence des périodicités sur 12 mois avec une valeur moyenne de surface couverte par mois pour chaque espèce.

Ainsi, *Berula erecta* ne présente pas de cycle annuel dans la colonisation du substrat nu. Son évolution est influencée par le cycle annuel des renoncules qu'elle concurrence. En fait, la plupart du temps *Berula erecta* se développe au moment où les autres espèces régressent.

Pour l'étude du suivi, les deux espèces de renoncules ont été amalgamées en raison des difficultés d'identification, ainsi d'ailleurs que les deux espèces de callitriches.

Les renoncules présentent un cycle annuel de croissance avec un optimum au printemps et au début de l'été. Dans un site non ombragé, ces espèces peuvent même reprendre leur croissance à l'automne, ce qui n'est pas observé dans un site ombragé.

Les callitriches montrent également un cycle annuel de croissance avec un optimum à la fin de l'été et au début de l'automne. Il semble y avoir une séparation temporelle du cycle de croissance des callitriches par rapport aux renoncules, la croissance des callitriches augmente lorsque celle des renoncules décroît, et vice versa. Le cycle annuel des callitriches est corrélé à la température mais cela n'explique pas certaines différences inter-annuelles rencontrées.

L'étude des variations saisonnières des végétaux aquatiques demande donc beaucoup de persévérance, neuf ans de suivi pour HAM *et al.* (1982). Il est de plus, indispensable d'identifier les espèces (renoncules et callitriches notamment) d'autant qu'il s'agit d'une étude sur une longue période.

Les résultats d'HOLMES (1983) concernant les rivières Ischen et Conway suggèrent que les flores d'une rivière classique sur calcaire et d'une rivière classique à courant rapide, oligotrophe sont très stables dans le temps.

Dans notre étude, avec deux, voire trois observations par station, il n'est pas possible de décrire les variations temporelles des peuplements de végétaux.

Un échantillonnage avec une fréquence plus importante serait alors nécessaire pour pouvoir estimer ces variations, des prélèvements mensuels, par exemple, et sur plusieurs années.

Il était, cependant, important et utile de pouvoir effectuer plusieurs inventaires dans notre étude de façon à bien s'assurer de la présence, et surtout de l'absence de certains taxons sur les cours d'eau étudiés.

3. UTILISATION DES VEGETAUX AQUATIQUES DANS L'ESTIMATION DE LA QUALITE DES COURS D'EAU

Les végétaux aquatiques ne sont pas répartis au hasard. Ainsi leur présence ou leur absence peut constituer une information non négligeable quant à la qualité de l'eau ou du milieu.

L'étude de l'autoécologie des espèces est indispensable pour pouvoir interpréter leur répartition.

3.1. Contribution à la détermination de taxons bioindicateurs

Dans notre approche de la notion de bioindication par les macrophytes, nous avons construit des profils écologiques pour un certain nombre d'espèces (4ème partie). Par cette étude, seules des tendances autoécologiques ont été mises en évidence.

Il subsiste des espèces que l'on pourrait qualifier de rares et qui sont fortement bioindicatrices. Il s'agit notamment de *Potamogeton polygonifolius* et de l'algue verte filamenteuse *Hydrodictyon reticulatum*.

P. polygonifolius est localisé dans les eaux acides (MERIAUX, 1982b). Il peut cependant être abondant dans les cours d'eau de vallées sur grès dans le sud de la forêt du Palatinat mais toujours en amont des agglomérations ; l'espèce réagit nettement à des modifications du degré trophique de l'eau (ROWECK *et al.*, 1986). Cette sensibilité à tout apport polluant est utilisée dans la séquence d'eutrophisation mise en évidence par MULLER (1990b) dans les cours d'eau des Vosges du Nord.

P. polygonifolius compte parmi les espèces caractéristiques des eaux courantes oligotrophes non-calcaires (ROWECK *et al.*, 1986).

H. reticulatum est une algue qui a été rencontrée vers la fin de l'été, à l'aval de cours d'eau, en conditions d'étiage avec un courant faible à très faible et une température d'eau élevée. D'après ORTSCHHEIT (1985), cette algue apparaît dans des secteurs caractérisés par l'eutrophisation estivale due à des refoulements d'eaux polluées de l'Ill par la crue d'été du Rhin. Cette algue est d'ailleurs habituellement rencontrée dans les faciès d'eau calme, souvent avec une faible hauteur d'eau et sa température de croissance optimale est située entre 26 et 30°C (MATHEY, 1993).

La difficulté rencontrée, ici, dans l'établissement de la valeur bioindicatrice des espèces végétales réside principalement dans un nombre de relevés encore insuffisant pour pouvoir confirmer statistiquement les résultats. Seules des tendances, au niveau des espèces, ont été dégagées, qu'il faudrait de plus relativiser en raison des analyses chimiques ponctuelles.

Une analyse de l'autoécologie des espèces nécessite :

* soit un nombre de relevés plus important en conservant notre protocole, en multipliant les cours d'eau étudiés par type de substrat géologique,

* soit une orientation complémentaire

- . avec des recherches systématiques de stations où telle espèce est rencontrée,
- . ou des recherches systématiques de stations-types pour certains descripteurs, avec une chimie particulière.

La valeur bioindicatrice d'une espèce ou d'un taxon est facile à déceler si la plante a une niche écologique très précise, en revanche, ce n'est pas le cas pour des espèces ubiquistes avec des répartitions plus vastes.

3.2. Les différents paramètres étudiés

Parmi les quatre paramètres chimiques étudiés dans la quatrième partie, la conductivité est quasiment le seul paramètre pour lequel des espèces sont statistiquement significatives (tableau IV.3 p.202).

Des espèces sont bioindicatrices principalement pour des teneurs faibles à moyennes en azote ammoniacal et en phosphates. Il n'est donc pas étonnant que ces deux facteurs aient été utilisés comme principaux critères dans les séquences de groupements végétaux bioindicateurs d'eutrophisation de milieux oligotrophes (CARBIENER *et al.* 1990 et MULLER 1990b).

Il paraît judicieux d'utiliser l'azote ammoniacal, comme paramètre chimique bioindicateur dans des eaux faiblement chargées en nutriments. A ces échelles fines, il est prouvé par des analyses multivariées, notamment, par CARBIENER *et al.* (1990), que l'azote ammoniacal et les phosphates restent les paramètres majeurs qui déterminent dans

les rivières phréatiques bicarbonatées calciques du Ried alsacien, la présence ou non d'une espèce.

La présence ou l'abondance des macrophytes nous apparaît, cependant, dans notre échantillon, indépendante de la teneur en azote ammoniacal.

C'est d'ailleurs ce que constate HAURY (1990) en Bretagne, sur un système très homogène avec une pollution importante à l'aval. Cependant, il observe tout de même, une espèce de mousse aquatique *Amblystegium riparium*, indicatrice de fortes concentrations, et des espèces ammoniacophiles telles que *Fontinalis antipyretica* et *Nuphar lutea*. HASLAM (1978) précise, de plus, que si l'azote ammoniacal est utilisé comme un indicateur de la qualité de l'eau, il n'en demeure pas moins peu approprié quant à la distribution des plantes.

Les avis sont donc quelque peu divergents quant à l'importance du rôle de ce paramètre. Dans notre étude, l'azote ammoniacal n'est pas un paramètre décisif de la distribution des espèces. Mais nos analyses chimiques ne sont qu'un reflet très ponctuel de la chimie de la rivière.

L'azote ammoniacal est la forme d'azote la plus facilement assimilable par les végétaux aquatiques. En effet, les liaisons N de l'azote ammoniacal sont les plus réduites et donc les mieux assimilées. SCHWOERBEL & TILLMANN (1972) ont montré que *Callitriche hamulata* prélevait préférentiellement l'azote ammoniacal contenu dans l'eau, peu de nitrites et pas de nitrates. Ces résultats ont été confirmés chez *Ranunculus fluitans* et *Potamogeton pectinatus*. Ce n'est qu'en l'absence totale d'azote ammoniacal, que ces plantes prélèvent les nitrates du milieu après activation de la nitrate réductase, ce qui nécessite un apport énergétique supplémentaire (GOLDMAN & HORNE, 1983 in DENDENE, 1991). L'azote ammoniacal à faible dose est un fertilisant. Cependant, à partir d'un certain seuil il peut devenir toxique pour les macrophytes. Les macrophytes de notre échantillon ont été rencontrées jusqu'à des teneurs de 1 mgN/l.

Il se peut également que la mesure ponctuelle de la teneur dans l'eau ne reflète pas fidèlement la teneur présente globalement dans l'eau et les plantes.

Cette hypothèse, de non-représentativité du dosage, peut être formulée pour tous les composés chimiques dosés ponctuellement dans l'eau en présence de végétaux aquatiques. Un suivi des teneurs en azote ammoniacal au cours des saisons, avec ou sans végétation aquatique, permettrait de pouvoir déterminer si la mesure dans l'eau est significative ou non, et de là interpréter la distribution des végétaux. Cependant de fortes variations inter-saisonnières peuvent être observées (sur les cours d'eau des Vosges du Nord, par exemple, THIEBAUT commun.pers.).

Pour certaines algues vertes filamenteuses, cependant, la croissance maximale coïncide avec une teneur importante dans l'eau (NAULEAU, 1988).

3.3. Les limites de la bioindication par les macrophytes

Selon WIEGLEB (1984), des données de bioindication valables pour un cours d'eau ou même un bassin versant ne sont pas obligatoirement généralisables.

La notion de régionalisation des informations (éco-région) est à prendre en compte. Cela n'est pas propre aux macrophytes mais aussi valable pour d'autres bioindicateurs.

Il peut y avoir des irrégularités de distribution au sein même de l'aire de répartition (WIEGLEB, 1988). Une espèce peut avoir des réactions différentes par rapport aux concentrations dans l'eau. Par exemple, des seuils de présences variables ont été observés pour *Amblystegium riparium* et les teneurs en azote ammoniacal dans l'eau dans un cours d'eau de Bretagne (HAURY, 1985) et des cours d'eau de Lozère (CODHANT *et al.*, 1991).

A la suite de l'action de l'homme (souvent sous-estimée et mal étudiée, WIEGLEB, 1988) et selon les variations saisonnières propres aux espèces, les peuplements de macrophytes ne sont pas toujours stabilisés (en équilibre...) et ne permettent pas alors un diagnostic immédiat.

En réalité, la description des phytocénoses de référence n'est possible qu'après avoir paramétré tous les apports et perturbations susceptibles d'intervenir sur l'écosystème.

Nous avons constaté que, malgré un paramétrage hiérarchisé des principales données abiotiques de l'écosystème rivière, un nombre important de relevés était indispensable pour pouvoir caractériser des phytocénoses de référence.

Des peuplements caractéristiques permettant d'établir une typologie ont cependant été établis ici.

3.4. Conclusion

L'étude des macrophytes pour évaluer la qualité du milieu est prônée par WHITTON (1979), HARDING (1981) et HASLAM (1987) notamment, alors que VERNEAUX (1969 et 1973) privilégie celle des macroinvertébrés.

L'utilisation des végétaux aquatiques dans l'estimation de la qualité des cours d'eau est un outil pratique.

Les macrophytes sont "stables" en ce sens qu'ils restent en place dès lors qu'ils ont trouvé un habitat favorable, ce qui les différencie des peuplements d'invertébrés ou de poissons.

De plus, selon HASLAM (1987), par rapport aux invertébrés, le nombre d'espèces de macrophytes communes dans les rivières est faible ; 60 espèces sont habituellement suffisantes pour donner un indice dans n'importe quel pays.

CONCLUSION GENERALE

L'élaboration d'une typologie des cours d'eau de Lorraine utilisant la végétation aquatique a permis de tester une méthode de caractérisation des cours d'eau par les végétaux aquatiques, de parfaire la connaissance des phytocénoses lorraines existantes ainsi que leur évolution longitudinale et d'approfondir la notion de bioindication par les végétaux aquatiques.

La méthodologie

L'**objectif** de la méthode d'échantillonnage des cours d'eau utilisée est "*de proposer un cadre opérationnel d'étude des relations entre les différents types d'associations végétales et les caractéristiques du milieu*", et ainsi, **de caractériser les milieux d'eau courante par l'étude de la végétation aquatique.**

Cette méthodologie formalise des paramètres de chimie de l'eau ou d'environnement (l'éclairement, par exemple) qui sont ensuite hiérarchisés en fonction de l'importance de leur impact sur l'écosystème aquatique. Il en résulte donc un cadre précis de prise en compte des descripteurs du milieu. Il constitue la particularité et l'intérêt de cette méthode.

Une comparaison avec d'autres études concernant les végétaux aquatiques et n'utilisant pas cette méthodologie (le cas du Rupt de Mad, en particulier) a montré que la définition des tronçons aboutissait à un découpage similaire du cours d'eau.

La délimitation des tronçons est cependant le point délicat de la méthode. Le découpage peut, en effet, évoluer dans le temps car, en plus des critères abiotiques, des phénomènes liés à l'homme (rejets urbains ou industriels, aménagement du cours d'eau, recalibrage...) interviennent dans la délimitation des tronçons. A cela peut se surperposer la subjectivité de l'opérateur.

Dans notre étude, seule la définition de la "*section végétale*" ou station d'étude a été quelque peu modifiée par rapport à la définition originelle. Celle-ci indique que la section doit être représentative du tronçon abiotique et "*elle doit refléter la diversité des types de séquences de faciès d'écoulement, de peuplement végétal et de condition d'ombrage typée*". Or, il nous est apparu indispensable d'effectuer un relevé par faciès d'écoulement et d'ombrage. En effet, sans cela il n'aurait pas été possible de relier une espèce ou un groupe d'espèces à des conditions particulières d'écoulement ou d'ombrage, ce qui était primordial dans notre étude de l'autoécologie. Cela apparaît également nécessaire pour une comparaison avec des relevés phytosociologiques.

La méthode utilisée présente divers *intérêts* :

- * un découpage abiotique fin des cours d'eau,
- * un échantillonnage judicieux, en regard de la représentativité des stations par rapport à la rivière,
- * une prise de données standardisée,
- * des possibilités de comparaisons avec d'autres régions

Cette méthode a toutefois ses *limites*.

Elle est encore trop globale pour l'étude de la bioindication des espèces ou des proliférations végétales, mais elle constitue cependant un premier aperçu des peuplements végétaux présents.

La prise en compte de la végétation aquatique, selon un gradient transversal, n'est pas réalisée. Ainsi, la végétation sub ou supra-aquatique n'a pas été étudiée.

Cette méthodologie est particulièrement adaptée aux cours d'eau situés en amont de bassin versant. Mais dans le cas de profondeurs notables (supérieures à 1,5 m), les inventaires quantitatifs ou semi-quantitatifs sont difficilement envisageables, la turbidité des eaux augmentant souvent proportionnellement à la profondeur.

Cette méthodologie répond toutefois à son objectif initial. Elle permet d'étudier des cours d'eau et de décrire leurs peuplements de végétaux aquatiques. L'originalité de cette étude est la réalisation de cet inventaire à l'échelle de la Lorraine. Ainsi, une caractérisation des milieux d'eau courante par l'étude de la végétation aquatique est possible, et surtout, **reproductible et comparable** à d'autres travaux.

Cette étude revêt ainsi un caractère pionnier et exploratoire, car il s'agit de la mise en oeuvre d'une méthodologie non testée jusqu'à présent.

L'étude des phytocénoses végétales a été privilégiée par rapport à celle de la quantification de la biomasse, abordée antérieurement (GRASMUCK, 1989). En raison de l'investissement considérable tant humain que matériel, qu'une telle étude nécessite, il n'était pas envisageable, ici, de systématiser cette approche. L'intérêt de la quantification de la biomasse réside dans le suivi précis de stations pour lesquelles des proliférations ont déjà été observées ou pour lesquelles il y a risque de proliférations intempestives. L'objectif, à long terme, est de développer cette notion de station à risque et de définir des seuils quantitatifs à partir desquels il y aura prolifération.

Les phénomènes de proliférations végétales ont été à la base de la prise de conscience du manque de données concernant les végétaux aquatiques et par là même à la base de notre travail. Au terme de cette étude, il n'est cependant pas possible de répondre à toutes les questions relatives à ce phénomène. En effet, il est particulièrement difficile de déterminer le descripteur, ou plutôt l'ensemble des descripteurs déterminant des proliférations végétales, vu le nombre de paramètres écologiques qui peuvent intervenir dans le développement des végétaux aquatiques. Pour mieux cerner ce problème, un suivi beaucoup plus fin des stations est indispensable : un passage par mois, par exemple, sur des stations-tests judicieusement choisies, plus ou moins prédisposées à présenter des développements excédentaires (substrat géologique naturellement riche, charge trophique importante de l'eau, apports extérieurs...).

L'urgence, dans l'étude des végétaux aquatiques, est avant tout la réalisation d'un inventaire, aussi exhaustif que possible, des phytocénoses et des biotopes en présence, d'où la nécessité d'établir une typologie. La quantification de la biomasse pourra intervenir dans une seconde phase.

La grande variété de cours d'eau

Les substrats géologiques lorrains sont très diversifiés et leur hétérogénéité apparaît bien au niveau de notre échantillonnage. Ils présentent une gamme étendue pour tous les descripteurs pris en compte :

* **la morphométrie** : des cours d'eau de montagne à fortes pentes (le massif vosgien) aux cours d'eau de plaine à pentes très faibles (la région du Bassigny),

* **la chimie** : des cours d'eau très peu minéralisés sur granites et grès purs aux cours d'eau très minéralisés sur marnes,

* **les végétaux aquatiques** : des espèces de milieu très peu minéralisé telles que les hépatiques et des espèces de milieu très minéralisé telles que le potamot pectiné. Outre cette diversité qualitative (richesse spécifique), une diversité quantitative apparaît également : des stations avec un faible taux de recouvrement et d'autres au contraire avec un taux de recouvrement plus important.

Cette grande variété de cours d'eau entraîne des résultats très diversifiés. Elle permet une meilleure vision d'ensemble, mais peut présenter des difficultés dans le traitement des informations, par exemple lors du choix des bornes des classes pour la construction des profils écologiques. En effet, il fallait veiller à garder des effectifs équilibrés et une certaine signification écologique à ces classes. Elles devaient à la fois être représentatives de notre échantillon et permettre des comparaisons avec d'autres classes déjà existantes.

Par contre, cette variété de cours d'eau a permis d'obtenir un inventaire assez exhaustif des espèces végétales aquatiques présentes en Lorraine. Ces listes pourront être utilisées et complétées, le cas échéant, pour établir les phytocénoses de référence.

Les évolutions longitudinales des cortèges de végétaux aquatiques

Sur substrats siliceux (granites et grès, en particulier), les successions végétales reflètent l'évolution longitudinale par des disparitions d'espèces ou par l'apparition de taxons nouveaux. Celles-ci traduisent des variations du point de vue de la chimie de l'eau (enrichissement en nutriments à l'aval des cours d'eau, notamment), de la morphométrie (pentes plus faibles) et de l'éclairement (plus important à l'aval également).

Sur les cours d'eau s'écoulant sur des substrats plus basiques, argilo-calcaires, l'évolution longitudinale se traduit essentiellement par l'augmentation quantitative des végétaux avec une tendance à la suprématie d'une espèce, par exemple le potamot pectiné.

Ces types d'évolutions longitudinales n'avaient pas encore été mis en évidence jusqu'à présent dans les rivières lorraines.

L'originalité des résultats réside également dans la caractérisation des substrats géologiques par des variables d'environnement et par des cortèges floristiques.

L'approche de l'autoécologie des espèces

Dans l'approche de l'autoécologie des espèces de végétaux aquatiques, différents outils d'analyse ont été testés.

Tout d'abord, des spectres écologiques ont permis une vision globale de la répartition d'un taxon par rapport à plusieurs descripteurs. Ils restent, cependant, encore

trop imprécis, mais permettent une comparaison rapide et synthétique entre plusieurs espèces.

Ensuite, pour obtenir une vision précise de la distribution et de l'abondance des taxons, des profils écologiques ont été construits et interprétés.

Chaque approche a permis d'obtenir des informations différentes et souvent complémentaires avec plusieurs niveaux de précision. Le caractère bioindicateur de certaines espèces est apparu et pourra faire l'objet de vérifications, à la fois par des prospections de terrain (avec des recherches systématiques de taxons, par exemple) et également par des cultures *in vitro*.

Conclusion

La méthode de caractérisation des cours d'eau, utilisée ici, nous a permis de mettre en place une typologie des cours d'eau par les macrophytes.

Cependant, une typologie des cours d'eau par les macrophytes à des fins de bioindication, c'est-à-dire avec détermination de phytocénoses de référence et de taxons bioindicateurs, nécessite encore des investigations, notamment :

** une multiplication des relevés*

** une augmentation du nombre d'analyses chimiques* pour pallier leur variabilité. Un suivi pluri-annuel de stations apparaît indispensable pour permettre de déterminer le cycle des nutriments de l'eau.

L'établissement de ces phytocénoses est surtout possible dans le cas de rivières très typées, de par leur géologie ou les perturbations subies. Ce qui est le cas de nos quatre substrats géologiques lorrains, bien que les calcaires ne soient représentés que par des stations aval.

Cette notion de phytocénose de référence reste encore à expliciter, en particulier sur le territoire français.

La méthodologie est à tester dans d'autres régions françaises (programme inter-Agences de l'Eau actuellement en cours) ou étrangères, de façon à constituer une base de données homogènes et comparables.

Une approche phytosociologique, sur la même base de découpage abiotique, pourrait également être étudiée en parallèle avec notre approche floristique de façon à pouvoir effectuer des comparaisons.

Ce type d'étude devrait permettre de développer la *complémentarité des macrophytes* avec d'autres compartiments, *macroinvertébrés ou poissons*, pour affiner le diagnostic de qualité de milieu et également pour développer l'utilisation des indices macrophytes.

BIBLIOGRAPHIE

- ASSOCIATION FRANCAISE DE NORMALISATION (AFNOR), 1990. Recueil de normes françaises. Eaux. Méthodes d'essais. 4ème ed. 736 p. Paris : AFNOR.
- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1982. Carte hydrogéologique du Bassin Rhin-Meuse. Moulins-lès-Metz : A.E.R.M.
- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1989. Carte de qualité des eaux superficielles du Bassin Rhin-Meuse. Actualisation 1986-1988. Moulins-lès-Metz : A.E.R.M.
- AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE, 1989. Eutrophisation. Réunion du 24 février 1989. 23 p. Nanterre : A.E.S.N.
- AUGIER J., 1966. Flore des Bryophytes. 702 p. Paris : Lechevalier.
- BALOCCO-CASTELLA C., 1988. Les macrophytes aquatiques des milieux abandonnés par le Haut Rhône et l'Ain : diagnostic phyto-écologique sur l'évolution et le fonctionnement de ces écosystèmes. 150 p.-annexes. Th. doct. : Univ. Claude Bernard, Lyon 1.
- BARBE J., 1984. Les végétaux aquatiques. Données biologiques et écologiques. Clés de détermination des macrophytes de France. *Bull. fr. piscic.*, (n° spéc.) : 42 p.
- BARKO J.W., R.M. SMART, 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshw. biol.*, **10** : 229-238.
- BECKER M., 1971. Une technique nouvelle d'utilisation des photographies hémisphériques pour la mesure du climat lumineux en forêt. *Ann. sci. for.*, **28** (4) : 425-442.
- BEST E.P.H., 1988. The phytosociological approach to the description and classification of aquatic macrophytic vegetation, pp 155-182. *In* : Symoens J.J. (ed). *Vegetation of inland waters*. Dordrecht : Kluwer acad. publ.
- BORNETTE G., C. AMOROS, 1991. Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *J. veg. sci.*, **2** : 497-512.
- BOURRELLY P., 1968-1970-1990. Les algues d'eau douce. 3 tomes. Les Algues vertes, 1990 : 569 p. ; Les Algues jaunes et brunes, 1968 : 438 p. ; Les Algues bleues et rouges, 1970 : 512 p. Paris : Boubée.
- BOUXIN G., 1991. La végétation aquatique et du bord de l'eau dans le bassin versant du Bocq (Condroz, Belgique). *Rev. sci. eau*, **4** (2) : 185-210.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964. Pflanzensoziologie. 865 p. Wien : Springer Verlag.
- BUTCHER R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers. I. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *J. ecol.*, **21** : 58-91.
- CARBIENER R., 1969. Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur les biocénoses aquatiques. 132 p. *In* : Bulletin de la Section de Géographie, tome LXXX, année 1967, Paris : Bibliothèque Nationale, 1969. (Ministère de l'Education Nationale. Comité des Travaux historiques et scientifiques).

- CARBIENER R., 1977. Etude d'une séquence phytosociologique de végétaux supérieurs bioindicateurs d'eutrophisation progressive dans les cours d'eau phréatiques du "Ried" d'Alsace, 2 p. *In* : Actes du Congrès de l'Association française de limnologie. Metz, mai 1977.
- CARBIENER R., 1990. Rapport au Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'environnement sur les compositions lessiviellles avec ou sans phosphates et protection des milieux aquatiques. 182 p. Neuilly-sur-Seine : Ministère de l'environnement.
- CARBIENER R., M. TREMOLIERES, A. ORTSCHAIT, J.P. KLEIN, 1988. Les associations végétales biorévélatrices des échanges hydrologiques eaux de surface - eaux souterraines, pp 171-200. *In* : Actes du Colloque franco-allemand sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Stuttgart.
- CARBIENER R., M. TREMOLIERES, J.L. MERCIER, A. ORTSCHAIT, 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine Plain, Alsace). *Vegetatio*, 86 : 71-88.
- CARIGNAN R., J. KALFF, 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds : water or sediments ? *Sci.*, 207 : 987-989.
- CARTER V., J.E. PASCHAL, N. BARTOW, 1985. Distribution and abundance of submersed aquatic vegetation in the tidal potamac river and estuary, Maryland and Virginia, May 1978 to november 1981. 46 p. (U. S. Geol. Surv. water-supply pap. ; 2234-A). Alexandria, VA (USA) : U. S. Geological survey.
- CHAMBERS P.A., E.E. PREPAS, H.R. HAMILTON, M.L. BOTHWELL, 1991. Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecol. appl.*, 1 (3) : 249-257.
- CODHANT H., G. WALKMAN, J. HAURY, A. DUTARTRE, 1991. Les macrophytes aquatiques bioindicateurs de la qualité des eaux courantes. Département de la Lozère. 146 p. Rapport de contrat CEMAGREF Bordeaux, INRA Rennes à la demande du Conseil Général de la Lozère.
- COOK C.D.K., 1990. Origin, autecology, and spread of some of the world's most troublesome aquatic weeds, pp 31-38. *In* : Pieterse A.H., Murphy K.J. (ed.). Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford : Oxford univ. press.
- DAGET P., M. GODRON, 1982. Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés. 163 p. Paris : Masson.
- DAWSON F.H., 1988. Water flow and the vegetation of running waters, pp 283-309. *In*: Symoens J.J. (ed.). Vegetation of inland waters. Dordrecht : Kluwer acad. publ.
- DECORNET J.M., 1979. Contribution à l'étude hydrobiologique de deux rivières lorraines : l'Orne et le Rupt de Mad. Pag. mult. Th. Etat : Metz.
- DECORNET J.M., 1981. Utilisation de la symphytosociologie dans l'appréciation de la valeur biologique des paysages fluviatiles, pp 209-215. *In* : Gehu J.M., J.M. Pelt (éd.). Séminaire de Phytosociologie appliquée : indices biocénétiques. Metz : Inst. eur. écol., 1980.

- DE LANGE I., J.C.J. VAN ZON, 1983. A system for the evaluation of aquatic biotopes based on the composition on the macrophytic vegetation. *Biol. conserv.*, **25** : 273-284.
- DE LANGHE J.E., L. DELVOSALLE, J. DUVIGNEAUD, J. LAMBINON, C. VAN DEN BERGHEN C., 1983. Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines (Ptéridophytes et Spermaphytes). 3ème éd.. 1015 p. Meise : Ed. Patrim. jard. bot. natl. Belg.
- DENDENE M.A., 1991. Etude comparée de la toxicité ammoniacale sur trois espèces d'élodées présentant, en milieu naturel, un caractère différencié vis-à-vis de l'eutrophisation. 41 p.-annexes. Mém. D.E.A. : Toxicol. Environ. : Strasbourg.
- DESCY J.P., 1973. La végétation algale benthique de la Meuse Belge et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia*, **66** : 62 p.
- DETHIOUX M., 1982. Données sur l'écologie de *R. penicillatus* (Dum.) et *R. fluitans* (Lam.) en Belgique, pp 187-191. In : Symoens J.J., Hooper S.S., Compère P. (ed.). Studies on Aquatic Vascular Plants. Brussels : Royal bot. soc. Belg.
- DETHIOUX M., 1987. Contribution à l'étude des cours d'eau de Wallonie. 54 p. (Notes techniques ; 54). Gembloux : Centre d'écologie forestière et rurale.
- DIEDERICH P., 1983a. Le genre *Potamogeton* L. s.l. au Grand Duché de Luxembourg et dans les régions voisines. *Dumortiera*, **27** : 26-36.
- DIEDERICH P., 1983b. Le genre *Callitriche* L. au Grand Duché de Luxembourg. *Dumortiera*, **26** : 13-22.
- DIEDERICH P., 1984. Les monocotylédones aquatiques (excl. *Potamogeton* s.l.) du Grand-Duché de Luxembourg. *Dumortiera*, **29-30** : 34-42
- DION J., 1983. Le climat et les eaux, pp 55-88 ; Les sols et la végétation, pp 89-115. In : Frécaut R. (dir.). Géographie de la Lorraine. Nancy : Presses univ. Nancy.
- DODDS W.K., 1991. Factors associated with dominance of the filamentous green alga *Cladophora glomerata*. *Water res.*, **25** (11) : 1325-1332.
- DUVIGNEAUD J., H.D. SCHOTSMAN, 1977. Le genre *Callitriche* en Belgique et dans les régions avoisinantes. Nouvelles contributions et clé de détermination. *Natura Mosana*, **30** (1) : 22 p.
- DUSSART B., 1992. Limnologie. L'étude des eaux continentales. 2 ème éd. 680 p. Paris : Boubée.
- EGLIN I., F. ROBACH, 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 au Rhin. 342 p. Th. doct. : Ecol. vég. : Strasbourg 1.
- ELLENBERG E., 1979. Zeigerwerte der Gefässpflanzen von Mitteleuropas. 3ème ed. *Scripta geobot.*, **9** : 122 p.

- ELLENBERG E., H.E. WEBER, R. DULL, V. WIRTH, W. WERNER, D. PAULISSEN, 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropas. *Scripta geobot.*, **18** : 248 p.
- EMPAIN A., J. LAMBINON, 1974. Les bryophytes aquatiques et subaquatiques en tant que bioindicateurs de la pollution des eaux douces, pp 257-264. *In* : Les problèmes modernes de la bryologie. Colloq. Lille. 1972. Paris : Soc. bot. Fr.
- ESCOFIER B., J. PAGES, 1990. Analyses factorielles simples et multiples. Objectifs, méthodes et interprétation. 2ème éd. 274 p. Paris : Dunod.
- GAL J.Y., 1991. Calcul des variations du pH d'un écosystème aquatique avec la photosynthèse. *C.R. acad. sci. Paris*, **312**, série III : 269-276.
- GANGSTAD E.O., 1987. Ecological parameters influencing aquatic plant growth, pp49-61. *In* : Gangstad E.O., Stanley R.A. (ed). Environmental management of water projects. Boca Raton, Florida : CRC press.
- GEHU J.M., 1959. Les groupements végétaux du bassin de la Sambre française. 243 p. Th. Pharmacie : Lille.
- GEHU J.M., J.L. MERIAUX, 1983. Distribution et caractères phytosociologiques des renoncules du sous-genre *Batrachium* dans le Nord de la France. *Bull. soc. bot. Fr.*, **130**, *Lettres bot.*, (1) : 57-67.
- GIGLEUX M., 1985. Les mécanismes de l'eutrophisation en rivière : étude méthodologique d'une rivière canalisée : le secteur aval de la Moselle. 100 p. Mém. DEA : Sci. agron. : INP Lorraine, ENSAIA : Nancy.
- GIGLEUX M., 1992. Le développement phytoplanctonique de la Moselle en aval de Metz et de la Seille. Mesure de la production primaire. 147 p. Th. doct. : Sci. vie, Hydrobiol. : Metz.
- GILLE E., 1983. Le fichier physiographique des bassins de la Meuse et de la Moselle et son programme d'appel. CIG, AFBRM, ORSTOM. Moulins-lès-Metz : Agence de l'eau Rhin-Meuse.
- GRASMUCK N., 1989. Etude des relations entre végétaux fixés et caractéristiques du milieu : approche bibliographique et méthodologique de la quantification de la biomasse et de l'éclaircissement. 71 p.-annexes. Mém. D.E.A. : Sci. agron. : INP Lorraine, ENSAIA : Nancy.
- GRASMUCK N., J. HAURY, L. LEGLIZE, S. MULLER, 1993. Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. *Ann. limnol.*, **29** (3-4) : 223-237.
- GRASMUCK N., J. HAURY, L. LEGLIZE L., S. MULLER, 1994. (sous presse). Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiol.*, 8 p.
- HAM S.F., D.A. COOLING, P.D. HILEY, P.R. McLEISH, H.R.A. SCORGIE, A.D. BERRIE, 1982. Growth and recession of aquatic macrophytes on a shaded section of the River Lamborn, England from 1971 to 1980. *Freshw. biol.*, **12** : 1-15.

- HARDING J.P.C., 1981. Macrophytes as monitors of river quality in the Southern N.W.W.A. area. 54 p. North West Water Authority, Rivers Division. Réf.: n° TS-BS-81-2.
- HASLAM S.M., 1978. River plants. The macrophytic vegetation of watercourses. 367 p. Cambridge univ. press.
- HASLAM S.M., 1987. River plants of western Europe. 512 p. Cambridge univ. press.
- HASLAM S.M., A.M.M. MOLITOR, 1988. The macrophytic vegetation of the major rivers of Luxembourg. *Bull. soc. nat. luxemb.*, (88) : 3-54.
- HASLAM S.M., P.A. WOLSELEY, 1981. River vegetation, its identification, assessment and management. 154 p. Cambridge univ. press.
- HAURY J., 1982. Quelques méthodes d'étude de la végétation macrophytique en écosystème dulçaquicole courant. Application au réseau hydrographique du Scorff (Bretagne). *Sci. Agron. Rennes*, 2 : 17-33.
- HAURY J., 1985. Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne Sud). 240 p. Th. doct. : Ecol. : Rennes 1.
- HAURY J., 1988. Macrophytes du Trieux (Bretagne Nord). Les ensembles floristiques. *Bull. soc. sci. nat. Ouest Fr.*, nouv. sér., 10 (3) : 135-150.
- HAURY J., 1989. Macrophytes du Trieux (Bretagne Nord). II. Analyse des relations espèces-milieu physique par la méthode des profils écologiques. *Bull. soc. sci. nat. Ouest Fr.*, nouv. sér., 11 (4) : 193-207.
- HAURY J., 1990. Macrophytes du Trieux (Bretagne Nord). III. Relations macrophytes - qualité des eaux. *Bull. soc. nat. Ouest Fr.*, nouv. sér., 12, (4) : 141-154.
- HAURY J., 1992. Les types éco-morphologiques des macrophytes. Intérêt pour la description et la compréhension de la végétation des cours d'eau, 1039-1047. 15 ème Conférence du COLUMA. Versailles, 2-3-4 déc. 1992. Paris : Assoc. natl. protection des plantes.
- HAURY J., S. MULLER, 1991. Variations écologiques et chorologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif armoricain et des Vosges du Nord (France). *Rev. sci. eau*, 4 : 463-482.
- HAURY J., D. OMBREDANE, J.L. BAGLINIERE, 1991. 2. L' habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en cours d'eau, pp 47-96. In : Baglinière J.L., Maise G. (éd.). La truite : biologie et écologie. Paris : INRA.
- HAURY J., M.C. PELTRE, 1993. Intérêts et limites des "indices macrophytes" pour estimer la qualité des cours d'eau. Exemples armoricains, picards et lorrains. *Ann. limnol.*, 29 (3-4) : 239-253.
- HER MAJESTY'S STATIONERY OFFICE (HMSO), 1987. Methods for the use of aquatic macrophytes for assessing water quality 1985-86 : methods for the examination of waters and associated materials / S.M. Haslam, N.T.H. Holmes, J.P.C. Harding. 176 p. London : HMSO.
- HOLMES N.T.H., 1983. Typing british rivers according to their flora. 60 p.-annexes. (Focus on nature conservation ; 4). Huntingdon, England : Nature conservancy council.

- HOLMES N.T.H., C. NEWBOLD, 1984. River plant communities. Reflectors of water and substrate chemistry. 73 p. (Focus on nature conservation ; 9). Huntingdon, England : Nature conservancy council.
- HOOTSMANS M.J.M., J.E. VERMAAT, 1991. Macrophytes, a key to understanding changes caused by eutrophication in shallow freshwater ecosystems. 412 p. (IHE Report Ser. ; 21). Delft : Int. inst. hydraul. environ. eng.
- JACKSON M.B., 1988. The dominant attached filamentous algae of Georgian Bay, the North Channel and Eastern Lake Huron : field ecology and biomonitoring potential during 1980. *Hydrobiol.*, **163** : 149-171.
- JEFFRIES M., D. MILLS, 1990. Freshwater Ecology. Principles and applications. 285 p. London : Belhaven press.
- KLEIN J.P., R. CARBIENER, 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. assoc. philomath. Alsace Lorraine*, **24** : 3-34.
- KOHLER A., 1971. Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. *Ber. dtsh. Bot. Ges.*, **84** (11) : 713-720.
- KOHLER A., S. SCHIELE, 1985. Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger an Belastungsbedingungen. *Arch. Hydrobiol.*, **103** (2) : 137-199.
- KOHLER A., R. Wonneberger, G. Zeltner, 1973. Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher "Verschmutzungsindikatoren" im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). *Arch. Hydrobiol.*, **72** (4) : 533-549.
- LACHAVANNE, J.B., R. JUGE, A. NOETZLIN, 1986. Evolution des macrophytes du Léman (rives genevoises - 1972-84). *Sci. eau*, **5** (4) : 419-433.
- LAMBINON J., A. EMPAIN, 1971. *Octodicerus fontanum* (La Pyl.) (*Musci*, *Fissidentaceae*) en Belgique. *Bull. soc. roy. bot. Belg.*, **104** : 57-63.
- LAMBINON J., J.E. DE LANGHE, L. DELVOSALLE, J. DUVIGNEAUD, 1992. Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines (Ptéridophytes et Spermaphytes). 4ème éd.. 1092 p. Meise : Ed. Patrim. jard. bot. natl. Belg.
- LAPCHIN L., C. ROUX, 1977. Utilisation de l'analyse des correspondances pour l'étude de la répartition des invertébrés benthiques dans deux ruisseaux à Salmonidés de Bretagne. *Ann. hydrobiol.*, **8** (3) : 333-354.
- LEGLIZE L., N. GRASMUCK, 1992. Etude des végétaux aquatiques des cours d'eau lorrains. Rapp. contrat du Centre de Recherches Ecologiques, Univ. Metz à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. 2 vol. : 42 p.-bibliogr. et annexes. Moulins-lès-Metz : A.E.R.M.
- LEGLIZE L., M.C. PELTRE, J.P. DECLOUX, T. DUVAL, P. PARIS, J.F. ZUMSTEIN., 1990. Caractérisation des milieux aquatiques d'eaux courantes et végétation fixée, pp 237-245. 14 ème Conférence du COLUMA. Versailles, 23-24 janv. 1990. Paris : Assoc. natl. protection des plantes.
- LEMAIRE F.C., E. LEMAIRE, 1975. Dictionnaire de l'environnement. 317 p. Verviers : Marabout.

- LEVET D., 1989. Une méthode de mesure de l'éclairement au dessus des rivières, 6 p.
Groupe "Végétaux aquatiques de l'A.N.P.P.". Réunion du 9 mars 1989.
Paris : Assoc. natl. protection des plantes.
- MAKIRINTA, 1978. In HAURY J., 1992
- MALAVOI J.R., 1988. Protocole de description des composantes morphodynamiques
d'un cours d'eau à fond caillouteux. 26 p. Lyon : CEMAGREF.
- MATHEY A., 1993. Etude biologique et écotoxicologique de la Chlorophycée
Hydrodictyon reticulatum (L.), Lagerh., génératrice d'une fleur d'eau. Site
électronucléaire de Cattenom, Moselle. (Cycle biologique, constitution
biochimique, capacité d'adsorption du cuivre). Etude *in situ* et en laboratoire.
214 p. Th. doct. : Sc. agron. : INP Lorraine : Nancy.
- MELLOUL A., M. COLLIN, 1991. Water quality factor identification by the "principal
components" statistical method. *Water sci. technol.*, 24 (11) : 41-50.
- MERIAUX J.L., 1982a. L'utilisation des macrophytes et des phytocénoses aquatiques
comme indicateurs de la qualité des eaux. *Nat. Belg.*, 63 : 12-28.
- MERIAUX J.L., 1982b. Espèces rares ou menacées des biotopes lacustres et fluviatiles
du Nord-Ouest de la France (Ptéridophytes et Spermatophytes). *Natura
Mosana*, 34, (4) : 177-194.
- MERIAUX J.L., J.R. WATTEZ, 1980. Les végétations aquatiques et subaquatiques des
eaux stagnantes et courantes du Nord de la France. Relations avec les
composantes chimiques des eaux, pp 225-242. In : Pesson P. (éd.). La
pollution des eaux continentales. 2ème éd.. Paris : Gauthiers-Villars.
- MERIAUX J.L., P. VERDEVOYE, 1983. Données sur le *Callitricheum obtusangulae*
Seibert 1962 (Synfloristique, syntaxonomie, synécologie et faune associée),
pp 45-68. In : Gehu J.M. (éd.). Les végétations aquatiques et amphibies.
Colloq. Phytosociol., 10. Lille. 1981. Vaduz, Belgique : J. Cramer.
- MONTEGUT J., 1987. Les plantes aquatiques. Tome 1. Milieu aquatique et flore : 60 p.
; Tome 2. Clé de détermination : 60 p. ; Tome 3. Planches - index : 44 p.
Paris : ACTA.
- MULLER S., 1990a. Végétaux aquatiques dans les rivières du bassin Rhin-Meuse.
Synthèse bibliographique. 45 p. Rapport de contrat pour l'Agence de l'Eau
Rhin-Meuse. Moulins-lès-Metz : A.E.R.M.
- MULLER S., 1990b. Une séquence de groupements végétaux bio-indicateurs
d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses
Vosges gréseuses du Nord. *C. R. acad. sci. Paris*, 310, Sér. III : 509-514.
- NAULEAU O., 1988. Les conditions de développement des algues dulcicoles à
formations macroscopiques. Analyse bibliographique. Suivi du
développement algal sur le Doubs supérieur. 82 p. Mém. DESS : Univ.
Franche Comté, Centre d'étude des eaux continentales : Besançon.
- NEWBOLD C., N.T.H. HOLMES, 1987. Nature conservation : water quality criteria
and plants as water quality monitors. *J. water pollut. control*, 86 (2) : 345-
364.

- NISBET M., J. VERNEAUX, 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. *Ann. limnol.*, 6 (2) : 161-190.
- NOIRFALISE A., M. DETHIOUX, 1977. Synopsis des végétations aquatiques d'eau douce en Belgique. Commun. Centre écol. for. rurale Gembloux, N.S. (14) : 25 p.
- ORTSCHEIT A., 1985. Evolution de la végétation aquatique du Waldrhein près de Strasbourg, un ancien bras du Rhin à statut hydrologique original. *Bull. assoc. philomath. Alsace Lorraine*, 21 : 195-237.
- PAPASTERGIADOU E., D. BABALONAS, 1993a. The relationships between hydrochemical environmental factors and the aquatic macrophytic vegetation in stagnant and slow flowing waters. I. Water quality and distribution of aquatic associations. *Arch. hydrobiol./Suppl.* 90, 4 : 475-491.
- PAPASTERGIADOU E., D. BABALONAS, 1993b. The relationships between hydrochemical environmental factors and the aquatic macrophytic vegetation in stagnant and slow flowing waters. II. Evaluation of plant associations indicative value. *Arch. hydrobiol./Suppl.* 90, 4 : 493-506.
- PELTRE M.C., L. LEGLIZE, 1992. Essais d'application d'un protocole hiérarchisé pour l'étude des peuplements végétaux aquatiques en eau courantes, pp 1049-1057. 15^{ème} Conférence du COLUMA. Versailles, 2-3-4 déc. 1992. Paris : Assoc. natl. protection des plantes.
- PENUELAS J., F. SABATER, 1987. Distribution of macrophytes in relation to environmental factors in the Ter river, N-E Spain. *Int. Rev. gesamten Hydrobiol.*, 72 (1) : 41-58.
- PESEUX J.Y., 1989. Analyse de la végétation macrophytique de quelques cours d'eau lorrains. Base pour une esquisse de typologie. 76 p.-annexes. Mém. DAA : INP Lorraine, ENSAIA : Nancy.
- PHILIPPI G., 1987. Die Wassermoosvegetation im östlichen Odenwald und südlichen Spessart. *Carolinea*, 45 : 89-98.
- PIALOT D., 1985. Analyses de données de milieu en hydrobiologie. Apport des techniques d'analyses multivariées. 337 p. Th. 3^{ème} cycle : Univ. Claude Bernard : Lyon 1.
- PIETERSE A.H., 1990. Introduction, pp 3-16. In : Pieterse A.H., Murphy K.J. (ed.). Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford : Oxford univ. press.
- PIP E., 1987. The ecology of *Potamogeton* species in Central North America. *Hydrobiol.*, 153 : 203-216.
- RAMM A.E., 1988. The community degradation index : a new method for assessing the deterioration of aquatic habitats. *Water res.*, 22 (3) : 293-301.
- ROBACH F., I. EGLIN, R. CARBIENER, 1991. Hydrosystème rhénan : évolution parallèle de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau (Rhinau). *Bull. ecol.*, 22 (1) : 227-241.
- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 1365 p. 7^{ème} éd.. Paris : Dunod.

- ROWECK H., S. RISSE, A. KOHLER, 1986. Zur Verbreitung, Standortsökologie und Variabilität von *Potamogeton polygonifolius* in den Fließgewässern des Südlichen Pfälzerwaldes. *Mitt. Pollichia*, 73 : 289-374.
- SCHERRER B. 1984. Biostatistique. 850 p. Québec : Gaëtan Morin ; Paris : Eska.
- SCHOTSMAN H.D., 1972. Note sur la répartition des callitriches en Sologne et dans les régions limitrophes. *Bull. cent. étud. rech. sci., Biarritz*, 9 (1) : 58-65.
- SCHUTZ W., 1992. Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. 195 p. (Diss. Bot.; Bd 192). Berlin : J. Cramer.
- SCHWOERBEL J., G.C. TILLMANN, 1972. Ammonium-Adaptation bei submersen Phanerogamen *in situ*. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 42, 1 : 139-141.
- SELL Y., 1965. Les plantes aquatiques au sens large : mise au point d'une classification éco-morphologique. *Bull. assoc. philomath. Alsace Lorraine*, 12 : 58-65.
- SERVICE REGIONAL DE L'AMENAGEMENT DES EAUX DE LORRAINE (S.R.A.E.L.), 1972. Le Rupt de Mad. Monographie sommaire et qualité des eaux. 45 p.-annexes. Metz : S.R.A.E.Lorraine.
- SERVICE REGIONAL DE L'AMENAGEMENT DES EAUX DE LORRAINE (S.R.A.E.L.), 1984. Qualité 1983 des eaux courantes superficielles du Rupt de Mad et de Madine. 11 p. Metz : S.R.A.E.Lorraine.
- SKA B., P. VANDER BORGHT, 1986. The problem of *Ranunculus* development in the river Semois, pp 307-314. Proc. EWRS/AAB, 7th Symposium on aquatic weeds.
- SMITH B.D., 1980. The effects of afforestation on the trout of a small stream in Southern Scotland. *Fish. manag.*, 11 (2) : 39-58.
- STRAHLER A.N., 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. Section 4-II. Geology. Part II., pp 39-75. In : Ven Te Chow (ed.). Handbook of applied hydrology. A compendium of water-resources technology. Paris : McGraw-Hill.
- TEN CATE J.H., J. SIMONS, H. SCHREURS, 1991. Periphytic macro-algae and micro-algae in dutch freshwater ditches and their significance as ecological indicators of water quality. *Arch. hydrobiol.*, 122 (3) : 275-296.
- TREMOLIERES M., I. EGLIN, U. ROECK, R. CARBIENER, 1993. The exchange process between river and groundwater on the Central Alsace floodplain (Eastern France). I. The case of the canalised river Rhine. *Hydrobiol.*, 254 : 133-148.
- TREMOLIERES M., R. CARBIENER, A. ORTSCHHEIT, J.P. KLEIN, 1994. Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. *J. veg. sci.*, 5 : 169-178.
- UNIVERSITE DE METZ. Laboratoire d'Ecologie (coord.), ECOLOR, GEREEA, LOISIRS ET DETENTE, 1991. Etude des végétaux fixés en relation avec la qualité du milieu. Rapport de contrat à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. 3 volumes. Texte : 94 p.-bibliogr ; annexes : 64 p. ; référentiel : 17 p.

- VANDER BORGHT P., 1980. Etude physico-chimique des eaux de la Semois en vue d'une gestion qualitative. 262 p.-annexes. Th. Etat : Sci. environ. : F.U.L. : Arlon, Belgique.
- VERHOFF F.H., D.A. MELFI, S.H. YAKSICH, 1982. An analysis of total phosphorus transport in river systems. *Hydrobiol.*, **91** : 241-252.
- VERNEAUX J., 1969. Recherches sur une méthode pratique d'étude synthétique des cours d'eau. Application à la rivière Doubs. 153 p. Th. 3ème cycle : Hydrobiol. : Besançon.
- VERNEAUX J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs : essai de biotypologie. 257 p. Th. Etat : Sci. nat. : Besançon.
- WEBSTER S.D., 1988. *Ranunculus penicillatus* (Dumort.) Bab. in Great Britain and Ireland. *Watsonia*, **17** : 1-22.
- WHITTON B.A., 1970. Biology of *Cladophora* in freshwaters. *Water res.*, **4** : 457-476.
- WHITTON B.A., 1979. Plants as indicators of river water quality, pp 1-33. In : James A., Evison L. (ed.). Biological indicators of water quality. Chichester : J. Wiley.
- WIEGLEB G., 1983a. A phytosociological study of the macrophytic vegetation of running waters in Western Lower Saxony (Fed. Repub. Ger.). *Aquat. bot.*, **17** : 251-274.
- WIEGLEB G., 1983b. Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes, pp 69-83. In : Gehu J.M. (éd.). Les végétations aquatiques et amphibies. Colloq. Phytosociol., 10. Lille. 1981. Vaduz, Belgique : J. Cramer.
- WIEGLEB G., 1984. A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in Western Lower Saxony (Fed. Repub. Ger.). *Aquat. bot.*, **18** : 313-352.
- WIEGLEB G., 1988. Analysis of flora and vegetation in rivers : concepts and applications, pp 311-340. In : Symoens J.J. (ed.). Vegetation of inland waters. Dordrecht : Kluwer acad. publ.
- WIEGLEB G., W. HERR, 1985. The occurrence of communities with species of *Ranunculus* subgenus *Batrachium* in Central Europe. Preliminary remarks. *Vegetatio*, **59** : 235-241.
- WOLFF C., 1987. Analyse de la végétation et de la végétation riveraine de la Haute Sûre en fonction des perturbations du milieu. *Bull. soc. nat. luxemb.*, (87) : 1-52.
- ZUMSTEIN J.F., E. GILLE, J.P. DECLoux, P. PARIS, A. PICARD, 1989. Atlas de la lithologie, perméabilité et sensibilité à la pollution des formations affleurantes du Bassin Rhin-Meuse. 20 p. Moulins les Metz : Agence de l'Eau Rhin-Meuse.

Auteur : Nathalie GRASMUCK
Année : 1994

Titre : 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.

Résumé

Une connaissance approfondie des peuplements végétaux en cours d'eau et des paramètres d'environnement qui les conditionnent est apparue indispensable, en raison des nuisances occasionnées par les proliférations, de plus en plus fréquentes, de macrophytes.

Avec la mise en place d'une méthodologie de description et de formalisation des paramètres abiotiques de l'écosystème rivière, l'établissement d'une typologie des cours d'eau par les végétaux aquatiques a alors été envisagée.

L'échantillonnage s'est porté sur vingt et un cours d'eau, sélectionnés pour leur situation en tête de bassin versant et leur représentativité de la diversité géologique de la Lorraine. Un découpage abiotique a été réalisé en fonction du substrat géologique, de la pente et de la largeur du cours d'eau. Chaque tronçon homogène ainsi déterminé a fait l'objet d'une prospection sur le terrain pour le choix d'une station végétale représentative.

L'étude des végétaux aquatiques repose sur un relevé floristique qualitatif et quantitatif (à l'aide des pourcentages de recouvrement) des espèces présentes. L'étude des descripteurs d'environnement inclut, quant à elle, des mesures morphométriques, des dosages chimiques ainsi qu'une quantification de l'éclairement parvenant à la surface de l'eau sur chaque station.

Cette analyse a permis de mettre en évidence quatre grands types de cours d'eau : sur granites, sur grès, sur calcaires et sur marnes. La pertinence de l'utilisation du substrat géologique comme premier critère hiérarchique de classification des cours d'eau est ainsi confirmée. Les macrophytes montrent de réelles successions longitudinales, par des variations qualitatives et également quantitatives des espèces présentes. Ces successions sont comparées avec des zonations établies dans d'autres régions ou pays. Des analyses multivariées, suivies de classifications ascendantes hiérarchiques, ont corrélé des paramètres de chimie de l'eau, de morphométrie et d'environnement à des espèces végétales. Ces corrélations ont été confirmées par l'étude des profils écologiques des espèces végétales.

Cette thèse a conduit à l'élaboration d'une typologie des cours d'eau de Lorraine utilisant la végétation aquatique. Elle a permis de parfaire la connaissance des phytocénoses lorraines existantes, de tester une méthode de caractérisation des cours d'eau par la végétation aquatique et d'approfondir la notion de bioindication par les végétaux aquatiques.

Mots clés : macrophytes, eaux courantes, méthodologie, biotypologie, phytoécologie, Lorraine, chimie de l'eau, géologie, morphométrie, ACP, CAH, profils écologiques