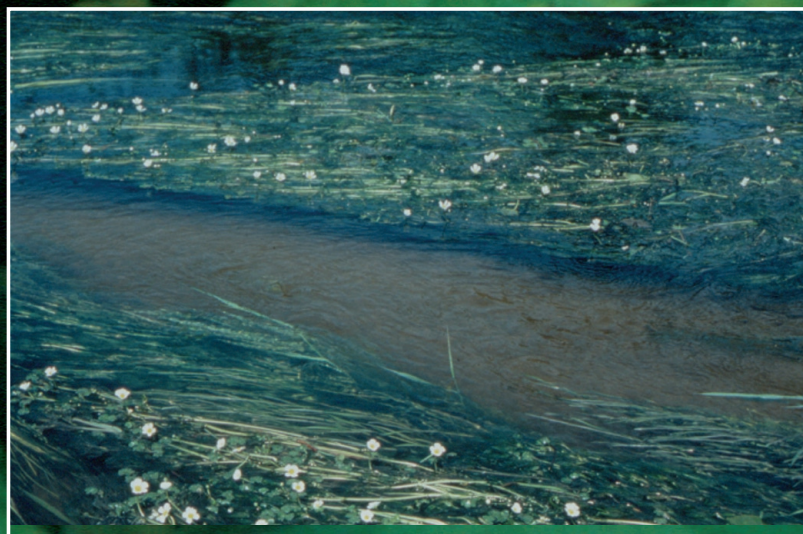


**LES MACROPHYTES
AQUATIQUES
BIOINDICATEURS
DES SYSTÈMES
LOTIQUES.
INTÉRÊTS ET LIMITES
DES INDICES
MACROPHYTIQUES**



**SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE
DES PRINCIPALES
APPROCHES EUROPÉENNES**

Université de Metz
UPRES Ecologie Biodiversité
Santé Environnement
Laboratoire de Phytoécologie
Campus Bridoux
av. Général Delestraint
57070 - Metz Cedex

ENSAR Ecologie &
Sciences phytosanitaires et
U.M.R. INRA ENSAR Ecobiologie et
Qualité
des Hydrosystèmes Continentaux
65, route de St Briec
35042 - Rennes Cedex

**Les macrophytes aquatiques
bioindicateurs des systèmes lotiques.
Intérêts et limites des indices
macrophytiques**

**Synthèse bibliographique des principales approches
européennes
pour le diagnostic biologique des cours d'eau.**

***Travail réalisé dans le cadre du
G.I.S.
“ Macrophytes des eaux continentales ”***

Octobre 2001

A la demande de l'INTER- AGENCES DE L'EAU
Coordination AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE
Centre Tertiaire de l'Arsenal, 200 rue Marceline,
BP 818, 59508 – Douai Cedex

**LES MACROPHYTES AQUATIQUES BIOINDICATEURS
DES SYSTEMES LOTIQUES
INTERETS ET LIMITES DES INDICES BIOTIQUES
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE DES PRINCIPALES APPROCHES EUROPEENNES
POUR LE DIAGNOSTIC BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU**

Responsables scientifiques :

ENSA de Rennes
Université de Metz

Jacques HAURY
Serge MULLER

Coordination de l'étude : Université de Metz Marie-Christine PELTRE

Rédaction : ENSA de Rennes Jacques HAURY
Hervé DANIEL
Ivan BERNEZ

Université de Metz Marie-Christine PELTRE
Serge MULLER
Gabrielle THIEBAUT
Benôit DEMARS

Relecture :

Université de Metz Marie-Christine PELTRE
Serge MULLER
ENSA de Rennes Jacques HAURY
Université de Strasbourg Michèle TREMOLIERES

Université Catholique de l'Ouest (Angers) Micheline GUERLESQUIN
Elisabeth LAMBERT
Cemagref Lyon Jacques BARBE
Cemagref Bordeaux Alain DUTARTRE

Travail réalisé dans le cadre du G.I.S. " Macrophytes des eaux continentales "

Ce document devra être cité ainsi :

HAURY J ; PELTRE M.-C., MULLER S., THIEBAUT G., TREMOLIERES M., DEMARS B., BARBE J., DUTARTRE A., DANIEL H., BERNEZ I., GUERLESQUIN M., LAMBERT E., 2000. – Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques - Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie : 101 p. + ann.

INTER – AGENCES DE L'EAU :

Coordination : Jean Prygiel, Agence de l'Eau Artois Picardie

PREAMBULE

OBJECTIF ET PRESENTATION DE L'ETUDE

Cette étude est la seconde phase d'un travail dont l'objectif est d'approfondir et d'améliorer la notion d'indice biologique basé sur les macrophytes, ou indice "Macrophytes" en tant qu'outil d'évaluation de la qualité des cours d'eau français. Un tel indice a déjà été présenté sous une forme provisoire par les membres du G.I.S. Macrophytes des Eaux Continentales (HAURY *et al.*, 1996a, **Annexe 1**).

Avant de devenir opérationnel dans un cadre d'application plus large, cet indice a besoin d'être resitué dans la démarche de diagnostic biologique et d'évaluation de la qualité des cours d'eau, réalisée au cours de ces dernières années à l'aide des végétaux aquatiques, tant aux niveaux français qu'europpéen. C'est l'objet de cette étude bibliographique.

Ce travail fait notamment la synthèse des travaux de thèses et d'habilitation à diriger des recherches, réalisés en France depuis 1992, sur la bioindication des cours d'eau avec les macrophytes (EGLIN & ROBACH, 1992 ; GRASMÜCK, 1994 ; HAURY, 1996b ; THIEBAUT, 1997 ; DANIEL, 1998 ; BERNEZ, 1999 ; CHATENET, 2000).

Dans un deuxième temps, cet indice est amendé au niveau des cotes spécifiques des taxons bioindicateurs, par un travail de traitement de données approprié, et par l'examen plus approfondi de l'écologie spécifique (ce qui suppose de constituer une banque de données rivières) des végétaux.

Ces deux volets du travail doivent permettre d'affiner le domaine de validité de cet indice, de préciser ses limites d'opérationnalité, et de progresser sur les connaissances nécessaires à acquérir pour l'améliorer ou pour réorienter la démarche de bioindication avec les macrophytes.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les collègues des Agences de l'Eau qui ont soutenu leur démarche depuis la naissance du GIS Macrophytes des Eaux continentales, et financé cette recherche.

Leur gratitude va aussi aux étudiants et collègues qui ont contribué de façon diverse à ce travail, soit pour l'acquisition de données, soit pour une relecture, une réflexion critique, ...

SOMMAIRE

INTRODUCTION	P.6
1. DÉFINITIONS	P.7
2. - CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DE DISTRIBUTION DES MACROPHYTES DANS LES COURS D'EAU ET MÉTHODES D'ÉTUDE INDUITES	
2.1.- GÉNÉRALITÉS.....	P.8
2.2. - MÉTHODES D'ÉTUDE STATIONNELLE.....	P.9
2..3. - PROPOSITIONS D'ÉCHANTILLONNAGE : LA MÉTHODE MEV.....	P.9
3. - CONCEPT ET NIVEAUX DE BIOINDICATION	P.11
3.1. - CONCEPTS	P.11
3.2. – APPLICATION AUX MACROPHYTES	P.12
4. - CHAMPS D'INVESTIGATION DE L'ÉTUDE	P.14
CHAPITRE 1 – FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DE DISTRIBUTION ET POTENTIEL DE BIOINDICATION DES MACROPHYTES.....	P.15
1.1. - FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DE DISTRIBUTION DES MACROPHYTES.....	P.15
1.1.1. - LES FACTEURS ABIOTIQUES	P.15
1.1.2. - LES FACTEURS BIOTIQUES	P.16
1.1.3. - MODIFICATIONS DES FACTEURS PAR L'HOMME.....	P.17
1.2. - LE CADRE FONCTIONNEL DE L'ÉCOSYSTÈME COURS D'EAU ET LA PLACE DU COMPARTIMENT MACROPHYTES	P.20
1.2.1. - UNE VISION GÉNÉRALE DU COURS D'EAU	P.20
1.2.2. - APPROCHE STRUCTURALE DE LA VÉGÉTATION.....	P.20
1.3. - POTENTIEL DE BIOINDICATION DES MACROPHYTES.....	P.20
1.4. - OBJECTIFS DE LA BIOINDICATION AVEC LES MACROPHYTES ?	P.21
CHAPITRE 2 - MÉTHODES D'ÉTUDE DE LA VÉGÉTATION DANS LES SYSTÈMES D'EAU COURANTE, EN RELATION AVEC LA BIOINDICATION : ANALYSE HISTORIQUE.....	P.23
2.1. - TRAVAUX ALLEMANDS ET AUTRICHIENS.....	P.23
2.1.1. - KOHLER.....	P.23
2.1.2. - AUTRES AUTEURS	p.24
2.1.3. - WIEGLEB	P.25
2.1.4. - JANAUER	p.28
2.2. - TRAVAUX ANGLO-SAXONS	P.28
2.2.1. - RODWELL	P.28
2.2.2. - HASLAM.....	P.29
2.2.3. - HOLMES	P.30
2.2.4. - APPROCHE FONCTIONNELLE	P.31
2.3. - TRAVAUX ESPAGNOLS ET PORTUGAIS	P.31
2.4. - TRAVAUX BELGES.....	P.32
2.5. - TRAVAUX LUXEMBOURGEOIS.....	P.34
2.6. - TRAVAUX FRANÇAIS.....	P.34
2.6.1. - DÉMARCHES PHYTOSOCIOLOGIQUES	P.34
2.6.2. - DÉMARCHE FLORISTIQUE : ENSEMBLES FLORISTIQUES ET QUALITÉ DE L'EAU.....	P.38
2.6.3. - DÉMARCHE FONCTIONNELLE	p.39
2.7. TRAVAUX NORDIQUES SUR LES LACS ET LES CANAUX	
P.40	
CHAPITRE 3 - LE DÉVELOPPEMENT DES INDICES MACROPHYTIQUES.....	P.42
3. 1. - LES INDICES STRUCTURELS.....	P.42

3.2. - LES INDICES BIOCÉNOTIQUES.....	P.43
3.3. -L'INDICE D'ABONDANCE SPÉCIFIQUE.....	P.44
3.4. - LES INDICES DE SAPROBIE	P.45
3.5. LES INDICES SPÉCIFIQUES	P.45
3.5.1. - LE DIAGNOSTIC PHYTO-ÉCOLOGIQUE DE ELLENBERG.....	p.45
3.5.2. - LES INDICES ANGLO-SAXONS	
A) HOLMES & NEWBOLD	p.46
b) HARDING	p.47
c) le M.T.R.	p.48
3.5.3. - LES INDICES DU GIS MACROPHYTES	p.49
3.5.4. L'indice trophique de SCHNEIDER	p.51
3.6. – LES INDICES DE PERTURBATION	P.53
3.7. - AUTRES INDICES	P.55
3.7.1. L'INDICE DE TOXIPHOBIE BRYOPHYTIQUE	P.55
3.7.2. L'INDICE MIS	P.56
3.7.3. L'INDICE DU NIVEAU TROPHIQUE DES RIVIÈRES OU RTSI.....	P.56
CHAPITRE 4 - LIMITES DES SYSTÈMES DE BIOINDICATION ET DES INDICES	P.57
4.1. - LIMITES DES INDICES ET DES SYSTÈMES TYPOLOGIQUES UTILISÉS EN DIAGNOSTIC DE LA QUALITÉ DE L'EAU	P.57
4.1.1. – LES INDICES FLORISTIQUES (SPÉCIFIQUES)	p.58
A) ANALYSE DU M.T.R.	p.58
B) ANALYSE DES INDICES GIS	p.60
C) COMMENTAIRES GÉNÉRAUX	p.62
4.1.2. – LES INDICES PHYTOCÉNOTIQUES (OU DE PERTURBATION)	p.63
4.1.3. - LES INDICES DE COMMUNAUTES ET LES SYSTEMES TYPOLOGIQUES	p.63
4.2. - DISCUSSION GÉNÉRALE.....	P.65
4.2.1. - ANALYSE CRITIQUE DU CONCEPT DE BIOINDICATION.....	p.65
4.2.2. - PROBLÈMES CONCEPTUELS DE L'UTILISATION DES MACROPHYTES COMME BIOINDICATEURS	p.65
CHAPITRE 5 - PERSPECTIVES ET PROPOSITIONS D'ÉVOLUTION DES INDICES MACROPHYTES POUR LEUR MISE EN ŒUVRE EN FRANCE	P.70
5.1. - QUELQUES ELEMENTS SUR L'INDICE I.B.M.R.	P.70
5.1.1. - UN INDICE FLORISTIQUE PRENANT EN COMPTE L'ÉCOLOGIE SPÉCIFIQUE ET LA STENO-EURYECIE	p.70
5.1.2. - INTÉRÊT ET LIMITES DE L'I.B.M.R.	p.71
5.1.3. - PERSPECTIVES D'ÉVOLUTION DE L'I.B.M.	p.72
5.2. - ÉVOLUTION DE LA DEMARCHE POUR UNE INTÉGRATION SYSTEMIQUE EXIGÉE PAR LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU	P.72
5.2.1. - PASSER DE LA LISTE FLORISTIQUE A L'INVENTAIRE DES COMMUNAUTES	p.73
5.2.2. - DÉFINIR DES PHYTOCÉNOSES DE RÉFÉRENCE	p.73
5.2.3. - LA MESURE DE L'ÉCART A LA RÉFÉRENCE	p.75
CONCLUSION GÉNÉRALE	P.78
1. - LES MACROPHYTES, DES BIOINDICATEURS PROMETTEURS	P.78
2. - UN DÉVELOPPEMENT NECESSAIRE DE LA BIOINDICATION AVEC LES MACROPHYTES : DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE A L'ANALYSE DÉTAILLÉE DES COMMUNAUTES	P.78
3. - LES MACROPHYTES DANS UN SYSTÈME GÉNÉRAL D'ESTIMATION DE QUALITÉ DES COURS D'EAU	P. 79
4. - LES MACROPHYTES DANS DES OPTIQUES DE BIOÉVALUATION PLUS LARGES QUE CELLE DE LA TROPHIE DES EAUX	P.80
BIBLIOGRAPHIE	P.81
LISTE DES FIGURES	P.101

INTRODUCTION

Lorsque les gestionnaires analysent les cours d'eau, la notion de qualité est traditionnellement envisagée sous le seul aspect de celle de l'eau.

Or, depuis la loi sur l'Eau de 1992, et dans la perspective européenne de la Directive Cadre sur l'Eau, c'est bien l'ensemble de l'hydrosystème qui fait l'objet d'une recherche sur la qualité, avec une reconnaissance des compartiments biotiques. Il est ainsi prévu de prendre en considération les végétaux microphytes (diatomées benthiques essentiellement) et macrophytes (objets du présent travail).

Il s'agit alors de déterminer dans quelle mesure les macrophytes sont des bioindicateurs de la qualité des cours d'eau et de quels paramètres de cette qualité. Pour cela, une analyse générale du contexte de développement des macrophytes en cours d'eau est réalisée, ainsi qu'un panorama des méthodes utilisées en Europe, accompagné d'une présentation critique des concepts sous-jacents et des limites des différentes approches. Il s'agit alors de présenter des propositions d'amélioration de l'existant, pour promouvoir l'utilisation des macrophytes dans l'estimation de la qualité des cours d'eau, à court et moyen termes.

Le plan de cette synthèse bibliographique s'organise donc comme suit :

- L'entrée en matière introduit la notion de bioindication au sens large et plus spécifiquement celle obtenue à l'aide des végétaux aquatiques et les différents niveaux de bioindication qu'ils intègrent.
- Le premier chapitre recense les principaux facteurs dont le rôle est prépondérant dans la répartition et le développement des macrophytes, y compris les facteurs anthropiques; il en résulte des biotypologies descriptives de l'état des écosystèmes, ce qui permet de mettre en évidence le potentiel de bioindication des macrophytes.
- Une perspective historique sur les différentes approches de bioindication engagées sur les macrophytes dans les principaux pays européens ainsi que les concepts sous-jacents et leurs méthodologies est présentée dans le deuxième chapitre.
- Les différents indices biologiques " macrophytes " existants sont développés plus spécifiquement dans le chapitre trois.
- Le chapitre quatre aborde les limites des indices et des systèmes typologiques utilisés en diagnostic de la qualité de l'eau
- Enfin le chapitre cinq ouvre les perspectives et les propositions d'évolution des indices macrophytiques pour une mise en œuvre sur le territoire français, mais dans une perspective résolument européenne, compte tenu de la Directive Cadre sur l'Eau.

Pour chaque rubrique, une sélection significative des références a été opérée, afin d'être plus concis.

1. - DEFINITIONS

L'écosystème est par définition "un système d'interactions complexes des espèces entre-elles et entre celles-ci et le milieu" (FRONTIER & PICHOD-VIALE, 1995). Donc toute modification d'un compartiment d'un écosystème aura des répercussions sur le fonctionnement et l'évolution des autres compartiments (LAIR *et al.*, 1998 ; LOUGHEED *et al.*, 1998 ; MCCOLLUM *et al.*, 1998). Un cours d'eau peut, en première approximation, être considéré comme un écosystème aquatique ouvert, l' "**hydrosystème fluvial**" (LARGE *et al.*, 1993).

Les **macrophytes aquatiques** représentent une composante du compartiment végétal de cet hydrosystème. Ils désignent les grands végétaux aquatiques (bryophytes, ptéridophytes et spermatophytes) et les algues filamenteuses (par exemple *Cladophora* sp., Characées), visibles et le plus souvent identifiables à l'oeil nu sur le terrain (*sensu* HOLMES & WHITTON, 1977a).

En fonction de l'inféodation à l'eau, on distinguera les macrophytes réellement aquatiques ou **hydrophytes** (algues, bryophytes aquatiques, hydrophytes vasculaires), les végétaux amphibies ou **amphiphytes** qui différencient des formes aquatiques et des accommodats terrestres selon la profondeur de l'eau, et les végétaux de marais qui poussent "les pieds dans l'eau" ou **hélrophytes**. Certains végétaux terrestres ou hélrophytes peuvent différencier des **formes aquatiques** ayant une signification écologique particulière. Enfin, certains végétaux qualifiés de supra-aquatiques supportent une immersion temporaire ou végètent dans la zone des embruns (HOLMES & WHITTON, 1977a).

*Les végétaux "supra-aquatiques" considérés par certains auteurs dans les méthodes d'évaluation patrimoniale des cours d'eau (HOLMES, 1983), voire de la qualité globale des cours d'eau (HASLAM, 1982) posent un problème spécifique, dans la mesure où ils intègrent également la qualité du substrat, le rythme et l'intensité de submersion ou d'aspersion par les embruns. Dans l'approche générale, ils ne seront pas considérés s'ils sont effectivement enracinés sur la partie émergée des berges. En revanche, les accommodats aquatiques d'espèces terrestres (par exemple *Agrostis stolonifera*, *Polygonum hydropiper*), qui peuvent se trouver à des profondeurs notables (plus de 1 m pour le *Polygonum* - HAURY, 1994) devront être pris en considération, même si leur caractère bioindicateur n'est pas aussi net et marqué que les hydrophytes vrais. (C'est d'autant plus important que ce sont surtout ces taxons qui posent de sérieux problèmes aux néophytes qui ne s'attendent pas à les retrouver en milieu aquatique).*

Une typologie biologique et écomorphologique est donc à établir, synthétisant l'ensemble des caractères des macrophytes, mais aussi leur variabilité.

2. - CARACTERISTIQUES GENERALES DE DISTRIBUTION DES MACROPHYTES DANS LES COURS D'EAU ET METHODES D'ETUDE INDUITES

2.1. – GENERALITES

Les macrophytes ne sont pas distribués uniformément dans les cours d'eau. Trois niveaux complémentaires de distribution doivent être envisagées :

- la zonation longitudinale au sein des cours d'eau, qui est reconnue depuis longtemps (BUTCHER, 1933) ; la distinction de ILLIES & BOTOSANEANU (1963) entre le crénon, le rithron et le potamon est d'ailleurs utilisée par certains auteurs pour différencier les phytocénoses, par exemple par HAURY & MULLER (1991) ;
- les variations locales, correspondant aux faciès d'écoulement (*sensu* MALAVOI, 1989) et aux séquences qu'ils forment (LEGLIZE *et al.*, 1991) ;
- les variations temporelles, affectant la liste floristique et les recouvrements macrophytiques, à la fois en terme de variations saisonnières (HAURY & GOUESSE-AÏDARA, 1998) ou à plus long terme (WIEGLEB *et al.*, 1989).

A l'échelle stationnelle, les macrophytes sont distribués en herbiers, plus ou moins compacts, pluri ou mono-spécifiques et en mosaïque, les caractéristiques de ces répartitions différant selon les régions biogéographiques. La structure verticale des herbiers correspond au partage de l'espace entre les différents macrophytes, ce qui se traduit par une sélection de types éco-morphologiques (ARBER, 1920 ; SELL, 1965 ; DEN HARTOG & SEGAL, 1968 ; MAKIRINTA, 1978 ; DEN HARTOG, 1982 ; DEN HARTOG & VAN DER VELDE, 1988 ; HAURY, 1992a ; DANIEL & HAURY 1996b ; DANIEL, 1998) : comme par exemple des bryides submergés (par exemple *Fontinalis antipyretica*), dominés par les batrachiides (*Ranunculus fluitans*), avec un tapis flottant de lemnides (*Lemna minor*), et des phragmitides (*Phalaris arundinacea*) qui colonisent les haut-fonds (HAURY, 1985).

Par ailleurs, à proximité des berges, les macrophytes forment des bandes en fonction de la profondeur (pour les hydrophytes) et de la distance à l'eau (hélrophytes et espèces supra-aquatiques) : il y a donc un réel étagement sur les berges (HAURY, 1982).

La zonation longitudinale qui affecte tous les organismes aquatiques (HYNES, 1970) se traduit par des biotypes dépendant notamment de l'importance relative des cours d'eau, de la pente, de la géologie et de l'ordre de drainage (HAURY, 1985, 1988a et b, 1996b; GRASMÜCK *et al.*, 1993 et 1995 ; ROBACH *et al.*, 1996a). De façon générale, on observe un gradient d'enrichissement en phanérogames strictement aquatiques vers l'aval, et, souvent, une diminution du nombre de bryophytes (WHITTON & BUCKMASTER 1970 ; HOLMES & WHITTON, 1977b ; HAURY, 1988b). De plus, vers l'aval, on observe une augmentation du nombre de strates végétales, les bryophytes étant dominés par les hydrophytes qui se développent parfois sous un tapis d'hélrophytes (HAURY, 1996b).

La saisonnalité des macrophytes est assez remarquable dans les cours d'eau soumis à de fortes variations de débit (notamment les cours d'eau sur substrats imperméables, schistes et gneiss spécialement, et acides - BAGLINIERE & MOUTOUNET-ARRIBE, 1985 ; HAURY & BAGLINIERE; 1996 ; HAURY & GOUESSE-AIDARA, 1998). En revanche, dans les cours d'eau phréatiques et les cours d'eau calcaires à débit plus stable, cette saisonnalité semble moins marquée. Ces différences justifient la prise en considération de la perméabilité des roches dans le protocole " Milieu Et Végétaux aquatiques fixés " (MEV) initial (LEGLIZE & PELTRE, 1990; LEGLIZE *et al.*, 1991 ; PELTRE & LEGLIZE, 1992).

Cette saisonnalité s'exprime par :

- des apparitions ou disparitions d'espèces en quelques semaines (hydro-thérophytes comme les Lentilles d'eau, ou bryophytes annuels comme *Fissidens pusillus*) voire quelques jours (proliférations macro-algales),

- des changements importants de recouvrements de certaines espèces pérennes par leurs rhizomes (Renoncules),
- mais aussi des périodes de floraison restreintes (ces mêmes Renoncules), voire des floraisons occasionnelles (*Ceratophyllum demersum* ou *Oenanthe fluviatilis* par exemple, Lentilles d'eau).

2.2. - METHODES D'ETUDE STATIONNELLE

Différentes méthodes d'études peuvent être mises en œuvre :

- *Les points contacts sur lignes (permanentes)*

Les relevés par la méthode des points contacts ne permettent pas d'intégrer les taxons à faible recouvrement (DANIEL, 1998). L'intérêt de cette méthode réside essentiellement dans les possibilités d'étude diachronique des variations relatives de recouvrement de végétaux dominants, en conservant des points fixes.

- *Les recouvrements sur placettes*

L'estimation visuelle des recouvrements en pourcentage apparaît ainsi plus fiable et moins coûteuse en temps donc en énergie (DANIEL *et al.*, en cours).

Quelle que soit la méthode d'inventaire floristique, une acquisition de données des variables abiotiques est nécessaire. Des variables physiques sont estimées (vitesse, substrat, morphométrie) et deux campagnes annuelles d'analyse de l'eau superficielle courante, sur l'ensemble des stations, procurent des données physico-chimiques.

Il est cependant évident qu'une acquisition à un pas de temps plus serré de ces données procure des informations plus fiables.

2.3.- PROPOSITIONS D'ECHANTILLONNAGE : LA METHODE MEV

Un travail a été initié, à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, puis des structures Inter-Agences de l'Eau, pour mettre en place le protocole MEV "Milieu Et Végétaux" (LEGLIZE *et al.*, 1991 ; GRASMÜCK *et al.* 1993, 1995), destiné à obtenir une vision représentative des phytocénoses des cours d'eau. Ce travail fut ensuite repris sous l'égide du GIS pour tester le protocole grâce au travail de 6 bureaux d'étude.

Cette méthode propose la standardisation d'un protocole d'échantillonnage de la végétation aquatique des eaux douces courantes sur le territoire français, permettant de formaliser les relations entre les peuplements macrophytiques et les caractéristiques du milieu (HAURY *et al.*, 1997a). Les données ont été traitées par HAURY *et al.* (1997b), et ont donné lieu à une publication officialisant la démarche (HAURY *et al.*, 1998a).

Différents travaux méthodologiques complémentaires ont par ailleurs été menés sur des cours d'eau régulés (BERNEZ, 1999), ainsi que sur l'intégralité d'un réseau hydrographique (HAURY *et al.*, 1998b et 2000).

La démarche du protocole MEV propose un **cadre hiérarchisé de découpage abiotique** selon les étapes suivantes :

- 1) caractérisation de l'éco-région délimitée par une zonation phyto-écologique (DUPIAS & REY, 1985) et des caractéristiques géologiques du fond de vallée;
- 2) détermination, délimitation *a priori* et caractérisation des tronçons (pseudo)naturels selon les paramètres morpho-dynamiques (pente du cours d'eau et ordre de drainage ou largeur), et éventuellement des tronçons perturbés (cartes de qualité des Agences de l'Eau);
- 3) un passage sur le terrain permet de terminer le découpage (délimitation *a posteriori*) par caractérisation de la séquence de faciès d'écoulement et choix des conditions d'éclaircissement qui déterminent la ou les séquences d'étude représentatives du tronçon (50 à 200 mètres selon le degré de végétalisation);
- 4) détermination des faciès des séquences représentatives;
- 5) relevés mésologiques et floristiques lors de deux campagnes (fin printemps et période d'étiage) au niveau de la séquence et du faciès (lit en eau).

L'habitat est ainsi caractérisé par des paramètres physiques (du bassin versant au faciès) et chimiques (eau superficielle et sédiment caractérisant le tronçon). Cette démarche a partiellement été retenue dans la définition du “ SEQ-physique ” (Système d’Evaluation de la Qualité Physique des cours d’eau – AGENCES DE L’EAU, 1997) et donne un cadre intéressant pour l’analyse cohérente des relations organismes-milieu et les possibilités de bioindication qui en découlent.

L’intérêt de cette démarche est d’élargir de façon fiable et opérationnelle la connaissance floristique des cours d'eau français en échantillonnant des phytocénoses représentatives des conditions actuelles. Ces dernières sont censées donner une image du cours d'eau, et pourraient servir à porter un premier diagnostic sur son "état de santé".

Dans ce cadre, ce ne sont donc pas les phytocénoses de références qui sont étudiées, non plus que la variabilité des relations macrophytes-qualité d'eau : “ Le protocole MEV ne peut se substituer à des recherches plus cognitives sur les phytocénoses des cours d'eau (HAURY et al., 1997a)”, qui dépassent le cadre du protocole MEV adapté à des études de dégrossissage à large échelle.

L'intérêt de ce protocole réside également dans la possibilité de fournir un cadre d'application permettant de comparer et de tester (si des données sur la chimie sont disponibles) **les indices macrophytiques existants**. Cependant le travail nécessaire pour affiner les valeurs bioindicatrices spécifiques de l'indice GIS doit s'opérer moyennant quelques adaptations du protocole d'échantillonnage, notamment une étude amont-aval des points de pollution ponctuelle, réalisée en parallèle avec des analyses d'eau effectuées dans ces mêmes sites. Dans ce cadre, le compartiment sédiment mériterait d'être également pris en compte).

*Compte tenu des caractéristiques générales de la végétation aquatique en rivière, diverses **précautions** sont nécessaires pour leur étude, rappelées dans les différents travaux des auteurs ainsi que dans les propositions méthodologiques d'amélioration du protocole M.E.V. (HAURY et al., 1997a,b) :*

- une attention particulière au choix de l'unité d'étude (longueur minimale, représentativité en terme de faciès d'écoulement, éclaircissement minimal),
- un temps minimal de prospection, avec un personnel qualifié, connaissant bien la flore aquatique,
- une période d'étude appropriée (entre mai et octobre en général), avec un double passage permettant de prendre en considération les espèces vernales et les espèces à développement tardif (notamment certaines macro-algues).

Selon les préconisations des auteurs, mais aussi selon les caractéristiques du milieu et son accessibilité, l'observation est préférentiellement directe, avec pénétration du milieu en pantalons de pêche. Dans les milieux plus profonds, les observations sont réalisées depuis la rive avec prélèvement au grappin, ou bien en plongée, Lorsque les modalités d'observations ne sont pas identiques pour toutes les stations d'étude, il faudra veiller à ne pas mélanger les données, et à rester très circonspect quant aux comparaisons ultérieures entre les stations échantillonnées de façon hétérogène.

3. - CONCEPT ET NIVEAUX DE BIOINDICATION

3.1. - CONCEPTS

Un **indicateur biologique**, ou **bioindicateur**, “est un organisme ou ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées” (BLANDIN, 1986).

La définition de ce terme recouvre trois niveaux d'organisation selon KHALANSKI & SOUCHON (1995) :

- le niveau cellulaire et tissulaire avec les **biomarqueurs**, - que AMIARD *et al.* (1998) différencient de la notion de bioindicateur, en tant qu'approche complémentaire et définissent comme étant “un changement observable et /ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant” (LAGADIC *et al.*, 1997).
- le niveau des organismes avec les **bioessais** selon des protocoles standardisés, ainsi que les **bioaccumulateurs** qui ont la capacité de concentrer les polluants et permettent leur détection dans le milieu naturel.
- le niveau des communautés avec les indices biocénotiques, basés notamment sur la composition et la structure des peuplements. Ces **bioindicateurs au sens strict** peuvent être définis comme “des espèces ou groupes d'espèces qui, par leur présence et /ou leur abondance, sont significatifs d'une ou plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie.” (GUELORGUET & PERTHUISOT, 1984).

En effet, la précision du niveau des “communautés” retenue par KHALANSKI & SOUCHON (1995) est très ambiguë, car elle concerne à la fois des collections d'individus, des populations ou méta-populations, la flore macrophytique d'un lieu, des communautés structurées en associations, ou en sigmassociations, tous niveaux

qui apportent des renseignements complémentaires (et éventuellement irréductibles les uns aux autres).

3.2. – Application aux macrophytes

Les systèmes de bioévaluation de terrain testés se basent sur la recherche et l'identification de **taxons** ou de communautés végétales **bioindicateurs**, utilisés pour la détection et le suivi de différentes formes de pollution (MERIAUX, 1982 ; HAURY, 1985 ; 1990a ; BLANDIN 1986).

Il est donc nécessaire d'envisager l'écologie des espèces; non seulement telle qu'elle peut être étudiée *ex-situ*, notamment en conditions expérimentales, mais aussi telle qu'elle apparaît *in situ*, en tant que résultante à la fois des interrelations fonctionnelles existant dans le cours d'eau (relations milieu physique, qualité de l'eau, entre populations macrophytiques, relations biotiques diverses avec les animaux, ...), la différence entre les résultats des études de laboratoire et les observations *in situ* ayant été démontrée depuis des décennies pour les espèces terrestres (LEMEE, 1967). L'évaluation de la valeur bioindicatrice des espèces permet de distinguer deux groupes majeurs de végétaux, soit polluo-sensibles, soit polluo-résistants (MULLER, 1995). L'intérêt de ces bioindicateurs est leur aspect intégrateur qui justifie leur emploi mais qui ne permet que difficilement d'apprécier la nature et l'impact d'un facteur donné et isolé (à l'opposé des biomarqueurs).

Intermédiaire entre l'approche spécifique et l'étude des communautés structurées (analysées comme des groupements végétaux ou des phytocénoses), l'analyse des **ensembles floristiques** considère l'ensemble des taxons présents dans un tronçon donné, quels que soient leurs patrons de distribution et d'agrégation. Ce sont souvent ces ensembles floristiques qui sont étudiés par les non-spécialistes de la végétation aquatique. Les renseignements que l'on peut en tirer sont une juxtaposition des indications apportées par chaque espèce de la liste, sachant néanmoins que le milieu et les interrelations entre espèces ont déjà joué dans la sélection des taxons présents :

- L'étude des **groupements végétaux** (MERIAUX & WATTEZ, 1980) donne des renseignements plus précis que la prise en compte des renseignements apportés individuellement par les espèces constitutives de ces groupements, dans la mesure où ces groupements correspondent à des relations sociales témoignant d'un niveau d'organisation supérieur : au pire, le renseignement résultant correspond à l'intersection des valences écologiques des espèces constitutives, et au mieux à un domaine encore plus restreint correspondant à la mise en place du groupement.
- L'établissement de **phytocénoses de référence** est un objectif majeur. Il semble judicieux de limiter le terme de phytocénose de référence aux conditions non altérées par l'anthropisation, et de parler de **pseudo-référence** pour des conditions pseudo-naturelles (dont l'idée, sinon le terme, apparaît dans les actes du colloque "Ecologie et Développement" (LEFEUVRE *et al.*, 1981), qui prévalent dans la majorité des cours d'eau les moins altérés de plaine. Cette démarche pragmatique de "phytocénose la moins altérée possible dans l'état actuel de nos connaissances", qui est celle des Anglo-saxons, semble la seule raisonnable lorsqu'aucune référence sans atteinte anthropique ne peut être trouvée. C'est

également la démarche adoptée par OBERDORFF *et al.* (comm. pers.) pour la mise en forme d'un indice poissons.

Dans le contexte de cette étude, c'est surtout le **niveau des communautés** qui nous intéresse. Toutefois, les niveaux moins organisés sont également importants en terme de bioindication, et les renseignements "de terrain" que l'on peut en tirer (qui s'opposent aux renseignements "analytiques"), ne sont pas à négliger :

- la morphologie des espèces renseigne sur le niveau trophique des eaux : feuilles allongées de *Glyceria fluitans* en systèmes oligotrophes (HASLAM, 1987), et à l'opposé, individus très grands (fo. *longissimum*) du *Sparganium emersum* en milieu eutrophisé (DETHIOUX, 1979);

- de même, des symptômes observables sur le terrain peuvent indiquer une toxicité, comme des chloroses dues à des concentrations importantes en atrazine, observées sur *Phalaris arundinacea* en Bretagne (GIOVANNI & HAURY, 1995).

Cependant, la morphologie et les symptômes ne faisant pas l'objet de grilles formalisées de bioévaluation, ces deux thématiques ne seront pas développées en tant que telles, mais plutôt par l'approche des **traits morphologiques** qui en dérive. Ainsi d'autres démarches plus récentes, car s'inspirant de travaux réalisés pour le benthos animal (CHARVET *et al.*, 1998), s'axent sur l'étude des traits biologiques, basée le plus souvent sur des données bibliographiques, en particulier les caractéristiques morphologiques et reproductives, pour lesquelles l'interprétation des données est réalisée par "codage flou", notamment dans l'étude des relations avec l'utilisation de l'habitat et les perturbations (BORNETTE *et al.*, 1994 ; HENRY *et al.*, 1996). Dans le même ordre d'idée, les variables environnementales peuvent être corrélées à la distribution des espèces (LEHMANN *et al.*, 1997) ou représentées selon un gradient de perturbation par un indice, par exemple les facteurs de stress réduisant la croissance des végétaux (SABBATINI & MURPHY, 1996).

En marge de ce travail, de nombreux auteurs ont utilisé les bryophytes comme bioaccumulateurs de métaux lourds pour le suivi des contaminations métalliques et radioactives (EMPAIN & LAMBINON, 1974 ; EMPAIN *et al.*, 1980 ; CAINES *et al.*, 1985 ; MOUVET *et al.*, 1986 ; MERSCH *et al.*, 1993 ; CLAVERI *et al.*, 1994 ; MARKERT *et al.*, 1996 a, b ; ENGLEMAN *et al.*, 1996 ; BRUNS *et al.*, 1997).

De son côté, GLIME (1992) précise les effets des polluants sur les espèces aquatiques et réalise une synthèse des travaux sur l'utilisation des bryophytes comme bioindicateurs ou bioaccumulateurs. LOPEZ *et al.* (1997) proposent un indice indicateur de stress physiologique des bryophytes, basé sur le rapport chlorophylle sur phéophytine, qui permet de corréliser cet indice et la pollution physico-chimique des rivières.

4. - CHAMPS D'INVESTIGATION DE L'ETUDE

Les macrophytes aquatiques sont donc influencés par les variables du milieu dont ils intègrent les variations. Ces organismes peuvent donc être utilisés comme un des systèmes de bioévaluation des écosystèmes aquatiques, en particulier des milieux courants.

L'objectif du présent travail est de mettre au point une procédure d'appréciation synthétique de la qualité des cours d'eau, de l'habitat physique, ou de la qualité de l'eau, et si possible des deux en les hiérarchisant de façon pertinente dans le contexte de son application.

Les limites de l'approche proposée sont alors les suivantes :

- il s'agit d'une méthodologie (ensemble de protocoles d'obtention de données, de traitements et d'interprétations) basée sur des inventaires de terrain;
- le compartiment sédiment (en terme de quantité et de composition chimique) est, dans un premier temps, négligé au profit de la qualité de l'eau, sachant que dans bien des cours d'eau, l'ancrage se fait sur substrats grossiers et que les sédiments sont quasiment absents ; ceci est d'autant plus justifié que ROBACH *et al.* (1995) et TREMOLIERES & ROBACH (1997) ont montré que l'origine du phosphore utilisé par les macrophytes était essentiellement d'origine foliaire ou racinaire selon les espèces et les caractéristiques du milieu.
- il y a prise en considération à la fois **du milieu physique et de la qualité de l'eau**, essentiellement considérée sous les angles de la minéralisation des eaux, de leur trophie (teneurs en azote et phosphore, plus spécialement ammonium et orthophosphates) et de l'absence de toxiques majeurs.

CHAPITRE 1 – FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DE DISTRIBUTION ET POTENTIEL DE BIOINDICATION DES MACROPHYTES

1.1. - FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DE DISTRIBUTION DES MACROPHYTES

La simple citation des facteurs écologiques discriminant la répartition des macrophytes en milieu lotique doit permettre de mieux apprécier les difficultés à surmonter pour répondre aux critères énoncés ci-dessus. Par ailleurs, on notera que tous ces facteurs ne sont pas indépendants les uns des autres, et qu'il existe des compensations et des synergies de facteurs. Il semblerait enfin que selon les contextes éco-régionaux, la hiérarchie des facteurs soit différente.

On distingue :

1.1.1. - Les facteurs abiotiques

La distribution des espèces végétales et leur productivité dépendent d'interactions complexes entre les conditions hydrodynamiques, les processus hydrochimiques et l'énergie lumineuse disponible, conduisant à diverses stratégies adaptatives pour coloniser les différents habitats (LARGE *et al.*, 1993 ; PELTRE *et al.*, 1997).

- **la lumière** disponible détermine la photosynthèse (WESTLAKE 1965 ; SPENCE, 1974 ; MIDDELBOE & MARKAGER 1997 ; KERN-HANSEN & DAWSON 1978) et sélectionne les espèces (par exemple les bryophytes, généralement plus sciaphiles que les phanérogames (HAURY, 1985).
- **la température** intervient à la fois dans le cycle de développement, mais aussi dans la sélection des espèces et leur développement saisonnier (DAWSON *et al.*, 1982 ; MADSEN & BRIX 1997), notamment celui des algues macrophytes.
- **le régime hydraulique** et la vitesse du courant, liés à la pente et à la morphométrie du cours d'eau déterminent les habitats et sélectionnent à la fois les espèces et les types éco-morphologiques (BUTCHER 1933 ; HASLAM 1978 ; DAWSON, 1988 ; BORNETTE & AMOROS, 1991 ; DANIEL & HAURY, 1996a), sans oublier l'impact sur la physiologie (disponibilité des nutriments et développement des biomasses), comme l'ont abordé STEVENSON (1996) pour les algues et WESTLAKE (1967) pour l'épaisseur de la couche-limite et la photosynthèse des macrophytes. Ainsi la force d'ancrage des végétaux conditionne-t-elle leur répartition, tels le développement des bryophytes et l'absence de lentilles d'eau en milieu très courant. D'où également l'influence des crues sur la

composition et les processus de recolonisation, comme étudiée sur le Rhône et son réseau connexe (HENRY *et al.*, 1994, 1996).

- **la profondeur** de l'eau (HASLAM, 1978) détermine à la fois les conditions hydrodynamiques locales pour un débit déterminé et les possibilités de photosynthèse corrélées à la transparence du milieu. Ainsi dans les milieux extrêmement transparents, les végétaux peuvent se développer jusqu'à une quinzaine de mètres de profondeur. Cette potentialité de colonisation diminue au fur et à mesure qu'augmente en particulier le degré de trophie (LACHAVANNE, 1985 ; LEHMANN *et al.* 1997). Il semble par ailleurs que les réponses des macrophytes à une pollution donnée ne soient pas indépendantes de la profondeur (DANIEL & HAURY, 1995).
- **la roche mère** du bassin versant et le substrat (nature et structure) du lit sont étroitement liés à la dynamique du courant (BUTCHER 1933 ; HASLAM 1978). La stabilité du substrat est, dans la plupart des cas, la première exigence pour la croissance des macrophytes. Ainsi les bryophytes exigent des substrats stables, les hélrophytes ayant besoin de substrats meubles pour s'enraciner. C'est une des raisons majeures du faible développement des macrophytes en rivière de piémont où les substrats sont remaniés régulièrement comme dans les Cévennes (HAURY *et al.*, en cours).
- **les paramètres physico-chimiques** principaux, la minéralisation et la trophie de l'eau (HASLAM 1978 ; ROBACH *et al.*, 1996), déterminent la présence et le développement des espèces. Une sélection en fonction de ces composants peut être directe (exclusion des espèces qui ne supportent pas par exemple une forte minéralisation ou un niveau trophique toxique, exemple de l'ammoniac) ou indirecte en s'exprimant par des facteurs biotiques (manque de compétitivité) (ROLLAND *et al.*, 1995a et b ; DANIEL & HAURY, 1995, 1996 ; THIEBAUT & MULLER, 1998).
- **les gaz dissous** (MABERLY & SPENCE, 1983 ; SONDERGAAD, 1981, 1988), notamment le CO₂ dissous qui sert à la photosynthèse, et dont la forme de prélèvement par les macrophytes détermine leur compétitivité : CO₂ dissous pour les bryophytes, alors plus développés en milieu acide ; bicarbonates pour le potamopectiné (PELTRE *et al.*, 1997). Par ce fonctionnement métabolique, les macrophytes modifient profondément cet équilibre.

1.1.2. - Les facteurs biotiques

- **la compétition** interspécifique végétale (ABERNETHY *et al.* 1996 ; BARRAT-SEGRETAIN, 1996 ; PHILIPPS *et al.*, 1978), sélectionne les espèces en fonction non seulement de leur compétitivité, mais aussi de leur date relative d'installation ;

- **la coopération** entre macrophytes peut favoriser les successions végétales (stratification en cours d'eau, cyclo-climax de DAWSON *et al.* (1978) ;
- la constitution d'herbiers permet aux macrophytes d'assurer des fonctions **d'habitat**, notamment pour les invertébrés comme c'est le cas de nombreuses macro-algues (LAMBERTI, 1996), d'abri et d'ombrage (HAURY & BAGLINIERE, 1996)... ,
- **les décomposeurs** (WINTERBOURN & TOWNSEND 1991) déterminent le cycle de développement des espèces et assurent un recyclage des éléments minéraux ;
- **la coopération animale** (UNDERWOOD 1991), les animaux assurant le transport et la propagation des diaspores ou des propagules, ou favorisant leur enfouissement, phénomène qui semble néanmoins limité en rivière compte tenu des régimes alimentaires non phytophages de la majorité des poissons et invertébrés;
- **la consommation**. La consommation et les dégâts physiques aux macrophytes effectués par les consommateurs primaires (WINTERBOURN & TOWNSEND, 1991 ; LAMBERTI, 1996) ou les organismes fouisseurs qui peuvent déraciner les macrophytes ou accroître les matières en suspension, peuvent amener à éliminer ou fortement limiter certains macrophytes comme les renoncules, ce qui a été observé avec une déprédation importante due à des gammares (EICHENBERGER & WEILENMANN, 1982).

Tous ces facteurs forment un réseau complexe d'interactions où l'importance des divers paramètres, la nature de leurs relations (synergie, antagonisme, indépendance) et la relative prépondérance des interconnexions varient d'un cours d'eau à un autre. En conséquence, les macrophytes apparaissent comme des **intégrateurs** de l'ensemble de ces paramètres, et de leurs interactions.

*En effet, les cours d'eau sont des systèmes régis par un ensemble de facteurs qui en déterminent la structure locale et le fonctionnement d'ensemble. Il est clair que la notion de hiérarchie de facteurs est à considérer en fonction de l'échelle de travail et n'est donc pas forcément identique d'un cours d'eau à l'autre, ce qui amène à **rapporter la démarche de bioindication au contexte dans lequel il est appliqué.***

1.1.3. - Modifications des facteurs par l'Homme

L'Homme modifie les facteurs écologiques agissant sur les peuplements macrophytiques (HASLAM 1978, 1987, 1990). La dynamique des écosystèmes lotiques peut être perturbée par des activités anthropiques qui modifient le milieu et par conséquent la composition naturelle et structurelle des biocénoses, notamment des communautés de macrophytes.

Ces modifications anthropiques portent principalement :

a) Sur le milieu physique (hydraulique et morphométrie), où elles concernent :

- les canalisations de cours d'eau (LUBKE *et al.*, 1984), qui déterminent une augmentation des vitesses de courant, une réduction des habitats marginaux propices aux espèces des milieux lenticques, modifiant les interactions du lit principal et des bras latéraux (BORNETTE & AMOROS, 1991).
- le curage (WIEGLEB, 1984), qui diminue l'hétérogénéité des habitats et relance éventuellement une dynamique de colonisation végétale (DUTARTRE & GROSS, 1982 ; HENRY & AMOROS, 1996 ; SABBATINI & MURPHY, 1996) ;
- les transferts d'eau entre bassins versants de natures différentes (HOLMES & WHITTON 1975a et b ; 1977a et b, 1981), le pompage de l'eau pour l'irrigation, qui se traduisent par des modifications de débit et éventuellement par des eutrophisations (CODHANT *et al.*, 1991) ;
- la mise en place d'un ouvrage hydroélectrique (HOLMES & WHITTON, 1981 ; ORTSCHAIT *et al.*, 1982) et le fonctionnement de celui-ci, se traduisant notamment par des modifications de débit et de température qui induisent des modifications dans les schémas de répartition des macrophytes (BORNETTE *et al.*, 1994 ; BERNEZ & HAURY, 1996 ; HAURY *et al.*, 1996b ; BERNEZ, 1999).
- L'entretien mécanique ou chimique des herbiers, qui modifie leur fonctionnement, certaines pratiques relançant éventuellement la croissance que l'on souhaitait réguler (HAM *et al.*, 1982 ; FOX & MURPHY, 1990 ; HASLAM, 1978). Naturellement, un " faucardage hydraulique " par les éclusées pourrait expliquer des décalages de cycles de développement des renoncules, voire la prolifération d'herbiers à l'aval des ouvrages hydroélectriques (BERNEZ, 1999).

Les macrophytes peuvent également constituer des traceurs hydrologiques des relations rivières-nappe (ROECK *et al.*, 1993).

b) Sur le milieu chimique, où elles concernent :

*** Le niveau trophique et les matières organiques**

- La pollution organique et les rejets domestiques, fréquents à l'aval des stations d'épuration (CEE 1991 ; CHAMBERS & PREPAS, 1994 ; DEMARS & HARPER, 1998), qui modifient la nature des phytocénoses (MERIAUX & WATTEZ, 1980 ; HUSAK *et al.*, 1989 ; THIEBAUT & MULLER, 1998) ;
- Les fertilisations agricoles et l'occupation du sol, qui modifient la qualité de l'eau et déterminent une eutrophisation préoccupante dans certaines régions. Quelques exemples

peuvent être cités en Angleterre (WHITTON & KELLY, 1998), en Bretagne (HAURY *et al.*, 1996c; DANIEL, 1998). Cette forme de pollution étant diffuse, répartie sur tout le territoire et ne s'exprimant pas par des crises majeures, ses impacts sur les phytocénoses sont assez mal connus, et le manque de références historiques sérieuses rend tout diagnostic très délicat. Deux études récemment établies, respectivement sur une période de 15 ans (DANIEL, 1998) et de plus d'un siècle (BERNEZ, 1999) en comparaison avec des listes floristiques détaillées, montrent néanmoins la progression, voire l'apparition d'espèces indicatrices d'eutrophisation, comme *Callitriche obtusangula*, mais sans que la flore change profondément.

- L'**aquaculture** intensive, ayant comme conséquences pour le milieu récepteur des rejets d'ammoniac et de matières en suspension ainsi que de faibles teneurs en oxygène dissous, et qui modifie profondément les phytocénoses (TREMOLIERES *et al.*, 1994 ; DANIEL & HAURY, 1995 ; THIEBAUT & MULLER, 1998 ; DANIEL, 1998 ; ADAM, 2000).

- * L'**acidification** des cours d'eau entraîne une sélection d'espèces, avec une prolifération de certains taxons au détriment d'espèces rares (GRAHN, 1977 ; ROELOFS, 1983 ; ARTS *et al.*, 1990). Quelques études en milieu courant suggèrent également une sensibilité variable des macrophytes à l'acidification entraînant dans certains cas une perte de la diversité floristique (SATAKE *et al.*, 1989 ; ARTS *et al.*, 1990 ; TREMP & KOHLER, 1991 ; MAESSEN *et al.*, 1992 ; THIEBAUT *et al.*, 1999 ; PLANAS, 1996). Les bryophytes ont été également proposés comme bioindicateurs du degré d'acidification (STEPHENSON *et al.*, 1995 ; TREMP & KOHLER, 1995 ; THIEBAUT *et al.*, 1998).

* **La pollution par les xénobiotiques**

- La pollution par les métaux lourds (WHITTON *et al.*, 1991), modifie sensiblement les phytocénoses, avec élimination des végétaux polluo-sensibles.
- Les herbicides (MURPHY & BARRETT, 1990) modifient le fonctionnement des organismes aquatiques, et peuvent provoquer des symptômes de phytotoxicité (GIOVANNI & HAURY, 1995).

c) Sur le milieu biotique, pour lequel :

L'**introduction d'espèces** animales et végétales, notamment celles à caractère invasif peut également influencer et modifier de façon notable les habitats et les caractéristiques du milieu.

1.2. - LE CADRE FONCTIONNEL DE L'ECOSYSTEME COURS D'EAU ET LA PLACE DU COMPARTIMENT MACROPHYTES COMME TEMOIN ET ACTEUR DE CE FONCTIONNEMENT

1.2.1. - Une vision générale du cours d'eau

Puisque les macrophytes sont à la fois acteurs et témoins du fonctionnement du cours d'eau, il est intéressant de les replacer dans une vision fonctionnelle de ce cours d'eau. Divers modèles ont été proposés par des spécialistes d'autres compartiments (par exemple par WASSON & SOUCHON, 1992 *in* LE GAL, 1999). Une synthèse réalisée par HAURY (1996b) permet de hiérarchiser les facteurs les uns par rapport aux autres (**Figure 1**).

1.2.2. - Approche structurale de la végétation

Les rôles de la végétation macrophytique dans le fonctionnement des cours d'eau correspondent partiellement à la structure des herbiers qui modifient la direction et l'intensité des courants, la sédimentation, les conditions d'habitat des autres espèces vivantes (constituant ainsi des " espèces ingénieurs " au sens de JONES *et al.*, 1997), très spécialement pour les salmonidés (HAURY & BAGLINIERE, 1996).

Plusieurs auteurs ont travaillé sur la structure de la végétation, spécialement DEN HARTOG & VAN DER VELDE (1988) en étudiant la morphologie des macrophytes et de leurs herbiers, mais aussi BEST (1988), qui intègre les notions de structure dans sa synthèse phytosociologique.

L'approche de BEST est plutôt une approche (morpho)-structurale, qui s'appuie, *a posteriori*, sur une analyse (proche de celle de WIEGLEB) de la trophie du milieu, et définit des " groupements végétaux " qui sont plutôt des ensembles floristiques statistiques que de réels groupements végétaux. Par ailleurs, elle concerne indifféremment les milieux stagnants et courants, ce qui peut être gênant.

DEN HARTOG & VAN DER VELDE (1988) développent une approche structurale axée sur les types éco-morphologiques initialement présentés par DEN HARTOG & SEGAL (1964). Ces travaux se situent donc à l'amont des recherches sur les interrelations entre macrophytes et qualité des rivières et renvoient à une approche globale de la communauté, cadre général de la bioindication.

Cette notion de structure, reprise par DE LANGE et VAN ZON (1983), renvoie à des notions développées ultérieurement de potentiel de colonisation, et de description du tapis végétal.

1.3. - POTENTIEL DE BIOINDICATION DES MACROPHYTES

Cette étude tente de répondre aux questions suivantes :

1 - quels sont les facteurs ou ensembles de facteurs déterminant une " réponse " des phytocénoses ?

Notamment, on s'interrogera sur les concepts de saprobie, trophie (comme élément de qualité de l'eau : N et P), xénobiotiques, interrelations milieu physique/qualité de l'eau.

2 - qu'apportent effectivement les macrophytes par rapport aux analyses des facteurs physiques et chimiques pris séparément les uns des autres ?

La question de la hiérarchie et de la complémentarité des facteurs devra être prise en compte.

Les macrophytes contribuent au fonctionnement de l'écosystème et peuvent donc être utilisés dans un but de typologie, de diagnostic et de conservation des habitats lotiques. Il est alors possible de définir un “**potentiel de bioindication**” des macrophytes aquatiques (HASLAM, 1978 ; CARBIENER *et al.*, 1990 ; ROBACH *et al.*, 1996 ; HAURY, 1994 et 1996b ; DANIEL, 1998 ; BERNEZ, 1999). Ce potentiel dépend de l'écologie spécifique, notamment en fonction de la sensibilité des taxons aux facteurs environnementaux. Les macrophytes peuvent permettre de :

- déterminer la typologie des cours d'eau tant en terme d'ensembles floristiques que de communautés végétales structurées,
- constituer des descripteurs du fonctionnement hydrologique (ROBACH *et al.*, 1991),
- intégrer les conditions physico-chimiques de la colonne d'eau et ainsi par exemple indiquer d'éventuels problèmes d'eutrophisation et/ou d'acidification des cours d'eau,
- cartographier et délimiter les impacts des pollutions ponctuelles (HAURY & MULLER, 1991),
- donner un aperçu des relations entre le lit du cours d'eau (là où les plantes sont enracinées) et l'eau (là où l'appareil végétatif est immergé),
- déterminer des habitats fonctionnels et par delà donner une idée de la biodiversité spécifique et/ou fonctionnelle de ces habitats (HOLMES, 1983) dans un but de conservation,
- réaliser un diagnostic et mettre en évidence des perturbations, d'ordre naturel ou anthropique, physiques ou chimiques de l'état et de la dynamique des écosystèmes lotiques.

Le présent travail attire l'attention sur les **postulats** suivants :

1 - il y a une relation entre l'altération du milieu (physique et/ou chimique) et des modifications du peuplement de macrophytes,

2 - cette relation est suffisamment forte et répétitive pour que l'on puisse, à partir de l'examen des phytocénoses, remonter à la cause des changements,

3 - il est possible de quantifier cette relation et donc d'en tirer une métrique (par exemple par un système quantifié d'indices) en développant le concept d'intégration biologique.

1.4. – OBJECTIFS DE LA BIOINDICATION AVEC LES MACROPHYTES

Cette utilisation du compartiment des macrophytes en tant que bioindicateur peut alors se concrétiser sous la forme d'un indice.

Un **indice biologique** doit répondre à un certain nombre de critères, tels qu'ils sont définis par BLANDIN (1986), et qu'on peut résumer comme suit :

Au niveau des objectifs :

- Cette méthode basée sur des indicateurs biologiques doit permettre une détermination de la *qualité de l'eau et des cours d'eau* basée sur des critères objectifs ;
- Elle doit constituer un cadre standardisé permettant une comparaison valable des résultats obtenus par des opérateurs différents ;
- Cette méthode doit être applicable sur le terrain par les bons généralistes des milieux aquatiques (par exemple le Conseil Supérieur de la Pêche, les Agences de Bassin, les Groupements aquacoles, les bureaux d'étude).

En terme de **contexte et de cadre méthodologique**, il s'agit :

- d'une méthode de terrain, basée sur un examen des phytocénoses dans des stations appropriées,
- d'une méthode basée sur les connaissances actuelles de l'écologie des espèces aquatiques,
- de déterminer la qualité par un indice chiffré permettant de condenser les informations et de procéder aux comparaisons nécessaires dans l'espace et dans le temps.

Au-delà de ces principes, qu'attend-on d'un système de bioévaluation avec les macrophytes ? :

- *une pertinence correcte (d'où une définition des objectifs pour la mise en œuvre de cette méthodologie et la définition des limites d'un tel outil),*
- *une précision de la réponse et de la métrique afférente,*
- *une reproductibilité (d'où la rédaction d'un protocole standard de récolte des données et d'un cadre interprétatif),*
- *une facilité de mise en œuvre pour des opérateurs de terrain (les conditions de mise en œuvre, l'identification des taxons, l'échantillonnage ne doivent ne pas être trop lourds),*
- *une applicabilité large (si possible au territoire national, quitte à envisager des variations éco-régionales).*

Dans les deux chapitres suivants, les principaux systèmes de bioévaluation disponibles au niveau européen sont développés, en séparant d'une part les démarches qui ont (**Chapitre 3**), ou n'ont pas (**Chapitre 2**) débouché sur la création d'indices intégrateurs.

Les questions auxquelles nous tenterons de répondre sont les suivantes :

- *Quels sont les différents systèmes actuellement disponibles?*
- *Où et dans quels cadres ont-ils été élaborés ?*
- *Quels sont les méthodologies employées et les paramètres pris en compte ?*
- *Quels en sont les objectifs et donc quelles sont leurs limites ?*
- *Comment les auteurs passent-ils des constats d'impact à la démarche de bioindication, puis, ultérieurement à l'indice ?*

CHAPITRE 2 - METHODES D'ETUDE DE LA VEGETATION DANS LES SYSTEMES D'EAU COURANTE, EN RELATION AVEC LA BIOINDICATION : ANALYSE HISTORIQUE.

La plupart des travaux disponibles mettant en relation les peuplements macrophytiques ou les taxons eux-mêmes avec différents paramètres de la qualité de l'eau ou du milieu, proviennent principalement de chercheurs germaniques (KOHLER, WIEGLEB, JANAUER), britanniques (HASLAM, HOLMES, MURPHY, DAWSON) et français (CARBIENER & TREMOLIERES, HAURY, MERIAUX, MULLER et leurs collègues et étudiants...) et correspondent principalement à une approche **biotypologique floristique**, axée ou non sur la phytosociologie. Les éléments essentiels de la phytosociologie sont donc repris.

Cette rétrospective est intéressante car elle fait le lien entre les différentes orientations suivies, en fonction des écoles, de leurs évolutions et des perspectives actuelles. Par commodité, une première approche analytique détaillera les résultats des principaux chercheurs et écoles scientifiques par pays et/ou langue.

2.1. - TRAVAUX ALLEMANDS ET AUTRICHIENS

2.1.1. - KOHLER

C'est un des initiateurs de l'étude des macrophytes en relation avec les paramètres environnementaux sur les cours d'eau allemands, essentiellement basée sur la répartition d'ensembles floristiques, considérés comme des indicateurs de la qualité de l'eau. Sa démarche et sa méthodologie se sont affinées mais ont peu évolué au cours des années. Le protocole d'étude est principalement basé sur un relevé cartographique précis des végétaux au sein de tronçons et la mise en relation avec les paramètres trophiques de la qualité de l'eau.

Il propose une classification "écologico-floristique" des cours d'eau. Ce protocole permet de détecter précisément les patrons de distribution de la végétation, de définir la valeur indicatrice des espèces, et à partir de là, de conclure sur la qualité de l'eau.

Ses premiers travaux ont été menés sur le Moosach en Allemagne (KOHLER *et al.*, 1971 ; KOHLER 1972 ; KOHLER *et al.*, 1972 ; HABER & KOHLER 1972 ; KOHLER *et al.*, 1973), et étendus ensuite à d'autres rivières de Bavière (KOHLER *et al.*, 1974). Les rivières sont découpées en tronçons irréguliers (de 50 à quelques centaines de mètres) contiguës en fonction des conditions physiques ou hydrologiques ou des différences dans la composition macrophytique (**Figure 2**).

Un **indice de fréquence à cinq classes**, réduit à trois pour la cartographie longitudinale, est attribué aux macrophytes recensées. Des analyses hydrochimiques sont réalisées en quelques stations. KOHLER et ses collaborateurs étendent et affinent ainsi des zones de végétation basées sur une caractérisation de l'autécologie des espèces.

Les gradients de végétation observés sur les cours d'eau étudiés sont en adéquation avec la gamme complète de variation des teneurs en ammonium et phosphate de l'eau. Un

seuil empirique d'hypertrophisation a été déterminé à partir d'une concentration de 0.1 mg/L de NH_4^+ et PO_4^{3-} . Toutefois, l'absence de mesures physico-chimiques des paramètres de saprobie dans la détermination des gradients de végétation ne permet pas d'investir plus avant la pertinence de cette séquence de végétation qui est aussi le reflet d'un gradient typologique physique.

KOHLER (1978) synthétise sur la base de travaux menés souvent en collaboration avec d'autres chercheurs allemands (en plus de ceux précités, KOHLER & ZELTNER 1974; KOHLER 1975, 1976 ; KUTSCHER & KOELER 1976 ; MELZER 1976 ; MELZER *et al.*, 1977) tout l'intérêt de cartographier schématiquement la végétation à l'échelle du bassin versant : reproduction très correcte des variations saisonnières de biomasse dans la description des biotopes des plantes aquatiques ; détermination *a posteriori* des changements de motifs de distribution de la végétation.

Les étapes principales de cette **cartographie** sont les suivantes:

- a) découpage du cours d'eau en sections (*plots* est ici donné en synonyme de section, d'où son emploi dans le document à la Commission Européenne de Normalisation CEN/TC230/WG2/TG3:N15) ;
- b) relevé du cortège floristique dans chaque section ;
- c) démonstration cartographique des motifs de distribution des espèces ;
- d) détermination de groupes d'espèces dans un tableau de réarrangement ;
- e) mesure des paramètres physicochimiques de l'eau ;
- f) détermination de relations entre la distribution des espèces et les caractéristiques (chimiques) de l'eau, définition de groupes écologiques ;
- g) classification écologique floristique et cartographie des eaux sur la base de la végétation.

Ce protocole permet de détecter exactement les patrons de distribution des espèces, de définir précisément la valeur indicatrice des espèces, et à partir de là, de conclure sur la qualité de l'eau.

De nombreux autres travaux ont été réalisés par la suite par cet auteur en utilisant la même approche méthodologique (KOHLER *et al.*, 1985, 1987, 1992, 1994a, b, 1995, 1996 ; KOHLER, 1994).

2.1.2. – D'AUTRES AUTEURS

D'autres auteurs ont travaillé sur différents cours d'eau allemands, parfois avec une démarche phytosociologique plus formelle, mais avec des approches un peu différentes : GRUBE met en avant la nature géologique du milieu ainsi que les paramètres de la trophie de l'eau. WEBER et KÖCK relient la diversité des hydrophytes avec la saprobie et la trophie. WERLE a réalisé une synthèse de différents travaux allemands qui le rendent dubitatif quant à l'utilisation des macrophytes en tant que bioindicateurs.

GRUBE (1975) groupa la végétation des rivières et ruisseaux du Süd-Niedersachsen en Allemagne, en trois communautés phytosociologiques avec différentes affinités hydrochimiques, de substrats et vitesse du courant. La **structure géologique** fut identifiée comme un facteur prépondérant dans la distribution des communautés. Une comparaison avec les anciennes flores démontra une nette régression de la diversité spécifique. La distribution

des espèces et des groupements végétaux était en adéquation avec les concentrations en ammonium et en nitrate de l'eau.

WEBER (1976) analysa la végétation du lit et des berges d'un cours d'eau allemand, l'Hase, affluent de l'Ems, de sa source à Quakenbrück (93 km), à travers 77 tronçons (80-100 m), dans sa relation vis-à-vis des conditions naturelles et anthropiques. La description des communautés de plantes (associations phytosociologiques) en rapport avec la plasticité écologique et morphologique des espèces a permis d'aborder le problème de la classification syntaxonomique des communautés amphibiennes. La diversité des hydrophytes augmentait notablement de l'amont vers l'aval, avec une chute sensible en aval d'une agglomération. Des espèces trouvées autrefois en aval d'Osnabrück ne furent recensées que dans le cours supérieur.

Selon ces travaux, la diversité des hydrophytes serait étroitement dépendante de la saprobie. Le diagnostic de la végétation révèle une adéquation complète avec les analyses hydrobiologiques et chimiques des sites étudiés. La diversité de la flore hydrophyte se révèle être par conséquent un bon indicateur pour l'appréciation écologique des cours d'eau. Weber identifia sur ces bases **trois classes de saprobie**. Les conclusions qui peuvent être faites à partir de ce travail sont limitées par le fait que les stations de mesures des paramètres physico-chimiques étaient peu nombreuses (5 pour 77 stations de relevés de végétation). Les valeurs en ammonium et en phosphate permettent de penser que l'hypertrophisation était aussi un co-facteur de détermination de la diversité des hydrophytes.

KÖCK (1981) étudia la distribution des plantes macrophytiques du Flieth (23.5 km), en Allemagne, à partir de l'étude d'une trentaine de tronçons (200-1000 m) dans le Dübener Heide et montra des relations claires avec la qualité de l'eau. Des zones de qualité des eaux furent déterminées sur la base de l'étude des rapports entre les macrophytes et la mesure de paramètres de trophie et de saprobie (en neuf points): (i) zone oligotrophe non-polluée des ruisseaux; (ii) zone mésotrophe à légèrement eutrophe du cours moyen subdivisée en trois sous-zones: α) mésotrophe non-polluée, β) haute concentration en ammonium (pollution organique des eaux usées d'un village) avec la présence d'espèces à affinité pour les eaux riches en nutriments, γ) appauvrie en espèces; (iii) zone de disparition des végétaux en aval de la ville de Kemberg où les nitrites, nitrates, phosphates et ammonium montrent des valeurs maximales; (iv) zone du cours inférieur mésotrophe non-polluée. Le Flieth possédait un haut potentiel biologique de capacité auto-épuratrice.

WERLE (1982) tenta une synthèse sur l'aptitude des macrophytes submersibles à être des indicateurs biologiques dans les eaux courantes. Elle repose sur des travaux publiés par plusieurs auteurs allemands : KOHLER *et al.* (documents précités ; KOHLER., 1975b ; GRUBE, 1975 etc...). Il constate la grande diversité des approches utilisées et des résultats obtenus par les différents auteurs, ce qui le laisse sceptique sur les possibilités de généralisation d'un diagnostic de la qualité de l'eau basé sur les macrophytes.

2.1.3. - WIEGLEB

Les thèses développées par cet auteur sont révélatrices de l'évolution de l'étude des macrophytes et de leurs relations avec la qualité du milieu : d'une démarche descriptive basée sur la phytosociologie, il développe rapidement des outils de traitement de données. En préconisant l'étude des groupements végétaux plutôt qu'une approche spécifique bioindicateur, il met en évidence leur rôle intégrateur et bioindicateur, et l'importance du milieu physique et de l'hydrogéochimie (évolution amont-aval). Il a cependant un regard

critique sur les difficultés d'interprétation des peuplements en fonction de l'instabilité temporelle et spatiale, de l'impact anthropique, et il caractérise les indices biologiques de qualité par leur peu de finesse.

Il pourrait être considéré comme un précurseur des notions de phytocénoses de référence, de variations écorégionales (ilôts). D'après lui, la distribution des plantes selon une zonation climatique, biogéographique, amont-aval, géochimique (différence entre cours d'eau sur grès et sur argiles), ainsi que l'importance de la stabilité du substrat par rapport aux caractéristiques hydrochimiques, sont des perspectives de recherche qui demandent à être développées.

Il poursuit ensuite ses recherches en s'orientant vers les variations génétiques et la notion d'écotype, pouvant expliquer les variations de la valeur bioindicatrice des espèces, puis sur les traits biologiques en relation avec l'adaptation des espèces aux perturbations, en insistant sur le besoin de recherche fondamentale pour une démarche plus prédictive que descriptive.

* **WIEGLEB** (1978, 1980) aborda l'étude des peuplements végétaux aquatiques par le biais de la phytosociologie et étudie les relations entre la végétation et les caractéristiques physico-chimiques du milieu dans les rivières de Basse-Saxe. Il montra notamment le rôle des bicarbonates dans la distribution des macrophytes et mit en évidence une répartition des végétaux aquatiques selon un gradient amont-aval, en utilisant des traitements d'analyses multivariées dont il continuera à se servir au cours des années suivantes.

* **WIEGLEB** (1981a) préconisa l'utilisation d'analyses multivariées pour définir les groupements végétaux plutôt que l'attribution d'une valeur indicatrice aux plantes. Il reprocha à cette dernière démarche "Valeur bioindicatrice", de surévaluer l'absence ou la présence des espèces rares alors que les facteurs géographiques et les caractéristiques physico-chimiques étaient mal pris en compte.

* **WIEGLEB** (1981b) fit valoir le **rôle intégrateur et bioindicateur des macrophytes**, qui apparaissent de meilleurs bioindicateurs de la pollution que les analyses physico-chimiques telles que les concentrations en oxygène dissous (WIEGLEB, 1981a, b).

La démarche consista à regrouper tous les relevés par classes de qualité de l'eau (définie par le niveau d'oxygène dissous) et par types de cours d'eau (basés sur la dureté et le gradient altitudinal). Il distingua 10 groupements végétaux dans les eaux courantes de Basse-Saxe, dont la distribution était due à la fois à l'hydrogéochimie et à l'impact des activités humaines.

Pour déterminer la capacité bioindicatrice des espèces, une analyse de la variance fut utilisée. Dans le but de vérifier la pertinence de cette classification et de développer un modèle de prédiction des variables environnementales par les macrophytes, il utilisa l'analyse discriminante multiple. 71% des espèces furent correctement classées. Cependant, certaines irrationalités émergèrent dues notamment à l'imprécision des définitions des classes de qualité : les macrophytes réagissent à de nombreuses interférences anthropiques non prises en compte dans cette étude, et l'imprécision des définitions des types de cours d'eau. De plus, le temps de réaction de la végétation pourrait aussi être plus long qu'une variation récente de la qualité de l'eau mesurée à un moment donné : les macrophytes seraient plus intégratrices. KOHLER (1982) nota aussi la possibilité d'une période réfractaire de recolonisation des macrophytes aquatiques après épuration d'une pollution.

* **WIEGLEB** (1981c) mit en évidence deux types de difficulté méthodologique existant dans la classification des groupements végétaux aquatiques des eaux courantes. L'étude des macrophytes se heurta à l'hétérogénéité spatiale le long des rivières et à l'instabilité temporelle

de la végétation. Il attira l'attention sur les données de bioindication qu'il faut interpréter avec précaution dans des systèmes instables. Aussi, proposa-t-il une longueur optimale de 50 m pour un relevé, le suivi de l'évolution temporelle des végétaux, et préconisa l'utilisation de l'échelle de Londo (1975) orientée en recouvrement et quasi-métrique pour produire une bonne estimation du développement quantitatif de la végétation.

* **WIEGLEB** (1984) mit en évidence l'importance du milieu physique sur la répartition des macrophytes. La structuration et la composition des peuplements est la conséquence de paramètres morphométriques telle la vitesse du courant, et de la chimie de l'eau et du sédiment. Les relations et les interactions entre la végétation et le milieu physique furent mises en évidence par des analyses multivariées.

Dans le cadre du concept de bioindication, **WIEGLEB** (1984) rappela que les cours d'eau peuvent être considérés d'un point de vue biogéographique comme des "îlots". Aussi, est-il nécessaire de réaliser un suivi sur une large échelle pour éviter une distorsion des "autocorrélations spatiales".

Une autre difficulté réside dans la difficulté à séparer la dynamique de la végétation naturelle de celle résultant des activités humaines. Il existe un effet combiné de plusieurs paramètres (pH/ammonium, vitesse du courant/ nutriments...) et non pas d'un seul facteur pour expliquer la distribution des plantes. Il n'est donc pas possible de relier linéairement la végétation observée et un seul facteur du milieu.

De plus, l'auteur s'intéressa à l'étude de la variabilité génétique des espèces et en particulier celle des écotypes. En effet, il est important de préciser si l'on a affaire à des écotypes ou à des accommodats avant d'établir l'autoécologie des espèces,

* **WIEGLEB** (1988) fit une synthèse sur les méthodologies employées et sur les connaissances acquises de la végétation aquatique. Il préconisa des études sur une large échelle des communautés végétales et la mise en place d'un suivi à long terme de la stabilité de la composition végétale.

* **WIEGLEB & BRUX** (1991) retracèrent l'historique des études sur les potamots et s'intéressèrent à la morphologie et aux stratégies reproductives de ce genre de plantes. Mais ils n'établirent aucune corrélation entre les stratégies mises en place par les potamots et les perturbations du milieu.

* **WIEGLEB *et al.*** (1991) firent une comparaison avec la situation des cours d'eau 40 ans plus tôt en Basse Saxe. Ils constatèrent que les espèces les plus résistantes aux modifications des cours d'eau ont développé des systèmes de reproduction par turions, bouturage, rhizomes ; elles possèdent une plasticité phénotypique importante, ont un polymorphisme de la tige et sont capables de se reproduire rapidement à partir de bourgeons après les perturbations. En revanche, les espèces disparues ne possédaient pas ces traits biologiques fondamentaux. Une autre cause de leur disparition est d'ordre physiologique (capacité ou non à utiliser le carbone dissous, les éléments biodisponibles). Il est donc difficile de conclure en absence de ses renseignements.

Il en conclut qu'il est indispensable d'approfondir les connaissances sur l'anatomie, la morphologie et la physiologie des plantes afin d'avoir une approche prédictive de la structuration et de la dynamique des communautés végétales.

2.1.4. JANAUER

JANAUER *et al.* (1993) ont travaillé sur la végétation des cours d'eau autrichiens en employant une démarche voisine de celle de **KOHLER** (1978). Ils la complètent en proposant le

calcul d'un indice d'abondance par espèce, conduisant à un facteur de distribution de cet espèce dans le milieu (voir Chapitre 3). Les travaux les plus originaux concernent le Danube dont les peuplements macrophytiques ont été cartographiés sur l'ensemble du cours autrichien (JANAUER, 1999).

Ces approches sont désormais couplées à des analyses cartographiques par systèmes d'information géographique dont un développement récent (JANAUER & PALL, 1999) permet d'envisager une prognose d'évolution des communautés et des recouvrements spécifiques en cas de modifications des conditions hydrologiques.

2.2. - TRAVAUX ANGLLO-SAXONS

Contrairement aux travaux germaniques, les travaux anglo-saxons ne sont pas essentiellement basés sur une démarche de communautés, hormis l'approche de Rodwell, effectuée dans une optique de conservation liée à la Directive Habitats (approche "phytosociologique" non sigmatiste, établissant un cadre typologique). Seddon s'est intéressé aux milieux stagnants, sa démarche est donc marginale par rapport à notre sujet.

Avant de développer les Indices de Dommage, HASLAM a entrepris d'effectuer des corrélations entre les paramètres environnementaux majeurs et la distribution des espèces, présentées notamment sous forme d'histogrammes ou de diagrammes en étoile.

Quant à HOLMES, il a produit une typologie générale des communautés de plantes, représentative des critères géomorphologiques des rivières du Royaume-Uni. Une clé dichotomique permet, selon la présence ou l'absence de certaines espèces indicatrices, de déterminer le type de site de rivière inventorié.

Le document européen CEN/TC230/WG2/TG3:N23 fait état d'une réactualisation du système (BOON P.J., HOLMES N.T.H., MAITLAND P.S., ROWELL T.A., DAVIES J., 1998).

Enfin, des travaux sur l'apport de la connaissance des traits biologiques des espèces sont en réflexion.

Bien que son travail concerne les milieux stagnants, SEDDON (1972) contribue à la connaissance des phytocénoses macrophytiques en s'interrogeant sur le déterminisme de leur distribution. Ainsi, il effectue des corrélations entre les inventaires floristiques d'un nombre important de lacs gallois de statut trophique varié et quelques paramètres physico-chimiques de l'eau. Il remarque notamment que certaines espèces de milieux dystrophes ou oligotrophes montrent une large spectre et semblent être exclues des sites à haut niveau trophique plus par compétition que par limitation physiologique.

2.2.1. RODWELL et al. (1995)

Ces auteurs présentent une traduction *ad minimum* de la phytosociologie, inscrite dans la perspective d'une identification internationale des phytocénoses, à partir de plus de 35 000 relevés "phytosociologiques", tous milieux confondus, mais en utilisant une échelle à 10 niveaux (DAHL & HADAC, 1941 in RODWELL et al., 1995) différente de celle de BRAUN-BLANQUET (1964). L'ensemble fait le lien entre une approche par ensembles floristiques généraux et les communautés phytosociologiques au sens strict.

Concernant la végétation aquatique, ces auteurs signalent à la fois la difficulté d'accès au milieu, l'hétérogénéité de l'échantillonnage pratiqué (" nous admettons ouvertement que, par rapport aux autres types de végétation, notre échantillonnage est plutôt pauvre et hétérogène "). Leur synthèse s'apparente à celle des hollandais (WESTHOFF & DEN HELD, 1964 in RODWELL *et al.*, 1995 ; WESTHOFF & DEN HELD, 1969), très critiquable pour les végétations aquatiques, compte tenu de l'altération des milieux aquatiques des Pays-Bas.

Ils ne reconnaissent alors que 3 communautés aquatiques des eaux courantes : les communautés à *Callitriche stagnalis* (46 relevés), celles à *Ranunculus penicillatus* spp. *pseudofluitans* (anciennement *R. calcareus* – 13 relevés) et celles à *Ranunculus fluitans* (8 relevés). L'examen des listes floristiques qu'ils présentent amène à se poser de nombreuses questions quant à la fiabilité de certaines déterminations (co-occurrence de *Ranunculus fluitans* et de *Myriophyllum alterniflorum* par exemple, absence totale de citation de *R. penicillatus* spp. *penicillatus*) ou à l'amplitude écologique des espèces concernées. Toutefois, certaines indications écologiques de trophie et de minéralisation sont intéressantes, mettant en évidence la variabilité des écologies spécifiques. Ils considèrent également des groupements à *Ranunculus aquatilis*, peu rhéophiles, des communautés à *Ranunculus peltatus* stagnophiles et diverses autres communautés peu rhéophiles, notamment à *Potamogeton pectinatus* et *Myriophyllum spicatum*.

Ces travaux mettent en exergue à la fois la nécessité d'une réelle connaissance taxonomique spécifique, mais aussi d'un échantillonnage suffisant et représentatif avant tout diagnostic, et a fortiori, toute synthèse. Par contre l'accent mis sur la variabilité des écologies spécifiques amène à s'interroger sur l'écorégionalisation des communautés et par là même sur les indices.

2.2.2. HASLAM *et al.*

Ces auteurs (HASLAM, 1978 puis HASLAM & WOLSELEY, 1987) relient la distribution de nombreuses espèces de macrophytes à une gamme de variation des facteurs, en particulier les paramètres physiques tels que la largeur du cours d'eau et l'ordre de drainage, la profondeur, le type de substrat, le couple pente/ largeur etc... Pour cela la distribution (degré d'apparition) de chaque espèce est représentée sur un histogramme selon un gradient de gammes de chaque facteur (**Figure 3a**).

Les espèces sont notamment corrélées à différents régimes de nutriments minéraux à la fois dans l'eau et dans les substrats des rivières du Royaume-Uni. Un intérêt particulier de ces travaux repose sur ses diagrammes en étoile qui synthétisent le statut en nutriments et en bases contenu dans les dépôts (sédiments) des rivières (**Figure 3b**). La combinaison des teneurs en principaux paramètres de la chimie de l'eau est comparée avec celles des rivières qui s'écoulent sur argile, calcaire, grès et roche mère résistante. Les données indiquent que les rivières argileuses ont les sédiments les plus riches en nutriments et de ce fait supportent des espèces eutrophes. Les cours d'eau calcaires sont en revanche décrits comme mésotrophes à cause de leur faible teneur en magnésium, phosphate, chlorure et sulfate. Les rivières sur grès dur produisent un sédiment plus riche en ces éléments, ainsi leur niveau trophique est défini comme plus riche (mésotrophe) que les rivières calcaires. Les cours d'eau sur grès tendre sont faibles en bases mais riches en nutriments (particulièrement le phosphate) et ainsi qualifiés de mésotrophes. Les rivières sur roches mères dures (résistantes) produisent des sédiments pauvres en bases et nutriments : elles sont oligotrophes.

HASLAM disposa aussi de données chimiques de l'eau dont elle fit usage pour relier chaque espèce aux différents paramètres chimiques de l'eau. Elle fut en mesure de confronter les deux jeux de données des paramètres chimiques (sédiment *versus* colonne d'eau libre) qui apparaissent non reliés. L'image de la communauté liée au type géologique et à un statut trophique global du sédiment, présente un spectre d'habitats plus étroit que celui de chaque espèce de la communauté prise séparément, ce qui corrobore l'approche phytosociologique sigmatiste

On doit garder à l'esprit que les nutriments représentent seulement un élément du complexe des facteurs déterminant la distribution des plantes, et ne doivent pas être considérés isolément d'autres facteurs tels que la vitesse du courant. Si plusieurs nutriments sont présents conjointement en excès, à forte concentration dans l'eau, ils sont plus toxiques que si un seul est en excès, et, dans le même ordre d'idée, des compensations de facteurs limitants peuvent aussi intervenir.

Dans un travail fondateur, HASLAM (1982) présente les bases de sa méthode de bioindication de la qualité des rivières (en intégrant à la fois le milieu physique et la qualité de l'eau), démarche assez générale et originale qui fait appel au concept de phytocénose "normale" de référence par éco-région.

Ultérieurement, HASLAM & WOLSELEY (1987) ont adapté leur système à l'ensemble des rivières de l'Europe de l'Ouest. Ce travail reprend les orientations générales antérieures en étendant l'aire géographique d'étude, et en mettant en évidence des différences de "comportement écologique" des espèces, certaines étant polluo-tolérantes dans certains territoires, et indifférentes dans d'autres. Le code des couleurs est précisé, ainsi que les espèces caractéristiques de statuts trophiques (assimilés à la "qualité de l'eau").

2.2.3. HOLMES

Cet auteur (1983a, 1983b *in* HMSO, 1987) a produit une typologie générale des communautés de plantes des rivières du Royaume-Uni dans un but de conservation et de sélection de Sites d'Intérêt Scientifique Spécial (SSSI). Elle est basée sur 126 bassins versants, plus de 200 rivières et affluents, 1055 relevés de végétation de 1 kilomètre de long, séparés les uns des autres par une distance de 5-10 kilomètres et réalisés dans les années 1978-82. Le recensement incluait les plantes du lit et de la "berge" (partie du lit inondée de 50 à 85% du temps), listées de façon séparée. Le recouvrement des espèces fut estimé sur une échelle à trois classes (1 = <0.1%; 2 = 0.1-5%; 3 = >5%) et l'abondance relative par une échelle de 1- 3. Les données prises en compte incluaient l'altitude, la géologie, la vitesse du courant, le substrat et les caractéristiques de berges. De nombreuses algues, de bryophytes, de plantes non caractéristiques des milieux aquatiques, et les plantes aquatiques rarement recensées furent omises. La classification (TWINSPAN) a ainsi porté sur une sélection d'espèces du chenal et leur abondance. Elle détermina quatre catégories principales (ABCD) subdivisées en 16 groupes et 56 communautés, reflets de la géomorphologie : A, cortège eutrophe des rivières enrichies (riches en bases et/ou nutriments) de plaine ; B, cortège mésoeutrophe des rivières sur calcaire et grès ; C, cortège mésotrophe des rivières de piémont (colline) sur sables du tertiaire ou roches mères pauvres en nutriments ; D, cortège oligotrophe des rivières de montagne ou de plaine [et collines] à bruyères acides. Dans chacune des 4 catégories principales, on rencontrait entre 100 et 140 taxons indicateurs.

HOLMES proposa une clé dichotomique (Macrophyte River Typing Key) permettant, selon la présence ou l'absence de certaines espèces indicatrices, de déterminer le type de site de rivière inventorié. Les espèces repères de cette clé n'étaient d'ailleurs pas forcément des plantes aquatiques. Toutefois, une application, le " Mean Trophic Rank " a été tirée de ces travaux d'ensemble pour estimer la qualité de l'eau avec les macrophytes.

La méthode de traitement statistique utilisé à l'aide du logiciel TWINSPAN apporte un gain évident d'objectivité par rapport aux travaux antérieurs de HOLMES et de HASLAM, bien que HASLAM ait présenté des résultats assez objectifs sur les préférences des espèces en relation avec les facteurs de milieu, grâce à la méthode des profils écologiques.

Les 56 communautés décrites ont été comparées aux 70 types de cours d'eau proposés par HASLAM (1978). La principale différence est liée à l'approche, qui dans un cas identifie des communautés végétales distinctes à la suite du traitement de données, et dans l'autre, identifie d'abord le type de milieu par ses caractéristiques physiques (taille, géologie...) et décrit ensuite la flore attendue (cf. protocole MEV).

En comparant les 2 approches, il ressort que les espèces indicatrices de cours d'eau calcaires sont exactement les mêmes, que les cours d'eau argileux de plaine sont relativement compatibles, mais que peu d'espèces indicatrices sont communes pour les zones montagneuses et les substrats géologiques durs.

Ces travaux ont été ultérieurement valorisés dans l'approche du " Mean Trophic Rank " qui est désormais utilisé par les " River Authorities " pour estimer la qualité de l'eau, et sont intégrés dans le SERCON (Système d'Evaluation de la Qualité des Rivières pour la Conservation - BOON *et al.*, 1998), qui a pour but d'obtenir une vision globale des rivières et de leur état de conservation.

2.2.4. Approche fonctionnelle

Une réflexion sur l'utilisation des traits biologiques pour affiner l'approche de relations entre les macrophytes et la qualité du milieu est en cours dans les milieux scientifiques anglo-saxons. Un travail récent de WILBY *et al.* (2000) sur la classification des hydrophytes européens en relation avec l'habitat est le témoin récent de cette démarche.

2.3. - TRAVAUX ESPAGNOLS ET PORTUGAIS

Les macrophytes semblent avoir été assez peu étudiés par les Espagnols et les Portugais.

FERNANDEZ-ALAEZ & FERNANDEZ-ALAEZ (1994)

Elles ont étudié la végétation du lit et des berges des cours d'eau du bassin versant de la Sil, au Nord-Ouest de l'Espagne. 146 relevés végétaux, pour lesquels le pourcentage de recouvrement est apprécié (dont 58 pour le lit en eau, de 10 m de long sur 2-30 m de large) sur 43 stations au cours d'une seule campagne estivale, ont été traités par le logiciel Twinspan (très utilisé au Royaume-Uni) ainsi que plusieurs variables physico-chimiques et paramètres d'habitat physique. Une analyse canonique des correspondances (Canoco) permet de mettre en évidence que la zonation longitudinale est le principal facteur de variation. La nature lithologique (traduite par l'alcalinité et les silicates), influence nettement la distribution des

espèces rivulaires ; la combinaison distance à la source-courant-nutriments est le facteur de distribution majeur des espèces aquatiques, résultats en harmonie avec ceux de HOLMES & WHITTON (1977, 1981).

FERREIRA *et al.* (1998)

Ces auteurs ont aussi établi une typologie d'un cours d'eau partiellement asséchant avec les macrophytes. Ces auteurs remarquent une nette dominance des espèces hélrophytiques ubiquistes dans ce cours d'eau, où l'absence de courant concernait 63 % des stations étudiées. Ils remarquent de fortes variations interannuelles à déterminisme climatique permettant l'apparition d'hydrophytes comme *Ranunculus baudotii* ou *Marsilea batardae*. Ils montrent que la majorité des espèces recensées sont des espèces terrestres, ne présentant pas de patrons particuliers de distribution, contrairement aux espèces aquatiques dont la pauvreté témoigne néanmoins des perturbations occasionnées par l'irrigation.

2.4. - TRAVAUX BELGES

EMPAIN (1973)

Il utilise les bryophytes comme indicateurs de degrés élevés de pollution minérale et organique. Cinq séries d'analyses relatives à 15 facteurs physico-chimiques ont été effectuées en 14 stations de la Sambre belge. La répartition des bryophytes est établie sur la base du critère de présence-absence. Trois calculs permettent de caractériser les stations : l'Expression globale (ou recouvrement), l'Indice de développement avec la notion de Cortège moyen spécifique et le coefficient de différence entre les stations. Ces méthodes démontrent le parallèle existant entre le niveau de pollution et le développement des bryophytes. Un classement intéressant des stations est obtenue par l'analyse des composantes principales, ordonnant les facteurs physico-chimiques représentatifs de la pollution globale et organique.

Ces travaux ont été partiellement repris par EMPAIN & LAMBINON (1974).

FABRI (1977)

Cet auteur a surtout travaillé sur les végétations algales en relation avec la physico-chimie des eaux, dont accessoirement sur les macroalgues. Elle a mis en évidence que les deux Rhodophycées observées, *Lemanea rigida* et *Batrachospermum moniliforme*, sont caractéristiques des eaux rapides et bien oxygénées, que les *Oscillatoria* sont saprophiles, et que l'ensemble de ces associations algales (hormis les diatomées) peuvent être regroupées dans l'association à *Vaucheria sp.* des eaux non calcaires de SYMOENS (1957).

FABRI & LECLERCQ (1977) ont envisagé un panel plus important de rivières, et mis en évidence l'existence de gradients longitudinaux des associations macrophytiques (macroalgales, bryophytiques ou phanérogamiques) en relation avec la qualité de l'eau. Leurs travaux, relativement pionniers confortent l'idée qu'il est intéressant de travailler sur tous les macrophytes, et pas seulement sur les plantes vasculaires.

DETHIOUX

Outre ses flores (1989), cet auteur a travaillé sur les interrelations macrophytes-qualité des eaux, montrant par exemple l'effet morphogène de l'augmentation de la trophie sur

Sparganium emersum (DETHIOUX, 1979), ainsi que sur la répartition des végétations à Renoncules en Belgique (DETHIOUX & NOIRFALISE, 1985). Ultérieurement, DETHIOUX (1987) a eu recours à des critères physiques et morphométriques (géologie, altitude) pour établir une cartographie des grandes régions de Wallonie. Des critères physico-chimiques (minéralisation et nutriments) lui ont permis de proposer des gammes correspondant à l'amplitude écologique de certaines espèces (*Ranunculus fluitans*, *R. penicillatus*, et *Potamogeton pectinatus*).

WILS et al. (1994)

Ces auteurs préconisent d'étudier la valeur écologique des rivières de Flandre dans un but de préservation des cours d'eau, notamment de restauration de rivières fortement polluées. Ils proposent une méthodologie permettant d'apprécier la qualité des cours d'eau pouvant présenter un fort potentiel écologique, en fonction de la morphométrie, de la qualité des eaux et des communautés aquatiques. Les caractéristiques morphologiques, la sinuosité du cours, la qualité physico-chimique de l'eau, l'indice biotique (basé sur les invertébrés), sont exprimés en 5 classes. La végétation macrophytique est évaluée en 6 classes en fonction des espèces polluo-sensibles ou polluo-tolérantes. Le résultat est une évaluation cartographique globale de chaque bassin versant, bâtie à l'aide d'un S.I.G., avec un code couleur, qui sert d'outil d'aide à la gestion, permettant de mettre en place des programmes d'assainissement, de restauration et de conservation des milieux aquatiques.

BOUXIN (1995)

Il présente en une démarche originale de découpage de réseau hydrographique, avec une analyse de données particulière, pour analyser non seulement le lit mineur, mais aussi l'ensemble du corridor fluvial. Il met en évidence des biotypes basés sur des ensembles floristiques statistiques. Il reconnaît alors des patrons de distribution spécifiques, qu'il interprète en fonction de la biologie des espèces. Malgré l'aspect touffu des résultats présentés, l'analyse statistique est originale et ouvre diverses perspectives de travail.

THOEN et al. (1996)

Ces auteurs ont décrit les groupements des macrophytes de la Semois (200km) par l'analyse de 218 relevés. De l'amont vers l'aval, six groupements phytosociologiques ont été caractérisés. Deux zones principales peuvent être distinguées. Dans la zone amont, la végétation potentielle a été détruite ou remplacée par des groupements plus résistants à la pollution organique et aux modifications physiques du milieu (groupement à *Sparganium emersum* et *Potamogeton natans*, association à *Potamogeton pectinatus*). Dans la zone aval, la présence de groupements à *Ranunculus fluitans* est plus conforme à la végétation potentielle et indique de meilleures conditions de milieu. Les paramètres abiotiques de milieu ont été acquis selon le protocole M.E.V.. Une analyse canonique des correspondances (Canoco) a permis de regrouper les espèces présentant des affinités écologiques entre elles (sur 40 stations), et de dégager leurs valeurs indicatrices relatives pour certains paramètres abiotiques. Surtout ils établissent une succession longitudinale de cette rivière en mettant en évidence son déterminisme éco-chimique. Il reprennent ainsi des travaux anciens sur cette même rivière, qui avaient montré l'impact négatif des proliférations végétales en conditions eutrophisées (VAN DER BORGHT et al., 1982).

2.5. - TRAVAUX LUXEMBOURGEOIS

WOLFF (1987) ainsi que **HASLAM & MOLITOR (1988)** ont appliqué les indices de pollution et de dommage de HASLAM sur plusieurs cours d'eau luxembourgeois et sont présentés dans ce chapitre correspondant. Parmi les résultats essentiels de ces travaux, la zonation longitudinale apparaît très importante. La dégradation de beaucoup de ces rivières est soulignée par les auteurs.

SPAHN & HOFFMANN (1998) ont étudié l'évolution spatio-temporelle de la végétation aquatique de l'Alzette et l'ont corrélée à la pollution organique et trophique de ce cours d'eau, où dominent particulièrement *Potamogeton pectinatus* et *Cladophora sp.*.

2.6. - TRAVAUX FRANÇAIS

Les démarches des auteurs français sont plus diversifiées. Certains travaux font référence à la approche phytosociologique et proposent une appréciation de la qualité de l'eau ou du milieu à partir de l'étude des groupements végétaux (CARBIENER, TREMOLIERES, ROBACH, EGLIN, MULLER, THIEBAUT, MERIAUX, HAURY, CHATENET).

D'autres études proposent des analyses fondées sur la phytoécologie et les ensembles floristiques (HAURY, DANIEL, BERNEZ, BALOCCO-CASTELLA, GRASMÜCK, CHATENET). Certains auteurs utilisent ces deux approches complémentaires, allant jusqu'à définir des paysages fluviaux comme DECORNET (1981), puis CHATENET (2000a). Par ailleurs, des comparaisons éco-régionales ont été établies au sein du GIS Macrophytes.

Parallèlement une démarche fonctionnelle sur l'apport de la connaissance des traits biologiques des espèces et de leurs relation avec leur milieux (BORNETTE et al. 1994 ; HENRY et al., 1996) se met en place.

2.6.1. - DEMARCHES PHYTOSOCIOLOGIQUES

L'intérêt de ces approches phytosociologiques (identification des groupements et zonations floristico-écologiques) est de définir des phytocénoses non altérées et leurs séquences de dégradation. Les postulats sous-jacents sont l'existence de telles phytocénoses au sein du continuum fluvial (tel que décrit par exemple par le River Continuum Concept de VANNOTE et al., 1980), la considération que les séquences de dégradation ont un déterminisme bien établi, et l'assertion que les phytocénoses les moins altérées constituent les phytocénoses de référence dans leur contexte éco-régional.

Le traitement des données, initialement restreint à la méthode des tableaux, s'est trouvé renforcé et orienté par les analyses multidimensionnelles. Toutefois, dans la démarche phytosociologique, un réexamen des listes, avec une prise en considération différente des espèces caractéristiques des syntaxons et des unités supérieures est nécessaire pour la mise en forme et l'interprétation des données.

Des travaux assez anciens de phytosociologie ont concerné la végétation des cours d'eau, comme partie intégrante des phytocénoses régionales (ALLORGE, 1922 ; GEHU, 1961, par exemple). Ils ne seront pas développés, mais les inventaires qu'ils supposent, les essais de synthèses qu'ils présentent ne peuvent être méconnus ni négligés dans une démarche de bioindication plus moderne.

DECORNET (1979) a décrit les différentes associations végétales phytosociologiques rencontrées sur le Rupt de Mad et l'Orne (Lorraine), l'écologie des principales espèces rencontrées ainsi que les composantes abiotiques du milieu aquatique (pente, largeur, profondeur, vitesse du courant, nature du fond..) et a effectué un bilan de la qualité physico-chimique des eaux. Il corrèla les profils phytoécologiques avec les résultats hydrobiologiques et proposa des zonations floristico-écologiques en se référant à KOHLER (1972, 1975). Il insista sur toutes les composantes à prendre en compte pour interpréter la relation flore aquatique - qualité des eaux. Parmi les différents paramètres, l'influence de l'ion ammonium lui est apparue particulièrement importante.

CARBIENER *et al.* (1990) ont proposé la thèse suivante: "le niveau trophique de l'eau discrimine la composition floristique de l'ensemble du complexe phytocénotique d'un cours d'eau, incluant les faciès rhéo-sédimento-morphométriques". Ces travaux se fondent sur un suivi du réseau très dense de rivières phréatiques de la plaine d'Alsace présentant une homogénéité lithologique (substrat calcaire) et morphométrique. Des relevés de végétation y ont été réalisés selon la méthode phytosociologique de Braun-Blanquet. Parallèlement de nombreuses analyses chimiques (niveau trophique : phosphates, ammonium et nitrates), souvent mensuelles sur plusieurs années, ont été effectuées. Analyses chimiques et relevés de végétation ont été couplés dans des analyses multivariées. La végétation d'un cours d'eau non perturbé peut se décrire selon une succession amont-aval de communautés de bioindication d'un gradient trophique des eaux (de l'oligotrophe à la source à l'eutrophe dans les tronçons aval). Cette séquence est calquée sur le modèle de KOHLER *et al.* (1977). Dans ce système, les séquences tronquées, télescopées, ou inversées sont autant de signes révélateurs d'impacts d'eutrophisation anthropique.

Les études du Ried (CARBIENER *et al.*, 1991, TREMOLIERES *et al.*, 1994, ROBACH *et al.*, 1996) ont établi des séquences de végétation dans les eaux calcaires de la plaine du Rhin (**Figure 4**).

De la même manière, **MULLER (1990)** puis **THIEBAUT (1997)** et **THIEBAUT & MULLER (1999) (Figure 5)**, ont analysé les phytocénoses par la méthode phytosociologique dans les Vosges du Nord. Ils ont ainsi mis en évidence des successions de groupements assez comparables (ROBACH *et al.*, 1996).

A partir de travaux réalisés d'abord en eaux stagnantes (MERIAUX, 1978), **MERIAUX (1982, 1984 et divers travaux, MERIAUX *et al.*, 1994)** a développé une approche phytosociologique des groupements d'eaux courantes, essentiellement dans les zones calcaires, en s'appuyant sur la bibliographie, et notamment les travaux d'OBERDORFER (1977), KOHLER *et al.* (1971 à 1986), CARBIENER (1977) et DECORNET (1979). Dans sa présentation de 1982, il préconise d'utiliser la zonation floristico-écologique des cours d'eau comme méthode de diagnose rapide de la qualité des eaux et de ses variations. Il propose un classement des espèces et des phytocénoses en trois catégories trophiques (en fonction des teneurs en sels minéraux nutritifs) sur la base de prospections des biotopes à eaux stagnantes et courantes de plusieurs régions de France, un examen de la littérature, et des analyses physico-chimiques. L'un de ses apports majeurs correspond à la prise en compte et à la description systématique des morphoses dans le diagnostic écologique (MERIAUX & GEHU, 1979).

MERIAUX & WATTEZ (1980) ont développé une analyse des relations associations macrophytiques-qualité des eaux, à partir de différentes études de cas. Ils établissent ainsi des séquences de dégradation ou de récupération à l'aval de pollutions ponctuelles impliquant des changements d'associations ou de faciès ou de sous-association.

Sur le Scorff, **HAURY** (1994) a reconnu des groupements végétaux, associations ou faciès, dont il a étudié l'écologie, essentiellement en terme de milieu physique et de minéralisation des eaux. Il a précisé, par rapport aux auteurs précédents, qu'il a travaillé au sein d'aires minimales homogènes en terme d'écoulement, de profondeur, d'éclairement. Il observe alors la présence de plusieurs groupements au sein d'un même tronçon de rivière. Grâce à ce travail relativement détaillé, il établit une première grille de distribution des groupements du Scorff par rapport à la vitesse, à la profondeur et à la minéralisation des eaux (qui, dans ce cas, correspond aussi à la trophie, le substrat géologique étant très homogène).

Enfin, dans le Limousin, **CHATENET *et al.*** (2000b) ont établi la zonation longitudinale des phytocénoses de la Vienne et de la Gartempe. Par ailleurs (**CHATENET *et al.***, 2000a) ont montré, en comparant les cours d'eau du Limousin et l'Elorn (Finistère), que les phytocénoses réagissent fortement aux pollutions ponctuelles, plutôt au niveau de sous-associations et de faciès qu'en terme de changement d'associations, ce qui corrobore les travaux de **MERIAUX & WATTEZ** (1980).

- Paysages fluviaux et valeur patrimoniale

Ultérieurement à ses premiers travaux, **DECORNET** (1981) a utilisé une approche symphytosociologique dans l'appréciation de la valeur biologique des paysages fluviaux de deux rivières de Lorraine, pour permettre de déterminer des priorités dans la protection de certains sites. Cette démarche d'appréciation des paysages fluviaux a également été reprise sous une autre forme, par **MERIAUX & TOMBAL** (1980) : ils ont appliqué des indices écosystémiques basés sur le degré de rareté avec distinction de la rareté absolue et de la rareté liée à une région limitée. On retrouve dans cette dernière démarche le " courant " naturaliste prévalant dans la Directive Habitats et développé par **DE LANGE & VAN ZON** (1987) aux Pays-Bas, le **SERCON** en Grande Bretagne (**BOON *et al.***, 1988).

Cette approche par paysages fluviaux a été tentée dans le lit mineur et sur la berge du Scorff (Bretagne), par **HAURY** (non publié). Elle est en cours d'application sur le corridor fluvial de la Vienne et de la Gartempe (Limousin : **CHATENET**, 2000b).

- Comparaisons éco-régionales

Ces comparaisons éco-régionales ont été réalisées en terme d'ensembles floristiques, d'associations végétales, ou en comparant les systèmes typologiques de l'Est de la France.

*** Comparaisons floristiques simples**

Dans un travail comparant leurs listes floristiques, **HAURY & MULLER** (1991) établissent des typologies générales de cours d'eau acides, en fonction de la zonation de **ILLIES & BOTOSANEANU** (1963), en distinguant le milieu strictement aquatique de la zone supra-aquatique dominée, selon l'éclairement, par des héliophytes ou des bryophytes hygrophiles. Ils distinguent les espèces selon leur degré trophique et mettent en évidence des disparités de préférence écologique pour certains taxons, ainsi que des différences biogéographiques, préfigurant les comparaisons phytosociologiques ultérieures.

Dans un travail typologique préliminaire, une synthèse a été réalisée à partir des données récoltées par 6 bureaux d'étude pour tester la faisabilité du protocole MEV et proposer différentes améliorations (HAURY *et al.*, 1998). Il en ressort la nécessité d'une bonne acuité taxonomique pour établir une typologie compréhensible. Des phytocénoses particulières peuvent masquer les grands traits typologiques de la distribution des macrophytes des cours d'eau. L'influence majeure de la géologie est confirmée, et tout spécialement l'opposition entre les phytocénoses acidoclines et basiques. Pour la plupart des rivières étudiées, la zonation longitudinale apparaît comme le phénomène écologique majeur. Les facteurs importants, mais le plus souvent secondaires, sont les modifications hydrologiques naturelles (pertes karstiques, effets source ou affluent) ou artificielles (prélèvements d'eau, chenalisation), les conditions hydrodynamiques locales, l'éclairement, les pollutions ponctuelles et l'eutrophisation. Une nette opposition entre les Bryophytes et l'éclairement associé aux Spermatophytes apparaît.

Un essai de synthèse plus détaillé sur les cours d'eau à dominante acidocline, regroupant les données de recherche de BERNEZ, CHATENET, DANIEL, GRASMÜCK, HAURY & THIEBAUT, HAURY (non publié), a confirmé les différences biogéographiques mises en évidence auparavant sur des jeux de données beaucoup plus restreints. Les cours d'eau du Limousin sont très proches de ceux de l'Est de la France. Lorsqu'il y a des hétérogénéités géologiques, la végétation diffère fortement, ce qui apparaît avec les rivières en limites du Massif armoricain ou coulant sur des lentilles calcaires, pour les données de Bretagne et Basse-Normandie.

*** Comparaisons phytosociologiques et gradient éco-régional**

Dans ce travail restreint aux phytocénoses strictement aquatiques, HAURY *et al.* (1995) étudient la végétation acidocline dominée par les Callitriches et Renoncules dans le Massif Armoricain, la Lozère et les Vosges du Nord, et comparent leurs données à la bibliographie Ouest-européenne. Une analyse de données évitant la lourdeur et parfois la subjectivité de la méthode des tableaux comme seul mode de traitement des relevés phytosociologiques, permet de cadrer la présentation des résultats. Ils mettent ainsi en évidence le triple gradient longitudinal, phytogéographique, et lié à la qualité des eaux (en distinguant la minéralisation et la trophie). Il en ressort qu'un seul groupement, le *Callitrichetum hamulatae* Oberdorfer (1977) 1991 caractérise ces cours d'eau acides, avec deux sous-ensembles phytogéographiques atlantique (caractérisé par *Ranunculus penicillatus* spp. *penicillatus*) et subatlantique (caractérisé par *Ranunculus peltatus*), et des sous-associations caractérisant la trophie des eaux.

Les travaux initiaux dans une étude en Limousin, CHATENET *et al.* (1999, 2000a, b) étudient finement le contact entre ces deux sous-ensembles phytocénocotiques et arrivent à la conclusion que *R. peltatus* se situe en zone plus amont que *R. penicillatus* spp. *penicillatus*, ce qui corrobore les observations de DETHIOUX & NOIRFALISE (1985).

*** Comparaisons typologiques**

Une comparaison des deux systèmes typologiques de l'Est de la France a été réalisée : la séquence dans les eaux calcaires de la plaine du Rhin est comparée en terme de liste

floristique et de qualité des eaux à celle des eaux acides des Vosges du Nord (**ROBACH *et al.***, 1996b). Entre ces deux systèmes, certains macrophytes sont spécifiques des zones oligotrophes et amont, avec de nets phénomènes de vicariance, par exemple entre les deux Potamots (respectivement *Potamogeton coloratus* et *P. polygonifolius*), alors que les espèces communes sont plutôt des espèces de milieux eutrophes (*Callitriche obtusangula*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*).

Ces ensembles floristiques, correspondant à différents niveaux et imbrications de syntaxons constituent une approche synécologique différente de KOHLER *et coll.* qui proposent des ensembles de végétation basés sur des distributions comparées d'espèces et les renseignements écologiques qui en résultent.

2.6.2. - DEMARCHE FLORISTIQUE : ENSEMBLES FLORISTIQUES ET QUALITE DE L'EAU

Par rapport à la démarche phytosociologique, HAURY (1982, 1985 et 1996b) s'est inspiré de l'approche anglo-saxonne de HOLMES & WHITTON (1977), en travaillant sur des tronçons de rivière, où il considéra le lit en eau en prenant en compte la zone supra-aquatique dans certaines de ses analyses. Selon lui, les ensembles floristiques qu'il étudie correspondent à des complexes de groupements phanérogamiques aquatiques et ripariaux, mais aussi bryophytiques. Cette étude, initiée sur le Scorff, où DANIEL (1998) a pu réaliser une comparaison à 15 ans d'intervalle pour le seul lit en eau, a concerné un certain nombre de bassins versants bretons : le Scorff (HAURY 1982, 1985, 1993, 1996a ; DANIEL & HAURY 1995a, 1995b, 1996a, 1996b), le Trieux (HAURY 1988, 1989a, 1990a). Ultérieurement, cette démarche a été appliquée sur des cours d'eau de Lozère (HAURY & DUTARTRE 1990 ; CODHANT *et al.*, 1991 ; HAURY *et al.*, 1998 – à paraître), du Nord-Ouest de la France (HAURY 1989b, 1991, 1992b, 1996c), du Pays basque (DUMAS & HAURY, 1995), de la Lorraine (GRASMUCK, 1994; GRASMUCK *et al.*, 1993, 1995).

DANIEL (1998) recense la végétation du réseau hydrographique du Scorff (391 km²) sur 207 stations (de 50 mètres de longueur). Ces stations ont été choisies selon un plan d'échantillonnage stratifié en fonction de l'ordre de drainage, l'hydrodynamique locale et l'éclairement. Compte tenu de l'importance de ce jeu de données, sur un réseau hydrographique relativement préservé pour la Bretagne, on peut considérer que les résultats acquis correspondent à la mise en évidence de référence pour cette région qui est toutefois affectée par un fort enrichissement en nitrates.

BERNEZ (1999) a étudié 3 cours d'eau armoricains perturbés par des barrages hydroélectriques, dont 2, l'Orne et la Rance correspondent à des alternances géologiques entre roches acides et calcaires, le troisième, la Sélune, coulant uniquement sur roches acides. L'application de la méthode M.E.V. sur l'ensemble de ces trois cours d'eau a permis d'établir des typologies qui ont été comparées à celle du Scorff.

Les principaux jeux de données ont été traités sans *a priori* de causalité de distribution par analyses multidimensionnelles (Analyses Factorielles des Correspondances simples ou multiples, Analyses en Composantes Principales, Classifications Ascendantes Hiérarchiques, Analyses Factorielles Multiples, Analyses Canoniques des Correspondances). Dans

l'ensemble de ces études, hormis peut-être en milieu calcaire picard, le milieu physique (gradient longitudinal, faciès rhéo-sédimento-morphométrique) s'avère prédominant sur la chimie de l'eau pour expliquer la distribution des macrophytes, même lorsque l'échantillonnage est restreint aux stations de part et d'autre des rejets de pisciculture (DANIEL & HAURY, 1995 ; DANIEL, 1998). Un modèle hiérarchique des facteurs potentiellement responsables de la distribution de la végétation aquatique du Scorff, incluant différentes échelles d'étude, a été présenté par DANIEL (1998). Il est assez différent de celui de HAURY (1996b).

Les résultats obtenus sur l'ensemble des autres cours d'eau montrent la hiérarchie des facteurs suivante : nature géologique des roches et minéralisation (lorsqu'il y a une forte hétérogénéité géologique), milieu physique, qualité de l'eau du point de vue trophique.

L'intérêt, mais aussi la limite, de ces approches floristiques est l'absence de présupposé sur l'existence d'associations végétales, ainsi que la possibilité de considérer le tronçon comme un ensemble de groupements. Les conclusions sont néanmoins assez comparables à celles de l'approche phytosociologique, hormis lorsqu'on analyse en détail les listes floristiques des héliophytes et autres espèces hygrophiles.

Dans une autre région, **BALOCCO-CASTELLA** a réalisé en 1988 un diagnostic phyto-écologique basé sur les macrophytes, sur l'évolution et le fonctionnement des milieux abandonnés par le Haut-Rhône et l'Ain : 4 paramètres de minéralisation de l'eau (conductivité, alcalinité, sulfates et calcium) ont été corrélés par AFCM, avec les relevés de végétation et ont permis de déduire des zones de répartition de ces espèces.

Quelques critères mésologiques (largeur, profondeur maximale, courant, couvert arborescent, substrat) sont utilisés comme paramètres caractéristiques des ensembles typologiques. Une analyse qui intègre, outre les données floristiques, des paramètres externes, a permis de caractériser le type fonctionnel et le stade évolutif des milieux comparés.

2.6.3. DEMARCHE FONCTIONNELLE

Une approche fonctionnelle est développée par l'équipe de Lyon (AMOROS, BORNETTE, HENRY, BARRAT-SEGRETAIN et leurs étudiants) sur les variations morphologiques et physiologiques des macrophytes (BORNETTE *et al.*, 1994 ; HENRY *et al.*, 1994, 1996)....

Il s'agit alors de comprendre comment se font les processus de colonisation ou de recolonisation après des perturbations, le plus souvent à caractère hydrologique plutôt que chimique, en fonction des traits biologiques. Ces recherches " amont " permettent de mieux comprendre la mise en place des phytocénoses, leur structuration, et aussi leur capacité à coloniser les milieux. Elles devraient ainsi aboutir à une modélisation de la " capacité de végétalisation " envisagée non seulement du point de vue du milieu colonisable, mais aussi de l'aptitude des différentes espèces à développer des stratégies efficaces d'occupation de l'espace et de résistance aux perturbations physiques. A partir du croisement de données bibliographiques floristiques, phytosociologiques, typologiques ou indicielles, ces auteurs ont présenté récemment une méthode synthétique de diagnose écologique des annexes fluviales, reliant la géomorphologie, la fourniture d'eau souterraine, la durée de la période en eau et les perturbations hydrologiques *versus* les processus d'atterrissement et le degré de trophie (AMOROS *et al.*, 2000). Ils soulignent l'intérêt de leur approche en terme d'interférence de

gradients résultant de processus divers, et donc de compréhension, voire de prédiction de la durabilité des zones humides concernées, ainsi que de leur potentiel de restauration.

Une démarche également basée sur les traits biologiques a été présentée par DEMARS (1997) dans le cadre d'un travail avec l'Université de Glasgow, et s'est prolongé par la publication récente de WILLBY *et al.* (2000), citée plus haut.

Il faut néanmoins s'interroger sur la possibilité de transposition de cette approche fonctionnelle structuraliste aux perturbations chimiques, qui passerait par exemple par l'examen de réactions écophysiologicals à la pollution, comme celui des activités enzymatiques ou celle de la nitrate réductase (ROLLAND *et al.*, 1999), ou plus simplement des symptômes écophysiologicals de stress (GIOVANNI & HAURY, 1995 ; THIEBAUT, 1997).

2.7. - TRAVAUX NORDIQUES SUR LES LACS ET LES CANAUX

Différents travaux nordiques portant sur les lacs et les canaux ont été développés, mettant en relation des paramètres de la qualité de l'eau et les macrophytes.

Les travaux relativement anciens de RØRSLETT sur les lacs (RØRSLETT, 1987 et 1991) mettent en évidence l'importance du déterminisme physique de la distribution des macrophytes, permettant d'établir un modèle de niche spatiale (RØRSLETT, 1987), puis de tester l'hypothèse des niches transitoires (RØRSLETT & AGAMI, 1987).

Plus récemment, SMOLDERS *et al.* (1995) ont travaillé sur l'eutrophisation interne des écosystèmes aquatiques en considérant les macrophytes comme bioindicateurs. La dernière publication de cette équipe (SMOLDERS *et al.*, 2001) développe une approche facteur par facteur ainsi que pour le statut trophique des masses d'eau, en donnant des scores aux espèces les plus indicatrices. Ils établissent ainsi des groupes écologiques en fonction de la chimie de l'eau, mais aussi des sédiments (phosphore et fer), ce qui les amène à envisager des biotypologies.

En conclusion de ce chapitre, il ressort :

- *qu'il est tout à fait possible et pertinent d'analyser les relations milieu-végétation avec les macrophytes,*
- *qu'il existe des approches très diverses pour une telle analyse,*
- *mais que les résultats convergent assez nettement, mettant en évidence l'importance du milieu physique dans l'élaboration du diagnostic, l'importance de la structure de la végétation (zonation longitudinale, morphologie des macrophytes) comme réaction au milieu physique et/ou à la qualité de l'eau,*
- *que la réponse des macrophytes à la qualité de l'eau s'effectue par une sélection des espèces et/ou une modification des recouvrements spécifiques, dans le contexte physique stationnel qu'il est toujours souhaitable de prendre en considération dans l'interprétation.*

Il s'avère donc possible d'élaborer des métriques de l'environnement utilisant les macrophytes pour porter un diagnostic de l'état des cours d'eau.

CHAPITRE 3 - LE DEVELOPPEMENT DES INDICES MACROPHYTIQUES

Les différentes démarches qui ont conduit à proposer des indices intégrateurs, reflet de la qualité de l'eau ou du milieu, sont présentées dans ce chapitre. Il existe différents types d'indices :

- Les indices de communauté ou structurels
- Les indices biocénotiques de diversité
- L'indice d'abondance de Janauer
- Les indices saprobiques
- Les indices spécifiques, dont les indices trophiques
- Les indices de perturbations
- Les autres types d'indices

3. 1. - LES INDICES STRUCTURELS

Quelques indices traduisent la structure du peuplement végétal :

- **L'indice de communauté, le PCD**, ou Plant Community Description, de **HARDING** (in : HMSO 1987), définit quatre grands types de végétation : a) bryophytes, b) spermaphytes, c) algues cladophores et d) plantes indicatrices de pollution grave (*Potamogeton pectinatus*, *Leptodyction riparium*, Cyanobactéries, et les algues *Vaucheria sp.* et *Stigeoclonium sp.*) classées dans les catégories de a à d. Ce coefficient de communauté à 2 lettres met en évidence la végétation dominante et éventuellement la codominance. Les classes sont trop grossières pour être pertinentes, mais il peut sans doute être utile à un descriptif très sommaire de l'évolution des communautés à une large échelle.

- **Le double-indice de structure-rareté** de **DE LANGE & VAN ZON (1983)** a été établi pour les canaux des Pays-Bas. Il a été mis au point pour suivre l'évolution des biotopes aquatiques sur le plan biologique.

Il comporte un indice structurel basé sur :

- les recouvrements des trois strates végétatives (submergée, flottante à la surface de l'eau, émergente)
- la richesse spécifique
- et le recouvrement des algues filamenteuses.

Il comporte également un volet floristique, l'indice de rareté correspondant à la rareté biogéographique des espèces constitutives aux Pays-Bas.

La combinaison traduit à la fois la structure de la végétation et sa valeur patrimoniale. Son intérêt reste à démontrer par rapport aux autres méthodes, mais on peut penser que cette analyse structurale renseigne sur les fonctions hydrauliques et de structuration des habitats des invertébrés et des poissons assurées par les macrophytes. Toutefois, l'application de l'indice de rareté dans d'autres pays est impossible et son adaptation actuellement délicate, faute d'inventaires suffisants pour estimer la rareté des taxons.

3.2. - LES INDICES BIOCENOTIQUES

L'utilisation des indices biocénétiques est une méthode classique d'étude. Ce sont des descripteurs de la structure des peuplements. Ce ne sont pas à proprement parler des indices de relations végétaux-milieu, mais ils peuvent être porteurs d'informations complémentaires.

Ainsi **LAZARIDOU *et al.*** (1997) ont utilisé les **indices de diversité** (SHANNON & WEAVER, 1963) et de similarité (indice de Sorensen) pour étudier l'impact des rejets domestiques et industriels sur les communautés de macrophytes d'estuaires grecs dominés par les macro-algues.

Certains auteurs considèrent en complément de la diversité, le pourcentage de recouvrement (total ou par espèce), comme l'indice de SIMPSON (1952). Ces deux paramètres sont intéressants lors de comparaisons de stations entre elles ou de suivis temporels d'une même station, en tant que témoins de l'évolution des peuplements : augmentation ou régression du nombre d'espèces, évolution des pourcentages de recouvrement d'une ou plusieurs espèces.

HASLAM & WOLSELEY (1987) ont ainsi proposé un **coefficient de couverture – diversité, ou CoDi Number**, qui combine la richesse spécifique (par rapport à la liste autorisée) et le recouvrement (par tranche de 10%). A chaque espèce présente est affecté un point, auquel s'ajoute 1 point par tranche de 10 % de % de recouvrement. Une estimation de ce nombre est définie pour différents pays d'Europe dont la France, en fonction du type de rivière / paysage/végétation (gamme d'environ 0 à 20).

Plusieurs façons d'exploiter ces indices de diversité ont été proposées par des auteurs américains dont **SMALL *et al.*** (1996), en prenant en compte de façon plus ou moins importante dans le calcul de l'indice les notions d'abondance, de diversité et de présence. Ces derniers auteurs proposent même un indice combiné intégrant 4 indices qui donnent des poids différents à ces notions.

L'analyse de la structure des communautés en terme de recouvrement relatif et de diversité, et l'ajustement à des modèles d'abondance (**DANIEL, 1998**), appartient à ce type de méthode.

Il s'avère néanmoins que le croisement de ces indices " théoriques " avec d'autres métriques de l'environnement est intéressant, dans la mesure où cela permet de répondre à des visions souvent simplistes qui suggèrent que " la pollution engendre une baisse de la diversité ". Dans une étude récente concernant tout le cours principal d'un cours d'eau assez perturbé, **BERNEZ *et al.*** (2000) ont montré que cette simplification est abusive et qu'une eutrophisation peut entraîner une augmentation locale de la diversité (en terme de richesse spécifique comme en terme d'indice de Shannon-Weaver) : on doit alors revenir à l'écologie des taxons pour juger de la perturbation.

Toutefois, quels que soient les indices théoriques et modèles utilisés, ils sont peu intéressants en eux mêmes tant que les optima et la structure d'une communauté " normale " ne sont pas déterminés, et ceci, en fonction des éco-régions.

3.3. -L'INDICE D'ABONDANCE SPECIFIQUE

JANAUER *et al.* (1993) ont utilisé une démarche voisine de celle de **KOHLER** (1978). Les cours d'eau étudiés ont été subdivisé en tronçons cartographiques homogènes selon les critères adoptés par **KOHLER *et al.*** (1971) et **KOHLER** (1978).

Le nombre et la longueur des tronçons (de 85 à 1258 m dans ce cas) varient selon les cours d'eau étudiés, un changement de tronçon correspondant à des changements observés de phytocénoses et/ou de conditions hydrodynamiques. Des relevés de végétation macrophytique y sont réalisés par prospection effectuée à pied, en plongée ou en circulant en bateau. On utilise une échelle d'évaluation des espèces selon leur abondance en 5 classes (1 = espèce très rare et isolée, 2 = espèce rare à dispersée, 3 = espèce répandue, 4 = espèce abondante, 5 = espèce très abondante et présente en masse). Ce chiffre constitue l'indice d'abondance de l'espèce dans le relevé ("Mengenindex"), encore appelé indice de masse.

Pour chaque espèce on peut alors calculer un indice moyen d'abondance MMI ("Mittlere Mengenindex"), d'une part pour l'ensemble des tronçons (MMI_{Ges}) et d'autre part pour les tronçons où l'espèce est présente (MMI_{Auf}), selon les formules :

$$MMI_{Ges} = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=1}^n MI_i^3 \times AL_i}{GL}}$$

$$MMI_{Auf} = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=x}^n MI_i^3 \times AL_i}{\sum_{i=x}^n AL_i}}$$

avec MI_i = Index d'abondance de l'espèce dans le tronçon i

AL_i = Longueur de tronçon où l'espèce est présente dans le tronçon i

GL = Longueur totale

Pour chaque espèce, on peut alors calculer le facteur de distribution (Verbreitungsfaktor) d selon la formule :

$$d = \frac{(MMI_{Ges}^3)}{(MMI_{Auf}^3)}$$

Plus le facteur de distribution se rapproche de 1, plus l'espèce est répandue dans le système aquatique étudié. Ces facteurs de distribution peuvent être mis en relation avec différents paramètres de l'environnement, par exemple la vitesse du courant. JANAUER cite l'exemple de *Nuphar lutea*, *Myriophyllum verticillatum* et *M. spicatum* qui ont des facteurs de distribution élevés en système lentique alors qu'ils restent faibles en système lotique, tandis que *Sparganium emersum* garde des valeurs voisines dans les deux situations.

3.4. - LES INDICES DE SAPROBIE

Selon ces auteurs, la pollution organique est un des principaux facteurs qui détermine la composition végétale des écosystèmes aquatiques. La saprobie exprime les conditions

environnementales qui concernent les pollutions organiques (principalement déterminées par le taux d'oxygène dissous). Les milieux d'eau stagnante et courante sont pris en considération.

ZELINKA & MARVAN (1955) ont introduit la valence saprobique pour exprimer un rang numérique de saprobie : chaque taxon a un maximum de dix points dans chacune des classes de saprobie (x, o, b, a, p).

PANTLE & BUCK (1955) proposèrent un indice (score) de saprobie (S_i) montrant la position de l'apex de la courbe de Gauss sur une échelle conventionnelle de saprobie.

SLADECEK (1973), puis **SLADECEK *et al.* (1981)** ont amélioré la procédure en proposant un poids indicatif spécifique (I_i) pour prendre en compte la distribution normale (courbe de Gauss) des valences saprobiques. Ce poids indicatif spécifique dénote la hauteur de la courbe de Gauss.

Le système fut développé successivement sur la base de nombreux travaux de ces auteurs et repris par **HUSAK *et al.* (1989) (Figure 6)**, en Tchécoslovaquie et en Tchéquie. Au total, 118 espèces de plantes vasculaires sont recensées en République Tchèque.

La prise en compte de la distribution normale des espèces face à la saprobie rend le mode de calcul de l'indice intéressant. Toutefois, on peut s'interroger sur la pertinence d'un système de saprobies *sensu-stricto*, donc axé sur les teneurs en oxygène, pour les végétaux qui sont aussi des producteurs d'oxygène. Il ressort néanmoins que les macrophytes sont sensibles à la pollution organique, et qu'alors il est possible de croiser saprobie (au sens de pollution organique) et trophie dans une métrique reposant sur les macrophytes.

3.5. - LES INDICES SPECIFIQUES

3.5.1. - LE DIAGNOSTIC PHYTO-ECOLOGIQUE DE ELLENBERG

Les valeurs indicatrices attribuées par **ELLENBERG (1974, 1979, 1988)** permettent des généralisations sur l'écologie de la végétation terrestre (GRIME, 1993 ; THOMPSON *et al.*, 1993). Cet auteur a défini l'écologie d'un grand nombre de plantes vasculaires terrestres et aquatiques, vis-à-vis d'une série de facteurs, dont le pH, l'azote, le sel et la continentalité. L'indice se calcule par totaux cumulatifs des valeurs bioindicatrices des espèces.

HAURY (1989) ; LEGLIZE *et al.* (1991) ; HAURY & PELTRE (1993) ont tenté d'utiliser cette approche. **L'indice d'ELLENBERG semble mieux adapté aux zones humides** terrestres et eaux stagnantes qu'aux cours d'eau en raison de la liste des espèces considérées (le compartiment héliophytes y est ainsi bien représenté, contrairement aux hydrophytes, et surtout aux Cryptogames). Les résultats furent [sans surprise] décevants, les classements pour le pH et le sel aboutissant à la seule différenciation entre les cours d'eau acides et calcaires, ceux pour l'azote n'étant pas interprétables.

L'approche d'ELLENBERG est intéressante pour la distinction des facteurs qu'elle propose, même si une telle différenciation est artificielle. Il semblerait utile de compléter ses listes par les algues, les bryophytes et les hydrophytes, et par deux facteurs au moins : la conductivité et les orthophosphates (HAURY & PELTRE 1993).

3.5.2. - LES INDICES ANGLO-SAXONS

Le MTR (Mean Trophic Rank) actuellement utilisé en Grande-Bretagne (HOLMES, 1996) intègre de nombreux travaux (NEWBOLD & PALMER (1979); HOLMES & NEWBOLD (1984); NEWBOLD & HOLMES (1987); HARDING (1981); PALMER, BELL & BUTTERFIELD (1992); H.M.S.O. (1987)) réalisés au Royaume-Uni.

Il convient de présenter ces derniers pour mieux comprendre les bases de cet indice :

a) HOLMES & NEWBOLD (1984)

Ces auteurs tentèrent d'évaluer subjectivement la situation trophique des communautés établies par HOLMES (1983) sur la base des compositions floristiques et des connaissances sur la géologie, aucune donnée concernant la chimie des substrats ou de l'eau n'étant disponible.

Historique

Les auteurs se basèrent sur la démarche de **NEWBOLD & PALMER (1979)** qui assignèrent arbitrairement un rang trophique pour 150 plantes aquatiques de milieu stagnant. Les espèces étaient listées séquentiellement de 1 à 150, en commençant par celles confinées aux eaux oligotrophes et en allant jusqu'à celles tolérant des conditions hypertrophes.

Plusieurs indices furent calculés, à partir de 76 plantes vasculaires auxquelles un rang trophique fut assigné, aux niveaux des 16 groupes et des 56 communautés définies par HOLMES (1983), à différents seuils de fréquence des espèces. Le classement correspondait à une analyse multi-dimensionnelle réalisée sur plus de 1000 relevés.

Si les résultats semblèrent encourageants, il n'en restait pas moins qu'au niveau de proches communautés se côtoyaient des indices trophiques (*Trophic Mean Score* avec un seuil de fréquence spécifique de 2/3) parfois très variables, car reflétant le rôle partagé du substrat et de l'eau dans la détermination du niveau trophique des rivières.

Les auteurs suggérèrent des améliorations:

- 1) omettre les espèces eurytrophes;
- 2) assigner un score trophique aux mousses et macroalgues;
- 3) utiliser les espèces les plus fréquentes, les plus rares pouvant cependant donner un aperçu des différences subtiles de type de sol dans un micro-habitat;
- 4) réestimer le score trophique de certaines espèces, en étant capable de s'abstraire des contraintes physiques qui pourraient mener à des résultats fallacieux.

Le potentiel de discrimination de l'indice trophique de **NEWBOLD & PALMER (1979)** fut ainsi accru, particulièrement pour les communautés oligotrophes. Les auteurs basèrent principalement leur réévaluation sur le pH, la conductivité et l'alcalinité en combinaison avec leur expérience de terrain complétée par les informations dispensées par CLAPHAM, TUTIN & WARBURG (1962). Des données concernant les nutriments seraient souhaitées pour confirmer ou reclasser la position des espèces.

Méthode :

L'indice trophique total est la somme des indices spécifiques (variant de 1 : oligotrophe à 150 : eutrophe), divisé par le nombre d'espèces. La non prise en compte des espèces à large amplitude écologique donne un **Indice trophique des sténoèces (Annexe3)**.

Cependant, **NEWBOLD & HOLMES (1987)** soulevèrent une interrogation par rapport aux limites de leur méthodologie, liée au fait que leur système de bioindication trophique fut élaboré pour les cours d'eau de catégorie 1A et 1B, c'est à dire les rivières exemptes de graves problèmes de pollutions industrielles (micropolluants, forte charge de matière en suspension, métaux lourds) ou agricoles (pesticides).

b) HARDING (1981)

Cet auteur échantillonna les macrophytes (130 espèces identifiées) dans 386 sites de 27 rivières du Nord Ouest de l'Angleterre en 1978-80 dans le but d'évaluer le potentiel d'utilisation des macrophytes comme moniteurs de la qualité des rivières.

Historique

Dans le but d'obtenir des données comparables avec d'autres enquêtes de terrain menées au Royaume-Uni (HASLAM 1978, HOLMES 1983), la méthode adoptée fut celle de Holmes pour trois raisons majeures:

- 1) la détermination fine des taxons qui incluait aussi les mousses et les macroalgues;
- 2) une longueur relativement grande de la station (500 m) pour minimiser les chances de manquer les espèces non communes et amoindrir l'effet des petites hétérogénéités (ombrage, topographie, ...);
- 3) standardisation du recueil des données.

Les affluents furent également étudiés pour déterminer si les changements dans la composition floristique d'une rivière étaient dus à une modification des paramètres chimiques ou à l'introduction de nouvelles espèces. [En cela la méthode de HARDING apporte un élément clé (zones refuges) supplémentaire à la méthode de HOLMES].

A chaque espèce fut attribué un échelon de biomasse relative (1 à 5) et un pourcentage de recouvrement (1-9), ce qui revient à un coefficient d'abondance-dominance. Les espèces dites de "berges" (*sensu* HOLMES & WHITTON 1977a) ne furent pas recensées. Du fait de la difficulté taxonomique, certains taxons furent limités au genre.

Sur la base de travaux antérieurs, une cote spécifique (ou score) fut attribuée subjectivement à chaque taxon recensé dans l'aire d'étude, selon leur relative tolérance à un enrichissement en macronutriments et/ou une pollution organique. Les indices spécifiques furent basés seulement sur l'aire d'étude considérée (*southern NWWA area*), aussi est-il possible que la tolérance aux pollutions de certaines macrophytes puisse varier dans leur aire de distribution globale. Les cotes spécifiques devraient donc être ajustées avant d'appliquer l'indice dans une autre région. Cet indice, dont les cotes furent dérivées subjectivement, devait être confronté aux paramètres physiques et chimiques dans le futur.

Méthode de calcul

Le calcul de l'indice consiste à faire la somme des indices spécifiques (variant de 1 espèce tolérante, à 10 espèce sensible) des espèces présentes sur un tronçon de rivière de 500 mètres. [La diversité des taxons influence donc l'indice] (**Figure 7**).

Le score moyen par taxon (*Average Score Per Taxon*, ASPT) développé ultérieurement (H.M.S.O., 1987), est le résultat de l'indice total divisé par le nombre de taxons présents. L'ASPT permet de s'affranchir de l'influence de la diversité.

Par cette méthode, HARDING mit en évidence l'impact de différents facteurs sur la distribution des communautés de macrophytes:

- 1) le gradient longitudinal au sein des bassins versants étudiés;
- 2) l'augmentation de la charge en nutriments, en matières organiques et en effluents polluants (macronutriments, métaux toxiques, sels) aux différents niveaux des cours d'eau ;
- 3) et à une échelle plus vaste, la dispersion entre les bassins versants, les limites d'extension géographique des espèces et la géologie.

D'après HARDING, le système de bioindication ne devrait pas être trop basé sur :

- 1) l'utilisation de la présence/absence de taxons clés car une espèce pourrait être absente à cause d'une "faille" dans la dispersion inter-bassins versants des espèces; et
- 2) l'abondance des taxons, trop dépendante des variations spatio-temporelles (ombrage, crue, stabilité du lit, ...).

c) LE RANG TROPHIQUE MOYEN OU MTR (Holmes, 1995, 1996)

Le rang trophique moyen ou MTR (*Mean Trophic Rank*) a été créé pour répondre aux efforts à fournir en vue d'utiliser les plantes pour mieux gérer les rivières (KELLY & WHITTON, 1994, 1998). C'est l'indice utilisé aujourd'hui au Royaume-Uni par l'*Environment Agency* (EA) et la *Scottish Environmental Protection Agency* (SEPA).

Tous les détails concernant cette méthodologie sont disponibles dans un rapport de l'*ENVIRONMENT AGENCY* (1996). Elle est adaptée à l'appréciation du traitement des rejets urbains.

Méthode de relevé : La longueur des sites étudiés est de 100 mètres. Une carte/croquis est réalisée pour chaque tronçon. Un coefficient d'abondance (CV) est attribué à chaque taxon selon l'échelle C à neuf points proposée par Harding (H.M.S.O., 1987). Les taxons identifiés sont répertoriés sur les listes de HOLMES (1996).

Méthode de calcul de l'indice : Chaque taxon bioindicateur est accompagné de son score trophique (TS) en nombre entier allant de 1 (affinité de l'espèce à un milieu eutrophe) à 10 (affinité de l'espèce à un milieu oligotrophe). L'indice trophique (MTR) s'applique à chaque station selon le calcul:

$$\text{MTR} = \frac{\sum (\text{TS} \times \text{CV})}{\sum \text{CV}} \times 10$$

Le coefficient multiplicateur 10 permet d'obtenir un indice variant de 10 à 100.

Une grande précaution est nécessaire dans l'interprétation des MTR déterminés à partir de sites présentant peu de taxons bioindicateurs. Un minimum de cinq taxons est probablement requis et une validité certaine ne devrait être réservée que pour les sites avec au moins 10 taxons bioindicateurs (HOLMES, 1995).

Les résultats de recherche sur l'influence des caractéristiques (physiques et chimiques) des sédiments sur la structure des communautés d'hydrophytes et les mécanismes sous-jacents (par exemple: compétition interspécifique) devraient servir à améliorer le MTR et être incorporés dans le système PLANTPACS à venir.

Ultérieurement, des recherches complémentaires sur le MTR ont été réalisées par DAWSON *et al.* (1999), qui ont permis l'élaboration d'un guide technique (HOLMES *et al.*, 1999) (**Annexe 2**). Ces résultats sont présentés de façon critique dans le chapitre 4.

3.5.3 - LES INDICES DU GIS MACROPHYTES

Afin d'induire une réflexion sur ces méthodes sur le territoire français, HAURY & PELTRE (1993) ont réalisé une analyse critique des indices anglo-saxons existants, c'est-à-dire, soit le calcul d'une valeur moyenne d'indices spécifiques, soit l'écart à la référence (méthode de HASLAM, voir chapitre suivant). Cette analyse montrait l'intérêt de la démarche, mais le peu de pertinence de certaines valeurs de cotes spécifiques et la faiblesse taxonomique de certaines méthodes. HAURY (1989b, 1990b, 1991, 1992, 1994), LEGLIZE *et al.* (1991), PELTRE *et al.* (1993) ont testé sur plusieurs cours d'eau français quelques-uns des indices cités précédemment, en montrant également des limites d'application principalement inhérentes à la géographie et à la non prise en compte de certains taxons.

Il fut alors proposé d'affiner les cotes spécifiques et de les adapter au contexte national. Cette démarche a fait l'objet de propositions du G.I.S. "Macrophytes des Eaux Continentales", avec pour objectif un outil opérationnel d'estimation de la qualité de l'eau, de minéralisation et de pH, de trophie et de milieu physique des cours d'eau français (HAURY *et al.*, 1996a) (**Annexe 1**).

Méthode de calcul de l'indice

Le choix de retenir une gamme de cotes spécifiques allant de 0 à 10, correspond à un souci de simplicité de la méthode. Le calcul de base est très similaire au MTR de HOLMES (1995; 1996). Ces cotes spécifiques (CS), ont été établies en croisant les cotes de HARDING et de NEWBOLD & HOLMES, avec des typologies préexistantes et des données bibliographiques diverses. Elles correspondent, au moins pour l'Est de la France, à des classes trophiques déterminées par les niveaux en azote ammoniacal et en phosphate solubles de l'eau courante superficielle.

Les variantes de cet indice prennent en compte :

- la présence-absence des espèces (PA), en intégrant ou non le coefficient d'abondance-dominance; au niveau des espèces,
 - l'ensemble des espèces aquatiques (AQ) ou uniquement les espèces aquatiques sténoèces (AQSt),
- ou encore les espèces aquatiques ainsi que les espèces supra-aquatiques (A+S).

ce qui donne :

$$\text{Ind GIS (PA)} = \sum_i \text{CS}_i / n$$

$$\text{Ind GIS (AD)} = \sum_i \text{AD}_i \cdot \text{CS}_i / \sum_i \text{AD}_i$$

La démarche fut appliquée sur 90 stations réparties sur 10 rivières du Nord de la France, choisies pour leur diversité lithologique et trophique, et des sources de pollution (HAURY & PELTRE, 1993). Par la suite, elle fut testée sur 12 cours d'eau répartis sur tout le territoire français – 2 cours d'eau par Agence de l'Eau-, dans le cadre de l'application de la méthode M.E.V. (HAURY *et al.*, 1997a, b, 1998a).

Diverses autres applications ont été tentées dans le Massif armoricain, notamment sur le Scorff (HAURY *et al.*, 1996c ; HAURY, 1997 ; DANIEL, 1998) ou sur la Rance (BERNEZ, 1999), et, très récemment, à nouveau sur le Scorff et sur une rivière du Pays Basque (ADAM, 2000), ainsi que sur 2 rivières du Limousin (CHATENET, 2000).

Par rapport aux indices macrophytiques anglo-saxons, plusieurs améliorations ont été apportées :

- la liste des macrophytes a été complétée et adaptée au territoire français.
- les cotes spécifiques correspondent au croisement d'informations sur de nombreuses éco-régions.
- La gamme des indices différenciés permet d'obtenir des diagnostics complémentaires.

La prise en compte de la zone supra-aquatique, préconisée par certains auteurs anglo-saxons, plutôt pour des raisons patrimoniales que d'estimation de la qualité de l'eau, a été testée. Par ailleurs, les espèces des "listes autorisées" des auteurs des méthodes anglo-saxonnes ont été intégrées sauf celles qui ne semblaient pas réellement aquatiques (par exemple *Brachytheceium plumosum*, *B. rutabulum*, ...). La comparaison de l'indice calculé en intégrant les espèces supra-aquatiques avec celui des espèces aquatiques seules, montre qu'il varie globalement dans le même sens, avec une tendance à un rapprochement vers la note médiane, du au caractère souvent euryèce de nombreux héliophytes, mais compte tenu de cette non inféodation obligatoire à l'eau, il a été préconisé de ne pas les prendre en considération.

Les cotes spécifiques demandent à être globalement améliorées et font l'objet de recherches complémentaires, notamment au niveau des relations espèces/ paramètres physico-chimiques, de façon à améliorer la prise en compte de l'écologie des espèces et de leur variabilité éco-régionale.

Une autre question se pose par rapport à la détermination générique des algues et des cyanobactéries : est-il logique/licite de mêler dans une même métrique des niveaux taxonomiques différents qui n'ont a priori pas la même précision ?. Pour des raisons d'opérationnalité (la plupart du temps, les espèces de macro-algues sont indéterminables en raison de l'absence des stades de reproduction, qui d'ailleurs peuvent ne pas exister en milieu courant), il a été décidé de conserver les algues identifiées au niveau du genre.

3.5.4. L'indice T.I.M. (Trophie-Index Macrophyten) (Schneider et al., 2000)

SCHNEIDER (2000) a mis au point un indice de trophie T.I.M. adapté aux cours d'eau de Bavière en Allemagne. Le calcul de cet indice est basé sur la valeur indicatrice de trophie de 49 végétaux et de leur indice de tolérance (en fait une valeur bioindicatrice).

Cet indice a été élaboré à partir d'un échantillonnage de 330 données sur 170 sites en eau courante, avec pour chacun d'entre eux des relevés des espèces présentes et une évaluation de la trophie basée sur les teneurs en phosphore de l'eau et des sédiments.

- Sept classes de trophie ont été définies en fonction des teneurs en phosphore. Un indice de valence leur est attribué selon le code suivant :

Teneur en P en µg/l	Niveau trophique	Indice de valence
x<15	oligotrophe	1,0
15<x<50	oligo-mésotrophe	1,5
50<x<100	mésotrophe	2
100<x<200	méso-eutrophe	2,5
200<x<500	eutrophe	3
500<x<1500	eu-polytrophe	3,5
x>1500	polytrophe	4

- Une valeur indicatrice de trophie est calculée pour 49 plantes, dont 7 characées et 42 phanérogames (les bryophytes ne sont pas intégrés), en calculant la moyenne pondérée des indices de valence de 20 sites d'occurrence de l'espèce, selon la formule :

$$I_{Wa} = \frac{\sum_{i=1}^n P_{ai} * T_i}{\sum_{i=1}^n P_{ai}}$$

avec I_{Wa} = valeur indicatrice de l'espèce a

P_{ai} = nombre de sites de l'espèce a avec le niveau trophique i

T_i = indice de valence du niveau trophique i du site

- Ensuite est calculé un indice de tolérance de chaque espèce selon la formule :

$$t_a = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (T_i - I_{W_a})^2 * P_{ai}}{\sum_{i=1}^n P_{ai}}}$$

avec t_a = tolérance de l'espèce a

T_i = valeur de l'indice de valence (de 1 pour oligotrophe à 4 pour eutrophe)

I_{W_a} = valeur indicatrice de l'espèce a

P_{ai} = nombre de sites de l'espèce a avec le niveau trophique i

t_a mesure ainsi l'écart –type de la valeur indicatrice de chaque espèce. En fonction de ces valeurs sont définies pour chaque espèce des indices de poids G, selon les indications mentionnées dans le tableau ci-dessous :

t_a = tolérance	indice de poids G
$t_a < 0,2$	16
$0,2 < t_a < 0,4$	8
$0,4 < t_a < 0,6$	4

0,6 < ta < 0,8	2
ta > 0,8	1

Les valeurs de l'indice de trophie (IW) et de l'indice de poids (G) des 49 espèces sont présentées dans la **Figure 8**.

Enfin est pris en compte un indice de quantité de l'espèce en fonction de son abondance (Q), variant de 1 (très rare) à 5 (très abondant), selon le code :

abondance	indice de quantité Q
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

- L'indice T.I.M. (Indice Trophique Macrophytique) est alors donné par la formule :

$$\text{T.I.M.} = \frac{\sum_{a=1}^n IW_a * G_a * Q_a}{\sum_{a=1}^n G_a * Q_a}$$

avec IW_a = valeur indicatrice de l'espèce a

G_a = indice de poids de l'espèce a

Q_a = Indice de quantité de l'espèce a

L'application de l'indice TIM permet de classer les stations dans une gamme de 7 niveaux de trophie, selon le tableau suivant :

TIM	Statut trophique de la station
1,00 < TIM < 1,45	oligotrophe
1,45 < TIM < 1,87	oligo-mésotrophe
1,87 < TIM < 2,25	mésotrophe
2,25 < TIM < 2,63	mésotrophe
2,63 < TIM < 3,05	mésotrophe
3,05 < TIM < 3,50	mésotrophe
3,50 < TIM < 4,00	mésotrophe

3.6. – LES INDICES DE PERTURBATION

Le TAUX DE DOMMAGE ET L'INDICE DE POLLUTION

Contrairement aux indices spécifiques, le **taux de dommage et l'indice de pollution**, n'attribuent pas de cote bioindicatrice aux espèces, mais proposent d'apprécier une communauté végétale par rapport à une situation biotypologique de référence (**HASLAM & WOLSELEY 1981 ; HASLAM, 1982 ; HMSO, 1987**).

Objectif

Cette méthode part d'une double constatation : toutes les espèces présentes n'ont pas la même signification écologique et les caractères généraux de la végétation peuvent être comparés à ceux d'une communauté en équilibre, adaptée aux conditions morphométriques et hydrogéologiques des cours d'eau. Les communautés établies, ou phytocénoses de référence, n'ont pas la prétention d'être des communautés naturelles originelles mais des communautés aussi riches par leur diversité, qualité et abondance que les paysages et cours d'eau britanniques le permettent aujourd'hui.

Méthode

La démarche consiste à décrire les principales composantes abiotiques du milieu (en gammes) et de s'approcher du type de communauté végétale décrite attendue (HASLAM & WOLSELEY, 1981).

Elle permet de déterminer le niveau de trophie des cours d'eau en associant trois types de critères abiotiques, qui définissent différents types de milieux, et les populations macrophytiques de référence correspondantes :

- la taille du cours d'eau (gradient longitudinal, ordre de drainage) en 5 classes,
- le paysage (géomorphologie) en 5 classes ,
- la géologie (type de substrat) en 11 classes,
- et la communauté végétale de référence en 9 classes d'espèces indicatrices, sélectionnées sur deux critères : identification facile et relative sténocité et de leur abondance.

Une représentation concrète est proposée sous forme de plusieurs disques (*dial directory*), que l'on peut superposer et faire tourner de façon indépendante et qui définissent la composition floristique théorique (représentée par une bande de couleur, ou ***trophic color banding***) (Annexe 4).

C'est un élément de diagnostic dans le calcul du taux de dommage.

Méthode de relevé :

Le relevé de la végétation s'effectue entre mi-juin et mi-septembre, à partir de ponts ou d'accès permettant une vue représentative de la station, et se limite à la surface du cours d'eau visible. Les rivières et leurs affluents doivent être prospectés. Quant au nombre de sites à échantillonner, il dépend de l'objectif de l'étude et de la variabilité du cours d'eau. Pour un inventaire général, ce nombre est d'environ la moitié de la longueur en km du cours d'eau, de la source à l'embouchure. Mais une connaissance typologique du cours d'eau et des principaux affluents permet de réduire le nombre de sites à visiter. Par contre pour une étude plus précise, on peut avoir à échantillonner tous les 25-50 m. Les plantes émergées dont les racines sont en dessous du niveau de l'eau et toutes les plantes immergées du chenal, sont notées avec leur abondance en deux classes de recouvrement (peu ou beaucoup), le recouvrement total de la végétation, ainsi que quelques descripteurs classiques tels que la vitesse du courant, la profondeur, la turbidité... Les communautés doivent être identifiées au niveau du faciès. L'auteur propose une liste de 70 taxons " autorisés ", qui amalgame ou élimine les taxons dont la détermination est difficile : les hydrophytes vasculaires comme les renoncules et les callitriches ne sont pas tous déterminés au niveau de l'espèce, les mousses et les algues sont rassemblées dans un même groupe (" bryophytes, blanket weed ").

Méthode de calcul :

La base du **taux de dommage** (Damage Rating)(**Figure 9**) repose sur le décalage entre la composition floristique théorique et la végétation actuelle inventoriée, ainsi que sur certaines différences :

- entre la diversité spécifique attendue et celle du relevé,
- le pourcentage de perte en pourcentage de recouvrement total,
- le changement de statut trophique exprimé par le changement (décalage) de bande de couleur,
- le pourcentage d'espèces tolérantes à la pollution présentes sur la station,
- une cotation spéciale pour les espèces caractéristiques de milieu eutrophe, *Potamogeton pectinatus* et *Cladophora sp.*,
- et l'envasement.

La somme de ces indices partiels définit le taux de dommage, qui estime le degré de dégradation d'un site par quelques causes que ce soit. Il est compris entre 0 et 22 et est mesuré sur une échelle à huit classes de *a* (*all right*) à *h* (*horrible*). Ainsi si les deux communautés sont les mêmes, un taux de dommage *a* et un index de pollution *A* sont assignés automatiquement.

Il faut toutefois lire attentivement le document de présentation de ces indices, de façon à bien intégrer les conditions d'utilisation et les différents cas de figures possibles.

S'il y a peu ou pas de dommage physique, un **indice de pollution** peut être assigné sur une échelle similaire (*A* à *H* avec *U* pour les sites inclassables). Cet indice fut orienté vers les dommages causés par les effluents des villes (majoritairement les macronutriments), type de pollution le plus répandu au Royaume-Uni. Cependant d'autres formes de pollution peuvent être identifiées dans la mesure où les espèces sensibles et tolérantes à chacun des types de pollution sont connues. L'auteur propose une liste des espèces tolérantes aux pollutions, en fonction du type de substrat géologique.

Seuls les dommages majeurs sur la qualité de la végétation sont estimés par cet indice. Les causes de dégradation du milieu, autres que la pollution, sont recensées et déduites du taux de dommage. Inversement, plus les facteurs mécaniques sont nombreux, plus l'indice de pollution décroît par rapport à l'indice de dommage.

Certains types de dommage ne sont pas mesurés par cet indice : une décroissance de la biomasse sans modification de la diversité, du recouvrement, de la bande de couleur du disque, *et caetera* (par influence de l'ombrage ou de la turbidité par exemple, sans influence chimique).

Et sans état de référence, il est souvent difficile de séparer l'aspect naturel d'un degré de dommage. De curieux résultats peuvent alors émerger, suite à la présence d'un affleurement géologique non identifié, de l'impact récent d'une crue, d'une pollution intermittente (contamination des vases), ou d'un degré extrême de la pente des berges.

Cette méthode fut étendue et adaptée à plusieurs pays de l'Europe de l'Ouest (HASLAM & WOLSELEY, 1987). L'auteur décrit des phytocénoses de différents pays, notamment pour la France, avec liste et richesse floristique, recouvrement et catégorie trophique (déterminée par la géologie et l'importance du cours d'eau), permettant d'utiliser ces indices de façon plus précise.

Ainsi, au Luxembourg, **WOLFF (1987)** a étudié la Haute-Sure et tenté d'appliquer la méthode de HASLAM en l'adaptant, pour préciser les dégradations advenues et mettre en évidence la régression de la flore aquatique. Les relevés de végétation ont été effectués à

l'aide de l'outil phytosociologique de Braun-Blanquet (1964). Les deux approches lui ont permis de préciser les associations végétales de référence, de confirmer les résultats obtenus par la méthode des macroinvertébrés, et de déterminer certaines perturbations, en effectuant parallèlement une étude du milieu assez approfondie.

HASLAM & MOLITOR (1988) ont ensuite travaillé en appliquant les indices de pollution et de dommage sur plusieurs cours d'eau luxembourgeois. Ces travaux ont permis de confirmer les rejets d'herbicides provenant des cultures avoisinantes dans les cours d'eau (notamment d'atrazine).

3.7. - AUTRES INDICES

3.7.1. L'indice de toxiphobie bryophytique

EMPAIN *et al.* (1980) ont proposé un indice global de qualité des eaux (I_b) :

$$I^k = \frac{K}{\sum_u V^k \times B^i}$$

*I_k est un coefficient de la qualité des eaux de la station k,
A_{ik} définit l'importance de l'espèce i dans la station k,
B_i représente une estimation de la toxiphobie de l'espèce i,
K symbolise un coefficient de standardisation.*

Cet indice est basé sur l'établissement de coefficients de toxiphobie caractéristiques de chaque espèce de bryophyte de la Sambre et de la Meuse (après traitement des données par A.F.C. et A.C.P.).

Cet indice de polluo-sensibilité à caractère synthétique permet d'établir un profil caractéristique du degré de pollution perçu par les bryophytes, qui est utilisé en complément d'un indice basé sur les diatomées benthiques (DESCY, 1979).

3.7.2. - L'indice MIS

CAFFREY (1985) propose un Macrophyte Index Scheme (MIS) pour les rivières irlandaises, où il distingue des espèces sensibles à la pollution, jusqu'à des espèces très tolérantes. Dans ce premier travail, il compare les bioindicateurs macrophytes avec les macroinvertébrés, ce qui lui permet de conforter ses propositions. Ultérieurement, **CAFFREY (1987)**, après exploration de rivières de niveaux trophiques variés donne des listes de bioindicateurs de la pollution organique, qui recourent la plupart des listes des autres auteurs.

3.7.3. - L'indice du niveau trophique des rivières ou RTSI

MURPHY & ALI (1997, 1998) développèrent une série de modèles (régressions multiples) principalement basés sur les attributs morphologiques des plantes aquatiques vasculaires submergées et flottantes pour estimer le niveau trophique des rivières et systèmes de chenaux associés. Les sites d'étude se répartissent dans deux grandes régions bioclimatiques : tempérée froide (Ecosse) et subtropicale (Egypte). Au total 13 attributs morphologiques furent mesurés sur plus de 600 individus de 33 espèces en 42 sites.

Ainsi ces modèles intègrent deux critères négligés dans les autres indices: **la structure et la plasticité des plantes aquatiques**.

Une classification provisoire des espèces rencontrées par leurs traits biologiques, a produit huit **groupes fonctionnels** sur la base de 63 espèces de plantes aquatiques vasculaires et 35 attributs. Ces groupes fonctionnels purent être classés par ordre d'affinité trophique. La prise en compte du courant améliora le modèle.

La combinaison des deux approches s'avéra être le meilleur modèle pour prédire le niveau de la moyenne annuelle des orthophosphates en solution dans la colonne d'eau libre des sites écossais ($r=0.72$; $P<0.001$).

D'après les auteurs, ce modèle semblerait mieux fonctionner pour les sites Ecossais, que le MTR ($r=-0.58$; $P<0.001$).

Remarques

Cet indice est issu d'un projet pilote. Le nombre de réplicats par espèce pour différents types de sites est encore très faible. Les variables environnementales ne purent être collectées à différentes saisons (sauf analyses chimiques par la *Scottish Environmental Protection Agency* (SEPA)). L'effet de la lumière disponible (pas seulement le coefficient d'extinction) et de la photopériode couplé à la température (ou somme des températures) sur la morphologie des hydrophytes vasculaires n'a pas suffisamment été étudié pour proposer des modèles où seul le phosphore ou l'azote sont pris en compte. De nombreuses autres variables environnementales n'ont pas été mesurées.

L'objectif des publications relative à cet indice est de montrer une nouvelle approche qui, si elle nécessite encore beaucoup de recherche et plus de rigueur, présente l'avantage d'être relativement indépendante des écorégions, voire zones biogéographiques.

CHAPITRE 4 - LIMITES DES SYSTEMES DE BIOINDICATION ET DES INDICES

Les premiers chapitres de ce travail, et notamment le chapitre 2, ont rendu compte de la pluralité et de la diversité des approches, tant conceptuelles que méthodologiques, qui

tendent depuis une vingtaine d'années de mettre en relation la composante végétale macrophytique des cours d'eau et l'appréciation de la qualité de ce milieu (eau, habitat...).

Globalement, on peut observer deux grandes tendances : l'école germanique qui a comme outil de base principal l'analyse phytosociologique des communautés, et l'école anglo-saxonne, qui a développé assez rapidement sur de nombreux cours d'eau des indices soit spécifiques, soit de groupements végétaux témoins d'un décalage par rapport à une référence.

Entre ces deux "écoles", se situent les travaux belges, français...qui proposent des analyses faisant référence à la démarche phytoécologique – définition des phytocénoses non altérées et leurs séquences de dégradation –, ou fondées sur la phytoécologie avec l'étude des ensembles floristiques, ou encore présentant des méthodologies intermédiaires.

L'analyse montre la pertinence de ces démarches, qui, malgré leur diversité, mettent notamment en évidence l'importance du milieu physique dans l'élaboration du diagnostic et l'importance de la structure de la végétation (zonation longitudinale, morphologie des macrophytes) comme réaction au milieu physique et/ou à la qualité de l'eau.

On peut également remarquer l'évolution des démarches dans le temps. Analytiques dans les premiers temps par le besoin d'acquisition de données, elles deviennent d'autant plus synthétiques que la mise en place d'outils biologiques intégrateurs - notamment à la demande des gestionnaires - a fait évoluer la réflexion. Parallèlement à l'inquiétude de n'employer que des outils très intégrateurs émergent également d'autres voies, telle l'approche fonctionnelle ou une réflexion sur les phytocénoses de référence

La possibilité d'élaborer des métriques de l'environnement utilisant les macrophytes pour établir un diagnostic de l'état des cours d'eau est confirmée. Cependant, ce type de métrique implique une échelle de mesure. Celle-ci permet un dialogue avec les gestionnaires, mais **elle correspond à une approche réductrice et simplificatrice de la réalité**. Il est alors nécessaire de se donner un cadre d'interprétation, et, pour les biologistes, le recours à la liste floristique reste indispensable pour une interprétation détaillée.

L'étape suivante de cette étude est donc d'améliorer l'outil 'Indices', de préciser le cadre et les limites d'application d'une telle méthodologie et de voir comment cette démarche peut s'inscrire dans un cadre européen.

4.1. - LIMITES DES INDICES ET DES SYSTEMES TYPOLOGIQUES UTILISES EN DIAGNOSTIC DE LA QUALITE DE L'EAU

Les différents indices proposés font apparaître des limites aux utilisateurs, que ces derniers se situent dans l'absolu, par rapport à un cadre conceptuel de fonctionnement d'un écosystème, ou qu'ils aient appliqué les méthodes et en aient perçu alors certains défauts. Une première analyse critique des méthodes les plus anciennes avait été réalisée par HAURY & PELTRE (1993), mais l'évolution récente de la problématique justifie la reprise de cette réflexion. Certaines réflexions menées par KELLY & WHITTON (1998) et WHITTON & KELLY (1998), ont également été utilisées pour enrichir cette synthèse.

4.1.1. – LES INDICES FLORISTIQUES (SPECIFIQUES)

a) ANALYSE DU MTR

Depuis sa mise au point première, Le M.T.R. (Mean Trophic Rank) a été testé notamment par **DEMARS (1996)** et **DEMARS & HARPER (1998)**, puis analysé de façon détaillé par **DAWSON *et al.* (1999)** ; **HOLMES *et al.* (1999)** ; **HARDING & KELLY (1999)**.

Le MTR a été testé sur le bassin versant anglais de la rivière Welland dans l'Est Midlands (DEMARS & HARPER, 1998). Il ne paraît pas adapté aux cours supérieurs du bassin versant en raison d'un nombre trop faible de taxons bioindicateurs (≤ 5), la distance à la source minimale pour appliquer l'indice se situant à environ 15 kilomètres. En amont de cette limite, apparaissent de surprenants contrastes avec les données chimiques disponibles. Mais globalement une corrélation, bien que faible, fut constatée entre le MTR et les nitrates et orthophosphates en solution dans l'eau. Néanmoins un manque d'homogénéité ressort à la lumière des analyses numériques multivariées qui précisent la distribution des sites étudiés et des espèces recensées selon un gradient longitudinal.

L'utilisation des taxons bioindicateurs et de l'échelle de recouvrement à neuf niveaux a permis une plus grande discrimination des sites. De plus, les relevés réalisés sur le recouvrement des espèces sont basés sur l'échelle de BRAUN-BLANQUET (1964) après en avoir divisé les gammes les plus basses. Cette échelle est non monotone (les gammes ne sont pas tous équivalentes), et ceci est rarement pris en considération, comme le signalent JANAUER (comm. pers.) et JANAUER, HAURY et HALE dans le document cadre européen sur l'utilisation des macrophytes de rivière (non publié). Cette inadaptation de la méthode de transcription des observations est une limite importante dans l'interprétation statistique ultérieure des données.

Les résultats de cette étude suggèrent :

- (i) de travailler sur les sites où les paramètres physiques sont strictement homogènes. Compte tenu de la difficulté de trouver une longueur homogène de 100 mètres, 50 mètres pourraient être suffisants (WIEGLEB, 1981a ; HAURY, 1982);
- (ii) de mesurer les caractères physiques (comme préconisé dans les études MEV);
- (iii) d'augmenter le nombre de sites d'étude;
- (iv) d'étudier chaque faciès (radier, courant et lent) pour déterminer celui où le MTR sera le plus efficace (voir aussi DANIEL & HAURY, 1995 et DANIEL, 1998);
- (v) de prendre en compte tous les facteurs chimiques susceptibles ou non d'influencer la répartition des macrophytes afin de mieux définir les niveaux d'eutrophisation d'une région naturellement riche en nutriments.

DEMARS & HARPER (1998) ont pensé qu'une fois ces données acquises, une analyse canonique des correspondances croisant directement les espèces avec les facteurs du milieu par le logiciel CANOCO (TER BRAAK, 1987) (entre autres) pourrait être conduite. Ces analyses permettraient une approche beaucoup plus rigoureuse pour préciser les rapports entre le niveau trophique réel et l'abondance-dominance des espèces, et ainsi déterminer des scores trophiques spécifiques de façon objective.

Poursuivre enfin ces objectifs dans le temps pour comprendre l'impact des successions végétales sur le MTR paraissait indispensable.

C'est dans ce sens que **DAWSON *et al.* (1999)** ont mené une recherche méthodologique approfondie sur ce MTR et les modalités de sa mise en œuvre. L'objectif de leur travail est de présenter les principaux résultats sur l'utilisation des macrophytes pour évaluer le statut trophique des cours d'eau.

Les options pour le choix de l'évaluation trophique sont présentées et la méthode est évaluée en détail. Une référence particulière est faite aux demandes de la Directive européenne pour le traitement des eaux usées (UWWTD, 91/271/EC) et des recommandations sont fournies sur la méthodologie à utiliser. Le travail comprend une série de questions méthodologiques (longueur du relevé, espèces prises en compte, ...). Il s'appuie sur une base de données anciennes ainsi que de nouveaux relevés incluant des mesures physiques et de qualité de l'eau, avec plus de 5000 stations échantillonnées. Les auteurs ont réalisé un traitement par profils écologiques pour les orthophosphates et les nitrates, afin de déterminer les cotes spécifiques et ont mené une réflexion sur la représentativité, la répétitivité et la qualité des données.

Du rapport précité (DAWSON *et al.*, 1999), et du guide d'application qui en découle (HOLMES *et al.*, 1999), il ressort à la fois des préconisations méthodologiques et des orientations pour l'interprétation.

Pour l'inventaire de terrain :

- il faut des stations de 100 m de longueur;
- toutes les espèces présentes dans le lit doivent être relevées ;
- il faut prendre en compte les recouvrements (9 classes de recouvrement, dérivées de celles de BRAUN-BLANQUET) ;
- un relevé du milieu physique intervient obligatoirement en parallèle avec le relevé floristique ;
- des mesures ponctuelles de chimie ne sont pas citées comme nécessaires par les auteurs.

Pour l'interprétation :

- une liste de 129 espèces indicatrices est établie avec quelques modifications par rapport à la liste originelle. Il est ainsi proposé d'exclure *Stigeoclonium tenue*, du fait de sa distribution davantage influencée par la pollution non eutrophe que par un enrichissement en nutriments ;
- on ne peut comparer des situations qu'à milieu physique identique du point de vue de l'ombrage et de l'hydrodynamique locale ;
- on ne peut comparer les résultats et les listes floristiques qu'au sein d'un même type de rivière (10 types sont définis pour le Royaume-Uni).

Cette méthode reprend donc l'approche de HARDING. Elle est assez comparable à celle du GIS, qu'elle corrobore sur de nombreux points : liste d'espèces indicatrices, prise en compte du recouvrement, examen du milieu physique et éco-régionalisation partielle pour l'interprétation.

B) ANALYSE DES INDICES DU GIS MACROPHYTES

Les Indices provisoires du GIS Macrophytes (HAURY *et al.*, 1996a) ont été analysés par les membres du GIS, DEMARS (non publié), DANIEL (1998) et BERNEZ (1999). Des réflexions ont été menées en ce sens en terme de validation de l'outil et notamment des limites opérationnelles actuelles qu'il est nécessaire de préciser. Les remarques majeures sont les suivantes :

- Le premier point fondamental pour la suite des travaux est de définir **pour quels paramètres de la qualité de l'eau** on souhaite construire cet indice. Il est effectivement indispensable de préciser les paramètres de qualité que l'on souhaite indiquer (physiques, chimiques, minéralisation, eutrophisation, pollutions organiques, xénobiotiques...). Il apparaît illusoire de vouloir concevoir un outil " global " qui évalue l'ensemble de tous ces paramètres et les exprime par un seul chiffre. Un tel indice serait d'ailleurs probablement d'une faible pertinence dans la pratique.

Au regard des attentes en terme de gestion des milieux aquatiques, la priorité est donc donnée aux paramètres chimiques incluant principalement la **trophie et la saprobie, sans que la part entre les deux ne soit toujours clairement définie.**

- La nécessité d'un **nombre minimum de taxons** doit être discutée. Ainsi BERNEZ (1999) a montré que dans une zone particulièrement polluée, avec seulement 3 taxons contributifs, un seul pied de *Ranunculus flammula* (cote élevée) modifie complètement la note finale. Toutefois, dans les petits ruisseaux, le faible nombre de taxons est " normal ", et ce fait doit être pris en considération en renvoyant à la notion de phytocénoses de référence.

A l'inverse, une augmentation du nombre de taxons dans ces zones est souvent due à une eutrophisation modérée ou à des perturbations physiques " intermédiaires ".

La règle d'un nombre minimal de taxons amènerait alors à n'appliquer la méthode en tête de bassin versant qu'à des cours d'eau perturbés (parfois difficiles à identifier). Et dans de rares conditions naturelles, on peut ne trouver dans certains cours d'eau, y compris assez importants, qu'une seule espèce (la Berle par exemple dans certaines rivières phréatiques, la Scapanie ondulée en ruisseaux acides).

Quant à une règle de distance minimale aux sources, elle est également critiquable, car, dans certains milieux, contrairement à la règle commune, la richesse spécifique augmente très rapidement vers l'aval, voire est acquise pour l'essentiel dès l'amont, comme par exemple pour les résurgences.

- La **prise en compte de la zone supra-aquatique** n'est **pas retenue** par HOLMES (1996, communication personnelle à DEMARS), car elle est davantage le reflet du substrat des berges que de la qualité de l'eau. La prise en compte des espèces dites "de berge" par HOLMES (1983) l'était dans l'optique de caractériser tout le corridor dans un but de conservation des habitats lotiques. Dans l'état actuel des connaissances, il semble opportun de se limiter strictement à la végétation aquatique, et ce pour deux raisons indépendantes :

- tout d'abord, la faible quantité de données sur la végétation aquatique et supra-aquatique,

- mais surtout car il est fortement probable que cette végétation est au moins aussi dépendante de l'occupation des berges et des parcelles adjacentes à la rivière que de la qualité de l'eau du lit de la rivière. Après débat entre les concepteurs de la méthode, l'utilisation de cette zone supra-aquatique sera désormais mise de côté, sauf pour y vérifier la présence de formes terrestres d'espèces aquatiques ; à ce titre, cette zone ne peut être totalement négligée. A l'inverse, certaines morphoses aquatiques de végétaux hygrophiles devraient être prises en considération dans le diagnostic.

- Par ailleurs, la **prise en compte des macroalgues** est délicate, car la stabilité temporelle de l'indice GISAQ en présence-absence est remise en question lors des développements fugaces de ces macro-algues, et l'indice GISAQ en abondance peut être fortement modifié par ces proliférations. Enfin, les algues et cyanobactéries ne sont définies qu'au niveau du genre, ce qui correspond à une limite opérationnelle, mais s'avère

problématique lorsque plusieurs espèces d'un même genre ont des écologies très différentes, comme chez les genres *Stigeoclonium* ou *Spirogyra*.

Pour tous ces cas, une distinction des espèces ayant des écologies très particulières par rapport au reste du genre est à préconiser, ce qui suppose d'avoir des outils de distinction des stades stériles.

Compte tenu des limites dues à la taxonomie, il serait également possible d'établir un "module algues" distinct. Il semble toutefois extrêmement gênant de ne pas les prendre en compte, sachant que dans bien des secteurs, ce sont les macrophytes dominants, et qu'ils participent au fonctionnement du tapis végétal comme les spermatophytes et les bryophytes avec lesquels ils sont imbriqués.

- Une précision sur **l'écologie des espèces** et donc sur la **pertinence des cotes** attribuées est incontournable. Ces indices provisoires sont surtout basés sur des "avis d'experts" : les cotes attribuées aux taxons sont sinon subjectives, (comme par ailleurs celle de la littérature utilisée pour calculer ces cotes), dans la mesure où elles s'appuient sur des travaux bibliographiques, tout au moins imprécises, puisqu'il y a une seule note attribuée à des populations qui peuvent être écoadaptées. Cela se traduit par un "glissement" des cotes spécifiques vers la médiane, malgré des vérifications statistiques, malheureusement réalisées sur une base de données insuffisante. Ainsi ces indices appliqués sur un gradient lithologique et de richesse trophique (HAURY *et al.*, 1996a), se sont-ils avérés relativement imprécis pour les notes moyennes (BERNEZ, 1999), et justifient un travail d'affinement en cours.

De plus, ces cotes spécifiques traduisent seulement certains paramètres de la qualité générale de l'eau et de son niveau trophique, en particulier l'ammonium et les orthophosphates.

- Le problème de **l'intégration des espèces euryèces** dans les calculs synthétiques est délicat. Il semble intéressant de ne pas négliger, dans les listes, ces espèces *a priori* très fréquentes en cours d'eau. En même temps, leurs cotes n'ont pas grande signification. A l'instar de HASLAM (1982) qui établit le pourcentage d'espèces polluo-tolérantes, il serait utile de calculer le pourcentage d'espèces euryèces dans la communauté. Ce calcul pourrait s'appuyer sur la mise en forme d'une liste de taxons euryèces de référence. Par ailleurs, il est intéressant d'effectuer les calculs avec et sans les euryèces, comme le préconisent HAURY *et al.* (1996a), ou d'intégrer dans le calcul un coefficient rendant compte de cette notion.

- Une **pondération** des présences des taxons **par les recouvrements** (HAURY, 1990) s'avère souvent judicieuse pour porter un diagnostic dans ces systèmes ouverts. Le choix de l'estimation des recouvrements (pourcentages, grandes classes, recouvrement observé / recouvrement maximal observé dans l'ensemble des stations, ...) est à cibler correctement : pour éviter de ne pas pouvoir comparer certains relevés floristiques entre eux, la pratique largement défendue est l'estimation du pourcentage de recouvrement de la station par chaque taxon. Ceci permet d'éventuelles transformations de ces résultats dans les autres grilles de référence telles que les classes d'abondance.

- Il est nécessaire d'examiner la **stabilité du pouvoir bioindicateur des espèces**, suite aux observations de HASLAM & WOLSELEY (1987), mais aussi de HAURY & MULLER (1991), qui mettent en évidence des différences d'écologies spécifiques en fonction des régions. Il est probable que certaines populations ou certaines formes aient des valences écologiques

différentes, ce qui mènerait soit à leur exclusion des indices macrophytes, soit à une écorégionalisation des indices, ou tout au moins à la prise en compte de ces formes, comme le préconise HASLAM (1982, 1987) en distinguant, par exemple, la glycérie à feuilles longues (HAURY, 1997). Ainsi certaines espèces peuvent réagir à des seuils différents de nutriments selon les types de cours d'eau (minéralisation, nature géologique) (ROBACH *et al.*, 1996a). Il faudrait alors proposer un outil adaptable aux conditions éco-régionales.

c) COMMENTAIRES GENERAUX SUR LES INDICES FLORISTIQUES (SPECIFIQUES)

Différentes propositions d'amélioration des indices floristiques ont été formulées par HAURY & PELTRE (1993), HAURY (1994/1997), DAWSON *et al.* (1999) :

- Il est nécessaire de compléter les listes de taxons des différents indices, en **incluant les mousses et les algues** les plus représentatives, ce qui suppose de très nombreuses données pour avoir suffisamment de renseignements sur les espèces peu fréquentes qui peuvent néanmoins être très indicatrices. NEWBOLD & HOLMES (1987) le soulignent, mais n'incluent toutefois pas dans les calculs et donc dans l'indice final, les espèces peu représentées dans leur échantillon.
- La majorité des indices utilisés (particulièrement le MTR dans sa version initiale et les indices GIS où des scores sont attribués aux taxons), correspondent à des **jugements d'experts** s'appuyant sur des études localisées (sauf les études de HOLMES (1983) et HASLAM (1978, 1987) ou des analyses multidimensionnelles assez générales. Les relations statistiques entre les macrophytes et les différents paramètres de la qualité de l'eau n'y sont pas clairement établies, notamment par l'étude des profils écologiques, de régressions simples ou multiples, voire par Analyse Canonique des Correspondances. La question des compensations de facteurs, et/ou de non-indépendance entre eux reste donc posée. C'est pour compenser ces limites que DAWSON *et al.* (1999) ont réalisé leur recherche statistique sur un jeu de données conséquent. A l'évidence, il serait nécessaire de réaliser une approche comparable en France.
- En tout état de cause, l'articulation des indices spécifiques avec l'analyse de la communauté est encore mal réalisée dans les méthodes élaborées jusqu'à présent, ceci d'autant plus que la notion de communauté est méconnue dans la majorité des méthodes floristiques.

4.1.2. – ANALYSE DES INDICES PHYTOCENOTIQUES (OU DE PERTURBATION)

Le **taux de dommage** commenté par HAURY (1990b), puis par HAURY & PELTRE (1993) représente une approche unique et intéressante, malgré certaines limites :

- La somme des indices de dommage est très influencée par l'indice de recouvrement et aussi par la richesse spécifique : les zones de récupération en aval d'une pollution, bien que souvent eutrophisées, apparaissent ainsi peu endommagées, et témoignent plutôt d'une amélioration. Il faudrait alors systématiquement préciser le contexte d'application de l'indice et probablement introduire un coefficient plus important pour les espèces polluo-tolérantes.

- La note de couverture-diversité (Co-Di), traduit les mêmes phénomènes, mais l'effet amont-aval, avec généralement une diversité à l'amont plus faible, n'est plus pondéré, ce qui entraîne une vision plus négative de l'état du cours d'eau à l'amont. Compte tenu de la

difficulté pour estimer ce recouvrement global à 10% près, le taux de dommage dépendra largement de l'observateur. Par ailleurs, la diminution fréquente de la couverture macrophytique en cas d'ombrage nécessite de comparer systématiquement des stations éclairées, sinon l'ombrage est considéré comme un facteur de dommage.

- La non distinction des espèces au sein d'un genre ou d'un groupe systématique, est une limite majeure, correspondant à l'échelle d'observation (éventuellement depuis les berges ou les ponts), mais aussi à un souci de simplicité.

- Le problème de changement de catégorie trophique (plutôt par rapport à une référence que par rapport à la station juste à l'amont de la station étudiée), suppose une adaptation sérieuse [pour le territoire français], par rapport à des situations de référence non polluées, et notamment une bonne connaissance de l'écologie des espèces dans les régions considérées, puisque les auteurs eux-mêmes (HASLAM & WOLSELEY, 1987) mettent en évidence la variabilité de polluo-tolérance des populations d'un même taxon selon les régions.

4.1.3. – LES INDICES SYNTHETIQUES DE COMMUNAUTES ET LES SYSTEMES TYPOLOGIQUES

- **Les indices synthétiques de communautés (orientés vers une cartographie) :**

- le produit **CoDi** (recouvrement x diversité) de HASLAM & WOLSELEY (1981), présente une vision extrêmement réductrice des phytocénoses, cumulant les désavantages déjà signalés avec le taux de dommage : l'estimation du recouvrement intègre beaucoup les conditions physiques du milieu, et la diversité (plus exactement la richesse taxonomique "simplifiée") est tellement grossière et dépend tellement de l'observateur que cette méthode semble à proscrire.

- le **Plant Community Description** de HARDING (1978, 1981), présente l'avantage d'être très simple d'utilisation, utile pour une cartographie, mais assez pauvre conceptuellement. On y retrouve toutefois la notion de structure de communauté, traduite par les phénomènes de dominance ou de co-dominance des types de communautés, ainsi que la prise en considération des taxons polluo-sensibles.

- l'**Indice Structurel** de DE LANGE & VAN ZON (1983), est en revanche extrêmement difficile à appliquer, dans la mesure où il associe une notion de structure de la végétation, intéressante en elle-même, à la valeur patrimoniale (rareté) des espèces, valeur qui reste à établir et qui est a priori sans relation immédiate avec la qualité de l'eau, hormis pour les taxons les plus oligotrophes. Cet indice serait néanmoins intéressant à travailler dans la logique patrimoniale de Natura 2000.

- **Les systèmes typologiques fondés sur la phytosociologie** ou des analyses dérivées (MULLER, 1990 ; CARBIENER *et al.*, 1990 ; HAURY, 1994 ; HAURY *et al.*, 1995). Ils présentent l'avantage d'un cadre interprétatif général éventuellement relié, pour MULLER (1990), CARBIENER *et al.* (1990) et ROBACH *et al.* (1996) à des gammes de valeurs de paramètres chimiques discriminants, pour HAURY (1994) à de simples mesures de résistivité, et pour HAURY *et al.* (1995), à des indications générales de tendance trophique, ce dernier travail correspondant à des comparaisons éco-régionales, avec des valeurs physico-chimiques acquises avec des méthodes diverses.

Ces approches préfigurent une analyse assez générale des communautés, comme elle a été réalisée pour l'Est de la France (ROBACH *et al.*, 1996). A ce niveau, les analyses multidimensionnelles permettent une avancée importante, et contribuent à affiner les systèmes typologiques à niveaux peu nombreux (4 à 6-7), en décryptant le déterminisme de la variabilité des phytocénoses et en hiérarchisant les facteurs responsables de cette variabilité. Cependant, fondées sur des synthèses globalisantes, ces typologies manquent en général d'une base d'analyses reliant les conditions environnementales locales, physiques ou chimiques, à l'individu d'association.

Toutefois, le regroupement de données acquises de façon trop disparate (comme pour les 12 rivières MEV – HAURY *et al.*, 1998) donne des résultats d'interprétation délicate, qui font d'abord ressortir les disparités éco-régionales, avant même les effets de la pollution des eaux. De même les travaux réalisés de façon assez standardisée (comme pour les rivières acides étudiées par HAURY, THIEBAUT, MULLER, BERNEZ, CHATENET, DANIEL – HAURY *et al.*, non publié) posent des difficultés d'extrapolation au plan national.

• **Réflexions générales sur l'analyse des communautés**

Cette analyse des communautés considérées comme révélatrices de la qualité des eaux, et plus généralement de la qualité des cours d'eau, en est encore à ses débuts. En effet, elle doit croiser une analyse assez large axée sur la floristique (par exemple de type phytosociologique) avec :

- la qualité de l'eau,
- le milieu physique comme cadre présidant à la colonisation végétale,
- la structure des communautés,
- la valence écologique des espèces constitutives par rapport aux éléments chimiques (toxiques, nutriments, ...)

La prise en compte de la structure des peuplements peut également apporter des informations.

- La structure des communautés reste à étudier précisément, non seulement comme résultante d'un état " équilibré " ou non du cours d'eau, mais aussi comme témoin du rôle fonctionnel de la végétation dans la rivière (HAURY & BAGLINIERE, 1996). Un des besoins majeurs, souligné par HAURY (1990b) et LEGLIZE *et al.* (1991), en accord avec la démarche de HASLAM (1978) et de HASLAM & WOLSELEY (1981), est l'établissement détaillé des cortèges moyens spécifiques (ou phytocénoses de référence au sens de HASLAM) par région biogéographique. Ce travail reste à faire pour la majeure partie du territoire français. Les seules données bien développées à l'heure actuelle concernent l'Est de la France (Ried Alsacien, Vosges du Nord) et la Bretagne. Dans la définition des phytocénoses de référence, il sera nécessaire d'intégrer des paramètres de structure de la végétation, paramètres qui restent à préciser.

4.2. - Discussion générale

4.2.1. - Analyse critique du concept de bioindication

L'utilisation de la bioindication a pour but de fournir des conclusions sur les conditions environnementales à partir des caractéristiques de la végétation mais ne considère pas la totalité de la complexité des systèmes étudiés.

Les démarches et résultats actuels de la recherche en bioindication sont limités par les manques de connaissances sur l'écologie des espèces et des communautés, mais il serait nécessaire de ne pas négliger les questions théoriques de base concernant d'une part, l'homogénéité de réponse des populations d'une même espèce à un stress chimique comparable, et, d'autre part, la mise en place des communautés et leur stabilité spatio-temporelle, cette dernière étant très grande dans les systèmes phréatiques sans perturbation, et au contraire, faible dans les systèmes asséchants ou soumis à des crues irrégulières.

A condition que les lacunes dans les connaissances déjà signalées soient comblées, on peut penser que **les bioindicateurs présenteront une vision globale, intégrée et hiérarchisée de l'état fonctionnel de l'écosystème**, l'intégration et la hiérarchie des facteurs correspondant aux particularités écophysiological du compartiment macrophytes. Il serait d'ailleurs délicat de concevoir un concept réducteur de qualité tel qu'il peut être traduit par des valeurs seuils, des normes de qualité des eaux, avec des limites, paramètre par paramètre.

4.2.2. - Problèmes conceptuels de l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs

Les problèmes conceptuels liés à l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs sont globalement les problèmes posés par les organismes utilisés en ce sens (macro-invertébrés, diatomées...), avec quelques spécificités.

- **La bioindication du niveau trophique**

Le niveau trophique (eau et/ou sédiment) est seulement un des facteurs qui agissent dans la détermination des communautés floristiques des rivières. Sauf dans un contexte de grande homogénéité physique et géochimique (ROBACH *et al.*, 1996), il faut aussi intégrer le type de substrat, sa stabilité et sa géologie ; la profondeur de l'eau et la vitesse du courant, la localisation altitudinale et géographique exercent également une grande importance (HOLMES & NEWBOLD, 1984 ; WIEGLEB, 1984).

La **définition de valeurs seuils** précises de certains paramètres chimiques pour caractériser la présence des espèces est difficile de par les phénomènes interactifs existant entre les compartiments du système (WIEGLEB, 1984). Pour cette raison WIEGLEB ne tenta pas de représenter des diagrammes ou tables de présence des espèces en fonction d'un paramètre spécifique comme dans les thèses de doctorat de GRASMUCK (1994) et THIEBAUT (1997). C'est bien parce que les macrophytes sont intégrateurs qu'ils sont intéressants, les valeurs analytiques des paramètres chimiques étant relativement générales (MULLER, 1990 ; ROBACH *et al.*, 1996b, ...). Tous les indices de qualité biologique possibles correspondent donc à une classification grossière en terme de valeurs de paramètres, mais s'avèrent intéressants comme des **métriques globales de l'environnement**.

Par ailleurs, il faut noter que, dans la plupart des études, la trophie des sédiments est complètement négligée. Ceci peut constituer une lacune dommageable, dans la mesure où l'alimentation minérale notamment phosphorée peut provenir de ces sédiments, spécialement en rivière lente où les sédiments fins peuvent être importants.

- **Les connaissances autécologiques des espèces**

Alors que les **inventaires floristiques** sont très avancés en Grande-Bretagne, voire en Irlande (PRESTON & CROFT, 1997), et aux Pays Bas, en Allemagne (travaux de KOHLER), ou en Autriche (travaux de JANAUER), les autres pays européens, dont la France, n'ont pas développé une telle politique nationale d'inventaire aussi systématique

Les **spectres écologiques** des espèces fournissent une approximation relativement grossière des valeurs des paramètres discriminants, mais assez précise des effets écologiques de leurs interactions et de la compétition inter-spécifique par le fonctionnement écosystémique qu'ils traduisent (WIEGLEB 1984 ; FRONTIER & PICHOD-VIALE 1995).

Néanmoins l'utilisation de **taxons bioindicateurs ou espèces sténoèces** semble intéressante dans la mesure où l'autécologie de la majorité des espèces est connue, ce qui est loin d'être le cas actuellement. Les connaissances sont encore éparses et donc difficilement utilisables. La plasticité de leurs traits biologiques reste notamment à analyser pour en tirer les indications écologiques les plus pertinentes.

- **Le niveau de détermination et la distinction des populations**

Le niveau de détermination approprié des taxons est l'espèce, lorsque cela est possible. Toutefois, la prise en compte des formes est souvent particulièrement intéressante plus pour la compréhension de la dynamique de l'eau et des interrelations lit-berge que pour l'estimation de la qualité de l'eau (MERIAUX, comm. pers. ; LEGLIZE *et al.*, 1991). En effet de nombreuses espèces à assez large amplitude écologique présentent des formes aquatiques, et certaines espèces aquatiques présentent des formes terrestres. La signification écologique des espèces doit alors être envisagée en intégrant ces morphoses dont les descriptions précises restent à diffuser largement avant de pouvoir être intégrées dans le dispositif de détermination à mettre en place.

Pour les algues ou certains bryophytes dont la détermination à l'espèce est délicate, sinon impossible, des modules particuliers sont à développer et à distinguer quand on établit le diagnostic.

La notion d'espèce semble être trop vague pour les objectifs de bioindication, sachant que diverses populations peuvent avoir des réactions assez différentes par rapport à la chimie de l'eau : on arriverait alors à la proposition de **trames éco-régionales de bioindication**, identifiant les populations notamment sur des aspects phénotypiques (comme pour la morphologie de la Glycérie flottante, ou les attributs morphologiques des macrophytes).

Un autre aspect est l'éventuelle **variabilité génétique des espèces** qui, bien que morphologiquement similaires, pourraient être divisées en plusieurs écotypes.

- **L'état physiologique de la plante**

Ce critère s'apparente à celui des traits biologiques, avec une double dimension :

- de composition chimique des macrophytes, avec par exemple l'enrichissement en phosphore dans des eaux enrichies (GERLOFF & KROMBOLZ, 1966; ADAM, 2000), ce qui est probablement une voie à explorer, plus sous l'angle de l'écologie fonctionnelle et de l'autoépuration qu'en bioindication de terrain,
- symptomatologique qui reste à établir. Il semble intéressant de considérer que des individus souffreteux ou chlorosés n'ont pas la même signification que des individus apparemment sains. Toutefois, sauf à disposer de valeurs morphométriques ou étiologiques de référence, cette dimension de l'état physiologique de la plante est d'usage délicat

- **L'abondance des taxons**

C'est un critère intéressant, mais qui ne peut être pris en compte que si plusieurs relevés sont effectués dans l'année : au moins un relevé au printemps et à l'été, pour prendre en compte le **développement des végétaux, variable selon les espèces et les régions**. Les algues et les mousses sont beaucoup plus difficiles à quantifier que les plantes vasculaires. Les blooms d'algues printaniers d'une durée de deux à trois semaines sont facilement manqués. Si les bryophytes présentent un recouvrement plus stable (au moins sur les blocs), il est difficile d'estimer le recouvrement par espèce, ce qui suppose une formation des observateurs. Existente également les difficultés d'appréciation du recouvrement quand les algues se développent sur les macrophytes etc..

D'autre part la capacité physique d'accueil du milieu peut jouer de façon importante sur la représentativité des espèces de la station.

Tous les macrophytes figurant dans les relevés devraient être *a priori* considérés, et l'exhaustivité du relevé est un critère de pertinence de la démarche de bioindication.

Du fait de l'inconstance et de l'instabilité des populations, les phénomènes de colonisation ponctuelle sont fréquents en milieu aquatique, ce qui suppose d'éviter de travailler sur de trop faibles nombres d'espèces, et surtout sur des individus isolés. La prise en considération des recouvrements permet de pallier la difficulté (HAURY, 1989a ; HAURY *et al.*, 1996).

- **La structure des communautés**

Elle est rarement directement prise en compte. Par exemple, les types biologiques, les coefficients de sociabilité de BRAUN-BLANQUET (1951), le pourcentage de recouvrement global sont trop peu discutés. Ceci est lié à la difficulté de distinguer des individus : le plus souvent, ce sont des taches de végétation, des touffes qui apparaissent. Dans ce cas, plus que des coefficients, la forme des taches des communautés serait à prendre en considération, comme le fait par exemple DECORNET (1981) dans la description des paysages fluviaux.

Si la prise en compte du développement de chacune des espèces au sein d'une station semble nécessaire, les **comparaisons avec les groupements établis antérieurement restent délicates** de par les différentes méthodologies utilisées et trop souvent suite à l'instabilité des communautés de macrophytes et/ou le caractère très local des études. Ceci renvoie au potentiel de végétalisation, domaine évoqué par de nombreux auteurs, mais qui reste à explorer et surtout à modéliser.

- **La prise en compte de groupes d'espèces**

Celle-ci (par exemple les associations phytosociologiques, les groupes écologiques) permet d'établir un **diagnostic moins aléatoire**. Néanmoins il faudra toujours s'interroger sur les potentialités réelles de colonisation et/ou de maintien des espèces, ce qui suppose une aire minimale d'observation, un choix judicieux de sites et une interprétation critique des résultats.

Toutefois, ces analyses fondées sur des groupes d'espèces supposent une capacité d'identification importante, pour ne pas négliger ou mal déterminer les taxons d'identification délicate, mais aussi une grande rigueur pour éviter de recourir abusivement à une typologie pré-établie.

- **La dynamique de la végétation**

Une autre difficulté de l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs, particulièrement pour les cours d'eau de plaine, est la dynamique de la végétation, en partie causée par la dynamique des populations naturelles des espèces colonisant le système et en partie par des distorsions anthropiques catastrophiques (par exemple: curage, fuite des cuves à purin) . Il est presque impossible de séparer ces processus, car le cycle de vie des espèces est souvent méconnu. Ceci justifie d'ailleurs l'augmentation du nombre de campagnes sur un même site et le choix judicieux des dates d'observation.

Sur un autre plan, toutes les espèces n'ayant pas le même potentiel de colonisation, capacité d'extension (DANIEL, 1998), il faudrait pouvoir prendre en considération les relations entre la morphologie des espèces, par exemple sous forme de traits biologiques, et la structuration des phytocénoses dans un contexte physico-chimique et physique particulier.

- **La variabilité biogéographique**

Aucune étude n'a pu encore prouver que les systèmes hydrographiques lotiques sont des îles biogéographiques ou une mosaïque de systèmes en interconnection où la probabilité de dissémination des individus serait similaire au sein d'une espèce.

Ainsi, à travers un large territoire (Nord Ouest Niedersachsen), WIEGLEB (1983) et WIEGLEB & HERR (1982) détectèrent des cours d'eau et bassins versants se caractérisant comme des **îles biogéographiques**. La conséquence de cet isolement partiel est qu'à l'intérieur de certains systèmes, des habitats écologiquement non similaires peuvent abriter un même type de végétation, tandis que des habitats écologiquement similaires de différents systèmes (même adjacents) peuvent avoir des types de végétation différents (WIEGLEB & HERR,1985). De ce fait, l'analyse d'une aire de drainage limitée produira toujours des résultats qui n'auront peut être qu'une validité restreinte dans d'autres systèmes. Le récent travail de BERNEZ (1999) qui compare plusieurs réseaux hydrographiques proches corrobore cette idée de différenciation partielle des flores des réseaux hydrographiques. Ceci plaide donc pour l'examen de l'ensemble de la communauté, avec la prise en considération du maximum d'espèces, afin de s'affranchir au moins partiellement de cette spécificité des réseaux : si l'on ne recherche que quelques espèces, le risque d'interprétation erronée est accru.

Malgré toutes les limites évoquées pour l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs de la qualité de l'eau, il semble donc raisonnable de poursuivre l'effort dans deux directions complémentaires :

- *un diagnostic simplifié de la qualité des eaux (trophie et partiellement charge en matières organiques) avec les indices macrophytiques,*
- *continuer à envisager un diagnostic systémique dans lequel la notion d'écart à la référence est l'objectif envisagé, mais qui ne pourra s'effectuer sans un accroissement conséquent des connaissances sur le déterminisme de mise en place des phytocénoses.*

CHAPITRE 5 – PERSPECTIVES ET PROPOSITIONS D'EVOLUTION DES INDICES MACROPHYTIQUES POUR LEUR MISE EN ŒUVRE EN FRANCE

Compte-tenu de l'analyse bibliographique critique qui a été réalisée, différentes voies de mise en place d'indice ont été explorées.

La première, correspondant à un indice floristique en cours de normalisation, l'I.B.M.R. (Indice Biologique Macrophytique en Rivière), est présentée dans un opuscule séparé (Hauray et al., 2000b) et seules seront présentées quelques remarques concernant cette méthode dans la première partie de ce chapitre.

Diverses perspectives d'évolution des indices macrophytiques sont présentées dans une seconde partie, plus réflexive.

5.1. – QUELQUES ELEMENTS SUR L'INDICE BIOLOGIQUE MACROPHYTIQUE EN RIVIERE (I.B.M.R.)

5.1.1. – UN INDICE FLORISTIQUE PRENANT EN COMPTE L'ÉCOLOGIE SPÉCIFIQUE ET LA STENOECIE-EURYECIE

Par analogie avec les autres indices biologiques utilisés pour estimer la qualité de l'eau, il a été proposé de nommer l'indice macrophytique modifié à partir des indices GIS, **L'INDICE BIOLOGIQUE MACROPHYTIQUE EN RIVIERE (I.B.M.R.)**, suivant les préconisations de BERNEZ (1999).

La formule de l'I.B.M.R. est donc la suivante :

$$\text{I.B.M.R. (Station)} = \frac{\sum_i \text{IS}_i * \text{K}_i * \text{E}_i}{n * \sum_i \text{K}_i * \text{E}_i}$$

n = nombre d'espèces contributives

i = espèce contributive

CS_i = cote spécifique

K_i = coefficient d'abondance (1, 2 ou 3 selon les classes de recouvrement).

E_i = valence de sténo-euryécie (entre 1 espèce très euryèce, et 3 espèce sténoèce)

Compte-tenu de l'analyse bibliographique critique qui a été réalisée, différentes voies sont à préconiser, qui ne se situent pas aux mêmes échéances et n'exigeront pas forcément des compétences comparables des opérateurs. La première voie correspondant aux indices floristiques est actuellement en cours de normalisation.

5.1.2. - INTERETS ET LIMITES DE L'I.B.M.R.

Dans sa forme actuelle l'I.B.M.R., en cours de test en 2001, s'avère de mise en œuvre possible pour des opérateurs formés à la floristique. Le diagnostic qui en résulte est rapide.

Toutefois, des limites apparaissent :

- en terme d'échantillonnage et de représentativité lorsqu'il y a peu d'espèces, que leur taux de recouvrement est faible ou leur développement fugace,
- dans les zones profondes où l'observation directe est impossible,
- ou lorsque leur détermination est délicate et l'exhaustivité de la liste insuffisante.

Alors le diagnostic peut être entaché d'une grande imprécision.

La première limite correspond aux zones où les macrophytes sont naturellement peu développés : zones de piémont à substrat instable, grands cours d'eau profonds et/ou turbides, voire certains cours d'eau méditerranéens.

L'absence totale de macrophytes interdit à l'évidence l'application de l'I.B.M.R. En conséquence, au-delà d'un ordre de drainage de 7 ou 8, l'IBMR n'est en général plus applicable.

En eau franchement saumâtre (estuaire), le diagnostic devient impossible, le stress halin se combinant à celui de la qualité de l'eau. En revanche, en eau légèrement saumâtre, l'IBMR reste applicable, comme cela a pu être vérifié sur l'Avre (affluent de la Somme - HAURY, 1989), ainsi que dans l'Est de la France (Seille – HAURY & PELTRE, 1993 ; GRASMÜCK, 1994).

La rareté des macrophytes amène à une utilisation particulière de l'I.B.M.R. sur une longueur importante ou à une recherche spécifique dans des biotopes particuliers (rares rochers immergés, pieds de falaise). L'expérience acquise sur les Gardons des Cévennes en Lozère (CODHANT *et al.*, 1991 ; HAURY *et al.*, à paraître) montre que la méthode reste applicable pour des spécialistes, mais perd de sa pertinence en terme de représentativité de l'état moyen des communautés.

Pour les stations profondes, un protocole par points d'échantillonnage est tout-à-fait envisageable (DUTARTRE *et al.* 1994 et 1998, DUTARTRE & MOREAU, 2000; HACHE, 2001), mais des tests de représentativité restent à réaliser.

Mais les limites essentielles sont liées à une base de données insuffisante (Limites biogéographiques) :

En raison du caractère encore très écorégional des données acquises, certaines relations espèces-milieu sont probablement insuffisamment représentatives de la diversité nationale. Ceci plaide pour un accroissement considérable de la base de données : des types géomorphologiques complets définis dans le SEQ physique manquent ou n'ont fait l'objet que d'une étude, notamment pour les rivières méditerranéennes, les rivières de hautes montagnes (ADAM, 2000), ...

5.1.3. - Perspectives d'évolution de l'I.B.M.R.

Parmi les perspectives d'évolution envisageables, figurent :

- **la validation des cotes spécifiques sur une base de données nationale suffisante**, incluant tous les grands types de systèmes, avec des éléments de chimie et de milieu physique.

Compte tenu des remarques précédentes, il faut vérifier dans quelle mesure l'écologie spécifique est stable.

Ceci représente un travail conséquent et à moyen terme, s'appuyant sur des protocoles coordonnés d'acquisition de données en floristique, qualité de l'eau et description physique des stations, et sur des traitements adaptés des données.

- **des tests de divers modules complémentaires** (DANIEL, 1998 et non publié, CLEMENT, 2001)

Pour prendre en considération la structure de la communauté, et l'appartenance aux types biologiques, ainsi que le développement très inégal de chacun d'entre eux, compte tenu de la taille des espèces contributives, un calcul envisagé par DANIEL pourrait peut être être proposé. Il s'agit de se référer aux potentiels spécifiques de colonisation des espèces.

Dans le contexte stationnel, il faudrait analyser les participations relatives des différents types éco-morphologiques (ou de chaque “ classe biologique ”) : bryides, algues macrophytes, hydrophytes nymphéides, potamogetonides, batrachiides, péplides, hélrophytes, ... et, au sein de chacun d’entre eux, la part relative des taxons plus ou moins bioindicateurs.

Ce travail renvoie par ailleurs à l’approche de plus en plus développée des traits biologiques, très utile dans le diagnostic détaillé des phytocénoses et de leur structure (BORNETTE *et al.*, 1994b ; DEMARS *et al.*, 1999). Cette référence aux classes biologiques est également assez proche des indices de structure de DE LANGE & VAN ZON (1978).

De façon simplifiée, il est possible de calculer des indices partiels pour les bryophytes, les algues, les hydrophytes ou de se rapporter les recouvrements spécifiques non pas à la surface de la station mais à la surface couverte par les macrophytes (CLEMENT, 2001), ce qui peut être comparé aux profils corrigés (DAGET & GODRON, 1982), ce qui permet de comparer des stations où les recouvrements macrophytiques sont très disparates.

5.2. - EVOLUTION DE LA DEMARCHE POUR UNE INTEGRATION SYSTEMIQUE EXIGEE PAR LA DIRECTIVE CADRE SUR L’EAU

Il s’agit de proposer une méthodologie d’étude des communautés de macrophytes destinée à améliorer les indices I.B.M.R.. Changeant d’échelle et de méthode d’étude, des perspectives peuvent être envisagées à plus long terme.

Les indices actuels GIS, ainsi que les propositions pour l’I.B.M.R. devraient permettre une mise en œuvre rapide d’un diagnostic de la trophie des eaux. Toutefois leur simplicité ne peut traduire la complexité des interrelations entre les phytocénoses et le fonctionnement physique et chimique des cours d’eau.

Par ailleurs, l’échantillonnage des macrophytes tend à se standardiser et une prénorme européenne (prEN 14184 “ Water quality – Guidance on the surveying of aquatic macrophytes in running waters-”, est au stade final de l’enquête internationale.

5.2.1. - PASSER DE LA LISTE FLORISTIQUE A L’INVENTAIRE DES COMMUNAUTES

Compte tenu des développements antérieurs, il semble nécessaire d’aller au-delà de la seule liste floristique, fut-elle pondérée par des estimations des recouvrements spécifiques, tout en insistant sur le fait que la liste floristique reste la base de définition des communautés.

C’est bien l’analyse des communautés qu’il faut envisager, car la communauté observée dans un site présente une structure résultant des interrelations entre, d’une part, le milieu physique et les espèces constitutives de la phytocénose, et d’autre part, les espèces entre elles (avec des phénomènes de compétition, de collaborations entre individus comme l’aide à l’ancrage, la protection contre le courant), de successions locales avec des remplacements d’espèces etc...

La communauté présente aussi une histoire, résultant des colonisations amont-aval, mais aussi des perturbations naturelles ou anthropiques qui ont pu modifier la communauté au cours du temps en terme de structure, de composition spécifique.

Les outils de description de cette structure spatio-temporelle restent en partie à mettre au point. Les propositions de prise en compte des recouvrements des différents types biologiques déjà envisagées devraient contribuer à élaborer ces outils dans un souci de pertinence du diagnostic phytoécologique.

5.2.2. - DEFINIR DES PHYTOCENOSSES DE REFERENCE

Cette question des phytocénoses de référence est récurrente dans toute démarche de bioindication, puisqu'elle renvoie à un "équilibre" milieu physique/végétation pour un contexte géologique et hydro-géomorphologique déterminé. C'est d'ailleurs ce qui est présumé dans la loi sur l'eau (où l'on parle d'équilibre des milieux aquatiques) et dans la directive cadre, où l'on parle de statut écologique de très haute qualité (sous-entendu non altéré).

Plusieurs questions sont sous-tendues par cette notion :

- **existe-t-il encore une telle référence** dans des pays où de nombreuses altérations concernent tous les cours d'eau de plaine, les cours d'eau de piémont et une partie des cours d'eau de montagne ?

Il est très probable que de telles situations "naturelles" aient disparu. Les promoteurs de la réglementation ont alors supposé que l'on pouvait rechercher les biocénoses les moins dégradées possible. Cela correspond à des références relatives, ou situations "zéro prime" permettant de proposer une bioindication opérationnelle.

La reconstitution théorique de phytocénoses de référence serait néanmoins envisageable par projection tendancielle, mais elle aurait un caractère probabiliste sur lequel il serait dangereux de fonder une démarche de bioindication. Cette approche sera néanmoins très utile lorsqu'on envisagera une modélisation de la capacité de végétalisation.

- **existe-t-il des références en zones forestières (milieu ombragé ?)**, différentes des références en milieu éclairé ?

Dans l'état actuel des connaissances, et compte tenu des nombreuses études de biotypologie des cours d'eau, il faut envisager deux types de références. Les milieux les moins dégradés sont souvent situés en contexte forestier, et l'on peut alors s'interroger sur la définition de références en milieux plus ouverts.

En effet il n'est pas du tout évident que les clairières en contexte forestier puissent représenter les références de milieu ouvert, en raison des particularités de colonisation des héliophiles dues à l'isolement de ces biotopes favorables.

- ces références ne dépendent-elles pas également des **caractéristiques géologiques et hydromorphologiques**, liées à la "minéralisation naturelle des eaux" ?

Il s'agirait alors de définir une grille générale des phytocénoses de références, comme BUTCHER (1933) l'avait déjà tenté. Les données typologiques de HOLMES (1983), de WIEGLEB (1984), WIEGLEB et HERR (1982), voire même OBERDORFER (1977), ainsi que les travaux plus localisés de CARBIENER, TREMOLIERES, MULLER, HAURY, MERIAUX peuvent prétendre à la mise en évidence de telles phytocénoses de référence, qui, par essence auront un **caractère éco-régional marqué**.

- **comment décrire une phytocénose en équilibre avec son milieu ?**

De très nombreux travaux ont relié les communautés macrophytiques avec leur milieu, grâce à des analyses multidimensionnelles. En revanche, l'analyse facteur par facteur est particulièrement limitée.

Par ailleurs, la notion de **capacité de végétalisation** développée par DANIEL et HAURY (1995 et 1996), HAURY (1997), DANIEL (1998) est intéressante et amène une vision structurale des phytocénoses, qui montre tout son intérêt lorsqu'on l'utilise pour comprendre la sélection des types éco-morphologiques.

Cet équilibre correspond à différents critères complémentaires :

- occupation de l'ensemble des niches (autant que le permettent les caractéristiques du milieu physique),
- une richesse spécifique aussi élevée que le permettent la trophie et des caractéristiques physiques du milieu,
- maintien d'une forte diversité,
- absence de prolifération d'une ou plusieurs espèces.

Dans cette analyse sur l'équilibre, on remarque que le milieu physique peut être perturbé et l'eau polluée. En ce qui concerne, par exemple, les perturbations hydrologiques (crues, étiages, etc.), leur grande variabilité inter-annuelle dans certains contextes climatiques nécessitent une analyse à moyen terme des relations milieu physique / communautés végétales pour mieux approcher cette notion d'équilibre. Ce contexte de l'habitat physique et de la qualité de l'eau sont des variables de forçage du système végétation-milieu dans lequel s'exerce la bioindication.

La phytocénose de référence est alors une communauté végétale diversifiée, occupant toutes les niches spatiales, en équilibre stable avec un milieu physique non altéré et une qualité d'eau optimale dans un contexte géologique, hydrologique et géomorphologique déterminé.

Ces phytocénoses de référence peuvent être définies selon une quadruple dimension d'éclairement, de substrat géologique, de caractéristiques hydrodynamiques locales (vitesse, granulométrie, pente, largeur et ordre de drainage), de bonne qualité d'eau faiblement ou fortement minéralisée. Le schéma théorique correspond à la **Figure 1**.

- **En tout état de cause, il faut continuer des recherches sur le décryptage du déterminisme des phytocénoses.**

Les facteurs environnementaux devraient être considérés, par le biais **d'analyses de données multivariées**, comme un ensemble de co-facteurs en interaction. Des matrices espèces x sites et espèces x variables environnementales peuvent à présent être couplées et analysées simultanément avec une dynamique temporelle, ce qui a été réalisé localement et de façon plus ou moins complète dans l'optique de biotypologies (GRASMÜCK 1994 ; ROBACH *et al.*, 1996 ; THIEBAUT, 1997 ; DANIEL 1998 ; BERNEZ 1999), et, de façon plus générale sur les 12 rivières de l'étude MEV (HAURY *et al.*, 1998), ou sur l'ensemble des rivières acides (HAURY *et al.*, communication non publiée du colloque d'Anvers en 1999).

De telles analyses ne sont réalisables qu'après un travail intensif de collecte de données sur le terrain dans l'espace et le temps. A la suite d'une analyse globale, les caractéristiques environnementales redondantes peuvent être éliminées et les systèmes connus étudiés avec une collecte des données allégées.

Il serait alors souhaitable de traiter les données anciennes pour :

- mettre en évidence le pouvoir bioindicateur des espèces et des communautés,

- vérifier la stabilité des phytocénoses au regard des changements de conditions chimiques, à l'instar de DANIEL (1998), TREMOLIERES *et al.* (1994), BORNETTE & AMOROS (1991).
- vérifier que les relations espèces-facteurs qui étaient observées sur certains sites sont toujours vérifiées sur d'autres sites. Ce dernier point plaide pour la différenciation entre un échantillon de mise au point d'un indice et un échantillon de test et de vérification.

5.2.3. - La mesure de l'écart à la référence

et les indications que l'on peut en tirer

A priori, le diagnostic phytocénotique complet correspond à la mesure entre la phytocénose de référence "attendue" et la phytocénose observée.

C'est bien ce qui est envisagé dans la directive cadre sur l'eau.

Là encore, plusieurs questions se posent :

- toutes les références sont-elles d'égale qualité écologique ?

Par exemple il existe des eaux naturellement eutrophes, avec des phytocénoses correspondantes : doit-on leur donner la même "valeur" que les zones oligotrophes ? Vers l'aval des cours d'eau, les intrants organiques "naturels", les granulométries plus fines des substrats, la réduction des vitesses de courant, etc., permettent l'accumulation de matières organiques et de nutriments élevant le niveau trophique de la zone sans que l'on puisse considérer ces processus comme des perturbations. De même, dans ces zones aval, les macrophytes peuvent présenter des impacts notables sur les caractéristiques des écoulements (ralentissement, déviation, etc.) qui peuvent rendre encore plus perceptible cette évolution vers des stades "eutrophes". Dans l'affirmative, on prend acte de l'existence de séquences naturelles (souvent des zonations amont-aval) d'accroissement de la trophie, qui accompagnent généralement un gradient d'accroissement de la minéralisation (MULLER, 1990 ; CARBIENER *et al.*, 1995).

- comment mesurer cet écart à la référence ?

Il semble nécessaire d'établir une panoplie d'outils de mesure (correspondant à une méthode multicritère) pour estimer cet écart. Ceux-là résultent de l'analyse bibliographique précédente, des propositions des membres du GIS, mais aussi de l'examen d'autres méthodes concernant d'autres groupes biologiques (diatomées, invertébrés au sens large, oligochètes, poissons). Signalons que l'approche de HASLAM & WOLSELEY (1981) préfigure l'analyse suivante, en proposant la définition de critères descriptifs et en mesurant l'écart de ces critères par rapport à la référence. Ils pourraient être :

* Ecart E1 : Définition des **séquences de dégradation**, nombre de classes d'écart (il reste à déterminer le nombre de classes de qualité : 7 comme pour l'I.B.D., 4 ou 5 comme pour les directives sur l'eau ou les classes des agences, ...)

* Ecart E2 : **Diminution ou augmentation de la richesse spécifique** par rapport à la référence,

* Ecart E3 : Modifications de l'**équilibre des recouvrements spécifiques** de la phytocénose de référence, traduite par exemple par des diagrammes de recouvrements ou par des indices de diversité et d'équitabilité, dans un contexte physique particulier qui détermine l'équilibre des peuplements et la colonisation par les différents types biologiques ou écomorphologiques :

* Ecart E4 : Manque d'**espèces polluo-sensibles** par rapport à la phytocénose de référence,

* Ecart E5 : Apparition voire domination d'**espèces de niveau trophique supérieur** par rapport à la phytocénose de référence

* Ecart E6 : Apparition voire domination d'**espèces polluo-tolérantes** par rapport à la phytocénose de référence (mesure du pourcentage d'espèces polluo-tolérantes qui apparaissent dans la communauté par rapport au pourcentage initial dans la phytocénose de référence).

* Ecart E7, pour mesurer l'écart de la structure biologique de la communauté :

- la diminution (ou l'augmentation) de la végétalisation totale,
- la diminution des recouvrements des strates et des types éco-morphologiques les plus sensibles à la pollution ou à l'altération physique des milieux (hydrophytes submergés, bryophytes aquatiques, algues rouges),
- l'agrégation ou les modifications de répartition aléatoire des macrophytes.

- **comment interpréter cet écart à la référence ?**

Au delà de la mesure, c'est l'interprétation des causes de cet écart, et éventuellement, pour les gestionnaires, la préconisation des remèdes qu'il faut envisager. Nous n'en sommes qu'aux prémises de cette recherche, dans la mesure où les phytocénoses de référence sont mal connues et que la modélisation communauté macrophytique - milieu physique - qualité de l'eau reste à faire.

C'est à partir de l'examen détaillé des séquences de dégradation que l'on peut mettre au point une grille d'analyse des différents paramètres précités. Cela suppose que l'on ait une bonne connaissance des phytocénoses de référence, de leur évolution en terme de dégradation, et des successions, longitudinales dans le cours d'eau et temporelles au sein des stations.

Par exemple, en cas d'eutrophisation affectant des zones amont dominées par *Potamogeton polygonifolius*, les recouvrements macrophytiques augmentent, la richesse spécifique également ; on voit apparaître des callitriches, et les Sphaignes disparaissent, ...

En cas de curage, les recouvrements diminuent fortement à la suite des travaux, puis des algues filamenteuses réapparaissent rapidement, faisant ensuite place à des phanérogames susceptibles de reproduction végétative. La communauté initiale ou une communauté légèrement altérée réapparaît ensuite progressivement. Par ailleurs, l'absence de substrats stables entraîne l'absence des bryophytes, ce qui correspond à une capacité de végétalisation réduite pour les bryophytes.

Pour chacune de ces modifications, il est possible de proposer des valeurs pour chaque élément de la métrique précitée. Ainsi, l'interprétation d'une diminution de recouvrement doit envisager différentes hypothèses : curage, ombrage, présence de toxique,

De nombreuses connaissances fondamentales restent donc encore à acquérir, notamment sur la mise en place des phytocénoses et la capacité de végétalisation.

Toutes ces remarques sont autant de pistes de recherches ultérieures, qui supposent à la fois de reprendre les données anciennes extérieures à celles du GIS, avec une validation floristique minimale (comme cela s'est avéré nécessaire pour l'étude MEV sur les 12 rivières), mais aussi d'accroître la base de données nationale.

Des propositions d'amélioration des indices floristiques, mais aussi d'amélioration de l'utilisation des macrophytes comme bioindicateurs en s'intéressant au niveau d'intégration des phytocénoses ont été présentées. Il semble en effet important de maintenir ces deux niveaux de bioindication, les opérateurs susceptibles d'intervenir pour chacun d'entre eux n'ayant pas le même niveau d'expertise dans le domaine des macrophytes, mais devant tous être capables d'une identification sérieuse des taxons.

CONCLUSION GENERALE

1. - LES MACROPHYTES, DES BIOINDICATEURS PROMETTEURS

En conclusion, les macrophytes sont déterminés par et donc bioindicateurs :

- (i) des conditions mésologiques et physiques, essentiellement influencées par la zonation longitudinale, l'hydrodynamique et les conditions d'éclairement;
- (ii) de la qualité de l'eau, principalement minéralisation et trophie.

Ce sont donc des **bioindicateurs de la qualité générale des cours d'eau.**

Si les instances environnementales ne sont intéressées que par la qualité de l'eau, alors tout un chantier pluridisciplinaire d'étude doit être mis en place sinon pour s'abstraire des conditions mésologiques et historiques déterminant les peuplements, du moins pour intégrer leurs effets par rapport à ceux de la qualité de l'eau. C'est bien là l'enjeu de phytocénoses de référence intégrant la variabilité éco-régionale, physique et chimique des cours d'eau.

De façon simple, lorsque l'on veut évaluer les effets d'une pollution ponctuelle, on devra essayer de trouver des conditions physiques comparables, ou alors prendre en compte l'hétérogénéité constatée pour interpréter les résultats qui ne devront pas être imputés aux seuls changements de la qualité de l'eau.

2. - UN DEVELOPPEMENT NECESSAIRE DE LA BIOINDICATION AVEC LES MACROPHYTES : PASSER DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE A L'ANALYSE DETAILLEE DES COMMUNAUTES

Le cadre de la démarche, rappelé antérieurement, correspond au concept de végétation potentielle, **corollaire de celui de capacité de végétalisation.**

☛ Une stratégie d'acquisition de données complémentaires

Des acquisitions de données complémentaires sont donc absolument nécessaires. Celles-ci doivent être obtenues dans des conditions standard, et avec des observateurs spécialistes des macrophytes. On ne peut en effet mettre au point ou valider une méthode avec des données peu fiables.

Il semble que la multiplication d'initiatives locales et dispersées, avec des protocoles parfois non validés scientifiquement donne des résultats inexploitablement pour l'accroissement des connaissances dans ce domaine et correspond à autant de pertes d'énergie par rapport à un programme ambitieux et fédérateur tel que celui antérieurement proposé par le GIS.

A partir d'une base de données plus conséquente et couvrant le territoire national (pour information, les tests du Mean Trophic Rank on pris en considération plus de 5000 relevés répartis sur l'ensemble du Royaume-Uni - DAWSON *et al.*, 1999), il sera nécessaire de définir un échantillon de mise au point de l'indice amélioré, et un échantillon de test.

☛ Une recherche cognitive à poursuivre et approfondir

Une recherche cognitive sur la mise en place des peuplements reste alors à entreprendre. Celle-ci implique tout un travail conceptuel, statistique et de modélisation pour arriver à définir les phytocénoses de référence et à quantifier l'écart entre la phytocénose observée et la référence typologique, ainsi que la phytocénose optimale dans le contexte physique stationnel particulier. Bien évidemment, ces phytocénoses de référence devant intégrer les hétérogénéités stationnelles, ne pourront concerner seulement l'échelle des faciès, mais devront prendre en considération des séquences multi-faciès.

3. - INTEGRER LES MACROPHYTES DANS UN SYSTEME GENERAL D'ESTIMATION DE L'EAU

Enfin les macrophytes aquatiques pourraient être intégrées dans un système de bioévaluation plus large incluant :

- les **macroinvertébrés** (HELLAWELL 1986 ; AFNOR, 1997),

les **algues microscopiques**, notamment les **diatomées** comme l'ont proposé DESCY (1979) COSTE (1988), KELLY & WHITTON (1994, 1995, 1998), KELLY (1998a, 1998b), PRYGIEL *et al.* (1998), WHITTON & KELLY (1995), WHITTON & ROTT (1996), WHITTON & KELLY, 1998. Ce compartiment vient d'ailleurs de faire l'objet d'une norme AFNOR (NF T 90-354 – Prygiel & Coste (Ed), 2001).

En Angleterre, le développement du Trophic Diatom Index (TDI) a démarré en même temps que celui du M.T.R.. Les deux indices ont été utilisés par l'Environmental Agency entre 1994 et 1997 comme aide à la décision de sélection de zones sensibles, notamment pour le traitement du phosphore (HARDING & KELLY, 1999). Le TDI a été utile alors que le MTR n'avait pas permis de conclure, grâce à la capacité du TDI à différencier les sites soumis à une pollution organique ou à un impact direct des nutriments.

De plus l'utilisation de ces deux indices a montré l'importance d'utiliser sur des mêmes sites des indices biocénotiques et des données chimiques (nutriments).

- les **ciliés** (*Protozoa, Ciliophora*),

- les **oligochètes**, qui sont en cours de normalisation en France

- les **poissons** (en utilisant par exemple l'indice d'intégrité biotique de KARR *et al.*, 1978) ; OBERDORFF & PORCHER, 1994), l'indice de détérioration de RAMM (1988), à comparer avec macrophytes, ces travaux étant actuellement tout-à-fait d'actualité et développant des méthodes multicritères d'évaluation.

Cette intégration permettrait de mieux caractériser différentes perturbations, notamment anthropiques, par les différentes réponses (en nature, vitesse, et degré de sensibilité) de ces groupes d'organismes (HAURY, 1997).

Un travail de comparaison intercompartiments (voir HAURY *et al.*, 1996) a déjà été amorcé en ce sens lors d'un colloque en 1994 sur les Variables biologiques comme indicateurs (CHARTIER-TOUZE *et al.*, 1997). Cette réflexion demande à être poursuivie pour une intégration plus efficace dans le projet du S.E.Q. Biologique proposé par les Agences de l'Eau.

Dans ce cadre, la nécessité de calibration des indices macrophytes par rapport aux métriques de l'environnement, aux paramètres de géomorphologie et aux autres communautés biologiques, supposerait notamment l'acquisition de données sur des sites communs d'études pluridisciplinaires.

4. - UTILISER LES MACROPHYTES DANS DES OPTIQUES DE BIOEVALUATION PLUS LARGES QUE CELLE DE LA TROPHIE DES EAUX

Il serait intéressant qu'en France les macrophytes soient aussi utilisés pour des objectifs d'évaluation du fonctionnement et de conservation des écosystèmes, où tout leur potentiel bioindicateur s'exprime. Dans cette hypothèse, la prise en compte de la zone supra-aquatique, à l'instar des travaux de HOLMES (1983), mais peut-être aussi de l'intégralité des berges, serait peut-être à réenvisager.

De même, en raison de leur grande sensibilité aux caractéristiques du milieu physique, les macrophytes sont des indicateurs de la qualité générale de l'habitat, et pourraient être utilisés dans ce sens, sachant que tous les autres organismes n'ont pas cette caractéristique de large intégration spatiale autorisant une cartographie des peuplements.

BIBLIOGRAPHIE

- ABERNETHY V.J., SABBATINI M.R., MURPHY K.J., 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia*, **340** : 219-224.
- ADAM B., 2000. Macrophytes et piscicultures – Comparaison de méthodes de mise en évidence de pollutions ponctuelles : biomasses, composition chimique des végétaux, indices français et anglais. Mém. D.E.S.S. Ingénierie des hydrosystèmes continentaux en Europe, Univ. Tours : 80 p. + ann.
- ALLORGE P., 1922. Les associations végétales du Vexin français, *Revue Générale de Botanique*, 78-113.
- AMIARD J.C., TH. CAQUET, L. LAGADIC, 1998. Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. *In* : Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lagadic *et al.*(coord.). Paris, Lavoisier, XXI-XXXI.
- AFNOR.,1997. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). *In* : Qualité des eaux. Méthodes d'analyse. Tome 4. AFNOR (ed.) ISBN, 2-12-179020-9 (2nd ed.) Paris.

- AFNOR, 2000. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD). NF T 90- 354, juin 2000, AFNOR, Saint-Denis, La Plaine, 63 p.
- AGENCES DE L'EAU, 1997. SEQ milieu physique : 1. Typologie physique simplifiée des cours d'eau français. Agences de l'eau, Angers : 55 p. +ann.
- AMOROS C., BORNETTE G., HENRY C. P., 2000. – A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. *Environmt. Manag.*, **25** (2) : 211-227.
- ARTS G.H.P., J.G.M. ROELOFS, M.J.H. DE LYON, 1990. Differential tolerance among soft-water macrophyte species to acidification. *Can. J. Bot.*, **68** : 2127-2134.
- BAGLINIERE J.L. & D. ARRIBE-MOUTOUNET, 1985. Microrépartition des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) et de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et des autres espèces présentes dans la partie haute du Scorff (Bretagne). *Hydrobiologia*, **120** : 229-239.
- 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*. Th. Doct. : Univ. Lyon I, 150 p + annexes.
- BARKO J.W. & SMART R.M., 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshw. biol.*, **10** : 229-238.
- BARRAT-SEGRETAIN M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants : a review. *Vegetatio*, **123** : 13-37.
- BERNEZ I., 1999. *Végétation macrophytique des cours d'eau régulés - Impacts des aménagements hydro-électriques dans le Massif armoricain*. Thèse Dr Sciences de l'Environnement E.N.S.A., Rennes : 127 p. + ann.
- BERNEZ Y. & J. HAURY, 1996. Downstream effects of hydroelectric impoundment on river macrophyte communities. *Proceed. 2^{ème} Symposium Internat. sur l'hydraulique et les habitats*. INRS-Eau (ed.), Québec, 11 p.
- BERNEZ I., DANIEL H. & HAURY J., 2000. Etude des variations des communautés végétales aquatiques sous l'effet des perturbations anthropiques en rivière régulée. *Bull. fr. pêche piscic.*, **357/358** (2000 – 2 et 3) : 169-190.
- BEST E.P.H., 1988. The phytosociological approach to the description and classification of aquatic macrophytic vegetation. *In* : JJ Symoens (ed.) *Handbook of vegetation science*, vol.15/1. *Vegetation of inland waters*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 155-182.
- BLAKE G. & DUBOIS J.P., 1982. Epuration des eaux: Rôles des macrophytes aquatiques dans l'élimination des éléments minéraux. *In* : J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (ed.) *Studies on Aquatic Vascular Plants*, Royal Botanical Society of Belgium Publ. : 315-323.
- BLANDIN P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. ecol.*, **17** (4) : 215-307.
- BOON P.J., HOLMES N.T.H., MAITLAND P.S., ROWELL T.A., DAVIES J., 1998. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON) : development, structure and function. *In* : Boon P.J. & Howell D.L. (ed.) : *Freshwater quality : defining the indefinable ?* pp. 299-326, Scottish Natural Heritage, Edimburg, The Stationery Office, 552 p.
- BORNETTE G., AMOROS C., 1991. Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *J. veg. sci.*, **2** : 497-512.
- BORNETTE G., C. AMOROS, G. COLLILIEUX, 1994a. Role of seepage supply in aquaic vegetation dynamics in former river channels : prediction testing using a hydroelectric construction. *Environmt. Manag.*, **18** (2) : 223-234.
- BORNETTE G., HENRY C., BARRAT M.H. & AMOROS C., 1994b. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness : aquatic macrophytes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshw. biol.*, **31** : 487-505.
- BOUXIN G., 1995. The aquatic community and bank vegetation of several streams in Belgium : examples of communities and methodological aspects of their description. *Acta bot. gallica*, **142** (6) : 533-540.

- BRAUN-BLANQUET J., 1964. Pflanzensozioologie. Springer Verlag, Wien. 865 p.
- BRUNS I., FRIESE K., MARKERT B., KRAUSS G.-J., 1997. The use of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. as a bioindicator for heavy metals. 2. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. in active biomonitoring in the River Elbe. *Sci total environ*, **204** : 161-176.
- BUTCHER R.W., 1933. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *J. ecol.*, **21** : 58-91.
- CAFFREY J.M. & KEMP W.M., 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus* on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnol. oceanogr.*, **37** (7) : 1483-1495.
- CAFFREY J.M., 1985. A scheme for the assessment of water quality using aquatic macrophytes as indicators. *J. Life Sci. R. Bul. Soc.*, **5** : 105-111.
- CAFFREY J.M., 1987. - Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. In : Biological Indicators of Pollution Ed. by D.H.S. Richardson, Roy Irish Acad., Dublin : 77 - 87
- CAINES L. A., WATT A. W., WELLS D.E., 1985. The uptake and release of some trace metals by aquatic bryophytes in acidified waters in Scotland. *Environ. pollut.*, **87** (62) : 219-227.
- 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. Congrès de Limnologie, Metz, 2 p.
- CARBIENER R. & KAPP E., 1981. La végétation à *Potamogeton coloratus* Vahl., phytocénose oligotrophe très menacée des rivières phréatiques du Ried d'Alsace. In : *Gefährdete Vegetation und ihre Erhaltung*, Berichte Internat. Ver. Vegetationsk., Vaduz, 585-600.
- CARBIENER R. & ORTSCHAIT A., 1987. Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines des grössten Grundwasservorkommens Europas (Oberrheinebene). In A. Miyawaki *et al* (ed.) *Vegetation Ecology and Creation of New Environments*, Proceed. Inter. Symp. IAVS, Tokyo Yokohama 1984, 284-312.
- CARBIENER R., TREMOLIERES M., ORTSCHAIT A. & J.P. KLEIN, 1988. Les associations végétales biorévélatrices des échanges hydrologiques eaux de surface-eaux souterraines. In : H. Kobus & L. Zilliox (ed.) *Contamination des eaux souterraines par les nitrates, incidences de l'agriculture sur la qualité des eaux souterraines et mesures de protection*, Coll. franco-allemand, Univ. Stuttgart & ULP Strasbourg, octobre 1988, **71**: 171-200.
- CARBIENER R., TREMOLIERES M., MERCIER J.L. & ORTSCHAIT A., 1990. Aquatic macrophytes communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, **86** : 71-88.
- CARBIENER R., TREMOLIERES M. & MULLER S., 1995. Végétation et qualité des eaux courantes: une hypothèse, des débats, des perspectives. *Acta bot. gallica*, **142** (6) : 489-531.
- CARIGNAN R. & KALFF J., 1979. Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. *Fisheries res. board can. j.*, **36** (8) : 1002-1005.
- CARIGNAN R. & KALFF J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, **207** : 987-989.
- CEE, 1991. Council directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. Official Journal of the European Community, Series L135/40-52. EEC, Brussels.
- CEN 2001. prEN 14184 "Water quality – Guidance on the surveying of aquatic macrophytes in running waters". 11 p. (provisoire)
- CHAMBERS P.A., PREPAS E.E., BOTHWELL M.L. & HAMILTON H.R., 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Can. j. fish. aquat. sci.*, **46** : 435-439.

- CHAMBERS P.A., PREPAS E.E., 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Wat. Res.*, **28** (2) : 453-464.
- CHARTIER-TOUZE N., GALVIN Y., LEVEQUE C., SOUCHON Y. (coord.). *Etat de santé des écosystèmes aquatiques - Les variables biologiques comme indicateurs*. GIP Hydrosystèmes, CEMAGREF (ed.) Paris, 298 p.
- CHARVET S., A. KOSMALA & B. STATZNER, 1998. Biomonitoring through biological traits of macroinvertebrates : perspectives for a general tool in stream management. *Arch. Hydrobiol.*, **142** : 415-432.
- CHATENET P., 2000. *Végétation macrophytisque et qualité des cours d'eau en Limousin : relations milieu-phytocénoses et impact éco-physiologique*. Thèse Dr Univ. Limoges, Fac . Pharmacie : 103 p. + ann.
- CHATENET P., BOTINEAU M., HAURY J., GHESTEM A., 1999. Les associations macrophytiques des cours d'eau limousins en tant que descripteurs du milieu. *J. bot. soc. bot. France*, **12** : 57-72.
- CHATENET P., BOTINEAU M., HAURY J., GHESTEM A., 2000a. Zonation longitudinale et influence des pollutions ponctuelles sur les phytocénoses des cours d'eau acides à neutres de Limousin et de Bretagne. *In* : GEHU J.-M. (ed.) : Les données de la phytosociologie sigmatiste – Structure, gestion, utilisation, 2ème cong. Féd. Internat. Phytosociol., Bailleul 1997, Colloq. Phytosociol. **17** : 1097-1110. Cramer Ed., Berlin.
- CHATENET P., BOTINEAU M., HAURY J., GHESTEM A., 2000b. Typologie de la végétation des rivières et affluents de la Vienne et de la Gartempe (Limousin, France). *Acta bot. gallica*, **147** (2) : 151-164.
- CLAPHAM A.R., TUTIN T.G. & WARBURG E.F., 1962. *Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, London.
- CLAVERI B., MORHAIN E., MOUVET C., 1994. A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparoides*. *Chemosphere*, **28** (11) : 2001-2010.
- CLEMENT F., 2001. – Macrophytes des cours d'eau : mise au point d'un observatoire et finalisation de l'indice biologique macrophytes en rivière. Mém. M.S.T. Ingénierie des Milieux Aquatiques et des Corridors Fluviaux (IMACOF), Univ. Tours, U.M.R. ENSAR-INRA E.Q.H.C., Rennes : 54 p. + ann.
- CODHANT H., VALKMAN G., HAURY J., DUTARTRE A., 1991. *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs de la qualité des eaux courantes - Département de la Lozère*. Rapp. int. Contr. CEMAGREF-I.N.R.A., Conseil Général. CEMAGREF Bordeaux, I.N.R.A. Rennes, Conseil Général de Lozère, 146 p.
- COSTE M., 1988. Diagnostic biologique de la qualité des eaux continentales: les principales méthodes microfloristiques. CEMAGREF Bordeaux, cours de DEA Techniques et Gestion de l'Environnement, 1-18.
- DAGET, Ph., M. GODRON, 1982. Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés. Collection d'écologie 18, Masson. 163 p.
- DANIEL H., 1998. *Evaluation de la qualité des cours d'eau par la végétation macrophytisque - Travail in situ et expérimental dans la Massif armoricain sur les pollutions par les macronutriments*. Thèse Dr Sciences de l'Environnement E.N.S.A., Rennes : 150 P. + ann.
- DANIEL H. & HAURY, 1995a. Ecologie des principaux macrophytes aquatiques du Scorff, application à la bioindication. *Ann. ANPP Marqueurs Biologiques de pollution*, 21-22 Septembre 1995, Chinon: 291-299.
- DANIEL H. & HAURY, 1995b. Effects of fish farm pollution on phytocenoses in an acidic river (the River Scorff, South Brittany, France). *Acta bot. Gallica*, **142** (6) : 639-650.

- DANIEL H. & HAURY, 1996a. Ecologie des macrophytes aquatiques d'une rivière armoricaine (le Scorff, Bretagne sud, France), application à la bioindication. *Ecologie*, **27** (4) : 245-256.
- DANIEL H. & HAURY, 1996b. Les macrophytes aquatiques: une métrique de l'environnement en rivière. *Cybium*, **20** (3 suppl.) : 129-142.
- DANIEL H., 1998. *Evaluation de la qualité des cours d'eau par la végétation macrophytique. Travail in situ et expérimental dans le Massif armoricain sur les pollutions par les macronutriments*. Thèse Docteur de l'ENSAR, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 150 p.
- DAWSON F.H., 1978. The seasonal effects of aquatic plant growth on the flow of water in a stream. Proc. EWRS Symp. on Aquatic Weeds : 71-78.
- DAWSON F.H., U. KERN-HANSEN & D.F.WESTLAKE, 1982. Water plants and the oxygen and temperature regimes of lowland streams. In : J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (ed.), *Studies on aquatic vascular plants*. Brussels, 23-23 jan. 1981. Royal Botanical Society of Belgium, Brussels : 214-221.
- DAWSON F.H., 1988. Water flow and the vegetation of running waters. In : Symoens J.J. (ed.), *Handbook of vegetation science*, vol.15/1. *Vegetation of inland waters*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht : 283-309.
- DAWSON F.H., NEWMAN J.R., GRAVELLE M.J., ROUEN K.J. & HENVILLE P., 1999. Assessment of the Trophic Status of Rivers Using Macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. Research & Development, Technical Report E39. Environment Agency, Bristol, 177 p..
- DECORNET J.M., 1979. *Contribution à l'étude hydrobiologique de deux rivières de Lorraine: l'Orne et le Rupt de Mad (Aperçu phytosociologique. La flore macrophytique. Relations avec la qualité des eaux.)*. Thèse doct. Etat Sciences, Univ. Metz, 5 volumes, 724 p.
- DECORNET J.M., 1981. Utilisation de la symphytosociologie dans l'appréciation des paysages fluviaux. In GEHU J.M. et PELT J.M. (ed.) : L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocénétiques, 209-216, Institut européen d'Ecologie, Metz.
- DE LANGE L. & VAN ZON J.C.J., 1983. A system for the evaluation of aquatic biotops based on the composition of the macrophytic vegetation. *Biol. Conserv.*, **25**: 273-284.
- DEMARS B.O.L., 1996. Using aquatic macrophytes for assessing water trophic level in a lowland river system. University of Leicester, 18 p.
- DEMARS B.O.L., 1997. *Classification des hydrophytes sur la base des traits de l'histoire de vie*. Mémoire de DEA, Univ. Paris XI & Glasgow. 25 p.+annexes.
- DEMARS B.O.L., HARPER D.M., 1998. The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, **384**: 75-88.
- DEN HARTOG C., 1982. Architecture of macrophyte-dominated aquatic communities. In : J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (eds), *Studies on Aquatic Vascular Plants*, Royal Botanical Society of Belgium Publ. : 222-234.
- DEN HARTOG C., SEGAL L S., 1964. - A new classification of the water plant communities. *Acta Bot. Neerl.* **13** : 367-393.
- DEN HARTOG C., G. VAN DER VELDE, 1988. Structural aspects of aquatic plant communities In : Symoens J.J. (ed.), *Handbook of vegetation science*, vol.15/1. *Vegetation of inland waters*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht : 113-153.
- DESCY J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, **64** : 305-323.
- DETHIOUX M., 1979. Sur la forme flottante du rubanier, *Sparganium emersum* Rehm., dans quelques rivières belges. *Dumortiera*, **13** : 1-4.
- DETHIOUX M., 1987. Contribution à l'étude des cours d'eau de Wallonie. notes techniques n°54, Cent. Ecol. For. Rural, Gembloux, 54p.

- DETHIOUX M, 1989a. - Aménagement écologique des cours d'eau - Espèces aquatiques des eaux courantes. Ministère de la Région Wallonne, Namur. 72 p.
- DETHIOUX M., 1989b. - Aménagement écologique des cours d'eau - Espèces herbacées du bord des eaux. Ministère de la Région Wallonne, Namur. 143 p.
- DETHIOUX M, 1989c. - Aménagement écologique des cours d'eau - Espèces ligneuses de la berge. Min. Rég. Wallonne, Namur, I.R.S.I.A., Gembloux, 80 p.
- DETHIOUX M. & NOIRFALISE A. , 1985. Les groupements rhéophiles à renoncules aquatiques en moyenne et haute Belgique. *Tuexenia*, Göttingen, **5**, 31-39.
- DUMAS J. & HAURY J., 1995. Une rivière du Piémont pyrénéen: la Nivelle (Pays basque). *Acta Biologica Montana*, 11 : 113-146.
- DUPIAS G.Q. & REY P., 1985. Document pour un zonage des régions phyto-écologiques. CNRS/CERR, Toulouse, 39 p. + cartes.
- DUSSART B., 1992. Limnologie, l'étude des eaux continentales. Boubée (ed.) Paris. 681p.
- DUTARTRE A. & F.GROSS, 1982. Evolution des végétaux aquatiques dans les cours d'eau recalibrés (Exemples pris dans le Sud-Ouest de la France). *In* : Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (ed.) : *Studies on aquatic vascular plants*, 394-397, Soc. Roy. Bot. Belgique, Bruxelles.
- DUTARTRE A., CODHANT H., MARY N., 1994. Les végétaux aquatiques et le transfert des nutriments dans le fleuve Charente : les macrophytes. Symp. Continent-Zones côtières, La Rochelle 13-15/09/1994 : 11 p.
- DUTARTRE A., TOUZOT A., LAPLACE-TREYTURE C., 1998. Macrophytes de la Charente - 1998. Rapport annuel CEMAGREF Div. Qualité des Eaux, Bordeaux-Cestas : 9 p.
- DUTARTRE A.; MOREAU A., 2000. Réseau de suivi des développements végétaux en cours d'eau dans le bassin Adour-Garonne- Proposition de mise en œuvre. CEMAGREF Div. Qualité des Eaux, Bordeaux-Cestas : 52 p.
- EGLIN I., ROBACH F., 1992. *Typologie et végétation de l'hydrosystème rhénan dans le secteur central de la plaine d'Alsace : interprétation et fonctionnement écologique*. Thèse de doctorat : Ecol. vég. : Université L. Pasteur : Strasbourg 1, 143 p.
- EGLIN I., TREMOLIERES M. & CARBIENER R., 1993. Etude du niveau d'eutrophisation des rivières phréatiques de la plaine d'Alsace à partir de la répartition des groupements végétaux aquatiques - Cartographie de la répartition des groupements végétaux aquatiques indicateurs du niveau d'eutrophisation. Rapport de l'Université Louis Pasteur, Laboratoire de Botanique et d'Ecologie Végétale du CEREG, Strasbourg, 23p.
- EICHENBERGER E. & WEILENMANN, 1982. The growth of *Ranunculus fluitans* Lam. in artificial canals. *In* J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (ed.) *Studies on Aquatic Vascular Plants* , Royal Botanical Society of Belgium Publ. : 324-332
- ELLENGER H., 1979. Zeigwerte der Gefässpflanzen von Mitteleuropas, (3^e éd.) Aufl. *Scripta Geobotanica*, 9: 122 p.
- ELLENGER H., 1988. *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press: 731 p.
- EMPAIN A., 1973. La végétation bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia* (ed.), Liège, Belgique, **69** : 1-58.
- EMPAIN A. & LAMBINON J., 1974. - Les bryophytes aquatiques et subaquatiques en tant que bioindicateurs de la pollution des eaux douces. *Bull. soc. bot. France, Colloque Bryologie* : 257-261.
- EMPAIN A., LAMBINON J., MOUVET C. & KIRCHMANN, 1980. Utilisation des bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. *In* : Pesson (eds.) *La pollution des eaux continentales – Incidences sur les biocénoses aquatiques* (2^e éd.), Gauthier-Villars, Paris, 195-223.

- ENVIRONMENT AGENCY, 1996. Methodology for the Assessment of Freshwater Riverine Macrophytes for the Purpose of the Urban Waste Water Treatment Directive. The Environment Agency, Peterborough, Angleterre. 32 p. +annexes.
- FABRI R., 1977. - Végétation, production primaire et caractéristiques physico-chimiques d'une rivière de Haute Ardenne (Belgique) : la Warche supérieure. *Lejeunia N.S.* **87** : 1-43.
- FABRI R. & L. LECLERCQ, 1977. Végétation et caractéristiques physico-chimiques des eaux des trois rivières de Haute Ardenne (Belgique). *Bull. soc. roy. bot. Belg.*, **110** : 202-216.
- FERNANDEZ-ALAEZ C. & M. FERNANDEZ-ALAEZ, 1994. The macrophyte communities of the Sil basin (NW Spain) and their relationship with the environmental variables. *Verh. Int. Verein.Limnol.*, **25** : 1709-1715.
- FERREIRA M.T., GODINHO F.N., CORTES R.M., 1998. Macrophytes in a southern iberian river. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **26** : 1835-1841.
- FOX A.M. & MURPHY K.J., 1990. The efficacy and ecological impacts of herbicide and cutting regimes on the submerged plant communities of four British rivers. I. A comparison of management efficacies. *J. Appl. Ecol.*, **27** (2): 520-540.
- FRONTIER S. & PICHOD-VIALE D., 1995. *Ecosystème Structure, Fonctionnement, Évolution*. Masson: 447p.
- GERLOFF G.E. & KROMBOLZ P.H., 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnol. Oceanogr.*, **11**, 529-537.
- GIOVANNI & HAURY J., 1995. Pesticides et milieu aquatique. *Colloque Qualité des eaux et produits phytosanitaires : du diagnostic à l'action. Bilan de 5 années d'études et propositions de la CORPEP en Bretagne. Bretagne Eau Pure*. Rennes, 27 nov. 1995, 57-70.
- GLIME J. M., VITT D. H., 1987. A comparison of bryophyte species diversity and niche structure of montane streams and streams bank. *Can. J. Bot.* **65**, 1824-1837.
- GLIME J.M., 1992. Effects of pollutants on aquatic species. *In* : Bryophytes and Lichens in a changing environment, Bates J.W and Farmer A.M. (ed.), Clarendon Press, Oxford, 333-361.
- GOLTERMAN H.L. & DE GROOT C.J., 1994. Nouvelles connaissances des formes du phosphate: conséquence sur le cycle du phosphate dans les sédiments des eaux douces peu profondes. *Ann. Limnol.*, **30**: 221-232.
- GRAHN O., 1977. Macrophyte succession in swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. *Water, Air and Soil Pollution*, **7**, 295-305.
- GRASMÜCK N., 1994. *La végétation des cours d'eau de Lorraine: typologie floristique et écologique. Contribution à l'étude de l'autécologie des espèces de la flore aquatique Lorraine*. Thèse de Docteur, Université de Metz, 248 p.
- GRASMÜCK N., HAURY J., LEGLIZE L. & MULLER S., 1993. Analyse de la végétation fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. *Ann Limnol.*, **29** (3-4) : 223-237.
- GRASMÜCK N., HAURY J., LEGLIZE L. & MULLER S., 1995. Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiologia*, **300-301** : 115-122.
- GRUBE H-J., 1975. Die Macrophytenvegetation der Fließgewässern Süd-Niedersachsen und ihre Beziehungen zur Gewässerverschmutzung [The macrophytic vegetation of running waters in Süd-Niedersachsen and their relations to water pollution]. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* **45 (Monographische Beiträge)** **4** : 376-456.
- GUELORGUET O. & J.P.PERTHUISOT, 1984. Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paraliq. *Bull. Ecol.*, **15** (1) : 67-76.
- HABER W. & KOHLER A., 1972. Okologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. *Landschaft + Stadt*, **4** : 159-168.

- HACHE H., 2001. Proposition d'un protocole d'observation des macrophytes aquatiques en grands cours d'eau. Mem. DESS Ingénierie des Hydrosystèmes Continentaux en Europe, Univ. Tours & CEMAGREF Dept Gestion Milieux aquatiques, U.R. Qualité des eaux Bordeaux : 65 p. + ann.
- HAM S.H., J.F. WRIGHT & A.D. BERRIE, 1982. The effect of cutting on the growth and recession of the freshwater macrophyte *Ranunculus penicillatus* Dumort. Bab. var. *calcareus* R.W. Butcher C.D.K. Cook. *Journal of Environmental Management*, **15** : 263-271.
- HARDING J.P.C., 1981. *Macrophytes as monitors of river quality in the southern NWWA Area*. NWW Authority Rivers Division, N° TS-BS-81-2, 54p.
- HARDING J.P.C. & KELLY M.G., 1999. Recent developments in algal-based monitoring in the United Kingdom. In : PRYGIEL & WHITTON, BUKOWSKA (ed.) *Use of Algae for Monitoring Rivers III*, 26-34.
- HASLAM S.M., 1978. *River plants*. Cambridge Univ. Press : 396 p.
- HASLAM S.M., 1982. A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Environmental Technology Letters*, **3** : 19-34.
- HASLAM S.M., 1990. *River pollution: an ecological perspective*. Belhaven Press : 253p.
- HASLAM S.M. & WOLSELEY P.A., 1981. *River vegetation. Its identification, assessment and management*. Cambridge Univ. Press : 154 p.
- HASLAM S.M. & WOLSELEY P.A., 1987. *River plants of Western Europe. The macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community*. Cambridge Univ. Press : 512 p.
- HASLAM S.M. & MOLITOR A.M.M., 1988. The macrophytic vegetation of the major rivers in Luxembourg. *Bull. soc. nat. Luxemb.*, **88**: 3-54.
- HAURY J., 1982. Quelques méthodes d'étude de la végétation macrophytique en écosystème dulçaquicole courant - Application au réseau hydrographique du Scorff - Bretagne. *Sci. Agro. Rennes*, **2**: 17-33.
- HAURY J., 1985. *Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud)*. Thèse Docteur-Ingénieur, Université de Rennes I, Rennes, 243 p.
- HAURY J., 1988a. Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord): les ensembles floristiques. *Bull. soc. sc. nat. Ouest de la France, Nouv. Sér.*, **10** (3) : 135-150.
- HAURY J., 1989a. Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord): II - Analyse des relations espèces-milieu physique par la méthode des profils écologiques. *Bull. soc. sc. nat. Ouest de la France, Nouv. Sér.* **11** (4) : 193-207.
- HAURY J., 1989b. *Diagnostic des cours d'eau à l'aide des macrophytes - Application à la Noye et à l'Avre (80)*. Rapport de synthèse Lab. Ecol. Hydrobiol. INRA & Ch. Botanique ENSA, Rennes, 29 p.
- HAURY J., 1990a. Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord): III- Relations macrophytes - qualités des eaux. *Bull. Soc. Sc. nat. Ouest de la France, nouvelle série*, **12** (4) : 141-153.
- HAURY J., 1990b. Evaluation de la qualité de l'eau avec les macrophytes - Etude comparative de différents indices et méthodes. (Comm. Groupe Macrophytes A.N.P.P., Paris 12/12/1989). I.N.R.A. Lab. Ecol. Hydrobiol. & E.N.S.A. Botanique, Rennes : 13 p.
- HAURY J., 1991. *Diagnostic de deux cours d'eau picards à l'aide des macrophytes: l'Avre (80) et la Bresle (80-76)*. Lab. Ecol. Hydrobiol. INRA & Ch. Botanique ENSA, Rennes, 23 p.
- HAURY J., 1992a. Les types éco-morphologiques des macrophytes - Intérêt pour la description et la compréhension de la végétation des cours d'eau. *15 ème Conf. Int. COLUMA - Ann. A.N.P.P.*, Versailles 2-4 Décembre 1992, tome III : 1039-1047.
- HAURY J., 1992b. *Bilan de trois années d'étude. Observatoire des rivières dans le Parc Naturel Régional Normandie-Maine: les macrophytes*. Rapp. synt. contr. P.N.R. Normandie-Maine, Lab. Ecol. Hydrobiol. INRA & Ch. Botanique ENSA, Rennes, 104 p.

- HAURY J., 1993. Les associations macrophytiques vasculaires en tant que descripteurs des caractéristiques d'habitat des cours d'eau à saumons: exemple du Scorff. *In : Colloques phytosociologiques XXII, Syntaxonomie typologique des habitats*, Bailleul: 31-54.
- HAURY J., 1996a. Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in a Normandy river. *Hydrobiologia*, **340** (1-3) : 43-49.
- HAURY J., 1996b. *Macrophytes des cours d'eau : bioindication et habitat piscicole*. Thèse d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Rennes I. 3 vol. : 99 p. + 2 vol. n.p.
- HAURY J., 1997. Les macrophytes, estimateurs de la qualité des cours d'eau. *In : CHARTIER-TOUZE N., GALVIN Y., LEVEQUE C., SOUCHON Y. (coord.) : Etat de santé des écosystèmes aquatiques - Les variables biologiques comme indicateurs, 195-213*. GIP Hydrosystèmes, CEMAGREF (ed.) Paris.
- HAURY J. & DUTARTRE A., 1990. *Les macrophytes aquatiques: bioindicateurs de qualité des eaux superficielles. Recommandations méthodologiques, Département de la Lozère*. Lab. Ecol. Hydrobiol. INRA & Ch. Botanique ENSA, Rennes - CEMAGREF QEPP Cestas, Etude CEMAGREF n° 68: 16 p.
- HAURY J. & MULLER S., 1991. Variations écologiques et chronologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricaïn et des Vosges du Nord (France). *Rev. sci.Eau*, **4**: 463-482.
- HAURY J. & PELTRE M.C., 1993. Intérêts et limites des "indices macrophytes" pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau: exemples armoricains, picards et lorrains. *Ann. Limnol*, **29** (3-4): 239-253.
- HAURY J., THIEBAUT G. & MULLER S., 1994. Les associations rhéophiles des rivières acides du Massif Armoricaïn, de Lozère et des Vosges du Nord, dans un contexte Ouest-Européen. *In colloques Phytosociologiques XXIII, Large area vegetation surveys*, Bailleul: 145-167.
- HAURY J. & BAGLINIERE J.L., 1996. Les macrophytes, facteurs structurant de l'habitat piscicole en rivières à salmonides. Etude de microrépartition sur un secteur végétalisé du Scorff (Bretagne-Sud). *Cybium*, **20** (3) suppl. : 107-122.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A., & GUERLESQUIN M., 1996a. Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Ecologie* (Brunoy), **27**: 233-244.
- HAURY J., I. BERNEZ, V. LAHILLE, 1996b. Influence de la retenue de Rabodanges sur les peuplements macrophytiques de l'Orne. *In : Colloque Interceltique d'Hydrologie et de gestion des Eaux*, INRA Paris(ed.), Rennes, 283-290.
- HAURY J., DANIEL H., KEIME M.P., ROUZEAU O., LAMMERTYN G., BROUSSEAU E., 1996c. Indices macrophytiques, qualité de l'eau et usage des bassins versants. *In : MEROT Ph. & JIGOREL A. (ed.) Hydrologie dans les pays celtiques*, Rennes 8-11 Juillet 1996, *Colloques de l'I.N.R.A.*, **79** : 267-274
- HAURY J., DUTARTRE A. & PELTRE M-C., 1997a. Protocole milieux et végétaux aquatiques fixés (MEV). Validation nationale: I - Propositions d'orientations. Rapport pour l'Inter-agence de l'eau, 54 p.
- HAURY J., JAFFRE M. & LE COEUR D., 1997b. Protocole milieux et végétaux aquatiques fixés (MEV). Validation nationale: II - Harmonisation et traitement des données. Réflexions critiques sur la méthode et sa mise en oeuvre, propositions préliminaires d'amélioration. Rapport pour l'Inter-agence de l'eau, 89 p. + annexes.
- HAURY J., GOUESSE AIDARA L., 1998. Quantifying macrophyte cover and standing crops in a river and its tributaries (Brittany, Northwestern France). *In : A. MONTEIRO, T. VASCONCELOS & L.CATARINO (ed.) Management and ecology of aquatic plants* pp. 195-198. *Proc. 10th EWRS Symposium on Aquatic Weeds*, 21-25 Septembre 1998, Lisbon, (Comm. affichée).

- HAURY J., JAFFRE M., DUTARTRE A., PELTRE M-C., BARBE J., TREMOLIERES M., GUERLESQUIN M., MULLER S., 1998a. Application de la méthode "milieux et végétaux aquatiques fixés" à 12 rivières françaises - Typologie floristique préliminaire. *Ann. Limnol.*, **34** (2) : 129-138.
- HAURY J., COUMAILLEAU M., LAMBERT E., 1998b. *La végétation aquatique comme épurateur naturel des cours d'eau. Importance et quantification des immobilisations en triazines et en nutriments majeurs (azote et phosphore) : propositions d'aménagement sur le Haut Gouessant*. E.N.S.A. D.E.E.R.N. Ecol. Sci. phytosanitaires & I.N.R.A. Lab. Ecol. aq., Rennes : 50 p. + ann.
- HAURY J., COUMAILLEAU M., LAMBERT E., 2000a. Caractérisation multi-compartiments d'un réseau hydrographique en système agricole intensif : le Haut Gouessant. *J. bot. soc. bot. France*, **12** : 39-44.
- HAURY J., PELTRE M.-C., DANIEL H., THIEBAUT G., TREMOLIERES M., MULLER S., BARBE J., DUTARTRE A., BERNEZ I., CHATENET P., GUERLESQUIN M., LAMBERT E., 2000b. – Les indices biologiques macrophytiques d'estimation de la qualité de l'eau : nouvelles propositions. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie : 38 p. + ann.
- HELLAWELL J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, London : 546 p.
- HENRY C.P., BORNETTE G., AMOROS C., 1994. Differential effects of floods on the aquatic vegetation of braided channels of the Rhône River. *J.N.Amer.Benthol. Soc.*, **13** : 439-467.
- HENRY C.P., AMOROS C., 1996. Are the banks a source of recolonization after disturbance :an experiment on aquatic vegetation in a former channel of the Rhône River. *Hydrobiol.*, **330** : 151-162.
- HENRY C.P., AMOROS C., BORNETTE G., 1996. Species traits and recolonization processes after flood disturbances in riverine macrophytes. *Vegetatio*, **122** : 13-27.
- H.M.S.O. (Her Majesty's Stationery Service), 1987. Methods for the use of Aquatic Macrophytes for Assessing Water Quality 1985-86 : methods for the examination of waters and associated materials. HMSO, London, 176 p.
- HOLMES N.T.H., 1983a. *Typing British rivers according to their flora*. Focus on Nature Conservation No 4. Nature Conservancy Council, London.
- HOLMES N.T.H., 1983b. Extracts from " *Typing British rivers according to their flora* ". In : H.M.S.O. (Her Majesty's Stationery Service), 1987. Methods for the use of Aquatic Macrophytes for Assessing Water Quality 1985-86 : methods for the examination of waters and associated materials. HMSO, London, pp. 75-174.
- HOLMES N.T.H., 1995. *Macrophytes for water and other river quality assessments*. A report to the National Rivers Authority. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough.
- HOLMES N.T.H., 1996. *The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status: review of 1994/95 data and refinements for future use. A report to the National Rivers Authority*. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough.
- HOLMES N.T.H. & NEWBOLD C., 1984. *River plant communities - Reflectors of water and substrate chemistry*. Focus on Nature Conservation No 9. Nature Conservancy Council : 73 p.
- HOLMES N.T.H. & WHITTON B.A., 1975a. Macrophytes of the river Tweed. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh*, **42**: 369-381.
- HOLMES N.T.H. & WHITTON B.A., 1977a. The macrophytic vegetation of the river Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshw. biol.*, **7** : 43-60.
- HOLMES N.T.H. & WHITTON B.A., 1977b. Macrophytic vegetation of the River Swale, Yorkshire. *Freshw. biol.*, **7** : 545-558.

- HOLMES N.T.H. & WHITTON B.A., 1981. Plants of the River Tyne system before the Kielder water scheme. *The Naturalist*, **106** (958) : 97-107.
- HOLMES N.T.H., NEWMAN J.R., CHADD. J.R., ROUEN K.J. , SAINT L. & F.H. DAWSON, 1999. Mean Trophic Rank : A User's Manual. Research & Development, Technical Report E38. Environment Agency, Bristol, 134 p.
- HUSAK S., SLADECEK V. & SLADECKOVA A., 1989. Freshwater macrophytes as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, **17** (6) : 693-697.
- HYNES H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool University press. 555p.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, **12** : 1-57.
- JANAUER G.A., 1982. Ein Beitrag zur bio-indikation der Gewässerbelastung durch Inhaltstoffe submersen Makrophyten. *Acta Hydrochem. Hydrobiol.*, **10**: 459-478.
- JANAUER G.A., R. ZOUFAL, P.CHRISTOF-DIRRY & P. ENGLMAIER , 1993. Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, **2**: 59-70.
- JONES G., H.LAWTON, M.SHACHAK., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, **78** (7) : 1946-1957.
- KARR J.R., YANT P.R., FAUSCH K.D., 1978. Spatial and temporal variability of the Index of Biotic Integrity in three midwestern streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **116** (1) : 1-11.
- KELLY M.G., 1998a. Use of the Trophic Diatom Index to monitor eutrophication in rivers. *Wat. Res.*, **32** : 236-242.
- KELLY M.G., 1998b. Use of community-based indices to monitor eutrophication in rivers. *Environmt. Conserv.*, **25** : 22-29.
- KELLY M.G. & WHITTON B.A., 1994. Plants for monitoring rivers. Report R & D Note 366 of a workshop held at Hatfield College, University of Durham.
- KELLY M.G. & WHITTON B.A., 1995. The Trophic Diatom Index : a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. appl. phycol.*, **7** : 433-444.
- KELLY M.G. & WHITTON B.A., 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, **384**: 55-67.
- KERN-HANSEN U. & H.G. DAWSON, 1978. The standing crop of aquatic plants of lowlands in Denmark and the inter-relationships of nutrient in plant, sediment and water. *In : Proc. Int. Symp. Aquat. Weeds*, 5, Amsterdam, Eur. Weed. Res. Soc., 143-150.
- KHALANSKI M. & Y. SOUCHON, 1995. Quelles variables biologiques pour quels objectifs de gestion ? *In : Les variables biologiques : des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques*. Séminaire Nat. Ministère Environnt, nov. 1994, Paris, 49-109.
- KLEIN J-P. & CARBIENER R., 1988. Effets des crues de l'Ill 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 bioindicateur d'eutrophisation. *Bull. Assoc. Philom. Als. Lorr.*, **24** : 3-34.
- KOCK U-V., 1981. Fließgewässer-Makrophyten als Bioindikatoren der Wasserqualität des Flieth-Bachs (Dübener Heide). *Limnologica (Berlin)*, **13** (2) : 501-510.
- KOHLER A., 1972. Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.*, **84** : 713-720.
- KOHLER A., 1975a. Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl.*, **34** : 149-159.
- KOHLER A., 1975b. Veränderungen natürlicher submerser Fließwässervegetation durch organische Belastung. *Daten u. Dokumente zum Umweltschutz, Universität Hohenheim*, **14** : 59-66.
- KOHLER A., 1976. Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließwässer-Ökosystemen. *Verh. Ges. Ökol.*, Wien 1975, 255-276.

- KOHLER A., 1978a. Wasserpflanzen als bioindikatoren. *Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg*, **11**: 259-281.
- KOHLER A., 1978b. Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen [Methods of flora charting and vegetation mapping in aquatic ecosystems]. *Landschaft + Stadt* **10** (2) : 73-85.
- KOHLER A., 1982. Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana-Beihefte (Bonn)* **26**: 31-42.
- KOHLER A., 1994. 22 Jahre Forschungen über Fließgewässer-Makrophyten. In *25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Pr W. Haber, F. Duhme, R. Lenz & Spandau L.*, Hsrg., 212-228.
- KOHLER A., VOLLRATH H. & BEISL E., 1971. Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). *Arch. Hydrobiol.*, **69** : 333-365.
- KOHLER A., ZELTNER G. & BUSSE M., 1972. Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger von Fließgewässern. *Umschau*, **72** : 158-159.
- KOHLER A., ZELTNER G. & WONNEBERGER R., 1973. Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher, Verschmutzungsindikatoren" im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). *Arch. Hydrobiol.*, **72** : 533-549.
- KOHLER A. & ZELTNER G., 1974. Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd, Schwarzach). *Hoppea-Denkschr. d. Regensburgischen Bot. Ges.*, **33** : 171-232.
- KOHLER A. & SCHIELE S., 1985. Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern in der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. *Arch. Hydrobiol.*, **103**: 137-99.
- KOHLER A., ZELLER M. & ZELTNER G.H., 1987. Veränderung von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970-1985. *Bayer. bot. ges.*, **58**: 115-137.
- KOHLER A., LANGE B. & ZELTNER G.H., 1992. Veränderung von Flora und Vegetation in den Fließgewässern Pfreimd und Naab (Oberpfälzer Wald) 1972-1988. *Ber. Inst. Landeskultur u. Pflanzenökologie*, Univ. Hohenheim, **1**: 72-138.
- KOHLER A., BLUMENTHAL C. & ZELTNER G.-H., 1994a. Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) -Ihre Entwicklung von 1970 bis 1992- *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie*, Univ. Hohenheim, **3**: 53-104.
- KOHLER A., BLUMENTHAL C. & ZELTNER G.-H., 1994b. Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene) -Ihre Entwicklung von 1973 bis 1992- *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Beih.*, **1**: 101 p.
- KOHLER A. & JANAUER G.A., 1995. Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In : Ch. Steinberg, H. Bernhardt & H. Klapper (ed.) *Handbuch Angewandte Limnologie*, Ecomed-Verlag, VIII, 1.1.3. : 1-22.
- KOHLER A., SIPOS V. & BJÖRK, 1996. Makrophyten-Vegetation und Standorte im humosen Bräkne-Fluß (Südschweden). *Bot. jahrb. syst.*, **118** (4) : 451-503.
- KUTSCHER G. & KOHLER A., 1976. Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene). *Ber. Bayer. bot. ges.*, **47** : 175-228.
- LACHAVANNE J.B., 1985. The influence of accelerated eutrophication on the macrophytes of Swiss lakes : abundance and distribution. *Verh.int.Verein.Limnol.*, **22** : 2950-2955.
- LAGADIC L., TH. CAQUET, J.C. AMIARD, 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. In : Biomarqueurs en écotoxicologie, aspects fondamentaux (ed.), Paris Masson, 1-9.

- LAIR N., P. REYES-MARCHANT, V. JACQUET, 1998. Développement du phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. *Ann. Limnol.*, **34** (1) : 35-48.
- LAMBERTI G.L., 1996. The role of periphyton in benthic foodwebs. In : Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. (ed.). *Algal ecology : freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, London, 533-572.
- LAZARIDOU E., ORFANIDIS S., HARATONIDIS S., SEFERLIS M., 1997. Impact of eutrophication on species composition and diversity of macrophytes in the Gulf of Thessaloniki, Macedonia, Greece. First evaluation of the results of one year study. *Fresenius Environ. Bull.*, **6** : 54-59.
- LARGE A.R.G., P.M. WADE, G. PAUTOU, C. AMOROS, 1993. Producteurs et production primaire. In : Hydrosystèmes fluviaux. Amoros & Peets (dir), Paris, Masson (ed.). 107-124.
- LEE G.F., 1973. Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. *Wat. Res.*, **7** : 111-128.
- LEFEUVRE J.C., RAFFIN J.P., DE BEAUFORT F., 1981. Protection, conservation de la nature et développement. In *Ecologie et développement. Les connaissances scientifiques écologiques et le développement et la gestion des ressources et de l'espace. Journées scientifiques 19-20 Septembre 1979*, pp. 31-98. Coll. Min. Environnement, INRA, CNRS. C.N.R.S. ed., Paris, 468 p.
- LEGLIZE L., PELTRE M.C., 1988. Végétaux aquatiques fixés et eutrophisation du bassin amont de la Meuse. Cas du Vair (juillet – octobre 1997). Rapp. de cont. Lab. Ecologie (Univ. Metz / Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1-69 + annexes)
- LEGLIZE L., PELTRE M.C., 1990. Caractérisation des milieux aquatiques d'eaux courantes et végétation fixée. 14^{ème} Conférence du Columa. J. Intern. Etudes sur la lutte contre les mauvaises herbes. Versailles, 1990, 237-245.
- LEGLIZE L., PELTRE M.C., GRASMUCK N., PESEUX J.Y., DUVAL T., DECLoux J.P., PARIS P, ZUMSTEIN J.F., 1991. *Etude des végétaux fixés en relation avec la qualité du milieu*. Etude Inter Agences Université de Metz (Lab. d'écologie)/Agence de l'Eau Rhin-Meuse/Groupe MEV, 3 vol. : 108 p. + annexes + note de synthèse.
- LEHMANN A., E. CASTELLA, J-B. LACHAVANNE, 1997. Morphological traits and spatial heterogeneity of aquatic plants along sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland. *Aquat. Bot.*, **55** : 281-299.
- LE GAL A., 1999. *L'entretien des cours d'eau. Synthèse bibliographique des impacts connus, proposition de guide technique, appréciation des éléments pour une étude plus approfondie*. Mém. D.E.S.S. Ingénierie des Hydrosystèmes Continentaux en Europe, Univ. Tours & ENSA Ecologie et Sciences phytosanitaires, Rennes : 69 p. + ann.
- LEMEE G., 1967. Précis de biogéographie. Masson, Paris, 358 p.
- LOPEZ J., RETUERTO R., CARBALLEIRA A., 1997. D665/D665a index vs. frequencies as indicators of bryophyte response to physicochemical gradients. *Ecology*, **78** (1) : 261-271.
- LOPEZ J., VASQUEZ M. D., CARBALLEIRA A., 1994. Stress responses and metal exchange kinetics following transplant of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Freshw. biol.*, **32** : 185-198.
- LOUGHEED V.L., B. CROSBIE, P. CHOW FRASER, 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Can. J. Aquat. Sci.*, **55** : 1189-1197.
- LUBKE R.A., REAVELL P.E. & DYE P.J., 1984. The effects of dredging on the macrophytic vegetation of the Boro River, Okavango Delta, Botswana. *Biol. Conserv.*, **30**: 211-236.
- MABERLY S. C., SPENCE D. H. N., 1983. Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *J. Ecol.*, **71** : 705-724.

- MCCOLLUM E.W., L.B. CROWDER, A. MCCOLLUM, 1998. Complex interactions of fish, snails, and littoral periphyton. *Ecology*, **79** (6) : 1980-1994.
- MACMAHON, J.A., SCHIMPF, D.J., ANDERSEN, D.C., SMITH, K.G. & BAYN JR., R.L., 1981. An organism-centred approach to some community and ecosystem concepts. *J. Theor. Biol.*, **88** : 287-307.
- MADSEN T.V. & BRIX H., 1997. Growth, photosynthesis and acclimatation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia*, **110** : 320-327.
- MAESSEN M., ROELOFS J.G. M., BELLEMAKERS M.J.S., VERHEGGEN G.M., 1992. The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquat. bot.*, **43**, 115-127.
- MAKIRINKA H., 1978. Ein neues ökomorphologisches Lebenformen-System des aquatischen Makrophyten. *Phytocoenologia*, **4** : 446-470.
- MALAVOI J.R., 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à fond caillouteux. *Bull. fr. pêche piscic.*, **315** : 189-210.
- MARKERT B., HERPIN U., SIEWERS U., BERLEKAMP J., LIETH H., 1996a. The German heavy metal survey by means of mosses. *Sci.tot. Environ.*, **182** : 159-168.
- MARKERT B., HERPIN U., BERLEKAMP J., OEHLMANN J., GRODZINSKA K., MANKOVSKA, SUCHARA, I., SIEWERS U., V. WECKERT, LIETH H., 1996b. A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle'. *Sci. tot. Environ*, **193** : 85-100.
- MELZER A., 1976. Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerszustandes oberbayerischer Seen, dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an der Osterseen und den Eggstätt-Hemhofer Seen (Oberbayern). *Dissertationes Botanicae*, **34**: 195 p.
- MELZER A, HABER W. & KOHLER A., 1977. Floristisch-ökologische Charakterisierung und Gliederung der Osterseen (Oberbayern) mit Hilfe von submersen Makrophyten. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* 19/20 : 139-151.
- MERIAUX J.L., 1982. L'utilisation des macrophytes et des phytocénoses aquatiques comme indicateurs de la qualité des eaux. *Naturalistes Belges*, **63** : 18-24.
- MERIAUX J.L., GEHU J.M., 1979 - Modifications épharmoniques dans les groupements aquatiques et subaquatiques. In : *Assoziationskomplexe (Sigareten)*, (ed. by R. TUXEN), J. Cramer (ed.), Vaduz, 97-116.
- MERIAUX J.L. & TOMBAL P., 1980. Eléments d'appréciation des écosystèmes lotiques et des écosystèmes lenticques. Essai de définition d'indices écosystémiques. In : *Indices biocoenotiques*, 3è Séminaire Phytosociol. Appl., IEE, Metz, 193-207.
- MERIAUX J.L. & WATTEZ J.R., 1980. Les végétaux aquatiques et subaquatiques : relations avec la qualité des eaux. In : *La pollution des eaux continentales – Incidences sur les biocénoses aquatiques* (2^e éd.), P. Pesson (ed.), Gauthier-Villars, Paris, 225-242.
- MERSCH J., GUEROLD F., ROUSSELLE P., PIHAN J-C, 1993. Transplanted aquatic mosses for monitoring trace metal mobilization in acidified streams of the Vosges Mountains-France. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **51**, 255-259.
- MIDDELBOE A.L. & MARKAGER S., 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshw. biol.*, **37** : 553-558.
- MOUVET C, PATTEE E., CORDEBAR C., 1986. Utilisation des mousses aquatiques pour l'identification et la localisation précise de sources de pollution métallique multiforme. *Acta oecol. Appl.*, **7** (1) : 77-91.
- MULLER S., 1990. 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 (série III) : 509-514.
- MULLER S., 1995. Les bioindicateurs végétaux de pollution. ANPP, Colloque Intern. Marqueurs biologiques de pollution, Chinon, 227-239.

- MURPHY K.J. & ALI M.M., 1997. *Macrophyte functional groups v. species assemblages as predictors of trophic status in rivers*. Final report to the NERC under GR9/02474.pp
- MURPHY K.J. & ALI M.M., 1998. Can functional groups improve on species assemblages as the basis of indicator schemes for trophic assessment of rivers ? *Bull. Br. Ecol. Soc.*, **29** : 20.
- MURPHY K.J. & P.R.F BARRETT, 1990. Chemical control of aquatic weeds. *In* : Aquatic weeds - the ecology and management of nuisance aquatic vegetation. PIETERSE A.H. & MURPHY K.J. (eds), Oxford University Press : 136-173.
- NEWBOLD C. & HOLMES N.T.H., 1987. Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Control. Poll.*, **86** (2): 345-364.
- NEWBOLD C. & PALMER M.A., 1979. *Trophic adaptations of aquatic plants*. CST Note No 18. Internal report, Nature Conservancy Council, London.pp
- OBERDORFER 1977, PORCHER J.P., 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, **119** : 219-235
- ORTSCHEIT A., JAEGER P., CARBIENER R. & KAPP E., 1982. Les modifications des eaux et de la végétation aquatique du Waldrhein consécutives à la mise en place de l'ouvrage hydroélectrique de Gamsheim, au nord de Strasbourg. *In* : J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (eds) *Studies on Aquatic Vascular Plants*, Royal Botanical Society of Belgium Publ. : 277-283.
- OSWALD E., 2001. Validation de l'Indice Biologique de Macrophytes en Rivière dans la plaine du Rhin en Alsace. Rapport de M.S.T. " Sols, Pollutions et Réhabilitations " ULP Strasbourg, CEREG, 29p.+ann.
- PALMER M.A, BELL S.L., BUTTERFIELD I., 1992. A botanical classification of standing waters in Britain : applications for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation marine and freshwater ecosystems*, **2** : 125-143.
- PANTLE R. & BUCK H., 1955. Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*, 96, 604.
- PELTRE M.C. & LEGLIZE L., 1992. Essais d'application d'un protocole hiérarchique pour l'étude des peuplements aquatiques en eau courante. 15^{ème} Conf. Intern. Etudes sur la lutte contre les mauvaises herbes. Versailles, décembre 1992, 1049-1057.
- PELTRE M.C., LEGLIZE L., SALLERON J.L., 1993. Végétation fixée et phosphore en petit cours d'eau. Conséquences d'une réduction des apports de phosphore. *Bull. fr. pêche piscic.*, **331** : 357-371.
- PELTRE M.C. *et al.*, 1997. Biologie et écologie des espèces végétales aquatiques proliférant en France. Synthèse bibliographique. Centre de Recherches Ecologiques, UFR SciFa, Université de Metz, Cemagref Bordeaux et Lyon. Rapport à la demande de l'Inter-Agences de l'Eau. 298 p. + annexes.
- PHILLIPS G. L., EMINSON D., MOSS B., 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. bot.*, **4**, 103-126.
- PLANAS D., 1996. Acidification effects. *In* : Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. (ed.). *Algal ecology : freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, London, 497-530.
- PRESTON C.D. & CROFT J.M., 1997. *Aquatic plants in Britain and Ireland*. Harley Books, Colchester, UK, 365 p.
- PRYGIEL J., COSTE M. (ED.), 2000. – Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354. InterAgences de l'Eau, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris & CEMAGREF UR Qualité des Eaux, Bordeaux : 134 p.
- 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., EGLIN I. & CARBIENER R., 1991. Hydrosystème rhénan: évolution parallèle de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau (Rhinau). *Bull. Ecol.*, **22** : 227-241.

- ROBACH F., HAJNSEK I., EGLIN I. & TREMOLIERES M., 1995. Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? *Acta bot. Gallica*, **142** (6) : 719-731.
- ROBACH F., G. THIEBAUT, M. TREMOLIERES & S. MULLER, 1996. A reference system for continental running waters : plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic water in north-east France. *Hydrobiologia*, **340** : 67-76.
- RODWELL J.S. (ed.), 1995. British Plant Communities 4 : Aquatic communities, swamps and tall-herb fens. Cambridge Univ. Press : 283 p.
- ROECK U., TREMOLIERES M., EXINGER A., CARBIENER R., 1993. Le transfert du mercure (Hg) utilisé comme descripteur du fonctionnement (échanges cours d'eau-nappe) dans la plaine alluviale du Rhin supérieur. *Ann. Limnol.*, **29** (3-4) : 339-353.
- ROELOFS J. G. M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophytes communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observation. *Aquat. bot.*, **17** : 139-155.
- ROLLAND T., ROBACH F., TREMOLIERES M. & DESTER S., 1995a. L'activité nitrate réductase chez les plantes aquatiques: un outil biologique du suivi de la contamination ammoniacale. In : *Marqueurs biologiques de pollution*, Actes du Colloque International ANPP, Chinon 21-22 septembre, 189-199.
- ROLLAND T., ROBACH F. & TREMOLIERES, 1995b. The role of ammonium in the distribution of three species of Elodea. *Acta bot. Gallica*, **142** (6) : 733-739.
- ROLLAND T., THIEBAUT G., DANIEL H., HAURY J., TREMOLIERES M., MULLER S., 1999. Response of nitrate reductase activity to ammonium in three populations of *Elodea canadensis* Michx.. *Ecologie*, **30** (2) : 119-124.
- RORSLETT B., 1987. A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. . *Aquatic Botany*, **29** : 63-81.
- RORSLETT B., 1991. – Principal determinants of aquatic macrophytes richness in Northern European lakes. *Aquatic Botany*, **39** : 173-193.
- RORSLETT B., AGAMI M., 1987. Downslope limits of aquatic macrophytes : a test of the transient niche hypothesis. *Aquatic Botany*, **29** : 83-95.
- SABBATINI M.R., MURPHY K.J., 1996. Response of *Callitriche* and *Potamogeton* to cutting, dredging and shade in English drainage channels. *J. aquat. plant manag.*, **33**, 1-4.
- SABBATINI M.R., MURPHY K.J., 1996. Submerged plant survival strategies in relation to management and environmental pressures in drainage channels habitats. *Hydrobiologia*, **340**, 191-195.
- SATAKE K., M. NISCHIKAWA, K. SHIBATA, 1989. Distribution of aquatic bryophytes in relation to water chemistry of the acid river Akagawa, Japan. *Arch. Hydrobiol.*, **116** (3) : 299-311.
- SCHNEIDER S, 2000. *Entwicklung eines Macrophytenindex zur Trophieindikation in Fliessgewässern*. Mémoire de thèse en biologie à München, Shaker-Verlag, Aachen, 182 p.
- SCHNITZLER A., EGLIN I., ROBACH F. & TREMOLIERES, 1996. Response of aquatic macrophyte communities to levels of P and N nutrients in an old swamp of the upper Rhine plain (Eastern France). *Ecologie*, **27** (1) : 51-61.
- SEDDON B., 1972. Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshw. Biol.*, **2** : 107-130.
- SELL Y., 1965. Les plantes aquatiques au sens large : mise au point d'une classification écomorphologique. *Bull. Assoc. Philom. Als. Lorr.*, **12** : 58-65.
- SEGAL S., 1982. General trends in structure development during succession of aquatic macrophyte vegetation. In : J.J. Symoens, S.S. Hooper & P. Compère (ed.) *Studies on Aquatic Vascular Plants*, Royal Botanical Society of Belgium Publ. : 249-256.
- SHANNON C.E. & W. WEAVER, 1963. *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana.
- SIMPSON G.G. 1952. How many species ? *Evolution*, **6**, 342 p.

- SLADECEK V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol./Ergebn. Limnol.*, **7**: 1-218.
- SLADECEK V., ZELINKA M., ROTHSCHNEIN J. & MORAVCOVA V., 1981. Biological analysis of surface water. Commentary to the Czech State Norm 83 0532-part 6: Determination of the saprobic index (in Czech). Vydavatelství Uradu pro normalizaci a mereni, Praha, 186.
- SMALL A. M., ADEY W. H., LUTZ S. M., REESE. E. G., ROBERTS D. L., 1996. A macrophyte based rapide biosurvey of stream water quality: restoration at the watershed scale. *Restoration Ecol.*, **4** (2) : 124-145.
- SMOLDERS A.P.J., ROELOFS J.G.M., HARTOG C. den, 1995. Internal eutrophication of aquatic ecosystems mechanisms and possible remedies. *Acta bot. Gallica*, **142** (6) : 707-717.
- SMOLDERS A.P.J., LAMERS L.P.M., ROELOFS J.G.M., 2001. Aquatic macrophytes in assessment and monitoring of ecological quality. In Kartunnen K. (Ed.) : Monitoring and assessment of ecological status of aquatic environments : pp. 23-31. Nordic Council of Ministers, TemaNord Environment, Copenhagen : 82 p.
- SONDERGAARD M., 1981. Loss of inorganic and organic carbon by ¹⁴C-labelled aquatic plants. *Aquat. bot.*, **10** : 33-43.
- SPAHN P. & L. HOFFMANN, 1998. Spatio-temporal development of the aquatic vegetation of the Alzette river (G.D. of Luxembourg). *Belg. j. bot.*, **131** (1) : 3-12.
- SPENCE D.H.N., 1974. Light and plant response in fresh water. In : R. Bainbridge, C.G. Evans, O. Rackham (Eds) *Light as an ecological factor*, Blackwell Scientific Publication: 93-133.
- STEPHENSON S.L., STUDLAR S.M., MC QUATTIE C.J., EDWARDS P.J., 1995. Effects of acidification on bryophyte communities in West Virginia Mountain Streams. *J. Environ. Quality*, **24** (1) : 116-124.
- STEPHENSON R.J., 1996. The stimulation and drag of current,. In : Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. (ed.). *Algal ecology : freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, London, 321-340.
- SYMOENS J.J., 1957. Les eaux douces de l'Ardenne et des régions voisines : les milieux et leur végétation algale. *Bull. soc. roy. bot. Belg.*, **89** : 111-314.
- TER BRAAK, C. J. F., 1987, The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis, *Vegetatio*, **69** : 69-77.
- THIEBAUT G., 1997. *Effet des perturbations liées à l'eutrophisation et l'acidification des cours d'eau des Vosges du Nord sur les phytocénoses aquatiques. Approche spatio-temporelle et expérimentale*. Thèse doctorat Univ. Metz, U.F.R. SciFa, CREUM , Labo de Phytoécologie. 2 tomes, 205 p.
- THIEBAUT G. & MULLER S., 1995. Nouvelles données relatives à la séquence de bioindication de l'eutrophisation dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. *Acta bot. Gallica*, **142** (6) : 627-638.
- THIEBAUT G., MULLER S., 1998. The impact of eutrophication on aquatic macrophyte diversity in weakly mineralised streams in the Northern Vosges mountains (N-E, France). *Biodiversity and Conservation*, **7** : 1051-1068.
- THIEBAUT G. & MULLER S., 1999. A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia*, **410** : 17-24.
- THIEBAUT G., VANDERPOORTEN A., GUEROLD F., BOUDOT J-P., MULLER S., 1998. Bryological pattern and streamwater acidification in the Vosges mountains (N-E France): An analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere*, **36** (6) : 1275-1289.
- THOEN D., ROUSSEL L., NICOLAS J., 1996. Etude des groupements de macrophytes vasculaires aquatiques de la Semois en rapport avec la qualité globale des eaux et du milieu. *Ecologie*, **27** (4) : 223-232.

- THOMPSON K., HODGSON J.G., GRIME J.P., RORISON I.H., BAND S.R. & SPENCER R.E., 1993. Ellenberg numbers revisited. *Phytocoenologia*, **23**: 277-289.
- TREMOLIERES M., CARBIENER D., EGLIN I., ROBACH F., SANCHEZ-PEREZ M., SCHNITZLER A. & WEISS D., 1991. Zones inondables, végétation et qualité de l'eau en milieu alluvial rhénan: l'île de Rhinau, un site de recherches intégrées. *Bull. Ecol.*, **22** (3-4) : 317-336.
- TREMOLIERES M., CARBIENER R., ORTSCHKEIT A. & J.P. KLEIN, 1994. Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. *J. Veg. Sci.*, **5**: 169-178.
- TREMOLIERES M. & ROBACH F., 1997. Etude de l'origine du phosphore (eau et sédiment) dans la nutrition phosphorée des macrophytes aquatiques: approche expérimentale en conditions contrôlées de laboratoire. Rapport de l'Université Louis Pasteur, Laboratoire de botanique et écologie végétale, CEREG URA 95 CNRS, 15 p.
- TREMP H. & A. KOHLER, 1991. Die Auswirkungen von Säure und Aluminiumbelastung auf Submerse Makrophyten, *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie*, **20** (2) : 569-573.
- TREMP H. & A. KOHLER, 1995. The usefulness of macrophyte monitoring systems, exemplified on eutrophication and acidification of running water. *Acta bot. Gallica*, **142** (6): 541-550.
- UNDERWOOD G.J.C., 1991. Growth enhancement of the macrophyte *Ceratophyllum demersum* in the presence of the snail *Planorbis planorbis*: the effect of grazing and chemical conditioning. *Freshw. biol.*, **26** : 325-334.
- VAN DER BORGH P., SKA B., SCHMITZ A., WOLLAST R., 1982. Eutrophication de la rivière Semois : le développement de *Ranunculus* et ses conséquences sur l'écosystème aquatique, pp. 340-345. In : Symoens J.J., Hooper S.S., Compère P. (ed.). Studies on aquatic vascular plants. Royal botanical society of Belgium, Brussels.
- WEBER H.E., 1976. Die Vegetation der Hase von der Quelle bis Quakenbrück. *Osnabrücker Naturv. Mitt.*, **4** : 131-190.
- WERLE W., 1982. Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern. *Mitt. POLLICHA*, **70** : 125-168.
- WESTLAKE D.F., 1965. The light climate for plants in rivers. In R. Bainbridge, C.G. Evans & O. Rackham (ed.) *Light as an Ecological Factor*, Blackwell Scientific Publications, 99-119.
- WHITTON B.A. & R.C. BURKMASTER, 1970. Macrophytes of the River Wear. *The Naturalist*, **914** : 97-116.
- WHITTON B.A., KELLY M.G., HARDING J.P.C. & SAY P.J., 1991. *Use of plants to monitor heavy metals in freshwater*. HMSO : 43p.
- WHITTON B.A. & KELLY M.G., 1998. *Eutrophication control via nutrient reduction in rivers: literature review*. Environment Agency: 80 p.
- WHITTON B.A. & ROTT E., 1996. *Use of algae for monitoring Rivers II*. Proceedings of an international conference, Innsbruck, Austria sept. 1995, 196p.
- WIEGLEB G., 1978. Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophyten-vegetation in stehenden Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, **83** (4): 443-484.
- WIEGLEB G., 1980. Some applications of principal component analysis in vegetation: ecological research of aquatic communities. *Vegetatio*, **42** : 67-73.
- WIEGLEB G., 1981a. Application of multiple discriminant analysis on the analysis of the correlation between macrophyte vegetation and water quality in running waters of Central Europe. *Hydrobiologia*, **79** : 91-100.
- WIEGLEB G., 1981b. Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. *Limnologica (Berlin)*, **13**: 427-448.

- WIEGLEB G., 1981c. Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes. In : Géhu J.M. (ed.) Les végétaux aquatiques et amphibies. Colloq. Phytosociol. 10, Cramer, Vaduz : 69-83.
- WIEGLEB G., 1983. A phytosociological study of the macrophytic vegetation of running waters in Western Lower Saxony (Federal Republic of Germany). *Aquat. bot.*, **17** : 251-274.
- WIEGLEB G., 1984. A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in Western Lower Saxony (Federal Republic of Germany). *Aquat. bot.*, **18** : 313-352.
- WIEGLEB G., 1988. Analysis of flora and vegetation in rivers: concepts and applications. In J.J. Symoens (ed.) *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers: 311-340.
- WIEGLEB G. & BRUX H., 1991. Comparaison of life history characters of broad-leaved species of the genus *Potamogeton* L. I. General characterization of morphology and reproductive strategies. *Aquat. bot.*, **39**: 131-146.
- WIEGLEB G. & HERR W., 1982. Übersicht über Flora und Vegetation niedersächsischer Fließgewässer und deren Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. 3 Vols. Ms. Oldenburg, 53 p. + 78 maps + 80 tables.
- WIEGLEB G. & HERR W., 1985. The occurrence of communities with *Ranunculus* Subgenus *Batrachium* in central Europe - preliminary remarks. *Vegetatio*, **59**: 235-241.
- WIEGLEB G., BRUX H. & HERR W., 1991. Human impact on the ecological performance of *Potamogeton* species in northwestern Germany. *Vegetatio*, **97**: 161-172.
- WILLBY N.J., ABERNATHY V.J. & DEMARS B., 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshw. biol.*, **43** : 43-74.
- WILS C., SCHNEIDERS A., BERVOETS L., NAGELS A., WEISS L., VERHEYEN R.F., 1994. Assessment of the ecological value of rivers in Flanders (Belgium). *Wat. Sci. Tech.*, **30** (10) : 37-47.
- WINTERBOUR M.J. & TOWNSEND C.R., 1991. Streams and rivers: one-way flow systems. In R.S.K. Barnes & K.H. Mann (ed.) *Fundamentals aquat. ecol.*, Blackwell Scientific Publ. : 230-242.
- WOLFF. C., 1987. Analyse de la végétation aquatique et de la végétation riveraine de la Haute-Sûre en fonction des perturbations du milieu. *Bull. soc. nat. Luxemb.*, **87** :1-52.
- ZELINKA M., MARVAN P. & KUBICEK F., 1955. Evaluation of the purity of surface waters (in Czech). Slezsky ustav CSAV, Opava, 155pp.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Cadre conceptuel de la bioindication en cours d'eau (modifié d'après HAURY, 1996b)

Figure 2 : Répartition floristique des peuplements macrophytiques en relation avec les concentrations en ammonium sur les cours d'eau Moosach et Friedberger (KOHLER *et al.*, 1974)

Figure 3 : Histogrammes de distribution des espèces en fonction des facteurs de milieux, ici l'ordre de drainage (HASLAM, 1978)

Diagrammes en étoile représentatifs de la répartition des nutriments en fonction du type de cours d'eau ((HASLAM, 1978)

Figure 4 : Relation entre les associations végétales et les caractéristiques physico-chimiques du Ried alsacien (ROBACH *et al.*, 1996)

Figure 5 : Tableau synoptique des communautés végétales basés sur la fréquence des espèces et les caractéristiques physico-chimiques (THIEBAUT & MULLER, 1999)

Figure 6 : Indices saprobiques (HUSAK *et al.*, 1989)

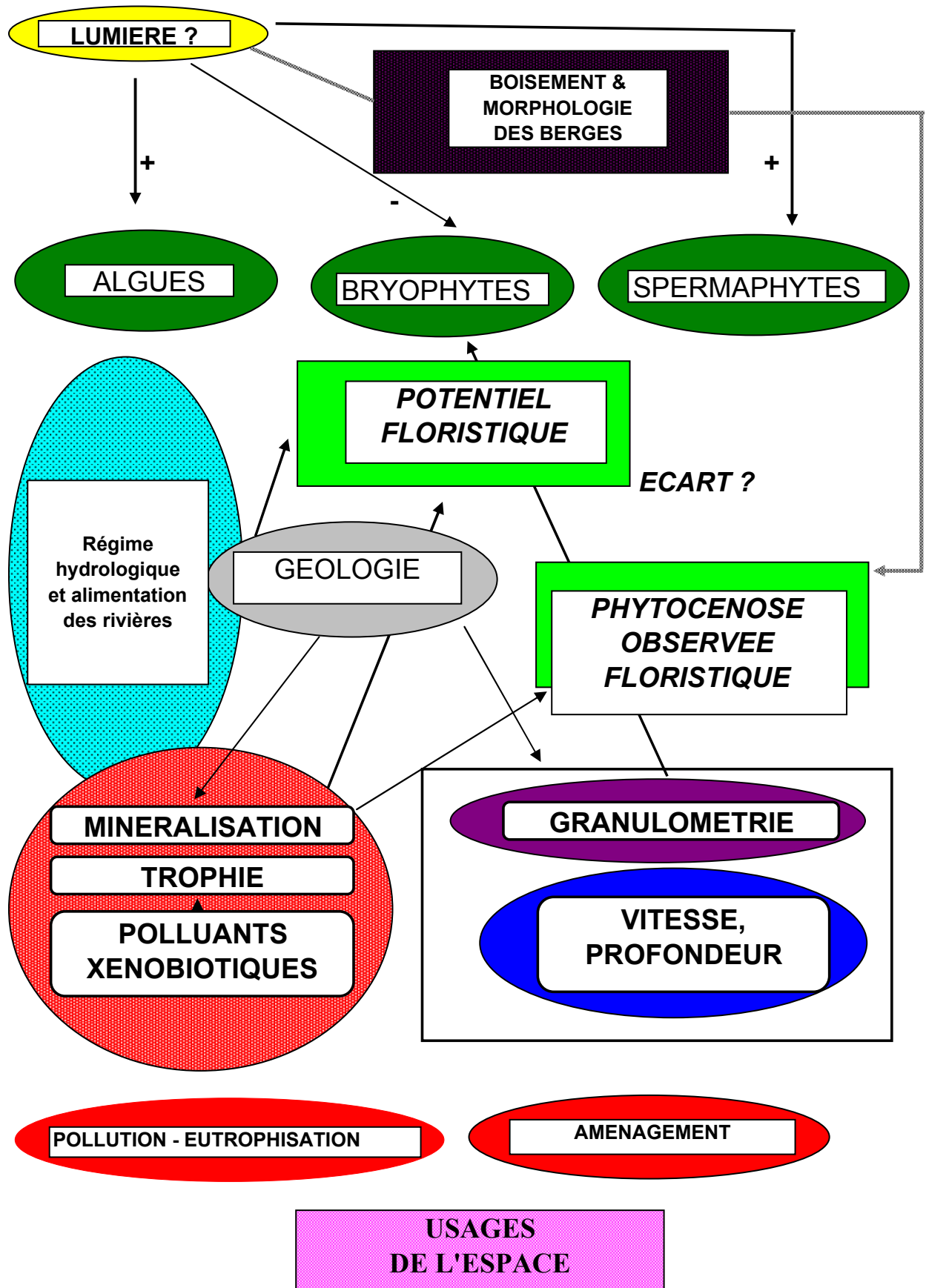
Figure 7 : Indice trophique de HARDING (1981), (HMSO 1987)

Figure 8 : Indice trophique de SCHNEIDER (2000)

Figure 9 : Indice de dommage de HASLAM & WOLSELEY (1981)

ANNEXES

Figure 1 : Cadre conceptuel de la bioindication en cours d'eau.
 Déterminisme de la distribution des phytocénoses dans les cours d'eau français.



(modifié d'après HAURY, 1996b)

Figure 2 : Répartition floristique des peuplements macrophytiques en relation avec les concentrations en ammonium sur les cours d'eau Moosach et Friedberger Ach (KOHLER et al, 1974)

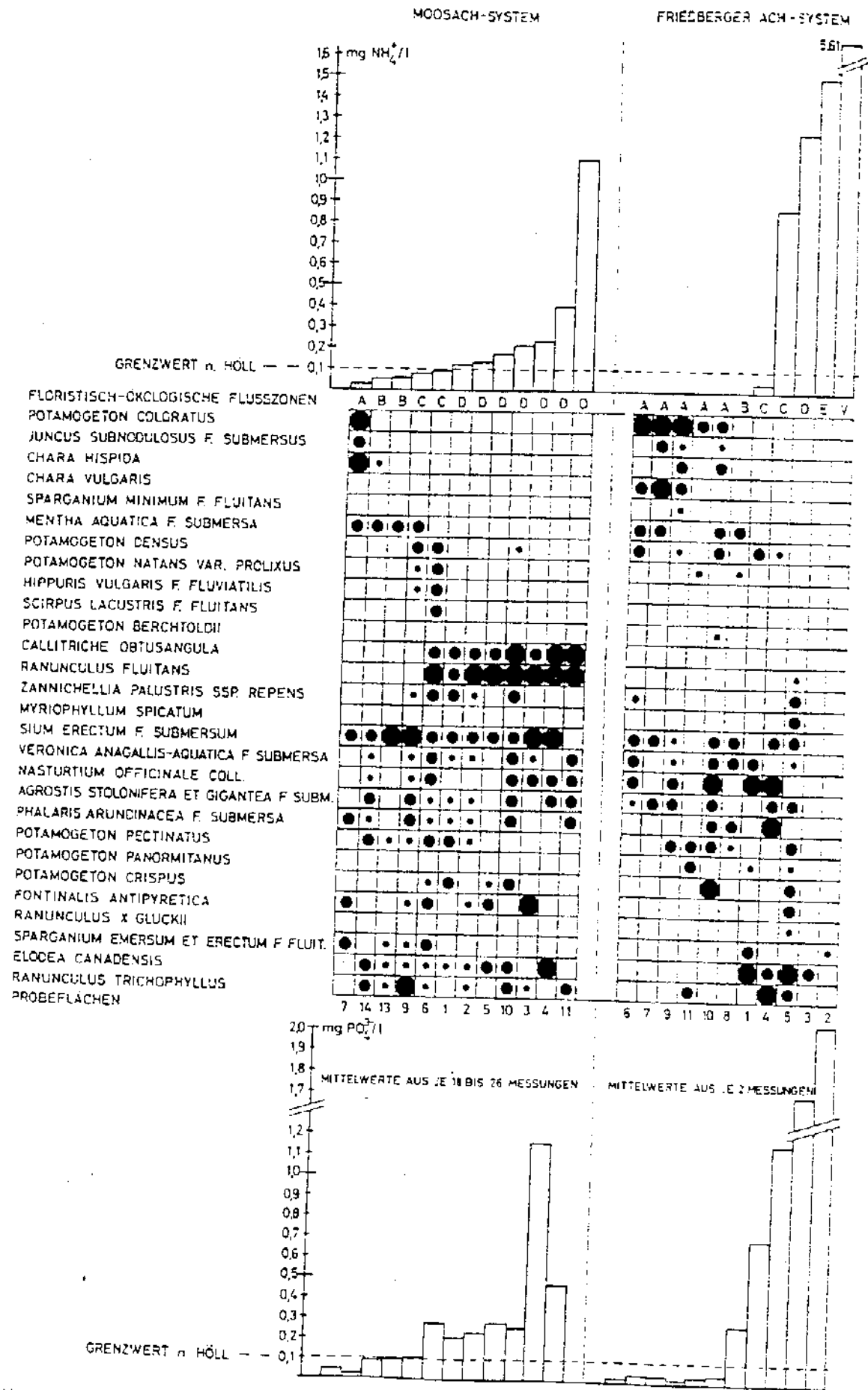


Abb. 2
Ökologische Reihen nach steigenden Mittelwerten der Ammoniumkonzentration des Wassers, Moosach und Friedberger Ach (KOHLER et al, 1974)

Figure 3 : Histogrammes de distribution des espèces en fonction des facteurs de milieux, ici l'ordre de drainage (HASLAM, 1978) et Diagrammes en étoile représentatifs de la répartition des nutriments en fonction du type de cours d'eau ((HASLAM, 1978)

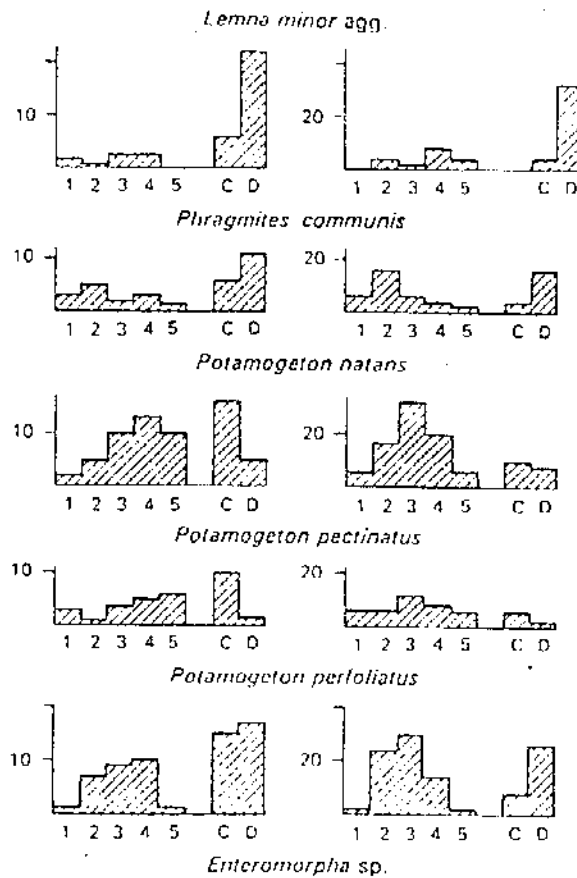


Fig. 3a Species best associated with dykes, drains and canals. Histograms I, on the left, show percentage occurrence in each type of stream; histograms II, on the right, show number of occurrences in each type of stream. Abbreviations: 1-5, drainage orders; C, canals and wide drains; D, dykes.

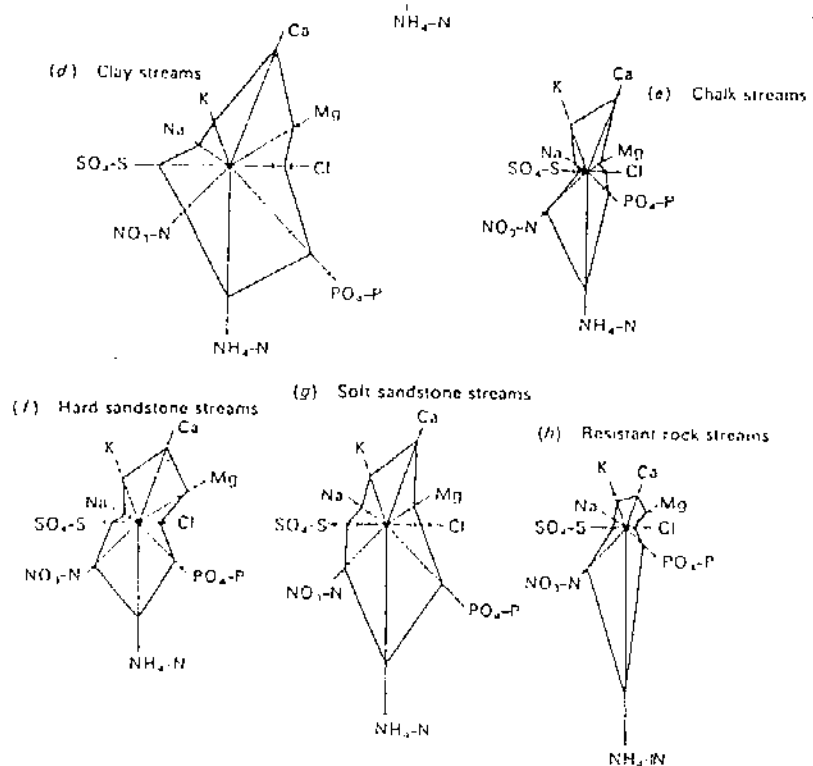


Fig. 3b Star diagrams of nutrient patterns for different stream types. The scales shown in (a) give nutrient levels (in p.p.m.) in water extracted from silt. The lines join the average values for each nutrient. The two small marks indicate the standard error of the mean, a measure of the variability of the results. Where no such marks are shown, the error is too large to be placed on a diagram of this size. Ca, calcium; Mg, magnesium; Cl, chloride; PO_4-P , phosphate-phosphorus; NH_4-N , ammonia-nitrogen; NO_3-N , nitrate-nitrogen; SO_4-S , sulphate-sulphur; Na, sodium; K, potassium.

**Figure 4 : Relations entre les associations végétales
et la physico-chimie des cours d'eau du Ried alsacien.**

Unités végétales (nombre de stations)	A (9)	B (11)	C (15)	D (17)	E (20)	F (16)
<i>Potamogeton coloratus</i>	V (2)					
<i>Batrachospermum monoliforme</i>	II (1)					
<i>Juncus subnodulus</i>	II (+)					
<i>Chara vulgaris</i>	II (+)					
<i>Chara hispida</i>	II (+)		I (2)			
<i>Lamprocystis roseo persicina</i>	II (+)		I (3)	I (+)		
<i>Berula erecta</i>	V (2)	V (4)	V (2)	III (1)	III (1)	I (+)
<i>Callitriche obtusangula</i>	I (+)	III (+)	V (2)	V (2)	IV (1)	III (1)
<i>Lemna trisulca</i>		I (1)	III (1)	III (1)	II (1)	
<i>Fontinalis antipyretica</i>		I (+)	I (1)	II (1)	II (+)	
<i>Elodea canadensis</i>			IV (1)	III (1)	II (1)	I (+)
<i>Sparganium emersum</i>			II (+)	II (1)	II (+)	IV (1)
<i>Lemna minor</i>			II (1)	III (1)	V(2)	V(1)
<i>Potamogeton friseii</i>			II (+)	II (1)	II (1)	II (1)
<i>Elodea nuttallii</i>			I (2)	II (2)	IV (2)	IV (1)
<i>Ranunculus circinatus</i>			I (+)			
<i>Nasturtium officinale</i>				V (1)	III (+)	II (+)
<i>Spirodela polyrhiza</i>				I (1)	II (1)	IV (1)
<i>Azolla filicoides</i>				I (1)	I (1)	II (1)
<i>Groenlandia densa</i>				II (1)	II (1)	
<i>Potamogeton crispus</i>				III (1)	II (1)	I (2)
<i>Myriophyllum verticillatum</i>				I (1)	I (+)	
<i>Zannichellia palustris</i>				II (1)	II (1)	
<i>Hottonia palustris</i>				I (1)		
<i>Hippuris vulgaris</i>				I (1)		
<i>Potamogeton pectinatus</i>				II (1)	IV (3)	IV (1)
<i>Myriophyllum spicatum</i>				II (1)	IV (1)	V (1)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>				I (+)	I (2)	III (1)
<i>Ceratophyllum demersum</i>				I (+)	V (2)	V (1)
<i>Oenanthe fluviatilis</i>					I (+)	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>					I (+)	

Figure 5 : Tableau synoptique des communautés des Vosges du Nord
(fréquence des espèces et caractéristiques physico-chimiques)

Plant Community	A	B	C	D
number of sites	15	10	10	7
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	IV(2)	V(1)	.	.
<i>Batrachospermum sp.</i>	I (+)	I(+)	.	.
<i>Scapania undulata</i>	III (+)	IV (+)	II (+)	I (+)
<i>Glyceria fluitans</i>	IV(2)	V(1)	V(+)	V(+)
<i>Sparganium emersum</i>	I(+)	III(1)	IV(1)	III(1)
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	I(+)	III (+)	II +)	III (+)
<i>Rhynchosstegium riparioides</i>	.	I (+)	II (+)	III (+)
<i>Fontinalis antipyretica</i>	.	II (+)	III (1)	III (1)
<i>Callitriche hamulata</i>	.	III(1)	V(1)	V(2)
<i>Callitriche platycarpa</i>	.	III(2)	III(2)	II(1)
<i>Callitriche stagnalis</i>	.	IV(+)	IV(+)	III(+)
<i>Lemna minor</i>	.	II(+)	III (+)	IV(+)
<i>Ranunculus peltatus</i>	.	II(1)	II(2)	II(3)
<i>Berula erecta</i>	.	II(1)	I(1)	I(2)
<i>Potamogeton crispus</i>	.	.	I(1)	.
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	.	.	II (+)	.
<i>Potamogeton alpinus</i>	.	.	I(+)	.
<i>Potamogeton variifolius</i>	.	.	I(+)	.
<i>Elodea canadensis</i>	.	.	III(3)	I(1)
<i>Oenanthe fluviatilis</i>	.	.	I(2)	I (+)
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	.	.	I(2)	I(+)
<i>Elodea nuttallii</i>	.	.	I(2)	III(3)
<i>Vaucheria sp.</i>	.	.	I(+)	I (1)
<i>Amblystegium riparium</i>	.	.	I (+)	IV (+)
<i>Callitriche obtusangula</i>	.	.	.	V (3)
<i>Fissidens crassipes</i>	.	.	.	IV (+)
pH	5.8 (0,5)	6.4 (0.2)	6.9 (0.2)	7.0 (0.2)
conductivity ($\mu\text{S/cm}$)	56 (6)	50 (6)	69 (10)	85 (16)
ANC ($\mu\text{eq/l}$)	82 (68)	150 (44)	323 (90)	412 (139)
[N-NH ₄ ⁺] $\mu\text{g/l}$	43 (13)	49 (14)	86 (35)	170 (109)
[P-PO ₄ ³⁻] $\mu\text{g/l}$	20 (26)	22 (11)	53 (19)	139 (46)
[N-NO ₃ ⁻] mg/l	0.4 (0.2)	0.3 (0.1)	0.4 (0.1)	0.8 (0.3)
Total aluminium ($\mu\text{g/l}$)	154 (109)	66 (33)	49 (12)	95 (35)

(Thiébaud et Muller, 1999)

Figure 6 : Indice saprobique de Husak et al. (1989) : Cotes saprobiques et degré d'euryécie.

PTERIDOPHYTES			<i>Eleocharis mamillata</i>		0,9	3
<i>Equisetum fluviatile</i> (=E. limosum)	1,1	2	<i>Eleocharis ovata</i>		1,3	2
<i>Equisetum palustre</i>	1	2	<i>Eleocharis palustris</i>		1,1	3
<i>Isoetes echinospora</i>	0,6	3	<i>Eleocharis palustris</i> ssp. <i>palustris</i>		1,1	3
<i>Isoetes lacustris</i>	0,7	4	<i>Eleocharis palustris</i> ssp. <i>vulgaris</i>		0,9	3
<i>Salvinia natans</i>	1,4	3	<i>Eleocharis quinqueflora</i>		1,1	2
PHANEROGAMES			<i>Eleocharis uniglumis</i>		1	3
DICOTYLEDONES			<i>Elodea canadensis</i>		2,1	2
<i>Berula erecta</i> (=Sium erectum, Siella erecta)	1,4	3	<i>Glyceria declinata</i>		1,1	2
<i>Callitriche cophocarpa</i>	1,9	2	<i>Glyceria fluitans</i> R. Br.		1,5	1
<i>Callitriche hamulata</i> (=C. intermedia ssp. hamulata)	0,9	2	<i>Glyceria maxima</i>		2,2	1
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	1	3	<i>Glyceria notata</i> (= G. plicata)		1,1	3
<i>Callitriche obtusangula</i>	1	3	<i>Groenlandia densa</i> (= <i>Potamogeton densus</i>) / sédiments		1,6	3
<i>Callitriche palustris</i>	1,7	1	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		2,1	2
<i>Callitriche platycarpa</i>	2,1	2	<i>Juncus bulbosus</i>		1	4
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	2,1	3	<i>Juncus conglomeratus</i>		1,3	4
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2,2	3	<i>Lemna gibba</i>		2,4	3
<i>Ceratophyllum submersum</i>	2	4	<i>Lemna minor</i>		2,2	3
<i>Eichhornia crassipes</i>	1,9	2	<i>Lemna trisulca</i>		1,9	2
<i>Elatine hydropiper</i>	1,5	3	<i>Najas marina</i> ssp. <i>Marina</i>		1,9	3
<i>Hippuris vulgaris</i>	2,2	4	<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>		1,5	3
<i>Hottonia palustris</i>	1,7	4	<i>Najas minor</i>		2	4
<i>Menyanthes trifoliata</i>	1,4	3	<i>Phalaris arundinacea</i>		2	1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	0,9	3	<i>Phragmites australis</i> (=P. communis)		2,1	1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2,3	2	<i>Potamogeton acutifolius</i>		1,6	3
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1,8	3	<i>Potamogeton acutifolius</i> ssp. <i>acutifolius</i>		1,6	3
<i>Nuphar lutea</i>	1,8	3	<i>Potamogeton acutifolius</i> ssp. <i>carinatus</i>		1,6	3
<i>Nuphar pumila</i>	1,4	3	<i>Potamogeton alpinus</i>		1,1	3
<i>Nymphaea alba</i>	1,9	2	<i>Potamogeton berchtoldii</i>		1,9	3
<i>Nymphaea candida</i>	1,3	4	<i>Potamogeton coloratus</i>		0,7	4
<i>Nymphoides peltata</i>	1,8	3	<i>Potamogeton compressus</i>		2	3
<i>Oenanthe aquatica</i>	1,5	3	<i>Potamogeton crispus</i> PERTURBATION OU TROPHI		2,5	2
<i>Polygonum amphibium</i>	2,1	2	<i>Potamogeton filiformis</i>		1,4	3
<i>Ranunculus aquatilis</i>	2,2	2	<i>Potamogeton friesii</i> (= mucronatus)		1,7	3
<i>Ranunculus baudotii</i>	2,5	3	<i>Potamogeton gramineus</i> (Husak : fo. <i>gramineus</i> et fo. h		1,4	3
<i>Ranunculus circinatus</i> (= R. divaricatus)	2,7	1	<i>Potamogeton lucens</i>		2	2
<i>Ranunculus fluitans</i>	1,9	2	<i>Potamogeton natans</i>		1,5	3
<i>Ranunculus penicillatus</i> var. <i>calcareus</i>	2	3	<i>Potamogeton nodosus</i> (= P. fluitans)		2	4
<i>Ranunculus penicillatus</i> var. <i>penicillatus</i>	2,3	2	<i>Potamogeton obtusifolius</i>		1,6	3
<i>Ranunculus rionii</i>	2,5	3	<i>Potamogeton pectinatus</i>		2,8	1
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	2,2	4	<i>Potamogeton pectinatus</i> var. <i>interruptus</i>		2,3	2
<i>Rorippa amphibia</i>	1,5	3	<i>Potamogeton pectinatus</i> var. <i>pectinatus</i>		2,8	1
<i>Samolus valerandi</i>	2,2	4	<i>Potamogeton pectinatus</i> var. <i>scoparius</i>		2	3
<i>Trapa natans</i>	2	4	<i>Potamogeton perfoliatus</i>		2,2	1
<i>Utricularia australis</i>	2	3	<i>Potamogeton praelongus</i>		1	4
<i>Utricularia breinii</i>	1,1	3	<i>Potamogeton rutilus</i>		1,5	3
<i>Utricularia intermedia</i>	1,1	3	<i>Potamogeton trichoides</i>		1,9	2
<i>Utricularia minor</i>	1	4	<i>Potamogeton zizii</i>		1,7	4
<i>Utricularia ochroleuca</i>	1,2	4	<i>Sagittaria sagittifolia</i>		1,8	2
<i>Utricularia vulgaris</i>	2,1	2	<i>Scirpus lacustris</i> (=Schoenoplectus lacustris)		2,1	1
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2,2	3	<i>Scirpus maritimus</i> (= Boloboschoenus m.s)		1,3	2
<i>Veronica beccabunga</i> L.	1	3	<i>Sparganium emersum</i>		1,7	4
MONOCOTYLEDONES HERBACEES			<i>Spirodela polyrhiza</i>		2,1	3
<i>Acorus calamus</i>	1,4	3	<i>Stratiotes aloides</i>		2	3
<i>Alisma gramineum</i>	1,9	3	<i>Typha angustifolia</i>		1,1	2
<i>Alisma lanceolatum</i>	2	3	<i>Typha latifolia</i>		1,9	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	1,9	2	<i>Wolffia arhiza</i>		2,1	5
<i>Butomus umbellatus</i>	1,9	3	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>pedicellata</i>		2,7	2
<i>Eleocharis acicularis</i>	0,8	3	<i>Zannichellia palustris</i> ssp. <i>polycarpa</i>		2,7	2
<i>Eleocharis austriaca</i>	1	3				

Figure 7 : Indice Trophique de HARDING(1981)(HMSO 1987)

ALGAE		<i>Juncus bulbosus</i>	6
<i>Batrachospermum sp (p)</i>	7	<i>Juncus bufonius</i>	6
Blue green mats	1	<i>Juncus effusus</i>	4
<i>Cladophora spp.</i>	3	Other <i>Juncus sp(p)</i>	4
<i>Enteromorpha sp (p)</i>	3	<i>Lemna sp(p)</i>	4
<i>Hidelbrandia rivularis</i>	7	<i>Phalaris arundinacea</i>	2
<i>Lemanea fluviatilis</i>	8	<i>Potamogeton alpinus</i>	10
<i>Stigeoclonium sp(p)</i>	1	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	2
<i>Vaucheria sp(p)</i>	2	<i>Potamogeton crispus</i>	4
Other filamentous algae	--	<i>Potamogeton natans</i>	3
		<i>Potamogeton pectinatus</i>	1
LIVERWORTS		<i>Potamogeton perfoliatus</i>	7
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	10	<i>Potamogeton polygonifolius</i>	10
<i>Scapania undulata</i>	10	Other <i>Potamogeton spp</i> (each)	7
<i>Solestonema sp (p)</i>	10	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	4
Other foliose liverworts (each)	10	<i>Scirpus sp(p)</i>	5
<i>Pellia epiphylla</i>	6	<i>Sparganium emersum</i>	3
Other thallose liverworts (each)	6	<i>Sparganium erectum</i>	2
		<i>Typha latifolia</i>	4
MOSESSES		<i>Zannichellia palustris</i>	5
<i>Amblystegium fluviatile</i>	6	Other Monocotyledons	--
<i>Amblystegium riparium</i>	2	DICOTYLEDONS	
<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	7	<i>Apium nodiflorum</i>	4
<i>Fontinalis antipyretica</i>	4	<i>Callitriche sp(p)</i>	6
<i>Fontinalis squamosa</i>	10	<i>Caltha palustris</i>	6
<i>Hygrohyphnum ochraceum</i>	10	<i>Ceratophyllum demersum</i>	6
<i>Racomitrium aciculare</i>	10	<i>Mentha aquatica</i>	6
<i>Rhyncostegium riparoides</i>	6	<i>Myosotis sp(p)</i>	5
<i>Sphagnum sp (p)</i>	10	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	10
Other mosses (each)	10	<i>Myriophyllum spicatum</i>	7
VASCULAR CRYPTOGAMS		<i>Nasturtium officinale agg</i>	7
<i>Equisetum fluviatile</i>	3	<i>Nuphar lutea</i>	6
<i>Equisetum palustre</i>	3	<i>Oenanthe crocata</i>	3
MONOCOTYLEDONS		<i>Polygonum amphibium</i>	3
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	<i>Polygonum sp(p)</i>	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	3	<i>Ranunculus calcareus</i>	5
<i>Butomus ombellatus</i>	7	<i>Ranunculus fluitans</i>	5
<i>Carex sp (p)</i>	8	<i>Ranunculus hederaceus</i>	5
<i>Eleocharis sp(p)</i>	7	<i>Ranunculus omiophyllus</i>	10
<i>Elodea canadensis</i>	5	<i>Ranunculus peltatus</i>	8
<i>Elodea nuttallii</i>	4	<i>Ranunculus penicillatus</i>	6
<i>Glyceria maxima</i>	3	Other <i>Ranunculus spp</i> (each)	6
<i>Glyceria other sp.</i>	4	<i>Rorippa amphibia</i>	4
<i>Iris pseudoacorus</i>	3	<i>Solanum dulcamara</i>	2
<i>Juncus acutiflorus</i>		<i>Veronica beccabunga</i>	5
		Other Dicotyledons	--

FIGURE 8 : COTES SPECIFIQUES DE L'INDICE DE SCHNEIDER T.I.M. (2000)

TAXONS	CLASSES DE TROPHIE								
	IW	G	o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p
<i>Chara aspera</i>	1.1	8	17	2	1				
<i>Chara contraria</i>	1.7	4	4	6	8	2			
<i>Chara delicatula</i>	1.58	4	5	8	6	1			
<i>Chara globularis</i>	2.03	4	2	4	7	5	2		
<i>Chara hispida</i>	1.05	16	18	2					
<i>Chara intermedia</i>	1.15	8	14	6					
<i>Chara vulgaris</i>	2.23	2	1	4	5	5	5		
<i>Acorus calamus</i>	3.20	2			2	3	5	5	5
<i>Berula erecta</i>	2.65	4		1	3	8	5	3	
<i>Butomus umbellatus</i>	2.98	4			1	4	10	5	
<i>Callitriche cophocarpa</i>	2.50	4		1	6	6	6	1	
<i>Callitriche hamulata</i>	1.80	2	5	5	5	3	2		
<i>Callitriche obtusangula</i>	2.50	4		2	5	6	5	2	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3.18	8				1	12	6	1
<i>Elodea canadensis</i>	2.55	2	1	2	3	6	5	2	1
<i>Elodea nuttallii</i>	2.75	4			3	7	7	3	
<i>Glyceria maxima</i>	3.00	2		1	3	3	5	4	4
<i>Groenlandia densa</i>	1.83	4	4	5	6	4	1		
<i>Hippurus vulgaris</i>	1.48	4	8	8	2	1	1		
<i>Juncus subnodulosus</i>	1.13	8	15	5					
<i>Mentha aquatica</i>	2.00	2	3	4	6	4	3		
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1.55	4	8	6	3	2	1		
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2.83	4		1	2	5	8	3	1
<i>Nasturtium officinale</i>	2.25	4	1	3	5	7	4		
<i>Nuphar lutea</i>	3.15	4			1	2	8	8	1
<i>Potamogeton alpinus</i>	1.55	4	5	9	5	1			
<i>Potamogeton bertholdii</i>	2.40	2	1	2	4	7	5	1	
<i>Potamogeton coloratus</i>	1.05	16	18	2					
<i>Potamogeton crispus</i>	2.88	4		1	2	4	8	4	1
<i>Potamogeton filiformis</i>	1.70	2	6	6	4	2	2		
<i>Potamogeton friesii</i>	2.68	4			4	7	7	2	
<i>Potamogeton lucens</i>	2.65	4		1	3	6	9	1	
<i>Potamogeton natans</i>	2.00	4	2	4	8	4	2		
<i>Potamogeton nodosus</i>	3.10	8				3	10	7	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	2.88	4		1	2	4	8	4	1
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	2.38	4		3	5	7	4	1	
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	1.13	8	15	5					
<i>Potamogeton pusillus</i>	2.40	4		3	5	6	5	1	
<i>Ranunculus aquatilis</i>	2.53	4			6	7	7		
<i>Ranunculus circinatus</i>	2.25	4		3	7	7	3		
<i>Ranunculus fluitans</i>	3.00	8				4	12	4	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	2.70	2	1	2	4	5	5	3	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	2.98	4			1	4	10	5	
<i>Sparganium emersum</i>	2.78	2		1	3	6	5	4	1
<i>Sparganium erectum</i>	3.00	2		1	2	2	8	5	2
<i>Sparganium minimum</i>	1.40	8	8	8	4				
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2.58	4		2	4	6	5	3	
<i>Veronica beccabunga</i>	2.40	4	1	1	5	7	6		
<i>Zannichellia palustris</i>	2.93	1	1	2	3	4	8	3	1

IW= cote spécifique

G= valeur bioindicatrice

Figure 9: Taux de dommage de HASLAM & WOLSELEY (1981)

Table 4.1. *Stream damage rating*

The expected species diversity, percentage cover and colour band for each stream type are given in Chapter 3, and are used in sections 2, 3 and 4 below. The lowland silt weighting, section 7, is obtainable from the rock type and stream size (see Chapter 2).

1. Species diversity allowance*						
No. species present	0	1-2	3-4	5-6	7-8	9+
Assign figure of:	5	4	3	2	1	0
2. Decrease in diversity: difference between expected and actual number of species*						
3. Percentage decrease in percentage cover						
Percentage loss in cover						
in water up to 1 m deep:	100	80-95	60-75	40-55	20-35	0-15
Assign figure of:	5	4	3	2	1	0
4. Change in colour band						
Change:	More than one band	One band or change to uncertain or nil	Half band	Dubious change	No change	
Assign figure of:	4	3	2	1	0	
5. Percentage of pollution-tolerant species						
See Table 4.2. Add 1 for each tolerant species (and for land species rooted in streams iii-v), ½ for each semi-tolerant one						
	Nil species	100% tolerant	75-95 %	50-70 %	30-45 %	15-25 %
Assign figure of:	5	5	4	3	2	1
Add 4 if only sensitive species are present but the number present is not over one-sixth of those expected and 3 if one quarter (or approx.)						
6. Weighting for <i>Potamogeton pectinatus</i> and blanket weed						
	Much <i>Potamogeton pectinatus</i>	Sparse <i>Potamogeton pectinatus</i> the only species present	Much blanket weed			
Assign figure of:	4 (2 if intermediate)	1	2			
7. Weighting for organic silt (lowlands only)						
Clay (iv)	Much organic silt: subtract 2					
Clay-mix with much clay (iv)						
Flatter sandstone (iii) (iv)						
Clay (iii), slower	Less organic silt: subtract 1					
Clay-mix (iv), or, if flat, (iii)						

Add 4 if only sensitive species are present but the number present is not over one-sixth of those expected

Total	Damage rating
0-4	a
5-7	b
8-10	c
11-13	d
14-16	e
17-18	f
19-21	g
22+	h

If channels with over 15% cover are assessed as h, they are automatically reclassified as g

*Mosses restricted to man-made structures (bridge piers, concrete slopes etc.) should be disregarded.

*Species' as defined on p. 16.

ANNEXE 1 : Indices macrophytes du GIS (HAURY *et al.*, 1996)

ANNEXE 2 : Le M.T.R. (DAWSON *et al.*, 1999)

**ANNEXE 3 : Liste des espèces de l'indice de NEWBOLD & HOLMES
(1987)**

ANNEXE 4 : Trophic color Banding (HASLAM & WOLSELEY, 1985)

ANNEXE 1

Indices macrophytes du GIS

(HAURY *et al.*, 1996)

ANNEXE I.- Liste des macrophytes des cours d'eau français et cotes spécifiques proposées. Colonnes - A : zones aquatiques; A + S : ensemble des zones aquatiques et supra-aquatiques; E : espèces eurycées. Taxons : X devant un nom : hybride; s.l. : *sensu lato*; gr : groupe.

Species list of macrophytes found in French rivers, and proposed specific scores. Columns - A : aquatic zones; A + S : aquatic and supra-aquatic zones; E : eurycious species. Taxu - X before a name : hybrid; s.l. : *sensu lato*; gr : group.

ESPECES OU GENRES/ MILIEUX	A	A + S	E	ESPECES OU GENRES/ MILIEUX	A	A + S	E
ORGANISMES HÉTÉROTROPHES				<i>Cratoneuron filicinum</i>		8	
<i>Leptanotis</i> sp. ou <i>Sphaerotilus</i> sp.	0	0		<i>Drepanocladus aduncus</i> + autres sp.		7	
ORGANISMES AUTOTROPHES				<i>Fissidens</i> sp. (aquatiques)	7	7	X
ALGUES ET CYANOBACTÉRIES				<i>Fontinalis antipyretica</i>	5	5	
<i>Audouinella</i> sp.	4	4		<i>Fontinalis squamosa</i>	9	9	
<i>Batrachospermum</i> sp.	8	8		<i>Hookeria lucens</i>		8	
<i>Chara</i> sp.	6	6		<i>Hygrohypnum dilatatum</i>	10	10	
<i>Cladophora</i> sp.	3	3	X	<i>Hygrohypnum luridum</i>	10	10	
<i>Draparnaldia</i> sp.	9	9		<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	10	10	
<i>Euteromorpha</i> sp.	2	2		<i>Hyocomium armoricum</i>	10	10	
<i>Hildenbrandia</i> sp.	7	7		<i>Mnium punctatum</i>		8	
<i>Hydrodictyon</i> sp. (<i>reticulatum</i>)	2	2		<i>Octolobos fontanum</i>	5	5	
<i>Lenanea</i> sp.	7	7		<i>Pachyissidens grandifrons</i>	6	6	
<i>Melosira</i> sp.	4	4		<i>Philonotis caespitosa</i> + autres sp.		7	
<i>Nitella</i> sp.	6	6		<i>Platyhypnidium rusciforme</i>	5	5	X
<i>Oscillatoria</i> sp.	3	3		<i>Rhacomitrium aciculare</i>		9	
<i>Phormidium</i> sp + <i>Lyngbia</i> sp.	2	2	X	<i>Schistidium rivulare</i>		9	
<i>Rhizoclonium</i> sp.	4	4		<i>Sphagnum</i> gr. <i>mundatum</i>	10	10	
<i>Spiragva</i> sp.	5	5	X	<i>Sphagnum</i> gr. <i>palustre</i>		9	
<i>Stigeoclonium</i> sp.	1	1	X	<i>Thamnum alopecurum</i>		7	
<i>Ulothrix</i> sp.	5	5		PTÉRIDOPHYTES			
<i>Vaucheria</i> sp.	2	2	X	<i>Azolla filiculoides</i> (+ <i>A. caroliniana</i>)	3	3	
BRYOPHYTES				<i>Equisetum fluviale</i>	6	6	
HÉPATIQUES				<i>Equisetum palustre</i>	5	5	
<i>Chiloseyphus polyanthus</i> s.l.	7	7		<i>Osmunda regalis</i>		7	
<i>Conocephalum conicum</i>		7		PHANÉROGAMES			
<i>Launularia cruciata</i>		5		DICOTYLÉDONES			
<i>Marchantia polymorpha</i>		6		<i>Apium inundatum</i>	7	7	
<i>Marsipella aquatica</i>		9		<i>Apium nodiflorum</i>	5	5	X
<i>Marsipella emarginata</i>		9		<i>Berula erecta</i>	6	6	X
<i>Nardia compressa</i>	10	10		<i>Callitriche hamulata</i>	6	6	
<i>Nardia acicularis</i>	10	10		<i>Callitriche obtusangula</i>	4	4	
<i>Pellia</i> sp.		6		<i>Callitriche plarycarpa</i>	5	5	X
<i>Porella cordeana</i>		7		<i>Callitriche stagnalis</i>	6	6	
<i>Porella pinnata</i>	7	7		<i>Callitriche truncata</i>	6	6	
<i>Porella platyphylla</i>		7		<i>Caltha palustris</i>	6	6	X
<i>Riccardia pinguis</i>	7	7		<i>Cardamine umura</i>		7	
<i>Riccardia sinuata</i>	7	7		<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	2	
<i>Riccia fluitans</i>	3	3		<i>Ceratophyllum submersum</i>	2	2	
<i>Scapania undulata</i>	8	8		<i>Chrysosplenium alternifolium</i>		7	
<i>Solenastoma crenulata</i>	10	10		<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>		7	
<i>Solenastoma triste</i>	10	10		<i>Galium palustre</i>	6	6	X
MOUSSES				<i>Helodes palustris</i>	8	8	
<i>Amblystegium fluviale</i>	5	5		<i>Hippuris vulgaris</i>	4	4	
<i>Amblystegium riparianum</i>	3	3		<i>Hottonia palustris</i>	6	6	
<i>Amblystegium tenax</i>		7		<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	7	7	
<i>Brachythecium rivulare</i>		7	X	<i>Lycopus europaeus</i>		5	
<i>Cinclidotus aquaticus</i>	6	6		<i>Lysimachia nummularia</i>		6	
<i>Cinclidotus danubicus</i>	5	5		<i>Lysimachia thyrsoflora</i>		6	
<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	5	5		<i>Lysimachia vulgaris</i>		6	
<i>Cinclidotus riparius</i>	6	6		<i>Lythrum salicaria</i>		5	X
<i>Cratoneuron commutatum</i>	7	7		<i>Meniha aquatica</i>	6	6	X

ANNEXE I.- Liste des macrophytes des cours d'eau français et cotes spécifiques proposées. Colonnes - A : zones aquatiques; A + S : ensemble des zones aquatiques et supra-aquatiques; E : espèces euryèces. Taxons : X devant un nom : hybride; s.l. : sensu lato; gr : groupe.

Species list of macrophytes found in French rivers, and proposed specific scores. Columns - A : aquatic zones; A + S : aquatic and supra-aquatic zones; E : euryecious species. Taxa - X before a name : hybrid; s.l. : sensu lato; gr : group.

ESPECES OU GENRES/ MILIEUX	A	A + S	E	ESPECES OU GENRES/ MILIEUX	A	A + S	E
<i>Mentha longifolia</i>		7		MONOCOTYLÉDONES			
<i>Montia fontana</i>		7	X	<i>Acorus calamus</i>	4	4	
<i>Myosotis</i> gr. <i>scorpioides</i>	6	6	X	<i>Agrostis stolonifera</i>	4	4	X
<i>Myosoton aquaticum</i>		5		<i>Alisma lanceolatum</i>	4	4	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	7	7		<i>Alisma plantago-aquatica</i>	4	4	X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	3		<i>Alopecurus geniculatus</i>		4	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	5	5		<i>Alopecurus filvus</i> (= <i>A. aequalis</i>)		5	
<i>Nasturtium officinale</i> s.l.	4	4		<i>Buonomus umbellatus</i>	4	4	
<i>Nuphar lutea</i>	4	4	X	<i>Carex acuta</i>		6	
<i>Nymphaea alba</i>	6	6		<i>Carex acutiformis</i>		5	
<i>Oenanthe aquatica</i>	5	5		<i>Carex elata</i>		6	
<i>Oenanthe crocata</i>	6	6		<i>Carex nigra</i>		8	
<i>Oenanthe fluviatilis</i>	4	4		<i>Carex paniculata</i>		6	
<i>Peplis portula</i>		6		<i>Carex pendula</i>		7	
<i>Petasites hybridus</i>		6		<i>Carex pseudocyperus</i>		4	
<i>Pencedanum palustre</i>		6		<i>Carex riparia</i>		4	
<i>Polygonum amphibium</i>	4	4		<i>Carex rostrata</i>		8	
<i>Polygonum hydropiper</i>	4	4	X	<i>Carex vesicaria</i>		6	
<i>Potentilla palustris</i>	7	7		<i>Catabrosa aquatica</i>	6	6	
<i>Ranunculus aquatilis</i>	5	5		<i>Cyperus vegetus</i> (= <i>C. eragrostis</i>)		6	
<i>Ranunculus baudouii</i>	5	5		<i>Eleocharis acicularis</i>	7	7	
<i>Ranunculus circinatus</i>	5	5		<i>Eleocharis palustris</i>	6	6	
<i>Ranunculus flammula</i>	7	7		<i>Elodea canadensis</i>	5	5	
<i>Ranunculus fluitans</i>	4	4		<i>Egeria densa</i> (= <i>Elodea densa</i>)	4	4	
<i>Ranunculus hederaceus</i>	5	5		<i>Elodea ernstiae</i> (= <i>E. callitrichoides</i>)	3	3	
<i>Ranunculus hololeucos</i>	9	9		<i>Elodea nuttallii</i>	3	3	
<i>Ranunculus omiophyllus</i>	9	9		<i>Eriophorum angustifolium</i>		8	
<i>Ranunculus peltatus</i>	6	6		<i>Glyceria fluitans</i>	6	6	X
<i>Ranunculus penicillatus</i> var. <i>calcareus</i>	6	6		<i>Glyceria maximi</i>	3	3	
<i>Ranunculus penicillatus</i> var. <i>penicillatus</i>	6	6		<i>Glyceria notata</i>		5	
<i>Ranunculus rionii</i>	4	4		<i>Gruenlandia densa</i> (= <i>Potamogeton d.</i>)	4	4	
<i>Ranunculus sardous</i>		5		<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	5	5	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	4	4		<i>Iris pseudacorus</i>	5	X	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	4	4		<i>Juncus acutiflorus</i>		7	
<i>Rorippa amphibia</i>	3	3		<i>Juncus articulatus</i>	5	5	
<i>Rumex hydrolapathum</i>		3		<i>Juncus bufonius</i>		6	
<i>Scrophularia auriculata</i>		5		<i>Juncus bulbosus</i>	7	7	
<i>Scrophularia umbrosa</i>		5		<i>Juncus conglomeratus</i>	4	X	
<i>Scutellaria galericulata</i>		6		<i>Juncus effusus</i>	5	X	
<i>Sibthorpia europaea</i>		7		<i>Juncus inflexus</i>	5	X	
<i>Sium latifolium</i>		3		<i>Juncus maritimus</i>		5	
<i>Solanum dulcamara</i>		5		<i>Juncus ranarius</i> (= <i>J. ambiguus</i>)		6	
<i>Stachys palustris</i>		5		<i>Juncus subnodulosus</i>		8	
<i>Stellaria alsine</i>		7		<i>Leersia oryzoides</i>		4	
<i>Trapa natans</i>	4	4		<i>Lemna gibba</i>	2	2	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	5	5	X	<i>Lemna minuscula</i>	3	3	
<i>Veronica beccabunga</i>	4	4		<i>Lemna minor</i>	5	5	X
<i>Veronica catenata</i>	5	5		<i>Lemna trisulca</i>	6	6	
<i>Veronica scutellata</i>		6		<i>Luronium natans</i>	7	7	
<i>Viola palustris</i>		8		<i>Molinia caerulea</i>		7	

ANNEXE I. — Liste des macrophytes des cours d'eau français et cotes spécifiques proposées. Colonnes - A : zones aquatiques; A + S : ensemble des zones aquatiques et supra-aquatiques; E : espèces euryèces. Taxons : X devant un nom : hybride; s.l. : *sensu lato*; gr : groupe.

Species list of macrophytes found in French rivers, and proposed specific scores. Columns - A : aquatic zones; A + S : aquatic and supra-aquatic zones; E : euryecious species. Taxa - X before a name : hybrid; s.l. : *sensu lato*; gr : group.

ESPECES OU GENRES/ MILIEUX	A	A + S	E	ESPECES OU GENRES/ MILIEUX	A	A + S	E
<i>Najas marina</i>	3	3		<i>Ruppia maritima</i>	3	3	
<i>Nymphoides peltata</i>	4	4		<i>Sagittaria sagittifolia</i>	3	3	
<i>Phalaris arundinacea</i>	5	5	X	<i>Scirpus fluitans</i>	8	8	
<i>Phragmites australis</i>	4	4	X	<i>Scirpus lacustris</i>	4	4	
<i>Potamogeton acutifolius</i>	6	6		<i>Scirpus maritimus</i>		4	
<i>Potamogeton alpinus</i>	6	6		<i>Scirpus setaceus</i>		8	
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	5	5		<i>Scirpus sylvaticus</i>		6	
<i>Potamogeton coloratus</i>	10	10		<i>Scirpus tabernaemontani</i>	6	6	
<i>Potamogeton compressus</i>	3	3		<i>Sparganium angustifolium</i>	10	10	
<i>Potamogeton crispus</i>	4	4		<i>Sparganium emersum</i>	5	5	
<i>Potamogeton friesii</i>	5	5		<i>Sparganium erectum</i>	5	5	X
<i>Potamogeton granineus</i>	4	4		<i>Sparganium minimum</i>	6	6	
<i>Potamogeton helveticus</i>	4	4		<i>Spirodela polyrhiza</i>	3	3	
<i>Potamogeton lucens</i>	4	4		<i>Typha angustifolia</i>		4	
<i>Potamogeton natans</i>	6	6	X	<i>Typha latifolia</i>	3		
X <i>Potamogeton nitens</i>	5	5		<i>Vallisneria spiralis</i>	3	3	
<i>Potamogeton nodosus</i>	2	2		<i>Wolffia arhiza</i>	4	4	
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	5	5		<i>Zannichellia palustris</i>	2	2	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1	1		ESPECES ADDITIONNELLES DE MONTAGNE			
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	4		HÉPATIQUE			
<i>Potamogeton panormitanus</i>	5	5		<i>Scapania paludosa</i>	10	10	
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	9	9		SPERMATOPHYTES DICOTYLEDONES			
X <i>Potamogeton spathulatus</i>	7	7		<i>Cardamine latifolia</i>		9	
<i>Potamogeton trichoides</i>	4	4		<i>Cardamine resedifolia</i>		9	
<i>Potamogeton zizii</i>	3	3		<i>Potamogeton praelongus</i>	6	6	
X <i>Potamogeton variifolius</i>	6	6					

ANNEXE 2

Le M.T.R.

(DAWSON *et al.*, 1999)

Appendix 6

Table A6 List of Mean Trophic Rank Scoring Taxa

Notes:

1. Authorities are not included for the purposes of brevity, except where to omit the authority would cause confusion.
2. Recent synonyms are included (in italics). These are based upon Stace (1991), with in addition: Kent (1992) for check list of vascular plants, Smith (1990, 1991) for bryophytes and Jermy et al (1982) for sedges. Previous genus name abbreviated as 'g.'
3. 'h' denotes that hybrids of the species indicated should be included in the taxon for scoring purposes.
4. The codes are taken from Holmes, Whitton and Hargreaves (1978) and Whitton, Holmes and Sinclair (1978).
5. Species selected for national aquatic plant identification test (id) found in this list.
6. Highlighted 'species' are given in bold type.
7. *Stigeoclonium tenue* is included in this list, but one of the recommendations from this project is that it be removed (see 3.4.1).

ALGAE	STR	comments and code number
Batrachospermum species	6	0202, id
Hildenbrandia rivularis	6	020601, id
Lemanea fluviatilis	7	020701, id
Vaucheria species	1	0914
Enteromorpha species	1	1715, id
[<i>Stigeoclonium tenue</i>] ⁷	[1]	173205
Hydrodictyon reticulatum	3	162201, id
Cladophora aggregate	1	all species except <i>C. aegagropila</i> & <i>C. rhizoclonium</i> 1901, id

LIVERWORTS		
Chiloscyphus polyanthos v	8	341102, id
Jungermannia atrovirens <i>Solenostoma triste</i>	8	345508
Marsupella emarginata v	10	343402, id
Nardia compressa <i>Alicularia compressa</i>	10	343701, (id)
Pellia endiviifolia <i>P. fabbroniana</i>	6	344101, id
Pellia epiphylla	7	344102, id
Scapania undulata	9	345410, (id)

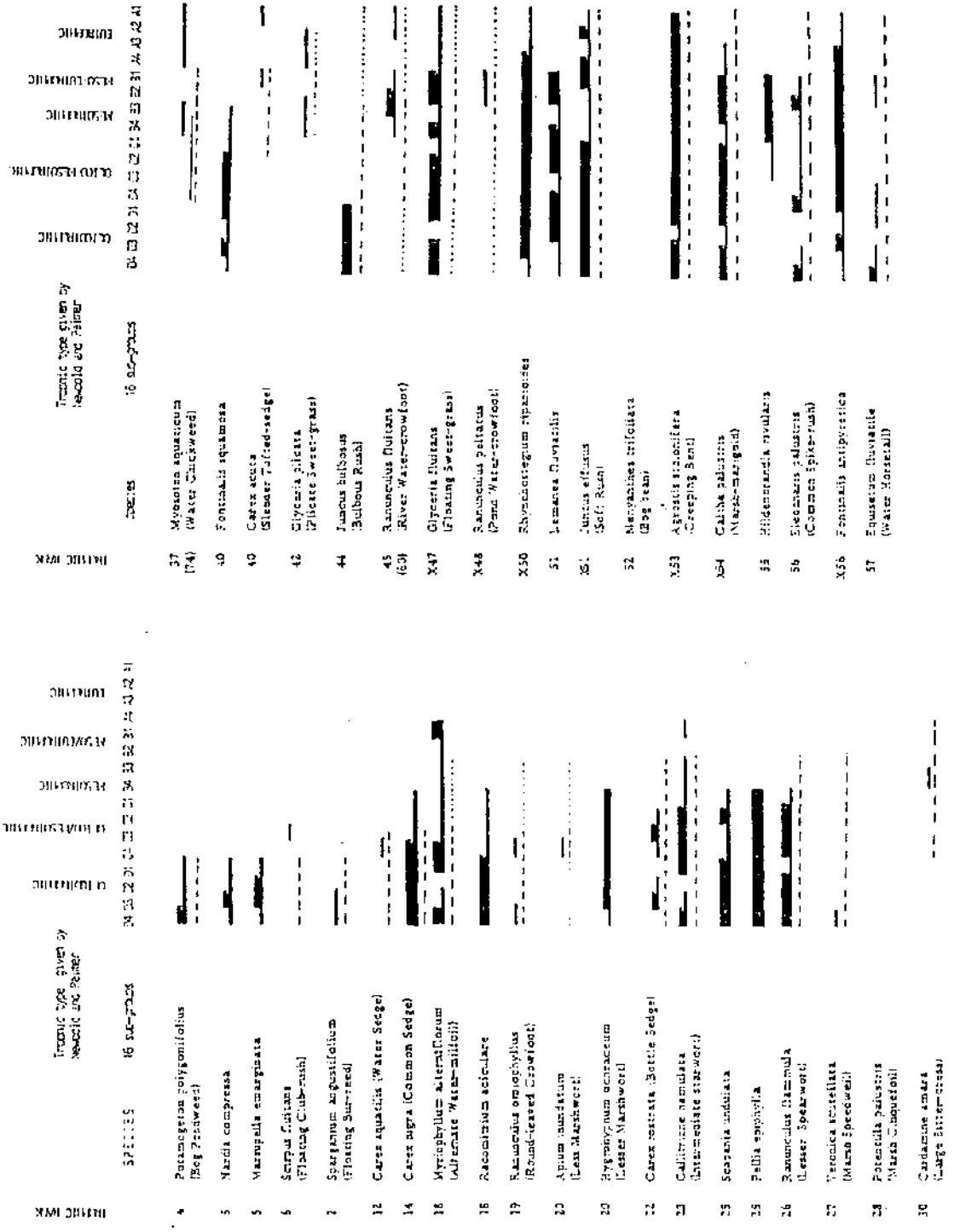
Ranunculus penicillatus h subspecies pseudofluitans <i>R. pseudofluitans</i> <i>R. aquatilis</i> v. <i>pseudofluitans</i> <i>R. peltatus</i> v. <i>pseudofluitans</i> - variety calcareus <i>R. penicillatus</i> v. <i>calcareus</i> - variety vertumnus <i>R. penicillatus</i> v. <i>vertumnus</i>	5	366912
	5	3669##
	5	366914
Ranunculus trichophyllus h	6	366918
Ranunculus sceleratus	2	366917
Rorippa amphibia h <i>g. Nasturtium</i> or <i>Sisymbrium</i>	3	367101
Rorippa nasturtium-aquaticum <i>Nasturtium officinale</i> , or <i>g. Sisymbrium</i>	5	367905
Rumex hydrolapathum h	3	367303
Veronica anagallis-aquatica or <i>V. catenata</i> indeterminate or hybrid	4	3698 Hybrids of <i>V. anagallis</i> - <i>aquatica</i> or <i>V. catenata</i> , or indeterminate forms of these species
Veronica anagallis-aquatica	4	369801
Veronica catenata <i>V. aquatica</i>	5	369803
Veronica scutellata	7	369804
Viola palustris	9	369901

MONOCOTYLEDONS		
Acorus calamus	2	380101
Alisma plantago-aquatica h	3	380303
Alisma lanceolatum	3	380302
Bolboschoenus maritimus <i>g. Scirpus maritimus</i> or <i>Schoenoplectus</i>	3	384505
Butomus umbellatus	5	380301
Carex acuta h <i>C. gracilis</i> Curtis	5	381101
Carex acutiformis h	3	381102
Carex riparia h	4	381128
Carex rostrata h <i>C. ampullacea</i>	7	381129
Carex vesicaria h <i>C. inflata</i>	6	381131
Catabrosa aquatica <i>g. Aira</i>	5	381201
Eleocharis palustris h <i>g. Scirpus</i>	6	382004
Elcogiton fluitans <i>g. Scirpus</i> or <i>Isolepis</i>	10	384502
Elodea canadensis <i>g. Anacharis</i>	5	382101
Elodea nuttallii <i>g. Anacharis</i> or <i>Hydrilla!</i>	3	382103
Glyceria maxima	3	382503
Glyceria notata/fluitans/ declinata <i>G. notata</i> = <i>G. plicata</i>	no score	(382504/02/01 respectively)

Groenlandia densa <i>G. Potamogeton densus</i>	3	382601
Hydrocharis morsus-ranae	6	382701
Iris pseudacorus	5	382901
Juncus bulbosus	10	383066
Lemna gibba	2	383301
Lemna minor	4	383302
Lemna minuta <i>L. minuscula</i>	3	383305 NEW NUMBER
Lemna trisulca	4	383304
Phragmites australis <i>P. communis</i>	4	383801
Potamogeton indeterminate	no score	3840
Potamogeton alpinus	7	384002
Potamogeton berchtoldii h	4	384003
Potamogeton crispus	3	384006
Potamogeton freisii h	3	384009
Potamogeton gramineus h	7	384010
Potamogeton lucens h	3	384011
Potamogeton natans h	5	384012
Potamogeton obtusifolius	5	384014
Potamogeton pectinatus	1	384015
Potamogeton perfoliatus	4	384016
Potamogeton polygonifolius h	10	384017
Potamogeton praelongus h	6	384018
Potamogeton pusillus h <i>P. panormitanus</i>	4	384019
Potamogeton trichoides h	2	384021
Sagittaria sagittifolia	3	384202
Schoenoplectus lacustris h <i>Scirpus lacustris</i>	3	384504
Sparganium emersum h <i>S. simplex</i>	3	384602
Sparganium erectum <i>various subspecies</i>	3	384603
Spirodela polyrhiza <i>g. Lemna</i>	2	383303
Typha latifolia h	2	384902
Typha angustifolia	2	384901
Zannichellia palustris	2	385201
(mean STR score)	(5.5)	

ANNEXE 3

Liste des espèces de l'indice de NEWBOLD & HOLMES (1987)



ANNEXE 4

Trophic color Banding

(HASLAM & WOLSELEY, 1985)

Cette étude est la seconde phase d'un travail dont l'objectif est d'approfondir et d'améliorer la notion d'indice biologique basé sur les macrophytes, ou indice « Macrophytes » en tant qu'outil d'évaluation de la qualité des cours d'eau français. Un tel indice a déjà été présenté sous une forme provisoire par les membres du G.I.S. Macrophytes des Eaux Continentales (HAURY et al., 1996a, Annexe 1).

Avant de devenir opérationnel dans un cadre d'application plus large, cet indice a besoin d'être resitué dans la démarche de diagnostic biologique et d'évaluation de la qualité des cours d'eau, réalisée au cours de ces dernières années à l'aide des végétaux aquatiques, tant aux niveaux français qu'européen. C'est l'objet de cette étude bibliographique.

Ce travail fait notamment la synthèse des travaux de thèses et d'habilitation à diriger des recherches, réalisés en France depuis 1992, sur la bioindication des cours d'eau avec les macrophytes (EGLIN & ROBACH, 1992 ; GRASMÜCK, 1994 ; HAURY, 1996b ; THIÉBAULT, 1997 ; DANIEL, 1998 ; BERNEZ, 1999 ; CHATENET, 2000).

Dans un deuxième temps, cet indice est amendé au niveau des cotes spécifiques des taxons bioindicateurs, par un travail de traitement de données approprié, et par l'examen plus approfondi de l'écologie spécifique (ce qui suppose de constituer une banque de données rivières) des végétaux.

Ces deux volets du travail doivent permettre d'affiner le domaine de validité de cet indice, de préciser ses limites d'opérationnalité, et de progresser sur les connaissances nécessaires à acquérir pour l'améliorer ou pour réorienter la démarche de bioindication avec les macrophytes.

Agence de l'Eau Adour-Garonne

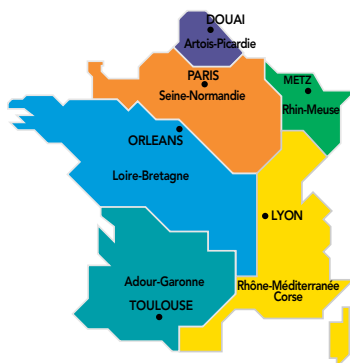
90, rue du Férétra
31078 TOULOUSE CEDEX
Tél. : 05 61 36 37 38
Fax : 05 61 36 37 28

Agence de l'Eau Artois-Picardie

200, rue Marceline
59508 DOUAI CEDEX
Tél. : 03 27 99 90 00
Fax : 03 27 99 90 15

Agence de l'Eau Loire-Bretagne

Avenue Buffon - B.P. 6339
45063 ORLEANS CEDEX 2
Tél. : 02 38 51 73 73
Fax : 02 38 51 74 74



Site Internet :
<http://www.eaufrance.tm.fr>

Agence de l'Eau Rhin-Meuse

Route de Lessy-Rozérieulles
B.P. 30019
57161 MOULIN-LES-METZ CEDEX
Tél. : 03 87 34 47 00
Fax : 03 87 60 49 85

Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse

2-4, allée de Lodz
69363 LYON CEDEX 07
Tél. : 04 72 71 26 00
Fax : 04 72 71 26 01

Agence de l'Eau Seine-Normandie

51, Rue Salvador Allende
92027 NANTERRE CEDEX
Tél. : 01 41 20 16 00
Fax : 01 41 20 16 09

**Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
Direction de l'Eau**

20, avenue de Ségur
75302 PARIS 07 SP
Tél. : 01 42 19 20 21
Fax : 01 42 19 12 22
<http://www.environnement.gouv.fr>

