

**LES PROLIFÉRATIONS VÉGÉTALES AQUATIQUES EN FRANCE :  
CARACTÈRES BIOLOGIQUES ET ÉCOLOGIQUES DES PRINCIPALES  
ESPÈCES ET MILIEUX PROPICES.  
II. IMPACT SUR LES ÉCOSYSTÈMES ET INTÉRÊT POUR LE  
CONTRÔLE DES PROLIFÉRATIONS.**

**M.C. PELTRE (1)\*, A. DUTARTRE (2)\*, J. BARBE (3)\*,  
J. HAURY (4)\*, S. MULLER (1)\*, M. OLLIVIER (1)**

---

(1) Université de METZ, UPRES E.B.S.E, Laboratoire de Phytoécologie, Campus Bridoux,  
av. du Général Delestraint, F 57070 METZ.

(2) CEMAGREF, Unité de Recherche Qualité des Eaux, Gazinet, F 33612 CESTAS Cedex.

(3) CEMAGREF Lyon, 3 quai Chauveau, F 69336 LYON Cedex.

(4) ENSA-INRA, UMR Ecobiologie et Qualité des Hydrosystèmes Continentaux, 65 route  
de St Brieuc, F 35042 RENNES Cedex.

\* G.I.S. (Groupement d'Intérêt Scientifique) Macrophytes des Eaux Continentales

Auteur pour correspondance : [peltre@bridoux.sciences.univ-metz.fr](mailto:peltre@bridoux.sciences.univ-metz.fr)  
Tél. : 33/(0)3.87.37.84.26 / Fax : 33/(0)3.87.37.84.23

*Reçu le 24 septembre 2001  
Accepté le 04 janvier 2002*

*Received 24 September, 2001  
Accepted 04 January, 2002*

## **RÉSUMÉ**

De nombreux milieux aquatiques de nature et d'usages divers sont plus ou moins régulièrement le siège de proliférations végétales. Le contrôle de celles-ci pose des difficultés, principalement liées à l'appréciation des déséquilibres induits dans le milieu et à celle des nuisances anthropiques qui en découlent. En effet, dans le cas d'un constat de prolifération, source et témoin d'un dysfonctionnement, le manque d'analyse objective des situations, les limites de compatibilité des différents usages du milieu, la mauvaise connaissance des végétaux en cause et du fonctionnement écologique des milieux sont autant de freins à une gestion cohérente de ces sites.

La présentation de quelques exemples, à travers différents modes connus de gestion des milieux et de régulation des peuplements végétaux (notamment les méthodes mécaniques, chimiques ou biologiques), illustre la mise à profit des connaissances sur les caractéristiques biologiques et écologiques des macrophytes proliférants.

La mise en œuvre de cette démarche devrait permettre à l'avenir de mieux évaluer les perturbations induites par les proliférations, d'intervenir si nécessaire dans de meilleures conditions, en vue d'envisager une restauration des écosystèmes concernés compatible avec une meilleure satisfaction des différents usages.

**Mots-clés** : macrophytes, biologie, écologie, prolifération, gestion, milieu aquatique.

**AQUATIC PLANT PROLIFERATIONS IN FRANCE: BIOLOGICAL  
AND ECOLOGICAL FEATURES OF THE MAIN SPECIES  
AND FAVOURABLE ENVIRONMENTS.  
II. IMPACT ON ECOSYSTEMS AND INTEREST  
FOR PLANTS MANAGEMENT.**

**ABSTRACT**

Water-bodies of diverse nature and uses can be affected by prolific growths of plants. Their management leads to several problems which are related to assessment of created imbalances, as well as the impact of negative effects on practical uses of the water-bodies by man. In case of proliferation events, source and evidence of dysfunction, a lack of objective analysis of the phenomena, compatibility limits for different uses of this water-body, a bad knowledge of plants and of environmental functioning, are frequent limits to a coherent management of sites.

Some examples of its possible improvement are developed here, through different ways of environmental management and control of these plants (as mechanical, chemical and biological methods). They illustrate the benefit of knowledge of biological and ecological features of prolific species, applied to this reflection.

This knowledge should improve understanding of these events and evaluation of the perturbation created by proliferations. It should also provide more information for management and control practices, by allowing to intervene, if necessary, in better conditions and to envisage a restoration of the concerned ecosystems allowing a best satisfaction of the different uses.

**Key-words** : macrophytes, biology, ecology, proliferation, management, water body.

**INTRODUCTION**

Des nuisances de nature variée, occasionnées par des proliférations de plantes aquatiques sont signalées en France depuis plusieurs décennies dans divers types de milieux aquatiques, dont principalement les milieux stagnants (DUTARTRE, 1988, 1992a ; PELTRE *et al.*, 1995), mais aussi quelques milieux courants (DÉCAMPS et CAPBLANCQ, 1980 ; PELTRE *et al.*, 1993 ; HAURY et DUTARTRE, 1990). Ces proliférations traduisent souvent un déséquilibre lié aux activités anthropiques.

Il s'agit principalement de perturbations d'ordre biologique, physique ou chimique : altérations du patrimoine biologique national par introduction d'espèces étrangères, pertes de richesse spécifique, dégradations de la qualité physico-chimique de l'eau, perturbations du milieu physique, gênes dans l'écoulement des eaux ou dans la pratique des loisirs nautiques, surcoûts dans la production d'eau potable, mortalités d'animaux ou de végétaux, etc.

Une difficulté notable rencontrée lors de l'analyse de ces situations réside dans l'appréciation souvent très subjective des nuisances signalées. Une gêne ou une entrave à un usage particulier est généralement évaluée en considérant de manière sectorisée, voire sectaire, les implications vis-à-vis de ce seul usage, plus rarement en examinant l'ensemble des usages et leurs compatibilités, et encore plus rarement le fonctionnement global de l'écosystème considéré, au risque de réduire la compréhension et l'efficacité globale des actions entreprises. A un autre niveau, l'extension de la définition de l'eutrophisation a souvent donné lieu à des amalgames fâcheux, créant la confusion entre l'accroissement en substances nutritives d'un milieu aquatique (définition originelle du terme, OCDE 1982) et l'une des manifestations possibles de cet enrichissement que sont les proliférations végétales. Une des conséquences de cette dérive de sens est alors de laisser penser que seule l'action de réduction des nutriments peut avoir un impact positif sur ces manifestations.

Une autre limite fréquemment rencontrée lors de ces constats est le manque de connaissances sur la (ou les) plante(s) jugée(s) nuisible(s). Ces lacunes ont trait à la nature même de ces plantes, mais aussi à leur biologie et à leur écologie. Ceci peut conduire dans certains cas à des échecs patents d'interventions, inefficaces car conçues pour un taxon autre que celui qui est visé.

L'analyse de ces informations, tant sur les végétaux proliférants que sur les milieux concernés (PELTRE *et al.*, 2001), présente donc un intérêt pratique indéniable dans le cadre d'une réflexion préalable, indispensable à toute intervention sur les milieux et à la mise en place d'opérations de régulation de ces populations végétales.

## MÉTHODE

Un travail d'enquête complété par une synthèse de documents bibliographiques a été réalisé à la demande des Agences de l'Eau (G.I.S. MACROPHYTES, 1997). Il a permis de préciser les caractéristiques biologiques et écologiques des végétaux aquatiques responsables de développements importants à l'échelle du territoire français, leur permettant d'être compétitifs et de devenir éventuellement proliférants dans différents milieux.

Différentes approches et méthodes connues dans le domaine de la gestion et du contrôle des proliférations ont ensuite été passées en revue à la lumière de ces connaissances.

## RÉSULTATS

Le recueil et la compilation des informations recueillies ont permis :

- de décrire les impacts des proliférations sur les différents compartiments environnementaux des végétaux : physique, chimique et biotique,
- d'analyser les facteurs de risque de ces proliférations, et notamment les causes d'accroissement de ce risque,
- d'envisager des modalités de contrôle de ces phénomènes, en intervenant éventuellement sur les végétaux en fonction de leurs caractéristiques biologiques d'une part, et/ou sur les milieux d'autre part.

## Impact des proliférations de macrophytes sur leur environnement

Les proliférations de peuplements macrophytiques ont un impact non négligeable sur les caractéristiques aussi bien physiques, chimiques que biotiques des écosystèmes concernés. Ces modifications peuvent avoir des influences positives ou négatives sur l'environnement et/ou sur l'utilisation anthropique de ces milieux.

### 1. Effets sur l'environnement physique

Les principaux paramètres physiques influencés par les proliférations de macrophytes sont la lumière, la température, les écoulements et le substrat.

#### - la lumière

L'atténuation de la lumière au sein des herbiers est un phénomène connu qui réduit fortement les capacités photosynthétiques des végétaux (WESTLAKE, 1966). Elle prend le nom d'auto-ombrage lorsqu'elle s'applique à l'impact du développement de la plante sur elle-même (DAWSON, 1976). Elle peut être éventuellement un atout compétitif intéressant pour le gestionnaire lorsque cette espèce empêche le développement d'une autre espèce proliférante. Inversement elle peut constituer un risque de banalisation écologique notable lorsque l'ombrage agissant sur une ou plusieurs espèces limite la richesse biologique globale de l'habitat. C'est par exemple le cas des développements de plantes flottantes, comme les lentilles d'eau, qui peuvent atténuer la lumière dans des proportions dépassant 80 %, ce qui peut conduire à la régression, voire à la disparition des plantes immergées lorsque la couverture de surface est complète et permanente.

#### - la température

Il peut exister des gradients de températures marqués dans les herbiers, dont l'élévation peut avoir un impact négatif sur le métabolisme des organismes végétaux épiphytes et de l'épifaune liés à ces plantes. Peu de travaux publiés sont disponibles sur cet aspect (JUGET et ROSTAN, 1973). Des différences de température dépassant parfois 10°C peuvent, par exemple, se produire dans des zones d'herbiers immergés partiellement couverts en surface par des algues filamenteuses (données non publiées).

#### - les écoulements

Bien qu'ayant un rôle positif dans la lutte contre l'érosion et dans la fixation des sédiments meubles, la végétation aquatique peut engendrer simultanément par la présence de gros herbiers, un effet négatif sur l'écoulement en le ralentissant, et en réhaussant le niveau de l'eau (DAWSON et KERN-HANSEN, 1979). Un développement important d'hélophytes en bordure des cours d'eau peut aussi en réduire considérablement le lit. WATSON (1987) a montré que le coefficient de rugosité hydraulique augmente considérablement avec l'importance de la végétation ; les vitesses sont alors réduites et la hauteur d'eau s'élève. SURUGUE (1997) a constaté que l'augmentation du coefficient de rugosité peut même entraîner un détarage des sections de jaugeage. De plus, le ralentissement du déplacement des masses d'eau dans les herbiers modifie l'assimilation des nutriments par le périphyton et les macrophytes, et les cycles d'oxygène sont de plus forte amplitude dans les herbiers qu'en zone dégagée. Par ailleurs, lorsque les herbiers de macrophytes ne sont pas continus, ils entraînent la création de chenaux à écoulement plus rapide entre les touffes (HAURY et BAGLINIÈRE, 1996). Expérimentalement, ROUSSEL *et al.* (1998) ont montré l'influence des renoncules sur les paramètres de l'écoulement : lorsqu'on arrache une moitié des renoncules sur un radier, il y a diminution de la profondeur de l'eau de plusieurs centimètres, le courant est fortement ralenti dans les herbiers restants et accéléré dans la partie décapée.

L'extraction mécanique des végétaux, pour éviter la montée des eaux de certaines rivières de plaine au printemps lors du développement des végétaux aquatiques, est une technique bien connue (SCULTHORPE, 1967). Des interventions similaires sont d'ailleurs réalisées sur certains cours d'eau d'Ile de France.

- le substrat

En ralentissant le courant, les macrophytes entraînent un piégeage des matières solides transportées. Certaines espèces susceptibles de s'installer dans des substrats très mobiles comme par exemple les sables, peuvent, par les dépôts de sédiments qui s'accumulent dans la zone calme à l'aval de leurs herbiers, créer des micro-habitats. On peut ainsi aisément observer les quantités importantes de sédiments et débris de toutes sortes que parviennent à retenir de gros herbiers tels ceux des renoncules. Ces zones de dépôt sont favorables à d'autres espèces habituellement incapables de s'installer dans les conditions normales d'écoulement et de substrat du site. C'est le cas par exemple de l'installation de pieds de *Lagarosiphon major* sur le fleuve Adour, dans la zone calme située immédiatement à l'aval de pieds de renoncules beaucoup mieux adaptés aux secteurs lotiques du site (DELATTRE et REBILLARD, 1996). En retour, les plantes aquatiques, en s'implantant sur les sédiments, contribuent à leur stabilisation. Par contre, en période estivale caractérisée par des variations rapides des eaux et lors de la sénescence des renoncules après leur floraison, les végétaux sont arrachés, ce qui entraîne une érosion de ces dépôts (HAURY et BAGLINIÈRE, 1996). Enfin, le colmatage des fonds sous les herbiers peut s'avérer un facteur défavorable pour la ponte des poissons lithophiles comme les salmonidés.

## 2. Effets sur l'environnement chimique

Un des impacts les plus importants créé par les herbiers et surtout par les fortes densités végétales, est la modification du cycle journalier de l'oxygène dissous. Les amplitudes de ce paramètre peuvent être traumatisantes pour la vie aquatique et principalement pour le « compartiment poisson », par les sous-saturations matinales plus ou moins prolongées - jusqu'à plusieurs heures - qu'elles induisent (GOSSE, 1989 ; AREA, 1993). Ce phénomène est particulièrement vérifié dans les herbiers à macro-algues et dans les herbiers denses de phanérogames où l'oxygène peut tomber à zéro en fin de nuit et dépasser 250 % de saturation en fin de journée. Citons également les phénomènes d'anoxie créés par les efflorescences à Cyanobactéries (ROBIN, 1999).

En outre, les modifications du cycle du pH, lié à celui de l'oxygène, sont parfois très importantes puisque la différence des valeurs enregistrées entre le matin et le soir peut atteindre, voire dépasser 2 unités pH avec des maxima compris entre 9 et 10 en fin de journée. Dans les eaux eutrophes, ceci influence directement la production d'ammoniac, dont les teneurs toxiques peuvent alors entraîner des mortalités piscicoles, comme sur la Semois en Belgique (VAN DER BORGHT *et al.*, 1982) ou sur la Loue (SRAE FRANCHE-COMTÉ, 1988). A l'inverse, le développement en herbiers denses de plantes amphiphytes peut conduire à des déficits très importants en oxygène et à des valeurs faibles de pH : par exemple, des suivis journaliers réalisés sur un des plans d'eau de la Réserve Naturelle du Marais d'Orx (Landes) sous des herbiers émergés de *Ludwigia* spp. ont montré des teneurs en oxygène ne dépassant pas 2 à 3 mg/l et des pH inférieurs à 7, même en fin de journée (SAINT MACARY, 1998 ; GAILLOU, 1999). Ces déficits sont une conséquence directe de l'absence de feuilles immergées pouvant contribuer à la production d'oxygène photosynthétique dans la masse d'eau et de l'ombrage engendré par les plantes développées au dessus de la surface.

Par ailleurs les macrophytes interviennent également dans les cycles géochimiques, grâce à leur capacité de stockage d'éléments inorganiques et à leur fonction de

redistribution de ces éléments nutritifs contenus dans les sédiments et les eaux (TESTARD, 1995). Ils jouent donc un rôle important dans l'auto-épuration des milieux aquatiques, malgré les relargages de substances dissoutes et de matières organiques résultant de leurs activités métaboliques et détritiques qui, entraînées vers les zones profondes des plans d'eau, contribuent au comblement de ces milieux et/ou à une désoxygénation due à leur dégradation.

### 3. Impact sur le compartiment biotique

En ce qui concerne les différents compartiments biotiques, les macrophytes présentant de forts développements vont influencer sur le compartiment bactérien, le périphyton, les autres espèces de macrophytes, les invertébrés benthiques et les poissons.

Les organismes bactériens et périphytiques profitent de l'activité métabolique des végétaux qui fournissent au milieu des molécules organiques diverses provenant des différents stades de leur cycle de vie, et un apport important de matière organique lors de leur sénescence.

Pour apprécier l'impact de certains macrophytes sur d'autres, l'analyse repose sur la prise en compte de caractéristiques biologiques comme la vitesse de croissance et/ou de multiplication végétative, la morphologie individuelle de ces végétaux aquatiques et le positionnement de ces végétaux aquatiques dans la masse d'eau, la capacité à utiliser différentes formes de carbone, la précocité, etc. (PELTRE *et al.*, 2001). Grâce à leur pouvoir compétiteur important, la prolifération d'une ou de plusieurs espèces végétales peut entraîner une réduction de la biodiversité de ce compartiment, menaçant parfois de disparition des espèces rares voire protégées (DUTARTRE *et al.*, 1997 ; THIÉBAUT *et al.*, 1997).

Pour les invertébrés benthiques, si on peut considérer que jusqu'à un certain pourcentage d'occupation du milieu, les macrophytes constituent des habitats favorables et éventuellement une source de nourriture pour une grande diversité d'organismes (GAEVSKAYA, 1969), leur prolifération peut devenir un facteur limitant en créant, par exemple, des conditions physico-chimiques particulières avec accusation de l'amplitude des cycles d'oxygène et de pH.

Pour les poissons, HAURY et BAGLINIÈRE (1996) ainsi que ROUSSEL *et al.* (1998) ont démontré l'importance des macrophytes et de leur cycles saisonniers comme facteur structurant de l'habitat pisciaire de certaines rivières du Massif Armoricain. Ils ont notamment mis en parallèle l'évolution de la distribution spatiale de la végétation et la microrépartition des poissons. Une pêche électrique réalisée en différenciant les milieux en fonction du degré de végétalisation a montré que les salmonidés étaient particulièrement peu abondants dans les herbiers d'un radier, alors que ce biotope leur est réputé favorable. Une expérimentation de décapage (arrachage des renoncules) de radiers a montré un doublement des densités de jeunes saumons dans les milieux dégagés.

### 4. Contraintes pour les usages des milieux

Ce sont, sans conteste, celles qui font l'objet des principales polémiques dans le domaine du contrôle des plantes de par la difficulté d'évaluation des situations. Cette dernière est la conséquence directe du cumul des subjectivités et des lacunes dans les connaissances rencontrées chez les usagers et les gestionnaires : ignorance concernant souvent la plante, subjectivité quant à l'ampleur de son développement - correspondant souvent à une dramatisation -, subjectivité quant aux critères de choix des modes de gestion à mettre en œuvre, ignorance plus ou moins importante des enjeux réels de la gestion, etc.

Les impacts sont donc le plus souvent incomplètement analysés, ce qui conduit à des approximations quelquefois importantes dans la mise en œuvre des opérations de régulation des plantes. Traduits en terme de nuisance, c'est-à-dire en gêne par rapport à un usage ou encore en non-satisfaction de l'activité humaine correspondante (DUTARTRE, 1993), ils se déclinent en différents risques tels que risques d'inondations sur les cours d'eau dont la section mouillée peut être très fortement occupée par des plantes, réduction des déplacements sur et dans les eaux, difficultés de pratique de la pêche, modifications d'ordre esthétique, etc.

Des efforts importants d'objectivation de ces impacts, d'ampleur et de nature variables selon les milieux, voire en fonction du temps dans un même milieu, restent encore nécessaires.

### **Facteurs d'accroissement des risques de prolifération**

Plusieurs facteurs de milieu favorisent les risques de prolifération des macrophytes (PELTRE *et al.*, 2001). Certaines modifications de ces facteurs, d'origine naturelle mais surtout anthropique, amplifient et aggravent ces situations.

#### *Perturbations du milieu physique*

Des perturbations de l'habitat physique, dans le cas d'opérations de curage, reprofilage, élargissement ou rétrécissement du lit, se traduisent, dans certains cas, par des phases de proliférations d'espèces pionnières (algues filamenteuses puis hydrophytes), avant une éventuelle recolonisation par des héliophytes (DUTARTRE et GROSS, 1982). De plus, ces interventions réduisent la biodiversité et limitent la colonisation puis le maintien d'espèces souhaitées (HEY *et al.*, 1994).

De même, les secteurs à hydrologie modifiée (tronçons court-circuités ou soumis à éclusées, débits réservés), présentent souvent des déséquilibres entre le débit circulant et la morphologie du lit : le surdimensionnement des secteurs soumis à débit réservé est un facteur de risque majeur de prolifération, en raison de la faible profondeur d'eau et de son réchauffement (BERNEZ et HAURY, 1996 ; HAURY *et al.*, 1996).

Un autre effet connu de la régulation est la prolifération des herbiers de macrophytes (souvent des renoncules) à l'aval des barrages, où ils sont favorisés par l'apport d'une eau plus froide et souvent chargée en ammonium (DÉCAMPS et CAPBLANCQ, 1980 ; BERNEZ, 1999). Enfin, l'écrêtage des crues peut favoriser le maintien d'importantes populations de macrophytes qui étaient, avant régulation, emportées par les crues hivernales, comme cela a été observé sur le Tarn avec *Ranunculus calcareus* (CODHANT *et al.*, 1991).

Ces aménagements s'accompagnent fréquemment d'opérations d'entretien des berges qui, en réduisant ou supprimant l'ombrage, augmentent d'autant la pénétration de la lumière et le réchauffement des eaux, favorisant les proliférations végétales macro-algales (HAURY, 1985) ou hydrophytiques.

#### *Perturbations du milieu chimique*

Les proliférations végétales sont fréquemment considérées comme une manifestation de l'eutrophisation. Cette relation ne semble pas aussi évidente et systématique, dès lors que l'on considère les perturbations physiques déjà citées, mais certaines proliférations observées sur le territoire sont bien des conséquences évidentes d'une augmentation des apports en nutriments dans les eaux. C'est par exemple le cas du Vair en Lorraine qui a présenté, sur l'amont de son cours, des développements intenses

de *Cladophora* sp. et de *Potamogeton pectinatus* à la suite de rejets phosphorés conséquents dans le milieu (PELTRE *et al.*, 1993). C'est également le cas d'apparitions, parfois fugaces, d'importants tapis de macro-algues (SRAE FRANCHE-COMTÉ, 1990).

### **Modalités de gestion**

Les techniques de contrôle des plantes aquatiques sont relativement bien connues et de nombreuses publications existent qui en présentent la diversité, les modalités d'application et les éventuels impacts. Un ouvrage relativement récent ayant le mérite de faire un point à l'échelle mondiale sur ce sujet est celui publié sous la responsabilité de PIETERSEE et MURPHY en 1990.

Ces approches peuvent être classées en deux groupes et sont généralement complémentaires :

- l'un comporte des moyens d'action directe sur les plantes, mécaniques, chimiques ou biologiques, qui sont des méthodes curatives. Ces techniques sont les plus connues. Elles ont pour but de détruire, d'enlever ou de faire régresser les plantes dans les biotopes où elles sont installées.

- l'autre, intervenant sur un des paramètres de répartition ou de développement des plantes (éclairage, hydrologie...), correspond à des modifications ou des manipulations de l'habitat. Ce sont des méthodes préventives qui tentent d'empêcher ou de limiter le développement des plantes.

Il s'agit donc de voir comment une meilleure connaissance des caractères biologiques et écologiques des espèces à potentiel proliférant ainsi que l'étude des caractéristiques des milieux où elles se développent peuvent permettre d'affiner l'analyse et d'ajuster au mieux une intervention si cela est rendu nécessaire.

Pour rendre plus facilement compréhensible cette approche, les précisions et améliorations que peut apporter ce corpus de connaissances sur les plantes seront présentées à travers les différentes techniques existantes et illustrées d'exemples. La plupart de ces exemples portent sur les plans d'eau pour lesquels existent plus d'informations sur des expériences de contrôle et de gestion.

Tout d'abord, dès lors qu'un problème de prolifération se pose, la première démarche à réaliser est une identification taxinomique précise, au genre et, si possible, à l'espèce, de la ou des plantes concernées. Cette précision va faciliter la description du phénomène et permettre d'envisager, si nécessaire, un traitement adapté. Le manque de précisions à ce niveau pourrait avoir, à l'inverse, un impact très négatif, suite à des choix non judicieux.

De plus, une appréciation quantitative des végétaux est souvent utile. En complément du pourcentage de recouvrement des végétaux sur un site, voire de la superficie recouverte, la quantification préalable des herbiers à contrôler, par des mesures ou des estimations de biomasse ou de volume, permet une définition correcte des travaux à engager.

#### Contrôle de la plante

Dès lors qu'une opération a été décidée, un des critères de choix, parmi les différentes méthodes de régulation des plantes, est lié à la connaissance de sa biologie, notamment de son cycle saisonnier, de sa structure, de ses capacités de production et de ses possibilités de bouturage.



Par ailleurs, les caractéristiques du milieu où se produit la prolifération déterminent partiellement le choix des méthodes, en fonction de l'accessibilité, de la profondeur, des risques de dissémination des boutures, de la connexion entre la zone traitée et le réseau hydrographique. Parmi d'autres éléments, les entreprises spécialisées dans ces travaux apportent une grande attention aux accès au milieu, indispensables pour l'amenée et le départ des engins et pour le transport éventuel des plantes vers l'extérieur du site.

La prise en compte de l'ensemble de ces éléments doit permettre de réaliser des choix d'intervention plus cohérents et de limiter les dommages ultérieurs causés aux éléments de l'environnement non visés par le traitement (NICHOLS, 1991).

Les principales méthodes appliquées sont de type mécanique, chimique ou biologique.

### *1. Le contrôle manuel*

Compte tenu de la difficulté de ce travail et des autres possibilités techniques actuelles, ce type d'intervention doit être réservé à des opérations de dimensions restreintes, comme par exemple dans des milieux de très faible superficie, ou dans des situations où la précision du travail manuel peut apporter une plus-value importante dans la qualité finale de l'intervention. Ce peut être le cas dans des situations de début d'invasion où une plante, comme la jussie, dont la dynamique d'extension est bien connue, est seulement présente sous forme de pieds isolés disséminés dans le milieu ou, au contraire en finition de travaux mécanisés, permettant de retirer de nombreuses boutures laissées par les engins (I.I.B.S.N., 1998).

### *2. Le contrôle mécanique*

En cas de contrôle mécanique, la période d'intervention la plus favorable varie en fonction du cycle de la plante. Il est en effet recommandé de couper les végétaux (faucardage) avant la fructification pour éviter leur extension par dissémination des graines. En revanche un traitement réalisé trop tôt peut entraîner une repousse importante, voire une floraison tardive, le rendant ainsi peu efficace (DUTARTRE et TREMEA, 1990). Au contraire, une coupe tardive altère le stockage des sucres de réserve.

Le calendrier d'intervention peut donc varier d'une espèce à l'autre, d'une année à l'autre, et d'un site à l'autre en essayant de concilier au mieux les différentes contraintes liées à l'utilisation du milieu. Quoi qu'il en soit, les opérations sont souvent entreprises en priorité lorsque les nuisances causées sont jugées inacceptables par les gestionnaires. Ainsi, sur les plans d'eau touristiques, elles sont généralement réalisées avant la période de fréquentation estivale, en mai ou juin, à une époque où les plantes sont en phase de croissance rapide et risquent d'occuper à nouveau les mêmes biotopes, parfois même avant l'automne, suite à une forte repousse. Des efforts importants restent donc à faire pour optimiser ces techniques de contrôle de la végétation, entre les contraintes des gestionnaires et le fonctionnement écologique des plantes et des milieux. Ainsi sur le plan d'eau de Madine (Meuse), le fonctionnement d'un comité de pilotage depuis 1996 permet de définir, chaque année, la date et les conditions les plus favorables au démarrage du faucardage (et ramassage) des potamots pectiné et luisant (PELTRE *et al.*, 1996), compatibles avec les usages récréatifs et l'équilibre de l'écosystème (choix de zones prioritaires). La profondeur de coupe a également été adaptée à la situation.

Dans certains cas, la coupe peut favoriser la multiplication des tiges ou le renforcement de l'appareil racinaire comme cela est suspecté pour le potamot pectiné (VAN WIJK, 1986). Le curage et le dragage sont alors des techniques qui, bien que coûteuses, sont relativement efficaces en intervenant sur les parties superficielles les plus

riches en nutriments des sédiments et sur les parties des plantes enfouies dans les sédiments. Elles présentent cependant une durée d'action limitée dans le cas de plantes à forte capacité de bouturage. Le hersage peut aussi donner des résultats intéressants mais la profondeur d'enracinement des rhizomes de potamot pectiné, comme celui des nymphacées, peut atteindre 30 cm et poser des difficultés techniques (VAN WIJK, 1986). De plus la fragmentation des stolons et des rhizomes peut également favoriser la dispersion des fragments revivifiables.

### 3. La récolte des plantes faucardées (moisson)

Elle est fortement recommandée car elle limite la recolonisation du milieu en évitant le bouturage des fragments de tiges qui est parfois très efficace chez des végétaux comme le myriophylle, la renoncule, la jussie ou le lagarosiphon. En outre, l'exportation des végétaux coupés évite le retour dans le milieu d'une certaine quantité d'éléments nutritifs et de matières organiques dont la dégradation peut créer des situations de désoxygénation intense.

Cependant les risques et incidences secondaires de ces travaux ont été examinés par divers auteurs, dont CARPENTER et ADAMS (1977). Ces opérations entraînent fréquemment une remise en suspension momentanée de la couche superficielle fluide des sédiments. Il peut également se produire un relargage des nutriments contenus dans les eaux interstitielles des sédiments fins et organiques.

Le devenir des produits extraits fait partie des éléments de l'opération à ne pas négliger. Ce choix doit être réalisé selon la situation que l'on veut traiter : caractéristiques du milieu, objectifs des travaux, nature des déchets, possibilités de transport, de stockage ou de recyclage, etc. Les macrophytes contiennent des matières organiques et des nutriments et, surtout, près de 90 % d'eau.

Leur dépôt sur les rives ou en décharge est possible. Toutefois, le choix des sites de dépôts, temporaires ou permanents, doit tenir compte des risques d'émission de jus de lixiviation, fortement chargés en matières organiques fermentescibles, et donc susceptibles de créer une pollution organique par retour de ces jus dans les eaux lorsque le dépôt est trop proche du milieu aquatique. En outre, figure la capacité de certaines plantes amphibies telles que les jussies ou le myriophylle du Brésil à se maintenir en vie assez longtemps hors de l'eau, ce qui pourrait permettre à certaines boutures d'être entraînées vers le milieu originel, en cas d'inondation d'un site de dépôt proche des eaux ou situé en zone humide.

### 4. Le contrôle chimique

L'utilisation d'herbicides en milieu aquatique est une technique régulièrement employée en France, du moins dans les milieux stagnants (et non ou peu connectés au réseau hydrographique). En rivière cette utilisation n'est pas recommandée. Les substances actives homologuées figurent dans l'Index Phytosanitaire édité chaque année par l'Association de Coordination Technique Agricole (ACTA).

En cas de contrôle chimique, l'utilisation d'herbicides mieux ciblés selon le type de plante, employés avec des modes opératoires adaptés, peut permettre d'être plus efficace. SUTTON et BINGHAM (1970) ont constaté que l'application d'un produit de contact, le Diquat, est plus efficace sur le développement du myriophylle du Brésil s'il est appliqué sur les racines que sur le feuillage de la plante. En effet l'efficacité des traitements est rarement parfaite. Ainsi, selon VAN WIJK (1986), le fait que les rhizomes de *Potamogeton pectinatus* soient profondément enfouis dans le sédiment, les met relativement à l'abri des herbicides. Ceux-ci détruisent la partie supérieure de la plante,

qui reste capable de se développer à nouveau grâce aux rhizomes qui ont été préservés. Cette capacité de repousse est fréquente chez toutes les plantes stolonifères ou rhizomateuses. Un autre exemple est celui des produits testés contre le lagarosiphon lors d'essais réalisés dans les Landes (DUBERNET *et al.*, 1992 ; DUTARTRE et OYARZABAL, 1993). Des difficultés ont été rencontrées avec le fluridone, mais certaines applications de dichlobenil n'ont pas non plus été pleinement satisfaisantes, probablement pour des raisons de fixation du produit sur les matières organiques des sédiments.

Deux types différents d'herbicides correspondent à deux périodes potentielles de traitement :

- herbicides à action racinaire, avec traitement à partir de mars - avril,
- herbicides à action foliaire, avec traitement à partir de juin.

Un produit fréquemment utilisé, le sulfate de cuivre, à propriétés essentiellement anticryptogamique, est utilisé en priorité, dans le milieu aquatique, pour lutter contre les cyanobactéries et les algues. La toxicité du sulfate de cuivre vis-à-vis des organismes vivants est généralement attribuée à l'ion cuivrique. Sous forme de traces cet élément est nécessaire aux fonctions métaboliques comme la synthèse des chlorophylles. Le pouvoir algicide du cuivre varie en fonction des caractéristiques du milieu. Il convient d'éviter de traiter un même milieu plusieurs fois par an et durant des années successives si on ne veut voir les différents compartiments s'enrichir progressivement en cuivre et devenir des sites pollués.

Bien que souvent importante, l'efficacité des traitements chimiques n'est pas aussi parfaite que le laissent supposer une partie des informations disponibles et divers exemples montrent les limites de ce type de méthode. L'une de ces limites est la durée d'action dépassant rarement deux ou trois périodes estivales ; par exemple, lors des traitements expérimentaux réalisés dans l'étang Blanc (Landes), un des herbicides avait montré une très grande efficacité et avait fait régresser la biomasse de lagarosiphon à une valeur inférieure à 15 g de matières sèches par m<sup>2</sup> : deux ans après cette biomasse moyenne dépassait 100 g et, la troisième année, l'herbier était reconstitué avec des biomasses de l'ordre de 1 kg (DUTARTRE et OYARZABAL, 1993).

De plus, l'utilisation de ces produits rencontre des réticences et suscite diverses polémiques dans la plupart des pays où elle est permise. Hormis les risques toxicologiques à court et à moyen terme vis-à-vis des organismes non visés par les applications, et en particulier des poissons, des incidences secondaires notables lui sont reprochées. Il s'agit en particulier des risques de désoxygénation du milieu, liées à la consommation d'oxygène nécessaire à la dégradation bactérienne des plantes mortes, et des modifications d'habitats quelquefois radicales qu'elle peut engendrer dans certains écosystèmes (DUTARTRE, 1992b).

Les utilisations ultérieures des eaux des milieux traités et des milieux situés en aval doivent également être prises en compte, en observant un délai de sécurité, permettant la dilution ou la dégradation des produits. Il importe également de ne pas négliger les impacts secondaires sur les plantes non visées et le risque d'extension de l'effet phytotoxique des produits.

Des sélections de flore peuvent se produire, ce qui engendre une banalisation des milieux et des nuisances nouvelles. Ce fut par exemple le cas dans une retenue de Charente Maritime où le traitement de destruction, réussi sur un héliophyte, a en revanche favorisé le développement de myriophylle (DUTARTRE et DUBOIS, 1986). Enfin, l'aspect généralement très peu esthétique des secteurs traités constitue un autre facteur de rejet de ces techniques.

L'application d'herbicides est complexe. Elle doit être considérée comme l'introduction d'un toxique dans l'environnement. L'analyse préalable devrait comporter un bilan des risques éventuels sur le secteur traité mais également en aval, y compris les nuisances secondaires qu'elle peut causer. Il faut également préconiser la prudence et ne pas étendre le traitement à l'ensemble du milieu, afin de limiter les risques vis-à-vis de l'environnement ainsi que les dommages à l'environnement non visé.

De plus, en conclusion de ces méthodes mécaniques et chimiques, la suppression ou l'enlèvement du milieu de plantes à pouvoir fortement couvrant, peut avoir un impact important sur la pénétration de la lumière, et permettre le développement de nouvelles espèces compétitives. Il faut donc prendre garde en agissant de façon drastique, à ne pas déplacer le problème en le rendant plus difficile à gérer que la situation initiale. C'est ainsi que l'on peut voir apparaître une espèce aux capacités colonisatrices plus importantes ou des développements conséquents d'algues filamenteuses benthiques lorsque les profondeurs sont faibles, ou encore de phytoplancton et notamment de cyanobactéries, avec apparition éventuelle de risques de toxicité.

### 5. Le contrôle biologique

Il s'agit d'utiliser des organismes spécifiques consommant les plantes, leur provoquant des maladies ou limitant leur croissance. Leur choix spécifique est souvent inféodé à une espèce ou à un type de végétal et justifie amplement une bonne connaissance de ce dernier.

A l'échelle mondiale, une grande variété d'organismes a été utilisée ou étudiée : virus, champignons, insectes, acariens, crustacés, poissons, oiseaux, mammifères, ainsi que la compétition inter-spécifique. Les recherches dans ce domaine sont diversement avancées, pour une grande part encore en phase pré-expérimentale et donc peu applicables dans le contexte actuel.

Le mode le plus ancien de contrôle biologique des plantes aquatiques émergées (roseaux, scirpes, etc.) ou amphibies, dans les zones humides, est le pâturage par des animaux domestiques. En France, c'est une technique régulièrement utilisée dans les espaces naturels protégés, comme par exemple les Réserves Naturelles ou certaines réserves de chasse (réseau E.S.P.A.C.E. ou Entretien des Sites à Préserver par des Animaux Conduits en Extensif). Les espèces bovines ou équines utilisées sont, la plupart du temps, des races rustiques pouvant s'accommoder des conditions de vie souvent difficiles dans ces milieux. Cette technique n'est toutefois applicable que dans des sites clôturés où les troupeaux sont contenus et font l'objet d'une gestion régulière et adaptée.

Des mammifères et des oiseaux inféodés aux milieux aquatiques ont été également étudiés comme « agents de contrôle » des plantes. Mais, dans la plupart des cas, leurs potentialités paraissent réduites ; de plus des difficultés de contrôle de ces populations d'herbivores peuvent se produire en l'absence de gestion continue, qui limitent encore ces potentialités ou peuvent même causer des nuisances. C'est une des principales remarques sur ce mode de gestion, constatée lors de travaux menés sur des proliférations de *Myriophyllum spicatum* dans un petit plan d'eau de Charente Maritime : après deux années de contrôle jugé correct par l'installation de canards, l'arrivée intempestive de canards colverts, des hybridations avec ceux installés par le gestionnaire et un changement de responsable de cette opération, ont permis à la plante de recoloniser le milieu, recréant de ce fait les nuisances originelles (DUTARTRE et DUBOIS, 1986).

La carpe chinoise (*Ctenopharyngodon idella* Val.) est un des moyens de contrôle biologique des macrophytes les plus prometteurs dans les zones tropicales. Elle est présente depuis une trentaine d'années en Europe (DE NIE, 1987). En France, son introduction est interdite dans les eaux libres, ce qui est censé la proscrire des cours d'eau

et des retenues, bien que de nombreuses introductions sauvages lui aient probablement permis de s'installer dans des milieux aquatiques très diversifiés sur le territoire français.

Les effets de l'introduction de la carpe chinoise sur les écosystèmes aquatiques ont été étudiés dans divers pays et ils doivent inciter à une grande prudence dans le cas de milieux à usages multiples, même s'il s'agit d'eaux closes. Une des limites très importantes de leur emploi est leur faculté de choix alimentaire : elles sont en effet capables de consommer préférentiellement une espèce végétale donnée, qui ne sera pas obligatoirement l'espèce que les gestionnaires du milieu souhaiteront combattre, ce qui peut engendrer des dommages aux espèces non visées par la gestion mise en place.

De rares espèces de poissons des zones tempérées sont utilisables : en Camargue, CRIVELLI (1983) a montré qu'une forte augmentation de la densité de la carpe commune supérieure à 250 kg/ha diminue la biomasse de certains macrophytes submergés.

L'utilisation d'insectes herbivores spécifiques de quelques plantes aquatiques est en cours dans quelques cas mais ne concerne que les plantes tropicales les plus nuisibles à l'échelle mondiale ; et, à notre connaissance, seules quelques recherches sont lancées sur les cas de la jussie et du myriophylle du Brésil. C'est par exemple le cas du coléoptère *Lysathia (Altica) ludoviciana* (Fall), qui se nourrit de *Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigia peploides* et *Ludwigia grandiflora* durant son stade larvaire. En ce qui concerne la jussie, la larve consomme les pousses de jeunes feuilles. MC GREGOR *et al.* (1996), étudiant dans le sud des Etats-Unis un étang d'un hectare colonisé par la jussie, ont comparé sa biomasse avant et après introduction du coléoptère. La biomasse sèche de la jussie est passée de 61 g.m<sup>-2</sup> en juillet, à 7 g.m<sup>-2</sup> fin septembre, avec une augmentation en parallèle de la biomasse d'une espèce locale.

### Gestion du milieu

A titre préventif ou pour limiter les effets d'un aménagement drastique, il est possible, pour limiter les proliférations végétales, d'agir sur les paramètres environnementaux susceptibles de contrôler la croissance des végétaux.

#### 1. L'éclaircissement

Le rôle de l'éclaircissement est primordial. C'est pour cette raison que DAWSON et HASLAM (1983) préconisent, pour limiter les peuplements macrophytiques, l'ombrage par plantation d'arbres sur les berges des cours d'eau. DAWSON et KERN-HANSEN (1979) ont montré son efficacité sur la réduction de la croissance des végétaux. Ils suggèrent un ombrage partiel qui réduirait de manière significative la biomasse, et augmenterait la diversité floristique.

Mais si l'ombrage par la ripisylve permet une réduction des proliférations végétales dans les cours d'eau de faible largeur, il n'en est pas de même pour les plans d'eau, aux dimensions plus importantes : cette limitation ne peut se produire que dans des situations particulières, limitées géographiquement à certaines zones de rives très ombragées. En ce qui concerne les cours d'eau, selon divers auteurs, l'ombrage jouerait un rôle pour des largeurs maximales du lit d'environ 25 mètres, ce maximum devant être relativisé en fonction de l'orientation du cours. D'autre part, même si le facteur éclaircissement a un impact primordial sur le développement de la majorité des plantes aquatiques, quelques espèces bien adaptées à l'ombrage comme *Ceratophyllum demersum* sont capables de croître rapidement à faible intensité lumineuse (HOLM *et al.*, 1977). Un autre exemple concerne la cohabitation de *Myriophyllum spicatum* et d'*Elodea canadensis*. Cette dernière semble mieux résister à l'ombrage que le myriophylle (ABERNETHY *et al.*, 1996). Dans la mesure où l'ombrage reste modéré, un contrôle par cette méthode risque simplement de donner l'avantage à l'élodée, et l'effet sera plus limité.

Donc si cette technique peut s'appliquer avec succès dans des milieux particuliers, il semble impossible de la généraliser car en plus des limites de la technique, la gestion des ripisylves doit obéir à d'autres objectifs que le contrôle du développement des plantes aquatiques.

Une autre manière de limiter la pénétration de la lumière serait de provoquer une augmentation de la turbidité des eaux, comme cela est suggéré par les expériences menées par HOOTSMANS *et al.* (1996) pour limiter la croissance de *Potamogeton pectinatus*, notamment par l'introduction de poissons fouisseurs (cas de *Cyprinus carpio*). L'introduction de ce type de poissons s'accompagne d'une forte agitation pendant la phase d'accoutumance et est donc susceptible de réduire la croissance des végétaux en augmentant la turbidité de l'eau. Celle-ci demeure ensuite élevée à cause de leur recherche de nourriture dans la vase (SIDORKEWICJ *et al.*, 1996). L'emploi d'une telle technique, subordonnée à un maintien des poissons dans les sites à traiter, doit cependant faire l'objet d'une analyse préalable complète pour ne pas causer des dommages à d'autres compartiments de l'écosystème. Elle ne peut ainsi s'appliquer que dans des milieux où la transparence de l'eau ne sera pas une limite aux usages (cas des secteurs où les baignades sont autorisées).

## 2. L'hydrologie

Etant donné l'impact important du mode d'écoulement sur les situations de prolifération végétale, certains modes de gestion de l'hydraulique peuvent parfois les limiter.

### - Le niveau d'eau

Ainsi une augmentation du niveau de l'eau jouant sur la quantité de lumière arrivant jusqu'à la plante peut en limiter la croissance, mais ces effets sont généralement faibles, sauf si l'élévation moyenne de niveau dépasse quelques décimètres et qu'elle dure plusieurs années (WALLSTEN et FORSGREN, 1989). Cette technique reste cependant peu applicable, compte tenu notamment des contraintes et aménagements fixes souvent réalisés en bordure des plans d'eau et qui ne supportent pas d'immersion prolongée.

L'assec est une technique, à la fois préventive et curative, de limitation des macrophytes employée assez classiquement dans les étangs de pisciculture. Elle permet la dessiccation des plantes et, en cas d'assec hivernal, peut également permettre leur gel ; elle donne souvent des résultats satisfaisants, mais la période d'assec est une contrainte importante (et quelquefois inévitable), dans la gestion de milieux aquatiques à usages multiples. De plus elle peut produire des modifications dans la diversité végétale qui ne sont pas obligatoirement souhaitées par les gestionnaires. Dans d'autres cas, elle peut même permettre des développements végétaux importants liés à la minéralisation partielle des sédiments.

### - Les écoulements

Les crues printanières ont des impacts notables sur les végétaux en début de croissance et peuvent arracher les tiges et feuilles des macrophytes enracinés comme l'ont observé DETHIOUX et NOIRFALISE (1985) sur les arrachages de renoncules, ainsi que l'ensemble des espèces faiblement enracinées. Ces augmentations naturelles ou artificielles des débits peuvent alors constituer un moyen de limitation de certaines proliférations. Mais si les crues sont susceptibles de « nettoyer » de manière presque totale les parties épigées des plantes, les systèmes racinaires enfouis dans les sédiments subsistent le plus souvent et peuvent donc reconstituer les herbiers. C'est ce qui se passe lors des crues automnales ou hivernales qui accélèrent la dégradation des végétaux.

Pour les Cyanobactéries, des interventions peuvent également être envisagées. Les Cyanobactéries benthiques prolifèrent sur les substrats fins (limon, sable) ou sur les galets dans des zones peu profondes (hauteur d'eau inférieure à 50 cm) et à courant faible (inférieur à  $0,1 \text{ m.s}^{-2}$ ). Une solution pour les éliminer serait donc d'augmenter la vitesse de courant au fond de telle façon qu'il y ait arrachement du peuplement de Cyanobactéries. Cette opération peut s'effectuer par augmentation artificielle (chasse) ou naturelle (crue) du débit (BARBE et BARTHELEMY, 1994). De nombreux travaux ont montré que la circulation de l'eau a également un effet défavorable sur les efflorescences à Cyanobactéries planctoniques (SEVRIN-REYSSAC, 1989 ; STEINBERG et ZIMMERMANN, 1988). Une déstratification, provoquée par des appareils à moteurs électriques ou thermiques, peut entraîner une déstabilisation des Cyanobactéries qui affectionnent les couches calmes et bien éclairées. Selon HOWARD *et al.* (1995), les espèces du genre *Oscillatoria* sont tolérantes au brassage ; en revanche, la plupart des autres espèces vont régresser dans la mesure où toute l'épaisseur de la couche euphotique est homogénéisée.

La création de crues « artificielles » à des périodes judicieusement choisies par rapport au développement végétal pourrait donc théoriquement permettre de réduire dans des proportions difficiles à préciser les développements végétaux ; de même, les aménagements réalisés dans le cadre de soutien à l'étiage pour réduire les impacts des prélèvements d'eau à usage agricole, pourraient limiter les développements estivaux des plantes. Mais ces manipulations hydrologiques ou hydrauliques sont difficiles à mettre en œuvre alors même que la gestion quantitative des eaux se fait sans cesse plus précise pour des raisons de raréfaction de la ressource. Il ne faut donc pas trop espérer du potentiel d'utilisation de ces approches. De même, les opérations de déstratification des plans d'eau pourraient limiter les développements planctoniques, mais le coût élevé de ces techniques ne les rend utilisables que dans des milieux présentant une valeur ajoutée notable, comme par exemple les retenues de production d'eau potable.

### 3. La qualité des eaux

Quant aux éléments nutritifs, toute action visant à réduire les apports en matières organiques ou en nutriments au niveau du bassin versant, devrait engendrer des limitations de l'extension et de la croissance des peuplements de macrophytes, tout au moins celles favorisées par l'eutrophisation.

Toutefois, diverses observations montrent que la dégradation de la qualité des eaux (et en conséquence celle des sédiments) ne fait souvent que favoriser ou limiter les développements végétaux, sans que ce paramètre explique de manière dominante la présence et l'abondance des plantes : l'influence des efforts de limitation des rejets sur les bassins versants peut donc rester relativement mineure. Les teneurs en azote et phosphore présentes dans les eaux superficielles et les eaux interstitielles des sédiments sont très rarement limitantes de la production des macrophytes. Selon DAWSON et KERN-HANSEN (1979), il faudrait diminuer jusqu'à des valeurs extrêmement faibles les quantités de nutriments présents dans l'eau et le sédiment pour contrôler la production de biomasse, et l'action sur le carbone inorganique dissous dans l'eau serait peu envisageable. BARROIN (1999) suggère en plan d'eau des teneurs limitantes de  $50 \mu\text{g/l}$  pour le phosphore et  $360 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour l'azote avec un rapport de N/P proche de 7. Des travaux consacrés à l'autoécologie de telle ou telle espèce confirment généralement ces observations : pour *P. pectinatus*, par exemple, les nutriments sont rarement limitants car il y a un pompage de ces éléments dans l'eau et le sédiment. Ces nutriments sont alors souvent en quantité suffisante pour assurer le développement de la végétation, ce qui limite l'effet d'une éventuelle réduction d'apport en nutriments (VAN WIJK, 1986). Par contre, selon cet auteur, le carbone pourrait être limitant pour cette espèce, lorsque les ions  $\text{HCO}_3^-$ , essentiellement pompés par les tiges feuillées, sont en faible concentration dans l'eau ( $0,5\text{-}1 \text{ mmol. HCO}_3^-\text{.L}^{-1}$ ).

Des possibilités de gestion des Cyanobactéries semblent en revanche plus accessibles dans ce domaine. En effet, le rééquilibrage du rapport N/P pourrait permettre de limiter le développement de ces algues. Selon l'équation de Redfield, la photosynthèse est maximale pour un rapport (en masse) N/P égal à 7. Si ce rapport est supérieur à 7, le phosphore devient alors facteur limitant de l'activité photosynthétique. Lorsque ce rapport est inférieur à 7, l'azote devient à son tour limitant. Ceci explique qu'en milieu déficitaire en azote, seules les Cyanobactéries, capables de fixer l'azote gazeux, peuvent devenir proliférantes. Des essais par apports de substances azotées dissoutes (BARICA *et al.*, 1980 ; FINDLAY *et al.*, 1987) ont montré qu'il est possible de limiter ainsi les Cyanobactéries et de les remplacer par des chlorophycées, généralement mieux supportées et mieux utilisées dans l'édifice trophique. D'autres recherches en ce sens montrent la réduction de croissance de *Microcystis aeruginosa*, dans des milieux à forte teneur en potassium (PARKER *et al.*, 1997). Il est bien sûr évident que ces techniques doivent être appliquées avec d'autant plus de prudence qu'elles sont en apparente contradiction avec les efforts de limitation des apports nutritifs engagés sur de nombreux bassins versants : une analyse globale des enjeux et des risques est ici indispensable.

Il devrait en être de même en ce qui concerne l'emploi de la paille d'orge pour limiter les développements algaux dans les cours d'eau. Depuis quelques années, des expérimentations utilisant cette paille, dont l'efficacité est partiellement liée à ses produits de dégradation aux propriétés algicides, ont été réalisées en Grande Bretagne et en Irlande (WELCH *et al.*, 1990 ; BARRETT *et al.*, 1996 ; CAFFREY et MOHANAM, 1998) ainsi que lors d'applications ponctuelles en France. Celles-ci provoquent des régressions notables des populations, qu'il s'agisse d'algues filamenteuses ou de Cyanobactéries, ce qui est un succès, avec en parallèle une diversification floristique intéressante. Mais le suivi de la décomposition des balles de paille, éventuellement par un retrait, est impératif pour éviter de compromettre l'efficacité globale de la méthode par un excès d'apports en matières organiques.

## DISCUSSION

### *Déséquilibre, équilibre des systèmes et proliférations végétales*

*A priori*, les proliférations végétales traduisent un déséquilibre des systèmes, soit du à des perturbations de l'habitat physique et/ou de la qualité physico-chimique du milieu, soit de l'équilibre interspécifique. Ce déséquilibre reste à analyser à la fois en terme de structure des communautés végétales, de diminution de la diversité et souvent de la richesse spécifique en macrophytes, mais aussi sur les impacts créés sur les autres compartiments.

Toutefois les références sur un milieu « en équilibre » ou « en déséquilibre » sont assez rares en France, tant en terme de recouvrements que de biomasses (DESCY *et al.*, 2000 ; HAURY et GOUESSE-AÏDARA, 1999), d'autant que ces références qualitatives et quantitatives sont souvent à considérer au niveau d'une éco-région. Il est donc actuellement difficile, à la fois au vu des enquêtes et de la bibliographie disponibles, d'aller au-delà de certaines généralités dans ce domaine.

### *Une démarche holistique d'analyse du problème*

Avant de mettre en place un contrôle de peuplements végétaux aquatiques, une analyse préalable est indispensable. Devrait ainsi figurer une réflexion sur l'objet à traiter : quel est-il ? Est-ce seulement un secteur de plan d'eau ou de cours d'eau dans lequel se produisent les nuisances, ou le milieu dans son ensemble ? Faut-il intervenir et si oui, l'intervention doit-elle se restreindre à ce secteur ou s'étendre, selon diverses modalités,



à l'ensemble de l'écosystème ? Doit-on traiter les conséquences par des moyens curatifs ou les causes par des moyens préventifs, ou les deux en même temps ?

Ainsi la nature même des complexités à gérer dans le cadre d'un bassin versant continue d'engendrer des décalages d'appréciation importants entre les moyens curatifs (qui sont applicables localement, rapidement, et donnent très vite des effets visibles mais souvent temporaires) et les moyens préventifs (qui s'appliquent souvent ailleurs, dans des zones pas toujours visiblement concernées par les nuisances, et ont des effets retardés). En effet, les premiers semblent satisfaisants à court terme alors que les seconds n'interviennent que sur le long terme (DUTARTRE, 1992b).

La gestion des écosystèmes ne peut cependant être envisagée autrement si l'on ne veut pas voir le potentiel d'accueil du milieu se réduire progressivement. Elle doit donc prendre l'aspect d'un entretien régulier. De plus l'ensemble des usages ne peut en général coexister de manière harmonieuse dans le même milieu : des choix doivent être faits là aussi. Une analyse la plus complète possible est donc nécessaire, en confrontant les avis, les besoins et les objectifs à la réalité observable et aux interrelations existant au sein du bassin versant : il faut définir la bonne échelle d'espace et de temps en étudiant la nature de la nuisance, sa localisation, son intensité, sa périodicité éventuelle et la replacer dans son contexte. Tout ceci exige des efforts tant en disponibilité humaine que sur le plan financier, mais permet de mieux prévoir les modalités des travaux, les contraintes à prendre en compte, les risques à courir, et donc à terme, de mieux satisfaire les demandes. Cette analyse doit de plus comporter, parmi les éléments de choix, la « durée de vie » des travaux et les besoins d'entretien ultérieur.

*La mise en œuvre des modes de gestion : connues et inconnues*

Des difficultés d'utilisation subsistent cependant, qui proviennent de la mise en oeuvre de techniques peu ou pas adaptées dans une situation donnée. En effet, chaque technique présente des contraintes d'utilisation et des limitations, qui ne sont pas toujours correctement analysées par les gestionnaires des milieux et qui peuvent conduire à des déboires ou à des ratages (DUTARTRE, 1992b).

De plus, la nécessaire intégration des caractéristiques biologiques et écologiques des végétaux rend complexe une approche uniquement basée sur cet angle de vision. En effet, les traits biologiques des espèces, comme par exemple la capacité de bouturage, interviennent rarement seuls dans les critères de choix des techniques adéquates de gestion : selon que cette espèce à forte capacité de bouturage sera immergée ou amphibie, dans un cours d'eau ou dans un plan d'eau, les techniques pourront être différentes. De plus, pour un même trait biologique, le choix pourra se porter sur des moyens divers. Par exemple, dans un contexte donné, alors que des interventions mécaniques ou chimiques sont envisageables, cette capacité de bouturage devra être intégrée dans les risques inhérents au traitement : l'action de tel herbicide sur la plante visée peut engendrer une nécrose partielle des tiges et l'entraînement de fragments revivifiables vers d'autres habitats.

La gamme de techniques utilisables dans la gestion des plantes aquatiques semble assez vaste pour s'adapter à la diversité des besoins. Mais leur application dans de bonnes conditions rend nécessaire la mise en place de formations complémentaires de l'ensemble des acteurs de la gestion, à tous les niveaux d'organisation, de décision et d'action.

Une autre lacune actuelle, qui mérite d'être analysée et comblée, est le manque d'informations sur les travaux effectivement réalisés (caractéristiques des milieux traités, objectifs des traitements, techniques appliquées) et les résultats obtenus. Dans la mesure où chaque cas reste particulier, seul le recueil de ces informations et leur diffusion pourrait

être un moyen de limiter et de corriger les erreurs commises, en particulier sur les plans de l'organisation et de la technique, et donc de réduire les dégradations inutiles de l'environnement.

## CONCLUSION

L'approfondissement des connaissances sur la biologie et l'écologie des plantes aquatiques proliférantes présente donc un intérêt pratique certain, qui devrait être intégré dans la réflexion préalable à toute intervention sur les milieux concernés, et dans la mise en œuvre des diverses techniques de contrôle de ces végétaux.

La complexité de la gestion de ce type de phénomène explique sans doute les difficultés rencontrées, en partie du fait de la subjectivité de l'appréciation des nuisances ressenties qui est encore souvent négligée. Il apparaît donc de plus en plus nécessaire de prendre en compte le fonctionnement global des écosystèmes, en étudiant les interactions complexes des facteurs qui peuvent déterminer la prolifération d'une ou de plusieurs espèces. Une des conclusions importantes sur ce point est d'ailleurs l'impossibilité de proposer une recette de gestion généralisable à une échelle supérieure à la situation considérée, rendant indispensable la réalisation dans chaque cas, d'une analyse particulière comportant les caractéristiques du milieu et de la plante, et des usages humains concernés. Le recours à une démarche de gestion concertée devrait permettre d'aborder ces problèmes avec un maximum d'opportunité et d'efficacité.

D'autre part, la connaissance des capacités colonisatrices importantes de plusieurs espèces exotiques, permet de comprendre le danger d'introduire l'une ou l'autre de ces plantes, à des fins ornementales ou autres, dans les milieux (DUTARTRE *et al.*, 1997 ; MULLER, 2000).

Une sensibilisation et une amélioration de la connaissance des différentes structures gestionnaires sur les bonnes conditions d'application des diverses techniques de contrôle et de gestion des proliférations végétales, curatives et préventives, semblent en outre une des voies à développer le plus rapidement possible. Pour cela, combler notamment le manque d'informations sur les travaux effectivement réalisés et les résultats obtenus, serait d'une grande utilité dans un souci premier d'efficacité, de façon à limiter les erreurs de gestion et les impacts négatifs qui en résultent sur l'environnement.

Enfin, et de façon plus fondamentale, l'étude de la participation des peuplements macrophytiques aux fonctionnements globaux des hydrosystèmes, l'analyse de leur structure et des modalités de compétition intra et inter-spécifique doivent être poursuivies pour répondre aux questions des déterminismes et des modalités des proliférations.

## REMERCIEMENTS

Nous voulons remercier ici les Agences de l'Eau commanditaires de cette étude, en particulier Jean Prygiel de l'Agence Artois - Picardie, sans oublier tous les collaborateurs dont David Petitdidier et Aline Moreau, ainsi que les autres membres du G.I.S. Macrophytes des Eaux Continentales, Michèle Tremolières, Micheline Guerlesquin et Elisabeth Lambert-Servien, qui ont contribué à l'aboutissement de ce travail.

## 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.
- AREA EAU-ENVIRONNEMENT, 1993. Etude des développements végétaux sur la Bouzaise (Côte d'Or). Rapport d'étude pour le compte de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon, 98 p.
- BARBE J., BARTHELEMY R., 1994. Conditions de développement et gestion des proliférations de cyanobactéries sur le Vieux Rhône de Belley. Rapport d'étude CNR, 26 p.
- BARICA J., KLING H., GIBSON J., 1980. Experimental manipulation of algal bloom composition by nitrogen addition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 1175-1183.
- BARRETT P.R.F., CURNOW J.C., LITTLEJOHN J.W., 1996. The control of diatom and cyanobacterial blooms in reservoirs using barley straw, *Hydrobiologia*, 340, 307-311.
- BARROIN G., 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Rapport d'étude Agence de l'Eau R.M.C. 215 p.
- 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. + annexes.
- BERNEZ I., HAURY J., 1996. Downstream effects of hydroelectric impoundment on river macrophyte communities. In : LECLERC M., CAPRA H., VALENTIN S., BOUDREAU A., COTE Y. (Eds.). Ecohydraulics 2000 Québec, INRS-Eau Québec, 13-24.
- CAFFREY J.M., MOHANAM C., 1998. The control of filamentous algae in recreational canals using barley straw. 10<sup>th</sup> EWRS Symposium on Aquatic weeds, Lisbon, 327-330.
- CARPENTER S.R., ADAMS M.S., 1977. Environmental impacts of mechanical harvesting of submersed aquatic plants. University of Wisconsin, Center for Biotic Systems. IES Report 77, 30 p.
- CODHANT H., VALKMAN G., HAURY J., DUTARTRE A., 1991. Les macrophytes aquatiques bioindicateurs de la qualité des eaux courantes - Département de la Lozère : bilan 1990-1991. Rapport d'étude Cemagref. Bordeaux et INRA/INSA Rennes pour le Conseil Général de Lozère, Mende, 146.
- CRIVELLI A.J., 1983. The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia*, 106, 37-41.
- DAWSON F.H., 1976. The annual production of the aquatic macrophyte *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus* (R.V. Butcher) C.D.K. Cook., *Aquat. Bot.*, 2, 51-73.
- DAWSON F.H., HASLAM S.M., 1983. The management of river vegetation with particular reference to shading effects of marginal vegetation. *Landscape Planning* 10, 147-169.
- DAWSON F.H., KERN-HANSEN U., 1979. The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, 64, 437-455.
- DÉCAMPS H., CAPBLANCO J., 1980. Recherches sur le bassin Lot-Dordogne et l'herbier d'Argentat. 2 vol., Minist. Environ. Cadre Vie, Com. Faune-Flore, Contr. 8046, Neuilly-sur-Seine, 94 p.
- DELATTRE L., REBILLARD J. P., 1996. Etude de la végétation aquatique de l'Adour. C. E. P. E. E., Rapport pour l'Agence de l'Eau Adour Garonne, 63 p. + annexes.
- DE NIE H.W., 1987. The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. EIFAC/CECPI Occasional paper, (19), 52 p.
- DESCY J.P., LAFORGE P., PELTRE M.C., LEGLIZE L., EVERBECQ E., MULLER S., PETITDIDIER D., 2000. Etude et modélisation du phytobenthos dans différents types de rivières du bassin Rhin-Meuse. Synthèse. Rapport d'étude réalisé par le

- Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces de l'Université de Namur (Belgique), en collaboration avec les Universités de Metz et de Liège, pour le compte de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 22 p.
- DETHIOUX M., NOIRFALISE A., 1985. Les groupements rhéophiles à renoncules aquatiques en moyenne et haute Belgique. *Tuexenia*, 5, 31-39.
- DUBERNET J.F., DUTARTRE A., JEQUEL M., 1992. Influence de la nature du sédiment sur la maîtrise d'une plante aquatique (*Lagarosiphon major* RIDLEY MOSS.) par le fluridone. Suivi en laboratoire. 1117-1125. In : ANPP, 15<sup>ème</sup> Conférence du COLUMA, 2-4 décembre 1992, 1274 p.
- DUTARTRE A., 1988. Nuisances occasionnées par les plantes aquatiques en France. Résultats d'une enquête préliminaire. In : ANPP, 8<sup>ème</sup> Colloque international sur la biologie, l'écologie et la systématique des mauvaises herbes. 497-506, ANPP EWRS (ed.). Paris.
- DUTARTRE A., 1992a. Difficultés de gestion des milieux aquatiques imputables aux végétaux. Analyses de cas. In : Ann. ANPP, 15<sup>ème</sup> Conférence du COLUMA, Versailles. 1075-1082, ANPP (ed.), Paris.
- DUTARTRE A., 1992b. Gestion des plantes aquatiques et des sédiments. Inform. tech. CEMAGREF (87), note 5. 8 p.
- DUTARTRE A., 1993. Gestion des plantes aquatiques. 405-416. In : « Colloque Technique Petits barrages », CFGB - AFEID, Bordeaux, 2-3 février 1993, 520 p.
- DUTARTRE A., GROSS F., 1982. Evolution des végétaux aquatiques dans les cours d'eau recalibrés (Exemples pris dans le sud-ouest de la France). 394-397. In : « Studies on aquatic vascular plants ». SYMOENS J.J., HOOPER S.S. and COMPERE P. (Eds.), Royal Botanical Society of Belgium, Brussels.
- DUTARTRE A., DUBOIS J.P., 1986. Biological control of eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) using waterfowl, La Jamelle pond (France), Proc. EWRS/AAB, 7th Symp. Aquat. Weeds, 99-104.
- DUTARTRE A., TREMEA L., 1990. Contrôle mécanique des plantes aquatiques. In : ANPP (ed.). 14<sup>ème</sup> Conférence du COLUMA. Versailles. *Ann. ANPP*, 1, 275-282.
- DUTARTRE A., OYARZABAL J., 1993. Gestion des plantes aquatiques dans les lacs et étangs landais. *Hydroécol. Appl.*, 5, 43-60.
- DUTARTRE A., HAURY J., PLANTY-TABACCHI A.M., 1997. Introductions de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345, 407-426.
- FINDLAY D.L., KASIAN S.E.M., 1987. Phytoplankton community responses to nutrient addition in Lake 226, experimental lakes area, northwestern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 (suppl.1), 35-46.
- GAEVSKAYA N.S., 1969. The role of higher aquatic plants in the nutrition of animals of freshwater basins. National Lending Library of Science and Technology, Yorkshire, England, 3 vols., 629 p.
- GAILLOU A., 1999. Qualité des eaux et macro-benthos de la Réserve Naturelle du Marais d'Orx (Landes). DESS « Qualité et traitement des eaux », Université de Franche Comté, 76 p.
- G.I.S. MACROPHYTES, 1997. Biologie et écologie des espèces végétales aquatiques proliférant en France. Synthèse bibliographique. Rapport d'étude réalisé à la demande de l'Inter-Agences de l'Eau, n° 68, 199 p.
- GOSSE P., 1989. Influence des végétaux fixés sur la qualité de l'eau du Vair et du Petit Vair en aval de Vittel. Note technique (HE 31/89 n°6) EDF. DER, Chatou. 82 p.
- HAURY J., 1985. Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne Sud). Thèse Doct.-ing. : Ecologie : Rennes 1. 243 p.
- HAURY J., BAGLINIÈRE J.L., 1996. Les macrophytes, facteur structurant de l'habitat piscicole en rivière à Salmonidae. Etude de microrépartition sur un secteur végétalisé du Scorff (Bretagne-Sud). *Cybium*, 20, 3, suppl., 107-122.
- HAURY J., BERNEZ I., LAHILLE V., 1996. Influence de la retenue de Rabodanges sur les peuplements macrophytiques de l'Orne. In : MÉROT P. et JIGOREL A. (Eds.).

- Hydrologie dans les pays celtiques. Rennes. 8-11 juillet 1996. Colloq. INRA, 79, 283-290.
- HAURY J., DUTARTRE A., 1990. Les macrophytes aquatiques : bioindicateurs de la qualité des eaux superficielles - Recommandations méthodologiques, Département de la Lozère. I.N.R.A. Lab. Ecol. hydrobiol. & E.N.S.A. Botanique Rennes - CEMAGREF QEPP Cestas, Etude CEMAGREF n° 68, 16 p.
- HAURY J., GOUESSE-AIDARA L., 1999. Quantifying macrophyte cover and standing crops in a river and its tributaries (Brittany, Northwestern France). *Hydrobiologia*, 415, 109-115.
- HEY R.D., HERITAGE G.L., PATTESON M., 1994. Impact of flood alleviation schemes on aquatic macrophytes. *Regul. Riv.*, 9, 103-119.
- HOLM L.G., PLUCKNETT D.L., PANCHO J.V., HERBERGER J.P., 1977. *Ceratophyllum demersum* L. In : The world's worst weeds: distribution and biology, 207-211. University Press of Hawaiï, Honolulu.
- HOOTSMANS M.J.M., DROVANDI A.A., SOTO PEREZ N., WIEGMAN F., 1996. Photosynthetic plasticity in *Potamogeton pectinatus* L. from Argentina: strategies to survive adverse light conditions. *Hydrobiologia*, 340, 1-5.
- HOWARD A., KRIKBY M.J., KNEALE P.E., MC DONALD A.T., 1995. Modelling the growth of cyanobacteria. *Hydrolog. Proc.*, 9, 809-820.
- I.I.B.S.N., 1998. Opération nettoyage du marais. Institution Interdépartementale du Bassin de la Sèvre Niortaise, rapport non paginé.
- JUGET J., ROSTAN J.C., 1973. Influence des herbiers à *Trapa natans* sur la dynamique d'un étang en période estivale. *Ann. Limnol.*, 9,1,11-23.
- MC GREGOR M.A., BAYNE D.R., STEEGER J.G., WEBER E.C., REUTEBUCH E., 1996. The potential for biological control of water primrose (*Ludwigia grandiflora*) by the water primrose flea beetle (*Lysathia ludoviciana*) in the southeastern United States. *J. Aquat. Plant. Manag.*, 34, 74-76.
- MULLER S., 2000. Les espèces végétales invasives en France : Bilan des connaissances et propositions d'action. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, suppl. 17, 53-69.
- NICHOLS S.A., 1991. The interaction between biology and the management of aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.*, 41, 225-252.
- PARKER D.L., KUMAR H.D., RAI L.C., SINGH J.B., 1997. Potassium salts inhibit growth of the Cyanobacteria *Microcystis* spp. in pond water and defined media: implications for control of microcystin-producing aquatic blooms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63, 2324-2329.
- 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., PETITDIDIER D., LEGLIZE L., MULLER S., 1995. Proliférations macrophytiques sur le plan d'eau de Madine (Meuse). Estimation quantitative et possibilités de gestion. 16<sup>ème</sup> Conférence du COLUMA. Reims. *Ann. ANPP*, III, 1401-1409.
- PELTRE M.C., PETITDIDIER D., LEGLIZE L., MULLER S., 1996. Suivi des proliférations et de leur contrôle sur le site de Madine.. Rapport de contrat réalisé par le Centre de Recherches écologiques de l'Université de Metz à la demande du Syndicat Mixte du lac de Madine, 10 p. + annexes.
- PELTRE M.C., MULLER S., OLLIVIER M., DUTARTRE A., BARBE J., HAURY J., TREMOLIERES M., 2001. Les proliférations végétales aquatiques en France : caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. I. Bilan d'une synthèse bibliographique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 365/366, 237-258.
- PIETERSEE A.H., MURPHY K.J. (Eds.), 1990. Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. University Press, Oxford. 593 p.
- ROBIN J., 1999. Dynamique saisonnière du phytoplancton en étang de pisciculture de la plaine du Forez (Loire). Essais de contrôle des cyanobactéries. Thèse de doctorat : Univ. Cl. Bernard Lyon I, 211 p. + annexes.

- ROUSSEL J.M., BARDONNET A., HAURY J., BAGLINIÈRE J. L., PREVOST E., 1998. Végétation aquatique et peuplement pisciaire : Approche expérimentale de l'enlèvement des macrophytes dans les radiers d'un cours d'eau breton. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 350/351, 693-709.
- SAINT-MACARY I., 1998. Dynamique de *Ludwigia peploïdes* au Marais d'Orx. Mémoire de DEA « Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques », Université de Pau et des Pays de l'Adour, 23 p. + annexes.
- SCULTHORPE C.D., 1967. The biology of aquatic vascular plants. E. Arnold, London, 610 p.
- SERVICE RÉGIONAL DE L'AMÉNAGEMENT DES EAUX (SRAE) FRANCHE-COMTÉ, 1988. Apparition de goûts et mortalités de poissons en relation avec le développement de populations d'algues dans les eaux du Doubs en amont de Montbéliard. Rapport d'étude, 108 p.
- SERVICE RÉGIONAL DE L'AMÉNAGEMENT DES EAUX (SRAE) FRANCHE-COMTÉ, 1990. Proliférations algales. Loue : été 1989. Rapport d'étude pour le compte de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon. 44 p.
- SEVRIN-REYSSAC J., 1989. Fertilisation organique et Cyanobactéries dans les étangs de production. *EAS special publ.*, 10, 229-230.
- SIDORKEWICJ N.S., LOPEZ CAZORLA A.C., FERNANDEZ O.A., 1996. The interaction between *Cyprinus carpio* L. and *Potamogeton pectinatus* L. under aquarium conditions. *Hydrobiologia*, 340, 271-275.
- STEINBERG C., ZIMMERMANN G.M., 1988. Intermittent destratification: a therapy measure against Cyanobacteria in lakes. *Environ. Technol. Lett.*, 9, 337-350.
- SURUGUE N., 1997. Dynamique de l'écoulement en rivière et développement végétal. Mém. 3<sup>ème</sup> année, ENGEES, Strasbourg, 101 p.
- SUTTON D.L., BINGHAM S.W., 1970. Uptake of diquat in parrotfeather. *Hyacinth control j.*, 8, 2-4.
- TESTARD P., 1995. Rôle des macrophytes littoraux dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres, pp.296-326. In : POURRIOT R. et MEYBECK M. Limnologie générale. Masson, Paris.
- THIÉBAUT G., ROLLAND T., ROBACH F., TREMOLIERES M., MULLER S., 1997. Quelques conséquences de l'introduction de deux espèces de macrophytes, *Elodea canadensis* Michaux et *Elodea nuttallii* St. John, dans les écosystèmes aquatiques continentaux : exemple de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (nord-est de la France). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345, 441-452.
- VAN DER BORGHT P., SKA B., SCHMITZ A., WOLLAST R., 1982. Eutrophisation de la rivière Semois : le développement de *Ranunculus* et ses conséquences sur l'écosystème aquatique. In : SYMOENS J.J., HOOPER S.S., COMPÈRE P. (Eds.). Studies on aquatic vascular plants, 340-345, Royal botanical society of Belgium, Brussels.
- VAN WIJK R.J., 1986. Life cycle characteristics of *Potamogeton pectinatus* L. in relation to control. In : E.W.R.S. (ed.). 7<sup>th</sup> symposium on aquatic weeds, 375-380, E.W.R.S., Wageningen.
- WALLSTEN M., FORSGREN P.O., 1989. The effects of increased water level on aquatic macrophytes. *J. Aquat. Plant Manag.*, 27, 32-36.
- WATSON D., 1987. Hydraulic effects of aquatic weeds in U.K. rivers. *Regul. Riv. Res. Manag.*, 1, 211-227.
- WELCH I.M., BARRETT P.R.F., GIBSON M.T., RIDGE I., 1990. Barley straw as an inhibitor of algal growth. I. Studies in the Chesterfield Canal. *J. Appl. Phycol.*, 2, 231-239.
- WESTLAKE D.F., 1966. The light climate for plants in rivers. In : BAINBRIDGE R. and EVANS G.G. (Eds.), Light as an ecological factor. Blackwell Scientific Publications, 99-119.