

N°
Année 2001

MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

THESE

Pour obtenir le grade de

Docteur du Muséum National d'Histoire Naturelle

Discipline : Ecologie, Gestion des milieux et Biodiversité

Par

Cécile OTTO-BRUC

VEGETATION DES ETANGS DE LA BRENNE (INDRE)

INFLUENCE DES PRATIQUES PISCICOLES A L'ECHELLE DES COMMUNAUTES
VEGETALES ET SUR UNE ESPECE D'INTERET EUROPEEN :

CALDESIA PARNASSIFOLIA (L.) PARL.

Présentée et soutenue publiquement le 3 juillet 2001

Directeur de thèse : Jean-Claude LEFEUVRE

Composition du jury :

Jean-Claude LEFEUVRE

Jacques HAURY

Bernard CLEMENT

Jean-Bernard LACHAVANNE

Bruno DUMEIGE

Didier LE CŒUR

Jean SERVAN

Professeur au M.N.H.N. et à l'Univ. Rennes 1

Professeur à l'E.N.S.A.R.

Maître de Conférences à l'Univ. Rennes 1

Professeur à l'Univ. Genève

Resp. Service Environnement du P.N.R. Brenne

Maître de Conférences à l'E.N.S.A.R.

Maître de Conférences au M.N.H.N.

Président

Codirecteur

Rapporteur

Rapporteur

Examinateur

Examinateur

Examinateur

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Jean-Claude LEFEUVRE, professeur au Muséum National d'Histoire Naturelle et à l'Université de Rennes 1 ainsi que Jacques HAURY, professeur à l'École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, qui ont accepté d'être les directeurs de ma thèse et qui ont su répondre à mes sollicitations, en dépit de leurs multiples responsabilités.

J'exprime également ma sincère reconnaissance aux membres du jury :

- *Bernard CLEMENT, Maître de Conférences à l'Université de Rennes 1, qui, au cours de ce travail, a fait preuve d'une grande disponibilité pour chacune de mes requêtes, en acceptant, en particulier, d'être le rapporteur de cette thèse,*
- *Jean-Bernard LACHAVANNE, Professeur à l'Université de Genève, d'avoir accepté d'être le rapporteur de ma thèse et de m'avoir fait partager les récents travaux de son équipe en matière de conservation et de gestion de la biodiversité dans les étangs et petits lacs de Suisse,*
- *Bruno DUMEIGE, Responsable du Service Environnement du Parc Naturel Régional de la Brenne, qui est à l'initiative du thème de recherche et, par conséquent, sans lequel ce travail n'aurait pu voir le jour,*
- *Didier LE CŒUR, Maître de Conférences à l'École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, pour son aide, ô combien précieuse, lors de l'analyse informatique finale des données (initiation au logiciel Canoco),*
- *Jean SERVAN, Maître de Conférences au Muséum National d'Histoire Naturelle, pour l'aide efficace et les précieux conseils qu'il m'a prodigués tout au long de ma thèse.*

*Par ailleurs, je remercie très chaleureusement François PINET du Parc naturel régional de la Brenne, qui a toujours témoigné un grand intérêt pour mon sujet et qui, par son soutien technique, sa participation active dans l'étude de *Caldesia parnassifolia* et dans la relecture du manuscrit, a largement contribué à améliorer ce document.*

Je tiens également à exprimer mes plus sincères remerciements à Vincent GAUDILLAT. Au-delà de son aide technique, qu'il sache que je lui suis infiniment reconnaissante de m'avoir sans cesse encouragée. Je garde un souvenir bien sympathique (mais c'est un euphémisme !) des quelques jours passés ensemble sur le terrain, à l'exception, peut-être, de notre face à face surréaliste avec la faune locale, qui fort heureusement s'est achevé sans trop de dommages...

Merci de tout cœur à Francis OLIVEREAU pour ses encouragements et son soutien moral qui ont beaucoup comptés pour moi.

Daniel CHICOUENE m'a été d'une aide précieuse en sa qualité de relecteur assidu et de botaniste hors-pair. Ses remarques, riches d'enseignements, m'ont permis d'améliorer très nettement une partie de ce mémoire. Je l'en remercie très sincèrement.

Je témoigne également toute ma reconnaissance envers Jean-Michel DREUILLAUX et Pierre PLAT, fins connaisseurs de la flore brennouse, qui m'ont fait partager, avec enthousiasme et bienveillance, leurs connaissances des milieux et des espèces de la région.

Merci à Benoît PELLE pour son aide technique et pour m'avoir fait profiter de son expérience et de ses travaux concernant la gestion piscicole des étangs de la Brenne.

Grand merci à Joël DEBERGE, Emmanuel GOETGHELUCK et Tony WILLIAMS qui m'ont aidée à me sortir de l'embarras suite à quelques ennuis techniques sur le terrain... Je remercie également de tout cœur Tony d'avoir accepté d'assurer la traduction du résumé de ma thèse, rédigé dans sa langue maternelle. De même, merci à Ivan BERNEZ et Philippe CHATENET, pour leurs conseils bien utiles d'anciens doctorants et pour m'avoir fait partager leur expérience personnelle.

Je tiens à remercier très chaleureusement Chantal, Chedlya, Jeanne et Julie, du laboratoire d'Evolution des Systèmes Naturels et Modifiés qui, avec gentillesse et efficacité, m'ont facilité bien des tâches, notamment administratives, que l'éloignement géographique rendaient parfois bien difficile à résoudre. Grand merci à Doanh BACCAM, de la Station de Traitement et de Production d'Images du Muséum, pour son soutien technique et ses conseils concernant la préparation de mes interventions orales (colloque, soutenance de thèse).

Merci à Georges ROUX du laboratoire d'Ecologie Végétale de Paris-Sud Orsay, pour m'avoir initiée à l'utilisation du logiciel Anaphyto lors du traitement informatique des données phytosociologiques et pour m'avoir consacré autant de temps ! Je remercie également Jean-Paul BRIANE, pour ses conseils concernant l'utilisation de ce même logiciel.

Jean-François MARTIN, de la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt du Centre, m'a aimablement fait profiter, à maintes reprises, de ses connaissances et de son expérience d'hydrobiologiste, spécialiste des étangs de la Brenne. Je lui témoigne ici toute ma gratitude.

Merci également à Jean-Michel POLI, de la Station Expérimentale Piscicole Interrégionale du Blanc (S.E.P.I.B.), qui a réalisé les analyses physico-chimiques de l'eau pour les paramètres azote total et phosphore total, et qui a répondu à chacune de mes sollicitations. De même, je remercie Samuel MOREAU et Gaël SAGAN de l'U.M.R. d'Ecologie et Biologie de la Conservation à l'Université de Rennes 1, pour la réalisation des analyses de sédiments.

Gérard AYMONIN, du laboratoire de Phanérogamie au Muséum National d'Histoire Naturelle, m'a été d'un grand secours lors de mes recherches bibliographiques concernant Caldesia parnassifolia. Je lui en suis très reconnaissante.

Je remercie également Geneviève BEDOUCHA du C.N.R.S. d'Ivry-sur-Seine, Anne LE FUR, de l'A.F.D.E.C. à Paris, qui m'ont aimablement autorisé à utiliser leur carte représentant le réseau hydrographique de la Brenne.

Par ailleurs, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont bien voulu répondre à mes sollicitations sur des thèmes de recherches précis (leur contribution est désignée dans le texte sous l'appellation de communication personnelle) ou pour la documentation qu'ils m'ont fournie :

- *D. AESCHIMANN (Conservatoire et Jardin botaniques, Genève),*
- *D. BANAS (Université Metz),*
- *J. BARBE (C.E.M.A.G.R.E.F., Lyon),*
- *C. BOTTE (C.E.S.A., Tours),*
- *J. BROYER (O.N.C., Birieux),*
- *T. CAQUET (Université Paris-Sud),*
- *J.M. COUDERC (Université Tours),*
- *L. CURTET (O.N.C., Birieux),*
- *J.P. DARREAU (Poulligny-St-Pierre),*
- *M. DAUDON (L.P.O., Rochefort),*
- *G. DUTARTRE (Parc Botanique, Lyon),*
- *B. DE FOUCAULT (Université Lille),*
- *B. GRILLON (Indre-Nature, Châteauroux),*
- *J. GUITTET (Université Paris-Sud),*
- *G. MASSON (Université Metz),*
- *P. MAUBERT (C.D.P.N.E., Blois),*
- *O. SCHLUMBERGER (C.E.M.A.G.R.E.F., Montpellier),*
- *J.M. TISON (Isle d'Abeau),*
- *E. TOURNIER (Seasons, Paris)*
- *J.C. TOURNAYRE (Novartis Agro, Paris),*
- *J. TROTIGNON (L.P.O., Rochefort),*

ainsi que le personnel du laboratoire de Phanérogamie au Muséum National d'Histoire Naturelle, de la Chambre d'Agriculture de l'Indre, de la Station Météo-France de Châteauroux-Déols et du Syndicat d'Assainissement et de Mise en Valeur de la Brenne.

Je remercie également le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement pour son soutien financier.

Enfin, je voudrais clôturer ces remerciements en exprimant ma sympathie et ma sincère gratitude envers toutes les personnes (propriétaires, locataires, gardes et négociants des 42 étangs prospectés) qui m'ont autorisé l'accès à leur(s) étang(s). Merci de m'avoir accueillie si chaleureusement et de s'être prêtés au jeu, quelque peu rébarbatif, de l'enquête... Je garde un souvenir bien agréable de leur rencontre qui a rendu ce travail des plus stimulants et enrichissants.

Aussi, merci pour les invitations aux pêches d'étangs, les carpes, les écrevisses, l'inoubliable « brochet au beurre blanc », les cafés chauds ou les boissons fraîches après une dure journée de prospection (et non pas le traditionnel verre de rouge !)... Merci de m'avoir fait découvrir de véritables petits trésors cachés au sein des anodontes, et tout simplement, de m'avoir témoigné autant de gentillesse.

SOMMAIRE

| | Page |
|--------------------------|-----------|
| Remerciements..... | 3 |
| Sommaire..... | 7 |
| Avant-propos..... | 11 |
| Introduction..... | 15 |

Première partie : PROBLEMATIQUE, SITE ET METHODES D'ETUDE..... 19

Chapitre I : CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET PROBLEMATIQUE 21

- I. D'une approche par compartiment à une vision plus globale
de l'écosystème « étang » : les apports de la bibliographie..... 21
- II. Mesures de conservation de la végétation des étangs..... 46
- III. Un cadre conceptuel de travail..... 47

Chapitre II : SITE, METHODES ET MATERIELS..... 53

- I. Présentation du site d'étude..... 53
- II. Choix des étangs..... 65
- III. Collecte des données..... 68
- IV. Traitement des données..... 75

Seconde partie : ANALYSE DE L'ECOSYSTEME « ETANG » A DIFFERENTS NIVEAUX D'INTEGRATION..... 83

Chapitre III : CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET ANTHROPIQUES..... 85

- I. Généralités..... 85
- II. Gestion piscicole..... 87
- III. L'agrainage des oiseaux d'eau..... 97
- IV. Projets des exploitants..... 97
- V. Historique de la gestion des étangs..... 98
- VI. Typologie en fonction des caractéristiques générales..... 98
- VII. Typologie des étangs en fonction des facteurs anthropiques..... 101
- VIII. Conclusion..... 105

| | |
|--|---------|
| <u>Chapitre IV</u> : CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES..... | 107 |
| I. Physico-chimie de l'eau..... | 107 |
| II. Physico-chimie des sédiments | 115 |
| III. Typologie des étangs | 116 |
| IV. Conclusion..... | 120 |
| <u>Chapitre V</u> : CARACTERISTIQUES PHYTOSOCIOLOGIQUES..... | 123 |
| I. Mise en évidence des unités phytosociologiques | 123 |
| II. Recouvrement des communautés végétales..... | 123 |
| III. Synécologie des groupements végétaux | 124 |
| IV. Typologie symphytosociologique des étangs..... | 190 |
| V. Végétation des étangs : synthèse..... | 193 |
| Conclusion de la deuxième partie..... | 195 |

Troisième partie :
APPROCHE SPECIFIQUE : ETUDE DE *CALDESIA*
***PARNASSIFOLIA* (L.) Parl. ET DE SES POPULATIONS..... 195**

| | |
|--|---------|
| <u>CHAPITRE VI</u> : CARACTERISTIQUES DE L'ESPECE : | |
| LES APPORTS DE LA BIBLIOGRAPHIE..... | 197 |
| I. Diagnose..... | 197 |
| II. Répartition géographique et problèmes taxinomiques..... | 198 |
| III. Caractéristiques biologiques..... | 200 |
| IV. Position au sein des communautés végétales..... | 205 |
| <u>CHAPITRE VII</u> : RESULTATS ET DISCUSSION | 207 |
| I. Caractéristiques biologiques | 207 |
| II. Stratégies de reproduction..... | 209 |
| III. Données écologiques..... | 210 |
| IV. L'espèce au sein des communautés végétales..... | 221 |
| V. État et variations temporelles des populations en Brenne..... | 225 |
| VI. Causes possibles de fluctuation des populations de l'espèce et perspectives de recherches..... | 229 |
| Conclusion de la troisième partie. | 236 |

Quatrième partie :
INFLUENCE DES ACTIVITES HUMAINES SUR LES
GROUPEMENTS VEGETAUX ET LA FLORE DES ETANGS.. 239

| | |
|---|-----|
| <u>CHAPITRE VIII</u> : CROISEMENT MANUEL DES TYPOLOGIES INDEPENDANTES D'ETANGS..... | 241 |
| I. Typologie en fonction des caractéristiques physiques, anthropiques, physico-chimiques et phytosociologiques des étangs..... | 241 |
| II. Position de <i>Caldesia parnassifolia</i> au sein de la typologie..... | 245 |
| <u>CHAPITRE IX</u> : CROISEMENT DES DONNEES PHYTOSOCIOLOGIQUES ET ENVIRONNEMENTALES..... | 247 |
| I. Analyse sur l'ensemble des variables environnementales..... | 247 |
| II. Analyses par type de variables environnementales..... | 250 |
| Conclusion de la quatrième partie..... | 258 |

Cinquième partie :
FACTEURS ANTHROPIQUES ET VEGETATION DES
ETANGS DE LA BRENNE : DISCUSSION ET CONCLUSION 261

| | |
|--|-----|
| <u>CHAPITRE X</u> : APPORTS ET LIMITES DES METHODES D'ETUDE..... | 263 |
| I. L'approche compartimentale..... | 263 |
| II. L'approche spécifique : <i>Caldesia parnassifolia</i> | 268 |
| III. L'approche fonctionnelle de l'écosystème « étang » | 270 |
| <u>CHAPITRE XI</u> : DETERMINISME DE LA COMPOSITION FLORISTIQUE DES ETANGS..... | 278 |

| | |
|------------------------------|-----|
| Bibliographie..... | 285 |
| Annexes..... | 305 |
| Table des figures..... | 419 |
| Liste des tableaux..... | 423 |
| Liste des photographies..... | 426 |
| Table des annexes | 427 |
| Table des matières..... | 428 |

AVANT-PROPOS

Ce travail a été mené en partenariat avec le Parc naturel régional de la Brenne. La Grande Brenne (ou Brenne des étangs) a été proposée pour participer à hauteur de 58 000 hectares au sein du réseau Natura 2000 au titre de la Directive « Habitats » (92/43/CEE). Un document d'objectifs a été finalisé par le Parc en 1998 pour le site de la Grande Brenne. Il comprend 45 mesures destinées à assurer la conservation des 23 habitats « naturels » et des 26 espèces figurant dans les annexes de la Directive et présents en Brenne.

Cette recherche s'inscrit dans le cadre des mesures visant à améliorer les connaissances des milieux aquatiques du site (mesure 8 : étude des communautés à hydrophytes et 9 : étude de l'évolution globale des milieux) et à contribuer à la gestion durable des étangs (mesure 31 : Opération locale pisciculture-environnement).

La mise en œuvre de contrats de gestion visant à concilier préservation de la biodiversité et gestion piscicole nécessite une connaissance fine des relations entre les facteurs abiotiques du milieu, la végétation et les pratiques piscicoles. Or, il n'existe actuellement que peu de données concernant tant l'état de conservation des groupements végétaux remarquables et des espèces rares que l'impact de l'homme sur les communautés végétales des étangs. Afin d'établir des mesures de gestion appropriées, il est indispensable de combler ces lacunes. Ainsi, 42 étangs de la Brenne ont été étudiés au cours de 3 années (1998-1999-2000), permettant une acquisition importante de données.

INTRODUCTION

En constante régression à l'échelle de la planète, les zones humides subissent de multiples dégradations : drainage, rejets urbains et industriels, intensification agricole et piscicole, exploitation minière, dragage et canalisation des cours d'eau, aménagements hydroélectriques, touristiques et portuaires... (Bernard 1994). Si les deux-tiers de la superficie des zones humides françaises ont disparu en un siècle environ (Barnaud 1998), c'est à partir des années 1980 que la régression a été la plus spectaculaire (Lefeuvre 1993). Ces milieux sont pourtant essentiels du point de vue des processus écologiques qui s'y déroulent, mais aussi de par leurs richesses faunistique et floristique. Ils présentent également un intérêt économique, culturel, paysager et récréatif de grande valeur.

Les zones humides englobent des milieux très variés qui ont en commun la présence de l'eau et la faible profondeur de celle-ci (Lefeuvre 1993). Ainsi, l'expression de « zone humide », assez floue, a donné naissance à de nombreuses définitions à caractère écologique, hydrologique ou encore juridique (Loi sur l'Eau 1992, Touffet 1982, Barnaud 1998, Ramade 1998...). Bien que très générale, la définition retenue, en 1973, par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses ressources (U.I.C.N., *in* Lefeuvre 1986, *in* Mermet *et al.* 1986...) est la plus largement admise sur le plan international : les zones humides sont des « terres inondées ou saturées d'eau naturellement ou artificiellement, de façon permanente ou temporaire ; l'eau pouvant être stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée... Lorsqu'il s'agit d'eaux marines ou côtières on doit inclure les zones caractérisées par une profondeur de 6 m à marée basse ». Elles comprennent ainsi les estuaires, les mangroves, les côtes ouvertes, les lacs, les tourbières, les plaines inondables, les marais d'eau douce et les forêts marécageuses (Bernard 1994).

Parmi les marais de plaines intérieures, les étangs sont des plans d'eau aménagés et entretenus par l'homme, peu profonds (moins de 8 mètres, Oertli *et al.* 2000), vidangeables, sans stratification thermique et/ou chimique permanente et offrant la possibilité aux plantes supérieures de se développer sur une grande partie de leur surface (Pourriot & Meybeck 1995).

À l'instar des autres types de zones humides, les étangs sont des espaces multiusages et multifonctionnels (Lefeuvre 1993) : ils assurent une fonction socio-économique (pisciculture, chasse, activités de loisirs...), jouent un rôle dans la régulation de la ressource en eau (recyclage et stockage des éléments nutritifs, collecte des eaux pluviales, rôle de tampon hydrographique...) et contribuent à la diversité biologique (Le Neveu & Lecomte 1990, Anonyme 1998). En particulier, ces écosystèmes abritent un patrimoine naturel de grand intérêt : la présence de zones de transition « terre-eau » conjuguée aux variations des conditions hydriques permet l'implantation d'une grande diversité d'espèces végétales. Ils représentent également un site d'accueil et de reproduction pour de nombreuses espèces animales (oiseaux d'eau, amphibiens, insectes...) (Anonyme 1998).

Parmi les régions d'étangs françaises (Bourbonnais, Brenne, Bresse, Dombes, Forez, Dordogne, Sologne, Woëvre...), la Brenne (région Centre, département de l'Indre) a été classée par l'U.I.C.N. au quatrième rang des zones humides d'importance internationale et

désignée au titre de la Convention de Ramsar¹ en 1991. C'est une région naturelle d'environ 140 000 ha qui se caractérise par la présence de près de 2000 étangs, principalement à vocation piscicole. Ces plans d'eau abritent un patrimoine biologique exceptionnel, avec, en particulier, la présence de communautés et d'espèces végétales aquatiques et amphibiens inscrites aux annexes I et II de la Directive européenne « Habitats » (92/43/CEE). L'existence de ce patrimoine est, par ailleurs, à l'origine de la création du Parc Naturel Régional de la Brenne en 1989.

Contrairement aux autres zones humides, certaines régions d'étangs françaises comme la Brenne connaissent une augmentation du nombre de leurs plans d'eau depuis quelques décennies (Broyer comm. pers.) : ces étangs sont essentiellement destinés à la chasse au gibier d'eau, représentant pour les propriétaires une source de revenu importante. En dépit de cette multiplication d'étangs, ces écosystèmes n'en connaissent pas moins une dégradation liée notamment à l'atterrissement, l'eutrophisation du milieu et à la destruction mécanique et chimique de la végétation. Plusieurs facteurs sont évoqués : l'abandon de l'exploitation piscicole des étangs dans les secteurs en déprise, la spécialisation vers des filières piscicoles plus optimisées, la réalisation de certains aménagements, l'artificialisation de l'activité cynégétique... (Anonyme 1998).

En Brenne, les progrès techniques enregistrés en matière de pisciculture, surtout depuis la seconde moitié du XX^e siècle, sont évoqués comme des facteurs de dégradation du patrimoine naturel des étangs. En effet, la plupart des étangs sont voués à la pisciculture qui, bien que traditionnellement extensive (100 à 150 kg/ha/an de poissons), présente actuellement différents modèles techniques allant jusqu'à une forme de gestion stimulée permettant d'accroître nettement la productivité (environ 200 à 400 kg/ha/an). Or, certains éléments de la littérature indiquent que ces évolutions s'effectueraient aux dépens des richesses naturelles associées aux étangs : Duvigneaud (1986b) et Géhu & de Foucault (1988) dénoncent, par exemple, la disparition et l'appauvrissement considérable de certains groupements végétaux inféodés aux étangs.

Cependant, ces constats de dégradation biologique ne sont pas fondés sur des études scientifiques approfondies et rares sont les recherches menées sur le sujet en étang. En effet, les travaux scientifiques concernant l'influence des activités humaines sur la végétation en eau stagnante se rapportent essentiellement aux lacs, en particulier avec les travaux précurseurs en écologie de Forel (1892), sur le lac Léman et de Forbes (1925) et Lindeman (1942), sur les lacs du Middle West aux États-Unis (Drouin 1991, Deléage 1991).

Seule une prise en compte de l'écosystème « étang » avec une approche fonctionnelle permettrait d'apporter des arguments scientifiques face à ces constats de dégradations du patrimoine biologique. Or, les recherches menées en étang sont majoritairement spécialisées : des études spécifiques ont été menées sur les étangs à partir de la seconde moitié du XX^e siècle concernant, notamment, la pisciculture (Schäperclaus 1962, Huet 1970, Arrignon 1976...), l'ethnologie (Prévotaux 1971, Bérard & Marchenay 1982, Barrère 1983...), l'hydrobiologie (Wurtz 1962, Studer 1974, Ugolini 1977, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, ...), l'économie (Boiron 1989...), la botanique et la phytosociologie (Corillion 1948ab, Lenoir 1958, Corillion & Guerlesquin 1969, Royer 1974, Mériaux 1978, Gesan 1978,

¹ Traité intergouvernemental qui constitue le cadre de la coopération internationale en matière de conservation des zones humides. La convention, qui concerne 122 pays et 1029 sites (78 214 445 ha) en juillet 2000, a été signée à Ramsar (Iran) en 1971 (Anonyme 2000).

Felzines 1982, Bareau 1982, Clément & Touffet 1983, Dumont 1983, Duvigneaud 1986a, Schaefer 1986, Géhu & Bournique 1987...), etc.

Ainsi, la grande majorité des recherches a d'abord consisté en des études compartimentales : l'idée d'adopter une approche fonctionnelle de l'écosystème « étang » est relativement récente et n'est, par conséquent, à l'origine que de rares travaux scientifiques (Sevrin-Reyssac 1985, 1989 en Brenne, Broyer *et al.* 1997 en Dombes, Anonyme 1996 en Woëvre, Oertli *et al.* 2000 en Suisse...). De fait, contrairement aux lacs et aux grands axes fluviaux (P.I.R.E.N.²), les étangs n'ont jamais donné lieu à de grands programmes de recherche scientifique en France (Lefeuvre comm. pers.).

Cette étude s'inscrit dans une problématique générale de maintien et de valorisation d'une gestion durable et multiusages de l'étang piscicole en eau douce qui peut être énoncée de la manière suivante : comment concilier les activités économiques exercées sur les zones humides écologiquement remarquables avec la préservation du milieu naturel ? Plus précisément, le présent travail a pour objectif d'analyser les paramètres naturels et liés à la gestion piscicole susceptibles d'influencer la végétation des étangs de la Brenne.

Au cours de 3 années (1998, 1999 et 2000), 42 étangs de la Brenne ont été étudiés en fonction de 4 domaines de recherche : les caractéristiques physiques des étangs, les activités humaines exercées sur les étangs, la qualité de l'eau et du sédiment et l'ensemble des communautés végétales présentes sur les plans d'eau (végétation aquatique, amphibie et parfois terrestre).

La première partie est consacrée, dans un premier temps, à une revue bibliographique présentant les principaux résultats obtenus dans les divers domaines de recherches abordés au cours de cette étude (chapitre I). La problématique s'accompagne ensuite de la formulation des hypothèses et postulats de travail fondés, en partie, à partir des acquis bibliographiques. La présentation du site d'étude et de la méthodologie employée est développée dans le chapitre II.

Le plan, qui s'inscrit dans une perspective fonctionnelle, s'articule ensuite selon une approche spatiale, de l'échelle du compartiment à une vision plus globale de l'écosystème « étang ». Ainsi, l'étude de cet écosystème est d'abord envisagé selon 4 principaux axes de recherches :

- Étude des caractéristiques physiques des étangs et des activités humaines, en particulier des pratiques piscicoles (chapitre III),
- Estimation de la qualité physico-chimique de l'eau et du sédiment (chapitre IV),
- Étude phytosociologique (chapitre V).

Les résultats de ces recherches, menées par compartiment et aboutissant à des typologies indépendantes d'étangs, font l'objet de la **deuxième partie**.

Une attention particulière a été portée à une hydrophyte méconnue, rarissime en Europe Occidentale et dont les populations sont majoritairement situées en Brenne : *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl. (Alismataceae).

² Programme Interdisciplinaire de Recherche en Environnement au C.N.R.S (1978).

Les résultats concernant la biologie, l'écologie et les variations temporelles des populations de cette espèce depuis le début du XX^e siècle en Brenne sont présentés dans la **troisième partie** de ce travail (chapitres VI). Les causes possibles des fluctuations des populations de l'espèce constatées dans la région sont discutées dans le chapitre VII.

L'approche fonctionnelle est adoptée dans la **quatrième partie** qui vise à cerner l'influence des pratiques piscicoles sur les communautés végétales des étangs et sur *Caldesia parnassifolia*. À cette fin, deux méthodes sont utilisées : le croisement, d'une part des typologies indépendantes d'étangs (chapitre VIII), d'autre part, des données floristiques et environnementales par Analyse Canonique des Correspondances (chapitre IX).

Enfin, les principaux résultats obtenus au terme de ce travail sont synthétisés dans la **cinquième partie**. Les apports et les limites des méthodes utilisées sont discutés en reprenant chacun des postulats et hypothèses de travail, qu'ils soient testés ou non en Brenne et des perspectives de recherche sont proposées (chapitre X). Ces résultats permettent de préciser le déterminisme de la composition floristique des étangs de la Brenne (chapitre XI).

Première partie

**PROBLEMATIQUE, SITE ET
METHODES D'ETUDE**



Chapitre I : CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET PROBLEMATIQUE



Chapitre II : SITE, METHODES ET MATERIELS

Chapitre I

CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET PROBLEMATIQUE

L'approche spatiale, de l'échelle du compartiment à une vision plus globale de l'écosystème « étang » a été adoptée comme ligne conductrice pour la construction de la revue bibliographique, présentée ci-après.

La démarche consiste à présenter, dans un premier temps, les principaux résultats obtenus dans les divers domaines de recherches abordés dans le cadre de cette étude : la végétation et la qualité de l'eau ainsi que leurs interrelations (I.1.) ; la pisciculture en étang (I.2.). Les travaux concernant l'influence des activités humaines sur la flore et la végétation des eaux stagnantes, relevant d'une approche plus globale, sont présentés dans le paragraphe I.3. Enfin, les mesures de conservation proposées dans la littérature, tant à l'échelle des communautés végétales que de l'espèce *Caldesia parnassifolia*, sont évoquées dans le paragraphe II.

I. D'UNE APPROCHE PAR COMPARTIMENT À UNE VISION PLUS GLOBALE DE L'ECOSYSTEME « ETANG » : LES APPORTS DE LA BIBLIOGRAPHIE

I.1. TRAVAUX SUR LA VEGETATION DES EAUX DOUCES STAGNANTES

I.1.1. Définitions de l'étang et de son écosystème

❖ *L'étang*

L'encyclopédie Larousse indique qu'un étang (de l'ancien français « *estanchier* », étancher) est une « étendue d'eau stagnante, naturelle ou artificielle, généralement de dimensions et de profondeur plus faibles qu'un lac ».

De fait, la distinction entre lac et étang n'est pas toujours clairement établie comme le soulignent Pourriot & Meybeck (1995) : « le terme étang (du vieux français de langue d'Oc, « *estanc* », arrêter l'eau) recouvre souvent celui de lac dans diverses régions, tels par exemple les étangs landais (Aquitaine) qui sont, en fait, des lacs côtiers ou les étangs méditerranéens en relation avec la mer (étangs de Thau, de Berre) qui sont des lagunes. Pour éviter toute confusion, le terme étang devrait être limité aux plans d'eau artificiels peu profonds (moins de 2 mètres), vidangeables donc sans stratification thermique et/ou chimique permanente, où les macrophytes peuvent se développer ; ces étangs sont généralement à usage piscicole ».

La définition de l'étang est, en effet, étroitement liée à sa vocation principale, la production de poissons. Balvay (1980) définit l'étang « comme une masse d'eau artificiellement stagnante, plus ou moins complètement vidangeable à une fréquence variable et destinée à l'élevage des poissons... ».

Certaines caractéristiques physiques et techniques permettent également de définir ce milieu particulier : « un étang est une pièce d'eau dont la profondeur maximale est inférieure

à 8 mètres et qui offre la possibilité aux plantes aquatiques supérieures de se développer sur la plus grande partie de la surface des fonds » (Oertli *et al.* 2000) ; ou encore « l'étang est un amas d'eau, maintenu dans une dépression plus ou moins sensible par une construction solide qui s'oppose à son écoulement. L'installation d'un étang repose sur trois principes : amener l'eau et l'écouler, retenir l'eau, exploiter l'eau. » (Barrère 1983).

❖ L'écosystème « étang »

L'écosystème est « un système d'interactions complexe des espèces entre elles et entre celles-ci et le milieu » (Frontier & Pichot-Viale 1993). Selon les mêmes auteurs, l'équation « écosystème = biotope + biocénose » ne serait pas une addition mais plutôt « une relation interactive ».

Le biotope est « l'ensemble des facteurs physiques, chimiques et climatiques relativement constants, constituant l'environnement de la biocénose. Il correspond donc à la composante non vivante d'un écosystème » (Fischesser & Dupuis-Tate 1996). L'étang ne présente pas de stratification stable dans le temps en raison de sa faible profondeur par rapport à sa surface : le brassage de l'eau est important ce qui entraîne l'homogénéisation du milieu (Balvay 1980). Le milieu environnant (figure 1) conditionne les caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'étang. Les facteurs extérieurs sont liés au climat, au bassin versant, à la nature, la structure et la texture du substratum géologique et du sol de l'étang. Des échanges permanents se font entre l'étang et son bassin versant, avec l'air ou les sédiments.

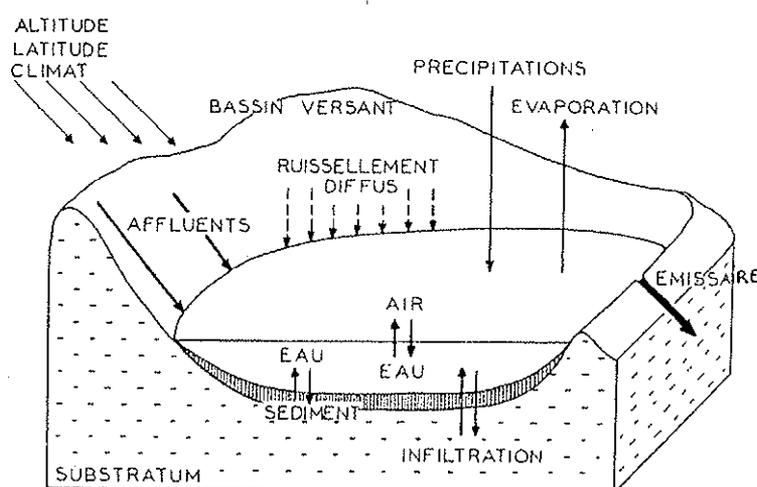


Fig. 1- L'étang et ses relations avec le milieu environnant
(D'après Balvay 1980)

La biocénose est « un groupement d'êtres vivants (plantes, animaux) vivant dans des conditions de milieu déterminées et unis par des liens d'interdépendances. » (Fischesser & Dupuis-Tate 1996). Dans un étang, elle est principalement constituée de poissons, plantes aquatiques, plancton, périphyton³, benthos⁴, necton⁵ et neuston⁶ (figure 2).

³ Périphyton : ensemble des végétaux microscopiques qui vivent sur les plantes aquatiques (roseaux, nénuphars...) (Sevrin-Reyssac 1985).

⁴ Benthos (grec benthos, profond) : ensemble des êtres vivants animaux ou végétaux fixés au fond des eaux (benthos sessile) ou s'en éloignant peu (benthos vagile) (Encyclopédie Larousse).

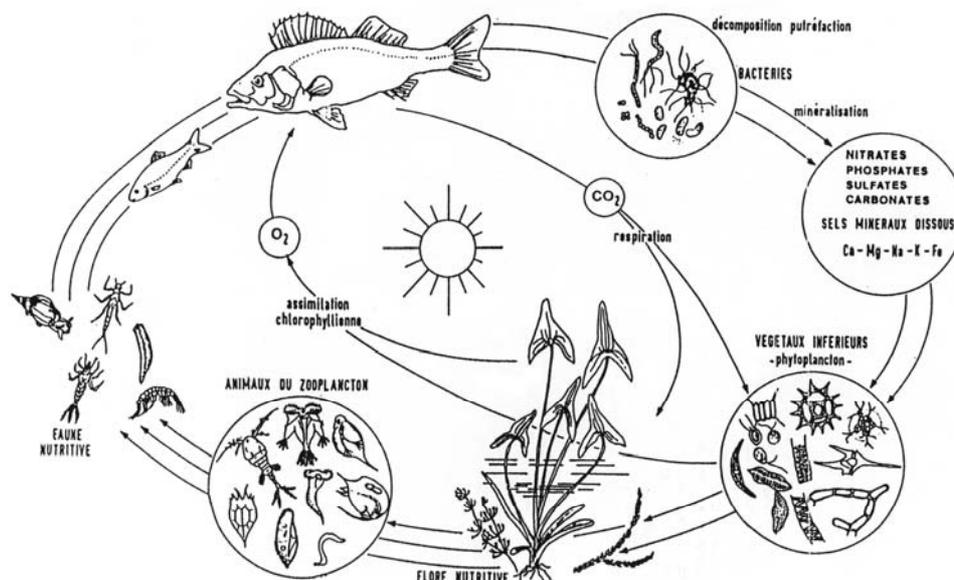


Fig. 2- Schéma représentant les relations trophiques dans l'écosystème étang
(D'après Arrignon 1976)

I.1.2. Les plantes associées aux étangs : définitions et champ d'étude

Les étangs présentent une remarquable diversité floristique liée à la grande hétérogénéité des conditions qu'offre le milieu, depuis les berges jusqu'au centre du plan d'eau (profondeur, type de substrat...). Cette diversité est à l'origine de nombreux termes relatifs à la végétation des étangs dont la définition varie souvent en fonction des auteurs. Quelques définitions, relatives à l'ensemble des plantes associées aux étangs qui sont étudiées dans le présent travail, sont donc proposées afin de lever toute ambiguïté. Un schéma récapitulatif, mettant en relation l'ensemble des termes précédemment définis, est ensuite proposé.

❖ Hydrophytes⁷ (plantes aquatiques)

Au XIX^e siècle, le terme (du grec « *hudôr* », eau et « *phuton* », plante) était employé par certains auteurs pour désigner les algues (Lecoq 1844). A cette même époque, Lecoq & Juillet (1831 *in* Daget & Godron 1977) donnent un sens plus large à la définition des hydrophytes : « on désigne ainsi, d'une manière très générale, les plantes qui croissent dans l'eau ». De même, pour Henderson (1957), le mot est synonyme de « plante aquatique ».

Ces définitions sont cependant assez floues et le terme a donné lieu à de nombreuses autres définitions plus précises (Spence 1964, Bartley & Spence 1987, Barrat-Segretain 1996...), parmi lesquelles celle de Cook (1983) : « les hydrophytes regroupent toutes les ptéridophytes (fougères et plantes alliées) et les spermatophytes qui ont, **en permanence ou,**

⁵ Necton : ensemble des organismes animaux de taille moyenne ou grande, capables de se déplacer activement dans l'eau de mer, par opposition au plancton (Encyclopédie Larousse).

⁶ Neuston (grec *neustos*, qui nage) : ensemble des organismes vivants, généralement très petits, qui vivent habituellement au-dessus ou au-dessous du film de surface des eaux calmes (Encyclopédie Larousse).

⁷ Les noms en « -phytes » peuvent être indifféremment employés au masculin ou au féminin (Da Lage 1996a).

au moins durant plusieurs mois chaque année, leurs parties d'organes chlorophylliens, soit dans l'eau, soit à la surface de l'eau »⁸. Dans ce cas, Cook (1983) restreint la définition aux plantes vasculaires mais elle peut, en fait, être élargie à l'ensemble des végétaux. Cette définition sera retenue dans le cadre de ce travail.

Luther (1949) a établi une classification des plantes aquatiques basée sur leur mode de fixation au substrat :

1. Les haptophytes : plantes ne pénétrant pas dans le substrat avec leurs parties basales mais attachées à la surface de rochers, de bois ou toute sorte d'autres substrats solides, telles les algues, les mousses ou les hépatiques (*Fontinalis*, *Scapania undulata* ...).
2. Les rhizophytes : plantes dont les parties basales pénètrent dans le substrat ou le recouvrent ; le groupe comprend la majorité des phanérogames et de nombreuses algues (l'auteur y inclus les characées).
3. Les planophytes : plantes flottant librement dans l'eau et dont les organes sont submergés ou flottants à la surface de l'eau. L'auteur subdivise ce groupe :
 - a. Les planctophytes microscopiques (algues)
 - b. Les pleustophytes macroscopiques : plantes flottants librement entre le fond et la surface de l'eau (*Lemna trisulca*, *Riccia fluitans*, *Utricularia vulgaris*, *Ceratophyllum demersum*...) ou plantes flottants à la surface de l'eau (*Lemna minor*, *Hydrocharis morsus ranae*, *Azolla filiculoides*...).

Les plantes aquatiques peuvent présenter des variations morphologiques en fonction des conditions écologiques (hauteur de la lame d'eau notamment) ; par exemple, certaines espèces, telles *Callitriche* ou *Ranunculus* subg. *Batrachium*, possèdent parfois des accommodats d'émersion. Ainsi, d'autres systèmes de classification prenant en compte les adaptations éco-morphologiques des espèces ont été réalisés (Mäkarinta 1978, Den Hartog & Segal 1964, Den Hartog & Van Der Velde 1988). Par exemple, parmi les 18 types éco-morphologiques associés aux eaux douces décrits par Den Hartog & Van Der Velde (1988), on peut citer notamment :

Parmi les pleustophytes :

- Les lemnides : petites plantes flottant librement à la surface de l'eau, à frondes réduites dont la partie supérieure est adaptée au métabolisme aérien et la partie inférieure, à la vie dans l'eau (ex : *Spirodela*, *Wolffia*, *Lemna*, *Azolla*, *Ricciocarpus natans*...).
- Les cératophyllides : plantes submergées aux feuilles finement divisées, sans feuilles flottantes, proches de la surface en été mais plongeant au fond de l'eau en hiver, hibernant *via* des turions (ex : *Ceratophyllum*, *Utricularia*, *Aldrovandia*).

Parmi les rhizophytes :

- Les isoétides : plantes à courte tige, à rosette de feuilles radicales raides avec de larges lacunes aérifères, avec ou sans stolons (ex : *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*).
- Les élodéides : plantes submergées sans rhizome, avec des racines verticales caulescentes et un verticille de feuilles linéaires ou oblongues (ex : *Elodea*).

⁸ "The term aquatic plant is taken to include all Pteridophyta (ferns and fern allies) and Spermatophyta whose photosynthetically active parts are permanently or, at least, for several months each year either submerged in water or floating on the water surface".

- Les myriophyllides : plantes caulescentes avec feuilles submergées finement divisées et sans feuilles flottantes spécialisées (ex : *Myriophyllum*, *Ranunculus circinatus*, *Hottonia palustris*).
- Les batrachides : plantes caulescentes avec feuilles flottantes spécialisées et feuilles submergées finement divisées (tendance à développer des formes terrestres) (ex : *Ranunculus* subg. *Batrachium*).
- Les nymphaeïdes : plantes à tige peu ou pas ramifiée, à feuilles flottantes longuement pétiolées, parfois aussi avec des feuilles submergées linéaires, lancéolées ou orbiculaires (ex : *Nymphaea*, *Nuphar*, *Nymphoides*, *Potamogeton natans*, *P. gramineus*, *P. nodosus*, *Luronium natans*, *Caldesia parnassifolia*).

Or, certaines espèces peuvent appartenir à des types éco-morphologiques différents (ex : *Elodea canadensis* est normalement considéré comme un élodéide mais, si ses racines sont détachées, l'espèce peut se comporter comme un cératophyllide ; de même *Polygonum amphibium* peut apparaître tant comme un nymphaeïde que sous une forme terrestre) (Den Hartog & Segal 1964).

Comme le souligne Daniel (1998), ces classifications sont sources d'ambiguïtés dans la mesure où, d'une part, elles font parfois appel à des critères plus systématiques que morphologiques et où, d'autre part, certaines espèces présentent une plasticité morphologique très importante.

En revanche, **Arber** (1920) a établi une classification hiérarchique plus précise, fondée sur la biologie des Angiospermes hydrophytes, illustrant le degré d'adaptation des végétaux au milieu aquatique. Cette classification est basée sur la présence ou l'absence de plusieurs critères : fixation au substrat, tige aquatique, types de feuilles, situation de l'inflorescence. Ainsi, deux principaux groupes d'hydrophytes sont distingués :

- Les plantes enracinées au substrat, qui sont ensuite distinguées suivant le type de feuilles (submergées, flottantes, terrestres) et la position de l'inflorescence (dans ou hors de l'eau),
- Les plantes non fixées au substrat et vivant libres dans l'eau, qui sont ensuite distinguées selon le type de feuilles (flottantes ou submergées) et la présence ou non de racines.

A partir de cette classification, D. Chicouène (comm. pers.) a réalisé un tableau synthétique résumant les différents niveaux hiérarchiques (I et II) (tableau 1).

Cette classification permet également de distinguer différentes catégories d'hydrophytes comme le suggère la définition *sensu lato* du terme qui peut être interprétée comme regroupant les plantes qui ont, **au moins**, des organes végétatifs caractérisés⁹ ou chlorophylliens submergés ou flottants. Ainsi, on peut distinguer (Chicouène comm. pers.) :

- Les hydrophytes partielles ou amphiphytes, **dont une partie** des organes végétatifs caractérisés ou chlorophylliens sont submergés ou flottants (ex : IB, IDi, tableau 1)

⁹ typiques de la plante adulte fertile.

- Les hydrophytes totales (hydrophytes *sensu stricto*), **dont tous** les organes végétatifs caractérisés ou chlorophylliens sont submergés ou flottants et qui sont :
 - soit fixées, à reproduction aquatique (ex : IDiv, IEii, IF)
 - soit libres, à reproduction aquatique ou aérienne (ex : II)
- Les hydrophytes intermédiaires, entre les hydrophytes partielles et totales, qui sont des plantes fixées à organes végétatifs chlorophylliens submergés ou flottants et à reproduction aérienne et qui vivent donc dans une faible épaisseur d'eau (ex : IC, IDii, IDiii, IEi).

Exemples présentés dans le tableau 1, cités par Arber :

Hydrophytes partielles : *Sium latifolium*, *Sagittaria sagittifolia*, *Myriophyllum verticillatum*, *Hippuris vulgaris*...

Hydrophytes intermédiaires : *Nymphaea alba*, *Callitriche verna*, *Potamogeton natans*, *Ranunculus* subg. *Batrachium*, *Myriophyllum* (excepté *M. verticillatum*), *Hottonia palustris* et nombreux autres *Potamogeton*...

Hydrophytes totales : *Stratiotes*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*, *L. gibba*, *Wolffia*, *Lemna trisulca*, *Aldrovandia*, *Utricularia*, *Ceratophyllum*...

Elodea canadensis est une hydrophyte parfois intermédiaire, parfois totale.

❖ Macrophytes

Holmes & Witthon (1977) définissent un macrophyte (du grec « *makros* », grand et « *phuton* », plante) comme « toute plante aquatique observée à l'œil nu et presque toujours identifiable au moment de l'observation¹⁰ ». Au sens étymologique du terme, les macrophytes correspondent effectivement aux plantes de grande taille mais, implicitement, ils sont actuellement considérés comme synonymes de « grandes plantes aquatiques » (Hanson 1962), par opposition au phytoplancton et autres petites algues (Lachavanne & Wattenhofer 1975, Lachavanne 1976, Allaby 1977).

Cependant, comme le souligne Barrat-Segretain (1996), le terme est ambigu. Ainsi, les définitions diffèrent selon les auteurs. D'un point de vue taxonomique, les macrophytes englobent, selon Spence (1967) et Cook *et al.* (1974), les charophytes, les bryophytes, les ptéridophytes et les spermatophytes. Lachavanne *et al.* (1987) et Haury *et al.* (1996) y associent également les algues macroscopiques. En revanche, Köhler (1971) et Köhler & Janauer (1996) ne prennent en compte que les spermatophytes et les charophytes.

Par ailleurs, Spence (1967, 1982) et Barrat-Segretain (1996) s'accordent pour définir un macrophyte comme « une plante dont au moins les parties souterraines sont submergées en permanence¹¹ ». Ceci implique que, en plus des hydrophytes, certaines plantes terrestres sont prises en compte (hémicryptophytes, héliophytes).

¹⁰ «Any aquatic plant observed by the naked eye and nearly always identifiable when observed».

¹¹ «Those types of plants of which their underground parts at least are permanently submerged».

Tab. 1- Classification hiérarchique des hydrophytes selon Arber (1920) mise en tableau par D. Chicouène (comm. pers.).

[...] : interprétation de la part de D. Chicouène, "+" : présence, "-" : absence, "?" : incertain, "R" : racines.

| | | Fixation au substrat | Tige aquatique | Feuilles | | | Inflorescence dans l'eau | Exemples | | |
|-------|------|----------------------------|------------------------------------|---|--------------|----------------------|--------------------------|--|---|---------------------------------|
| | | | | submergées | flottantes | aériennes | | | | |
| I.B. | | + | ? | + | ? | + | - | <i>Sium latifolium</i> | | |
| I.C. | i | | [rhizome, rosette, tige allongée] | + | ? | quand fleurs | - | <i>Sagittaria sagittifolia</i> | | |
| | ii | | | | quand fleurs | ? | - | <i>Nymphaea alba, Callitriche verna, Potamogeton natans, Ranunculus subg. Batrachium</i> | | |
| I.D. | i | | tige allongée | + | - | + pousse aérienne | - | <i>Myriophyllum verticillatum, Hippuris vulgaris</i> | | |
| | ii | | | + | - | - | - | <i>Myriophyllum (excepté M. verticillatum), Hottonia palustris, nombreux Potamogeton</i> | | |
| | iii | | | - <=(+, atteint la surface)=> | | | [+] ? | <i>Elodea canadensis</i> | | |
| | iv | | | + | - | - | + | <i>Najas, Zannichellia, Zostera, Callitriche automnalis, Halophila</i> | | |
| I.E. | i | | rosette | généralement [amphibies] | [-] | [-] | - | <i>Littorella uniflora, Lobelia dortmanna</i> | | |
| | ii | | | | | | +/- | <i>Subularia aquatica</i> | | |
| I.F. | | | [-] | organes chlorophylliens plaqués au substrat | [-] | [-] | + | <i>Tristichaceae et Podostemaceae</i> | | |
| | | Variable selon les saisons | | | | | | <i>Stratiotes</i> | | |
| II.A. | i | - | + R | [variable] | - | + | [-] | - | <i>Hydrocharis morsus-ranae, Spirodela polyrhiza, Lemna minor, L. gibba</i> | |
| | ii | | - R | | | | | | | <i>Wolffia</i> |
| II.B. | i | | + R | | | | | + | - | <i>Lemna trisulca</i> |
| | ii.a | | - R | | | | | + | - | <i>Aldrovandia, Utricularia</i> |
| | ii.b | | | ? | + | <i>Ceratophyllum</i> | | | | |

De même, Ramade (1998) considère toutes les espèces (excepté la majorité des algues filamenteuses), tant cryptogames que phanérogames, qui croissent au niveau des rives et dans l'eau libre des écosystèmes aquatiques.

Ainsi, les auteurs ne semblent pas s'accorder sur une définition précise. Nous retiendrons toutefois la définition de macrophyte au sens de « **grande plante aquatique** » (Hanson 1962, Lachavanne & Wattenhofer 1975, Lachavanne 1976, Allaby 1977), le terme regroupant les charophytes, les bryophytes, les ptéridophytes et les spermatophytes aquatiques ainsi que les algues macroscopiques. Notons que les macrophytes constituent une partie des hydrophytes : ces dernières englobent tant les microphytes (phytoplancton et autres petites algues) que les macrophytes.

❖ Amphiphytes

Le terme amphibie (du grec « *amphibios* », qui vit dans deux éléments), qui date du XVI^e siècle, signifie « capable de vivre à l'air ou à l'eau, entièrement émergé ou immergé » (Dictionnaire Le Petit Robert).

Une amphiphyte est une plante amphibie : De Saint-Pierre (1852) indique que l'on donne l'épithète amphibie aux plantes « en même temps terrestres et aquatiques ou qui peuvent vivre et végéter alternativement, la tige recouverte d'eau ou à l'air libre (ex : *Polygonum amphibium*) ». Une **amphiphyte** est donc **une hydrophyte partielle dans l'espace et/ou dans le temps**. La plante présente des feuillages aériens et aquatiques (hétérophyllie plus ou moins marquée) simultanément et/ou alternativement (alternance soit obligatoire soit facultative pour le cycle de la plante) (Chicouène comm. pers.).

❖ Hélophytes

Selon Raunkiaer (1905)¹², les hydrophytes et les hélophytes sont des formes particulières de cryptophytes (du grec « *kruptos* », caché, « *gamos* » mariage), c'est-à-dire des « végétaux dont les bourgeons ou extrémités de pousses persistants restent couverts, pendant la mauvaise saison, sous une couche de terre d'épaisseur variable suivant les espèces, ou bien au fond de l'eau ».

Les **hélophytes** (du grec « *helos* », marais) sont des cryptophytes « qui croissent toujours, ou tout au moins de préférence, dans l'eau d'où on voit émerger leurs pousses foliaires et florales » ; de plus, ils « protègent leurs bourgeons persistants en les plaçant au fond de l'eau ou dans un sol qui en est imbibé » (Raunkier 1905). L'auteur cite pour exemples : « *Typha, Sparganium, Cyperus, Scirpus, Cladium, Equisetum, Sium, Acorus calamus, Phragmites communis, Ranunculus lingua, Alisma plantago, Sagittaria sagittifolia etc.* ». Toutefois, il est à noter que cette classification n'est pas adaptée à l'ensemble des végétaux. Par exemple, *Phalaris arundinacea*, a, toute l'année, des bourgeons de propagation enfouis dans le sol et en possède d'autres, en végétation, au-dessus du plan d'eau (Chicouène comm. pers.).

¹² Cet auteur a établi une classification de types biologiques, basée en particulier sur le mode de persistance de la plante durant la saison défavorable, sous nos climats, c'est-à-dire selon les espèces, soit le froid hivernal, soit la sécheresse estivale. Les sous-types sont parfois basés sur la saison de végétation.

Le terme « héliophyte » correspond à un type biologique contrairement aux termes « hydrophytes », « amphiphytes » et « macrophytes » qui se rapportent à une signification écologique par rapport à l'eau.

Selon que le feuillage est en partie ou non aquatique, il existe deux types d'héliophytes (Chicouène comm. pers.) :

- Des **héliophytes** qui sont des **amphiphytes** et donc des hydrophytes partielles (ex : *Scirpus lacustris*, *Sagittaria sagittifolia*, *Alisma plantago-aquatica*) : ils présentent des feuillages aériens et aquatiques simultanément et/ou alternativement.
- Des **héliophytes terrestres**, ne possédant que des feuilles chlorophylliennes aériennes (ex : *Typha*, *Phragmites australis*).

❖ Zonation de la végétation

Depuis le centre de la pièce d'eau jusqu'aux berges exondées de l'étang, les espèces se répartissent selon un gradient hydrophile (Felzines 1977). La figure 3 représente la zonation de la végétation d'un étang. Cette schématisation permet de résumer les différents types de plantes que l'on rencontre en milieu lentique et qui sont étudiés dans le présent travail.

- Les hydrophytes totales et intermédiaires et moins souvent, les hydrophytes partielles (amphiphytes) et les héliophytes occupent **la zone constamment inondée de la cuvette centrale** (excepté en cas de mise en assec de l'étang d'une durée de un an).
- La **zone de marnage**, variable selon les années, est une zone intermédiaire entre la zone aquatique et la zone terrestre. La végétation localisée dans cette zone comprend :
 1. des plantes terrestres hygrophiles : majorité d'hémicryptophytes tels les *Carex* (ex : *Carex elata*) ou de thérophytes (ex : *Juncus pygmaeus*, *Polygonum hydropiper*)
 2. des plantes terrestres non hygrophiles, de type thérophytique (ex : *Polygonum lapathifolium* et *P. persicaria*),
 3. des amphiphytes (hydrophytes partielles) (*Polygonum amphibium*, *Littorella uniflora*...)
 4. des hydrophytes totales et intermédiaires (ex : *Ranunculus* subg. *Batrachium*).
- Dans la **partie supérieure** (zone terrestre), se développe une végétation terrestre hygrophile herbacée (ex : *Juncus acutifolius*) et ligneuse (ex : *Salix* sp.).

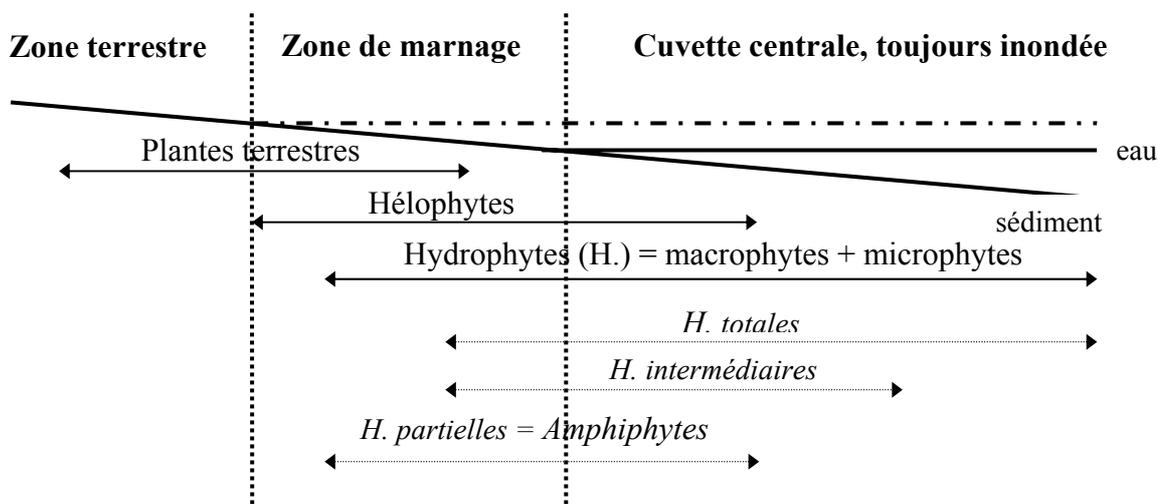


Fig. 3- Schéma représentant les différents types de plantes associées aux milieux aquatiques : plantes terrestres, héliophytes, hydrophytes, macrophytes et amphiphytes.

I.1.3. Etudes de la flore et des groupements végétaux des étangs

Les recherches sont essentiellement axées sur l'étude des phanérogames. En France, de nombreux travaux phytosociologiques ont été consacrés à des études régionales de la végétation des étangs. Parmi les principales recherches, on peut citer celles effectuées dans le Massif armoricain (Corillion 1948a), le Nord de la France (Mériaux 1978), la Somme (Guerlesquin & Wattez 1979), la Dombes (Bareau 1982), le Centre-Est de la France (Felzines 1982) et la Haute-Normandie (Chaïb 1992).

Des études floristiques et phyto-écologiques ont également été réalisées dans l'Ouest de la France (Lloyd 1854), dans les zones humides de la Bretagne (Clément 1986, Clément & Touffet 1988) ou de la plaine du Forez (Codhant *et al.* 1998), dans les étangs du Forez et de la Dombes (Lebreton 1982), de l'Anjou (Lambert-Servien 1995), de la Petite Woëvre en Lorraine (Cluzeau 1996) ou de la Puisaye (Felzines 1998)...

Ces études ont notamment pour résultats :

- La mise en évidence d'un intérêt floristique et phytosociologique majeur associé à ces étangs, tant en terme de diversité que de valeur patrimoniale,
- Un constat de régression de certains taxons associés à ces milieux,
- La réalisation d'une typologie d'étangs,
- Le constat d'une structure marquée par une disposition en écaille des espèces qui provoque une interpénétration des ceintures et rend difficile la délimitation des groupements,
- La mise en évidence de l'existence de zones humides complexes résultant de la juxtaposition de deux ou plusieurs types élémentaires d'étangs. Cette complexité peut provenir, notamment de :
 - la taille de la zone : hétérogénéité du substratum ou d'une alimentation en eau provenant de bassins versants de nature géologique différente,
 - l'enrichissement en éléments nutritifs : envasement d'un secteur d'étang...
 - la dynamique propre de la végétation qui influence la composition floristique du milieu : accumulation de débris et de matière organique...
- La mise en relation de la structure de la végétation avec :
 - la qualité trophique du milieu, qui est déterminée par la nature du sol sur lequel repose l'étang et par la qualité de l'eau de ruissellement, dépendant elle-même de la nature du bassin versant (géologie et occupation du sol),
 - la dynamique de la végétation, qui est en inter-relation avec la dynamique de l'eau,
 - les activités humaines, qui peuvent intervenir à différents niveaux.

Certains auteurs ont étudié la végétation des étangs en assec (rives exondées ou étangs asséchés) tels Duvigneaud (1986a, 1986b) dans les Ardennes, Royer (1974) en Puisaye ou Schaefer (1986) en Bresse Comtoise. La végétation bryophytique des grèves exondées d'étang a également fait l'objet d'une étude dans les Ardennes belges par de Sloover & de Sloover (1977). En particulier, Duvigneaud (1986b) souligne la présence de bryophytes très rares, situées dans les fentes de retrait des vases exondées.

Enfin, d'autres auteurs se sont intéressés plus spécifiquement à la famille des Characées, particulièrement présente dans les eaux stagnantes des étangs et dont l'étude est souvent négligée. Corillion (1957), Guerlesquin & Mériaux (1983), Guerlesquin & Wattez (1979) et Auderset Joye (1993) ont étudié les Charophytes à l'échelle nationale et européenne.

A l'échelle de la Brenne, les travaux sur la végétation des étangs sont peu nombreux. Dans une « étude phytogéographique », Rallet (1935) a été le premier à décrire de manière exhaustive la flore (spermaphytes, bryophytes, lichens, charophytes, algues) et les groupements végétaux de la Brenne. L'auteur a également cartographié les communautés végétales¹³ de certains étangs et précisé les localités de quelques espèces rares en Brenne. Très complet, cet ouvrage constitue une référence bibliographique de premier ordre pour apprécier l'évolution de la végétation des étangs depuis le début du XX^e siècle.

Par la suite, Corillion & Guerlesquin (1969) ont étudié les characées de Brenne permettant le recensement de douze espèces dans la région parmi les vingt-cinq présentes en France. Parallèlement, un aperçu synoptique des unités phytosociologiques supérieures de la Brenne a été réalisé par l'Amicale phytosociologique (1969).

Plus récemment, un essai de synsystème (Gaudillat 1997) a permis d'actualiser le synopsis phytosociologique de la région. Géhu & de Foucault (1988) ont, par les méthodes de la phytosociologie, donné un aperçu de la végétation aquatique et des espèces amphibies des étangs de la Brenne. Dans le cadre d'une thèse, Daudon (1992) a étudié plus spécifiquement l'impact du pâturage extensif sur les communautés à hélrophytes de la réserve naturelle de Chérine située en Brenne. Enfin, Pinet (1995-1998) a cartographié 217 étangs localisés sur sept communes de la Brenne (environ 10 000 ha) dans le cadre d'un inventaire du patrimoine naturel du Parc naturel régional. De ces études locales, il ressort :

- La mise en évidence et la description partielle de la diversité des groupements végétaux et de la flore des étangs de la Brenne ainsi que de nombreuses espèces rares,
- La réalisation d'un synsystème en Brenne (liste des syntaxons classés, présents dans les étangs de la région),
- La mise en évidence de la grande fragilité de certaines communautés et espèces aquatiques et amphibies vis-à-vis des activités humaines, la pisciculture notamment,
- La définition d'une nouvelle association phytosociologique localisée au centre de la France (Sologne, Brenne, Deux-Sèvres) : le « *Littorello-Isoetum tenuissimae* Allorge & Gaume 1931 » (Géhu & de Foucault 1988).

I.1.4. Approche phytosociologique

La phytosociologie (du grec « *phuton* », plante), ou sociologie végétale, est une « discipline de la botanique ayant pour objet l'étude synthétique des communautés de végétaux spontanés, afin de les définir et de les classer selon des critères floristiques et statistiques, de caractériser leur structure et leur organisation, leur origine, leur genèse et leur évolution ainsi que leurs habitats » (Delpech 1996). Elle est issue de la constatation empirique que des combinaisons définies d'espèces végétales se répètent en différents lieux de la nature.

¹³ Communauté végétale : ensemble structuré et homogène, généralement plurispécifique, de végétaux spontanés occupant une station. (Delpech 1996).

Historiquement, l'idée d'analyser la structure des peuplements végétaux à une échelle stationnelle apparaît à la fin du XIX^{ème} siècle (Delpech 1996). Depuis cette époque, la phytosociologie s'est largement développée et diversifiée, donnant le jour à plusieurs écoles en Europe, dont les écoles sigmatiste et synusiale.

❖ Méthode sigmatiste

La phytosociologie sigmatiste¹⁴, dite classique, est la méthode la plus largement répandue en France. Mise au point par Braun-Blanquet (1928) et Pavillard (1935), elle a pour objectif l'étude descriptive et causale des associations végétales (Lahondère 1997). Cette méthode a été notamment décrite par Guinochet (1973) et dans des manuels d'initiation par de Foucault (1986b) et Lahondère (1997).

La démarche, consistant en la reconnaissance et la description des végétaux, aboutit à la classification de la végétation en syntaxons élémentaires¹⁵ (abrégé en Sy-E). Au-delà de cet aspect descriptif, l'autre objectif de la méthode est de préciser le déterminisme de ces syntaxons, « d'expliquer l'origine des Sy-E par divers facteurs du milieu » (de Foucault 1986b). A cette fin, l'analyse fonctionnelle doit permettre d'étudier un certain nombre de paramètres écologiques des milieux.

❖ Méthode synusiale intégrée

Selon Gillet (1998), la méthode phytosociologique synusiale intégrée (de Foucault 1986a, Julve 1986, Gillet 1986, Gillet *et al.* 1991) vise, à l'instar de l'approche sigmatiste, « à décrire la structure fine de la végétation afin d'expliquer l'organisation et le fonctionnement des phytocénoses¹⁶ ». Elle est considérée par ces auteurs comme un perfectionnement de la méthode sigmatiste de Braun-Blanquet (1928) dont elle se distingue par deux principes fondamentaux :

- Les « communautés végétales élémentaires » étudiées sont des synusies. Synonyme de « micro-communauté », la synusie est un ensemble de populations végétales occupant un même biotope, qui appartiennent à un même type biomorphologique, ont un rythme de développement et un comportement écologique analogues (Braun-Blanquet & Pavillard 1928, Delpech 1996)¹⁷.
- Les « complexes de végétation » (phytocénoses, teselas, catenas) sont décrits par intégration à partir du niveau de base que constitue la synusie (Gillet 1998).

¹⁴ De S.I.G.M.A., Station Internationale de Géobotanique Méditerranéenne et Alpine, fondée par Braun-Blanquet à Montpellier en 1929.

¹⁵ Les Sy-E sont définis par de Foucault (1986b), comme la plus petite unité de végétation floristiquement homogène, de rang égal ou inférieur à l'association, qu'il est possible de décrire.

¹⁶ Ensemble des individus végétaux, macroscopiques ou microscopiques, autotrophes ou hétérotrophes, présents dans une station. La phytocénose est considérée comme le sous-ensemble végétal de la biocénose (Delpech 1996).

¹⁷ On parle parfois de synusie pour désigner les espèces d'une même strate de végétation même si les types biologiques sont différents. En revanche, au cours de ce travail, le terme synusie sera utilisé *sensu stricto*, c'est-à-dire pour un groupement d'espèces de même type biologique.

Cette approche récente de la phytosociologie n'est pas admise par tous les phytosociologues. Pour définir une aire floristiquement homogène¹⁸, la démarche synusiale fait appel au type biologique et aux caractéristiques écologiques des espèces tandis que la phytosociologie classique se base essentiellement par une approche structurale. Ainsi, chaque élément de mosaïque ou chaque strate est étudiée séparément selon l'approche synusiale, en particulier dans le cas de communautés végétales stratifiées (ex : forêt) ou de mosaïques (ex : tourbière). Les relevés synusiaux sont donc effectués selon le modèle de la phytosociologie classique (sigmatiste) mais à l'intérieur d'une seule strate de végétation (ex : strate arborée, muscinale...). En revanche, les relevés sigmatistes peuvent inclure plusieurs strates végétales pour un même relevé.

❖ Application aux milieux aquatiques

Les travaux qui se rapportent à la végétation aquatique utilisent l'approche sigmatiste.

Pour Felzines (1982), les synusies *sensu stricto* sont rares et peu durables dans les milieux aquatiques. Il a constaté, en effet, que des espèces de même type biologique s'excluent mutuellement sous l'effet de la compétition interspécifique (ex : *Nuphar lutea* et *Trapa natans*, *Phragmites australis* et *Glyceria maxima*). Par conséquent, l'approche synusiale ne serait, d'après lui, pas adaptée dans ce cas. L'auteur adopte donc la méthode sigmatiste et propose de faciliter l'étude phytosociologique en considérant les ensembles stratifiés de groupements végétaux comme des « synassociations » ; ces groupes d'associations représentant des combinaisons répétitives et durables.

De même, Bateau (1982) propose de prendre en compte toutes les strates verticales (fond, entre-deux-eaux et surface) dans un même relevé et de noter éventuellement les strates auxquelles appartiennent les espèces. Enfin, dans son étude sur « la flore et la végétation des milieux aquatiques et amphibies de Haute-Normandie », Chaïb (1992), « partant sans *a priori* pour l'une ou l'autre des deux approches (sigmatiste ou synusiale) », a également choisi d'étudier la végétation strate par strate, mais au sein d'un même relevé. Cette méthode permet de rechercher les facteurs qui peuvent conditionner une strate par rapport à une autre. De plus, les strates apparaissent distinctement dans les tableaux phytosociologiques ce qui permet de représenter leurs relations éventuelles.

I.1.5. Relations « végétaux des milieux aquatiques stagnants » et « qualité de l'eau »

❖ Rôle de la qualité de l'eau sur la distribution des végétaux

Les travaux sur les relations entre macrophytes et qualité de l'eau se rapportent, pour une grande partie, aux systèmes lotiques (Köhler 1971, Köhler & Janauer 1996, Empain *et al.* 1980, Carbiener *et al.* 1990, Haury & Muller 1991, Grasmück *et al.* 1993, Botineau & Ghestem 1995, Robach *et al.* 1995, Daniel & Haury 1996, Haury *et al.* 1996, Thoen *et al.* 1996, Thiébaud 1997, Thiébaud & Muller 1998, Daniel 1998, Chatenet 2000...). Du fait de la multiplicité des sources de pollutions dans les cours d'eau, les recherches sont principalement axées sur le thème de la bioindication de la qualité des eaux par les macrophytes.

¹⁸ L'homogénéité se traduit par une physionomie uniforme et une composition floristique qui ne varie pas significativement dans les limites de l'aire (de Foucault 1986b).

Dans les milieux d'eaux stagnantes, les premières recherches consacrées à l'étude des relations entre la végétation et la chimie de l'eau ont été entreprises, entre autres, par Lohammar (1938), Aberg & Rhode (1942) en Suède, Iversen & Olsen (1943), Olsen (1950) au Danemark, Géhu (1963) en France et Spence (1967) en Ecosse. Les travaux ont essentiellement porté sur le déterminisme de distribution de la végétation dans les lacs, plus rarement dans les étangs. Ainsi, de nombreuses recherches ont été consacrées à la définition des facteurs chimiques susceptibles de contrôler la distribution des macrophytes.

L'alcalinité est, par exemple, considérée par Spence (1967), Wiegleb (1976, 1978), Pip (1979), Hellquist (1980), Kadono (1982), Jackson & Charles, (1988), Vestergaard & Sand-Jensen (2000), comme l'une des variables chimiques la plus étroitement liée à la distribution des plantes submergées dans les eaux stagnantes. Ce paramètre correspond, en effet, à la teneur en carbonates dans l'eau qui constitue une source importante de carbone inorganique indispensable à la photosynthèse de nombreuses élodéides. Selon Vestergaard & Sand-Jensen (2000), la distribution des espèces est fonction de leur capacité à utiliser les carbonates et à en extraire le carbone inorganique. Ainsi, les élodéides sont plus fréquentes dans des eaux à haute alcalinité contrairement aux isoétides, qui, incapables d'utiliser les carbonates, sont concurrencées et éliminées par les premières (Vestergaard & Sand-Jensen 2000).

La conductivité est considérée, par d'autres auteurs, comme un paramètre de premier ordre. A la suite des travaux précurseurs de Lohammar (1938), Olsen (1950), Symoens (1957) et Labrique (1960), Géhu (1963) et Felzines (1977, 1982) ont mis en évidence des corrélations entre la végétation des étangs et la conductivité des eaux. Cette variable est fonction de la concentration ionique (Na^+ , K^+ et surtout Ca^{2+} et Mg^{2+}) et permet d'évaluer la minéralisation de l'eau. Felzines (1977, 1982) a établi des profils écologiques pour chaque espèce aquatique, puis des groupes écologiques, vis-à-vis de la minéralisation de l'eau. Tout comme Mériaux (1978), cet auteur estime qu'il est possible de qualifier le degré trophique des eaux à partir des valeurs de la conductivité (la trophie se rapportent aux teneurs en nutriments tandis que la minéralisation qualifie la teneur en ions dans l'eau). Ils distinguent ainsi 4 niveaux trophiques en fonction de la conductivité de l'eau, spécifiques aux étangs :

- Eaux oligominérales – 0 à 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – milieux oligotrophes
- Eaux mésominérales – 50 à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – milieux mésotrophes
- Eaux polyminérales – 200 à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – milieux eutrophes
- Milieux ultra-eutrophes – > 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Chaïb (1992) y ajoute deux autres niveaux trophiques :

- Milieux dystrophes acides : milieux généralement oligotrophes et acides caractérisés par une coloration brune due à la mise en suspension de la matière organique (acides humiques).
- Milieux dystrophes calciques : milieux oligotrophes riches en sels calciques (marais tourbeux alcalins).

Olsen (1950 *in* Papastergiadou & Babalonas 1993a), qui a déterminé l'amplitude écologique de nombreuses espèces, propose également une classification en fonction de la conductivité, dans les eaux stagnantes du Danemark. Cependant, cette classification est à utiliser avec prudence en France dans la mesure où Olsen (1950) a pris en compte les eaux saumâtres à l'origine d'une forte amplitude des valeurs de la conductivité obtenue (100 à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Pour Mériaux (1982), les matières organiques et les substances ayant un effet toxique sur les végétaux à partir d'une certaine dose (nitrates et phosphates, ammonium, chlorures, métaux lourds ...) s'ajoutent à la minéralisation comme facteurs chimiques conditionnant la distribution de la végétation.

De même, Papastergiadou & Babalonas (1993b) ont montré, dans les eaux stagnantes et les cours d'eau lents de Grèce, que la conductivité, combinée à l'azote inorganique (nitrates et ammonium) et au phosphore, constitue le facteur le plus important affectant le développement des macrophytes. En particulier, il existe d'étroites relations entre de fortes concentrations en azote inorganique et la présence d'associations végétales particulières.

Pour Gacia *et al.* (1994), la concentration ionique et la teneur en nutriments (nitrates et phosphore total) sont également, avec le recouvrement de la végétation sur le bassin versant et l'altitude, les facteurs chimiques qui affectent le plus l'installation et le développement des macrophytes dans les lacs pyrénéens.

Enfin, selon Vestergaard & Sand-Jensen (2000), l'état trophique du milieu influence, tout comme l'alcalinité, la répartition des espèces dans les lacs danois. Plus précisément, d'après les travaux de Toivonen & Huttunen (1995) dans les petits lacs de Finlande, la présence des héliophytes serait déterminée principalement par l'état trophique (indiqué par la conductivité et le pH estival) et celle des hydrophytes, par l'état trophique et la transparence de l'eau.

Par ailleurs, Mériaux & Wattez (1980) indiquent que l'accroissement de la minéralisation, en conséquence de l'eutrophisation¹⁹ naturelle ou des pollutions minérales ou organiques, peut être aisément visualisé *via* les groupements aquatiques. En effet, les espèces polluo-résistantes supplantent les espèces polluo-sensibles de sorte que les pollutions sont décelables à partir des groupements de plantes aquatiques. Ainsi, certaines espèces ou communautés peuvent servir de bioindicateurs. Par exemple, les associations de lentilles d'eau sont corrélées aux valeurs de la conductivité (Géhu 1963) et au degré trophique des eaux (Tüxen 1974, Frileux 1977, Mériaux 1978, Scoppola 1982, Hubac *et al.* 1984). Les associations « *Ricciatum fluitantis*, *Ricciocarpetum natantis*, *Lemnetum trisulcae*, *Spirodeletum polyrhizae*, *Lemnetum gibbae* » sont classées dans l'ordre d'une eutrophisation progressive.

Ainsi, de nombreuses classifications du degré trophique (classes de milieux oligo-, méso- et eu-trophes²⁰) des eaux stagnantes ont été établies. On peut citer entre autres :

- Thomas (1953, 1969) et Vollenweider (1968), en fonction de la teneur en azote total inorganique (nitrates et ammonium) et en P du phosphate (P-PO₄) dans les lacs,
- Dupuis (1981), en fonction de la teneur hivernale en nitrates (NO₃⁻) et en phosphates (PO₄³⁻) dans les étangs,

¹⁹ L'eutrophisation (du grec « eu », bien et « trophé », nourriture) est généralement définie comme l'enrichissement des eaux en nutriments (surtout azote et phosphore) qui conduit à un développement intense des algues planctoniques et des plantes aquatiques (Menesguen *in* Lacaze 1996, Ramade 1998). Pour Carbiener *et al.* (1990), le phénomène correspond à « une augmentation de la biodisponibilité en éléments fertilisants ». Harper (1992) remarque qu'il est difficile de donner une définition précise car toute description de la nature trophique d'un plan d'eau se fait par rapport à un état, soit de référence, soit antérieur.

²⁰ Le suffixe « -trophe » désigne le milieu tandis que le suffixe « -trophique » se reporte aux espèces vivant dans ce type de milieu (De Foucault comm. pers.).

- l'OCDE (1982 in Ryding & Rast 1994) et Wetzel (1983), en fonction du phosphore total et de l'azote total dans les lacs,
- Olsen (1950), Felzines (1977, 1982) et Mériaux (1982), en fonction de la conductivité dans les lacs et les étangs,
- Wurtz (1958) et Barbe *et al.* (1990), en fonction du phytoplancton dans les étangs,
- Husak *et al.* (1989), en fonction de la pollution organique dans les lacs,
- Landolt (1977), Mériaux & Wattez (1980), Krause (1981), Mériaux (1982), etc., en fonction des végétaux (valeur indicative du niveau trophique par les plantes des étangs ou des lacs)...

Or, les classifications basées sur la teneur en éléments nutritifs se rapportent principalement aux lacs et les valeurs obtenues en étang ne sont pas comparables : les teneurs sont très nettement inférieures à celles observées dans les étangs qui sont des écosystèmes beaucoup moins profonds et souvent plus riches que les lacs. Actuellement, on ne dispose donc pas de référence spécifique aux étangs et notamment aux étangs piscicoles. Dans le présent travail, la classification de Felzines (1977, 1982) et Mériaux (1982) fondée sur la conductivité en étang ainsi que certains indices de trophie donnés par les plantes (Mériaux & Wattez 1980, Krause 1981, Mériaux 1982...) ont servi de référence faute de pouvoir se baser sur une classification adaptée aux étangs en fonction de la teneur en nutriments dans l'eau.

❖ Influence de la végétation sur la qualité de l'eau

Géhu (1963) a étudié l'influence de la végétation sur la qualité de l'eau en étang, notamment la conductivité et la teneur en matière organique. Il a constaté « une diminution de la conductivité à mesure que l'on s'éloigne du centre de la pièce d'eau ». Selon cet auteur, ce phénomène se traduit par deux modes d'action, directe et indirecte.

La première modalité est liée à l'activité photosynthétique des plantes aquatiques : la conductivité de l'eau est diminuée car l'absorption du CO₂ dissous par les végétaux provoque la transformation du bicarbonate de calcium en carbonate moins soluble, qui précipite.

Le phénomène peut également s'expliquer de manière indirecte : les hélophytes en bordure d'étang (ex : *Phragmites australis*, *Typha* sp. ...) accélèrent le processus de sédimentation de la matière organique par floculation et les vases ainsi formées ont un pouvoir de fixation de cations accru. Par exemple, Géhu (1963) note, dans la Sambre française, une conductivité de 277 µS/cm dans « l'eau libre à Nénuphars et Myriophylles » et seulement 197 µS/cm au niveau de la « cariçaie » en août 1960.

Van den Berg *et al.* (1998) ont montré par ailleurs que, dans un lac peu profond des Pays-Bas, les characées contribuent à augmenter la transparence de l'eau. De manière générale, ce phénomène a été observé pour les macrophytes par de nombreux auteurs cités par Van den Berg *et al.* (1998). En effet, ces végétaux sont capables de réduire la concentration en éléments minéraux par prélèvement dans l'eau. De plus, les macrophytes constituent un refuge pour le zooplancton, consommateur de phytoplancton, contre les prédateurs. Des études menées en laboratoire ont également montré que les macrophytes réduisent la croissance du phytoplancton en rejetant des substances particulières. Enfin, ces végétaux réduisent la remise en suspension des sédiments, à l'origine d'une eau claire. (Van den Berg *et al.* 1998).

I.1.6. Étude spécifique : *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl.

La Caldésie à feuilles de Parnassie (*Caldesia parnassifolia* (L.) Parl., Alismataceae) est une plante aquatique très rare, protégée au niveau national, inscrite dans les annexes II et IV de la directive « Habitats » (92/43/CEE) et en annexe I de la Convention de Berne.

Une recherche bibliographique approfondie a permis de dresser un premier bilan des connaissances actuelles sur cette espèce peu connue. La majorité de ces travaux aborde davantage les caractéristiques diagnostiques et biologiques de la plante (Franchet 1880, Coste 1906, Hegi 1906, Arber 1920, Komarov 1934, Fournier 1946, Guinochet & de Vilmorin 1978, Tutin *et al.* 1980, Pignatti 1982, Sculthorpe 1985, Bonnier 1911-1935) plutôt que son écologie, décrite très succinctement (Oberdorfer 1949, Guinochet & de Vilmorin 1978, Hegi 1981, Ellenberg 1991, Rallet 1935, Rallet *et al.* 1969, Géhu & de Foucault 1988, Daudon 1997a).

De fait, les travaux scientifiques consacrés exclusivement à cette espèce sont peu nombreux (Miki 1961, Serbanescu-Jitariu 1975, Daudon 1997a, Haggard & Tiffney 1997, Qing-Feng & Jia-Kuan 1997, Qing-Feng *et al.* 1997). Ces recherches, souvent très pointues, concernent notamment la germination, la morphologie du pollen et du fruit et l'organogenèse florale de *Caldesia parnassifolia*. Seul le travail de Daudon (1997a) dans les étangs de la Brenne apporte des éléments nouveaux sur la position phytosociologique de l'espèce et propose des mesures de conservation adaptées.

I.2. TRAVAUX SUR LA PISCICULTURE D'ETANG

❖ Historique des recherches

L'élevage de poissons a longtemps consisté uniquement en un grossissement de juvéniles prélevés dans le milieu. D'abord considérée comme un simple support physique, l'eau a peu à peu été envisagée comme présentant un intérêt biotique²¹ (Billard 1980). Vocation première des étangs, la pisciculture n'a pourtant fait que tardivement l'objet de travaux consacrés à la recherche d'une production optimale de poissons. Si la fertilisation organique (lisier, purin...) était, avec l'assec, pratiquée sur certains plans d'eau dès le XVI^e siècle, la fertilisation minérale a été appliquée aux étangs avec beaucoup de retard sur l'agriculture (Wurtz-Arlet 1980).

Ainsi, si l'on peut difficilement s'affranchir des contraintes liées au contexte naturel de l'étang, certaines techniques piscicoles permettent parfois de les pallier (Balvay 1980). L'une des premières améliorations a été, durant la première moitié du XX^e siècle, la sélection de races de carpes permettant d'accroître le rendement des étangs (Wurtz-Arlet 1980).

A partir de la seconde moitié du siècle, les recherches se sont orientées vers l'hydrobiologie, en s'intéressant au rôle des différents ions dans la productivité primaire et secondaire (Wunder 1956 *in* Wurtz-Arlet 1980) et les échanges entre l'eau et le sédiment (Ugolini 1977, Bertru 1975, 1980, Martin 1987a, Boyd 1981, 1995). L'amélioration de la production est envisagée par la modification de la composition physico-chimique de l'eau, en

²¹ biotique : se dit des facteurs liés à l'activité des êtres vivants et agissant sur la distribution des espèces animales et végétales d'un biotope donné. (Encyclopédie Larousse).

apportant des éléments minéraux à action rapide (Martin 1986). Les pratiques d'élevage traditionnel de poissons en étang sont actuellement de plus en plus modernes avec notamment pour objectif de raccourcir au maximum la chaîne alimentaire.

❖ Typologies des étangs

Actuellement, ces améliorations sont à l'origine d'une grande diversité de modèles de gestion piscicole en France, allant d'une gestion minimale à une forme intensifiée, visant une production optimale de poissons. Pour Breton (1991) et Pierre & Albiges (1991), l'élevage devient intensif²² dès lors qu'il y a nourrissage²³ des poissons, la gestion semi-extensive consistant en une amélioration du milieu (fertilisation, contrôle de la végétation aquatique...) et le mode extensif, en une simple pêche. Par contre, Martin (1993-1994a) indique que « la notion d'intensification n'a de signification qu'en fonction du système de production envisagé. Deux pisciculteurs peuvent honnêtement déclarer que leur production est intensive en produisant 300 kg ou 300 tonnes par hectare ».

Martin (1993-1994a) propose quatre grands groupes d'étangs traditionnels selon leur type de production. Cette typologie est comparée à celle proposée par le groupe de travail « étangs piscicoles » (Anonyme 1998) (Tableau 2).

Tab. 2- Catégories d'étangs piscicoles en France.

| Martin (1993-1994b) | Anonyme (1998) |
|--------------------------------------|--|
| <i>Étangs traditionnels</i> | <i>Étangs ou bassins</i> |
| Inexploité | Production occasionnelle : productivité « naturelle » de l'étang |
| Production naturelle des eaux | |
| Production rationnelle | Production de type traditionnel : productivité « naturelle » à « naturelle stimulée » |
| Production intensive | Production « optimisée » (étang) à « maîtrisée » (bassins) : « nourrissage complémentaire » à « nourrissage exclusif » |

❖ Travaux sur la production

Les résultats des recherches scientifiques menées sur les étangs ont montré, entre autres, que la production dépend principalement des facteurs suivants :

- Les facteurs climatiques.
 - La température de l'eau joue un rôle primordial pour la croissance du poisson : la production est plus grande lorsque les eaux sont chaudes (la température optimale pour les poissons en étang est de 22 °C) (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Sevrin-Reyssac 1985, Bachasson 1987, Martin 1987a).
 - La pluie peut entraîner une déstratification thermique de l'eau déclenchant la « précipitation » du plancton, maillon fondamental dans le cycle de production du poisson (Martin 1987a).

²² La pisciculture intensive consiste à obtenir une production maximale en un minimum de volume (Breton 1991).

²³ Le nourrissage consiste en l'apport d'un complément alimentaire durant la période estivale tel que des céréales écrasées et gonflées (maïs, blé, orge), des granulés, des tourteaux de noix, de la farine de soja (Bachasson 1987).

- Le vent peut être défavorable à la production piscicole dans le sens où il augmente l'évaporation de l'eau en été (la déperdition en eau peut être néfaste aux poissons) et l'érosion des berges et des digues (Bachasson 1987). Par contre, il contribue au brassage de la masse d'eau qui remet en suspension les éléments minéraux du fond de l'étang (Martin 1987a).
- Une chute de la pression atmosphérique peut entraîner une mortalité de poissons par désoxygénation de l'eau (Martin 1987a).
- Le couvert végétal du bassin versant.
 - L'eau d'un étang est naturellement plus acide et pauvre en éléments nutritifs en contexte forestier qu'en environnement agricole (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Martin 1986, 1987a, Bachasson 1987, Billard 1990, Dussart 1992).
- La nature pédologique de l'étang.
 - Les sédiments sont le siège de réactions d'échanges complexes avec le milieu aqueux : ils jouent un rôle de récepteur de la matière organique (sédimentation) et minérales (piégeage) et de donneur d'éléments minéraux (relargage) et organiques (bactéries, protozoaires, benthos). De plus, ils constituent un habitat privilégié pour une faune pouvant servir de nourriture à certains poissons. (Bertru 1975, Martin 1986, 1987a, Boyd 1995).

Un étang sableux est moins productif qu'un plan d'eau de nature argileuse dont la capacité à retenir les éléments minéraux est supérieure : 80 % d'absorption du phosphore contre 60 % par le sable (Wurtz 1962, Ugolini 1977, Bachasson 1987, Billard 1990, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Sevrin-Reyssac 1985). En outre, les étangs sableux sont acides et pauvres en phytoplancton. De même, un sol trop argileux (25 à 30 % d'argile) présente des inconvénients (forte turbidité de l'eau, sol durci à l'assec empêchant tout labour...) : la texture idéale pour une production maximale de poissons est de 50 % de sable, 30 % de limon et 20 % d'argile. (Bachasson 1987).
- La morphologie de l'étang.
 - Les étangs dont les berges sont à pentes raides contribuent à augmenter la turbidité de l'eau par ruissellement des particules argileuses depuis les berges. Il en résulte une diminution de l'intensité lumineuse dans la lame d'eau et par voie de conséquence, une diminution de la croissance phytoplanctonique. De plus, les berges ne sont plus stabilisées du fait de l'absence de la végétation (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Bachasson 1987).
 - À l'inverse, les étangs peu profonds (environ 1,20 mètre de profondeur au centre du plan d'eau) sont propices à la pisciculture : ils favorisent les échanges d'éléments nutritifs entre l'eau et la vase et autorisent un réchauffement de l'eau plus important (Huet 1970, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Bachasson 1987).
- L'interface « roselière / étang »
 - La roselière située sur les rives d'étang contribue à rendre ce dernier plus productif : elle constitue un abri contre le vent pour les poissons juvéniles à l'intérieur duquel l'eau est plus chaude que dans le centre de l'étang. De plus, l'interface « roselière/étang » est une zone de forte production phytoplanctonique. Or, la microfaune des rives (qui consomme le phytoplancton) représente plus de la

moitié de la nourriture ingérée par une jeune carpe (Sevrin-Reyssac 1983). La création de chenaux dans les roselières de queues d'étang est donc très propice aux poissons. (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983).

- Les activités humaines

- La fertilisation minérale (Martin 1987a, 1987b, Weigel 1994b) ou organique (Martin *et al.* 1989, Galemoni & Ngokaka 1989, Bérard 1993, Weigel 1994a) et le nourrissage (Huet 1970, Bachasson 1987, Le Quéré & Marcel 1999) favorisent la production de poissons, de manière directe (consommation de céréales) ou indirecte (*via* la chaîne alimentaire) (Schäperclaus 1962, Arrignon 1976, Huet 1970, Wurt-Arlet 1980, Boyd 1981, Goubier 1989...).
- Les amendements²⁴ (apports de chaux et de carbonates de chaux) contribuent également à augmenter la production naturelle d'un étang. Le calcium est un facteur de croissance du poisson (constitution du squelette) et contribue à limiter les infections bactériennes (résistances aux pathologies). De plus, il favorise la minéralisation du sédiment, augmente les réserves alcalines et le pouvoir tampon du milieu en relevant le pH. (Huet 1970, Arrignon 1976, Wurtz-Arlet 1980, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Martin 1986, 1987a).
- Le fractionnement dans le temps des apports d'engrais permet d'optimiser l'assimilation de l'azote et du phosphore (Martin 1986, 1987b, Weigel 1994a).
- Plus que les valeurs individuelles de l'azote (N) et du phosphore (P), c'est le rapport N/P qui joue un rôle dans le développement du phytoplancton avec un ratio supérieur à 4 (Bachasson 1987, Weigel 1994b).
- Un étang mis en assec et anciennement cultivé à cette occasion présente un sol plus riche en éléments minéraux qu'un étang non cultivé. En période d'évolage²⁵, le relargage de ces éléments à partir du sédiment enrichit l'eau de l'étang (Huet 1970, Arrignon 1976, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983, Martin 1986, 1987a, Bachasson 1987).
- Le contrôle de la végétation aquatique contribue à améliorer la production. Toutefois, le maintien d'une superficie minimale de végétation (1/4 à 1/3 de la surface en eau d'après Valzelhes & Bachasson 1987) joue un rôle important dans les cycles biologiques (oxygénation de l'eau, support de frai, abri et source de nourriture pour les poissons...) (Huet 1970, Sevrin-Reyssac 1985).
- Une mauvaise maîtrise de l'eau entraîne, en hiver et au printemps, le lessivage régulier des étangs et rend leur remplissage aléatoire (en fonction du climat) : un fort taux de renouvellement de l'eau (cas d'un rapport « surface du bassin versant / volume de l'étang » important) contribue à augmenter le taux de dissolution des éléments minéraux, apportés sous forme d'engrais ou d'amendements, ou naturellement présents dans le milieu aqueux (Martin 1986, 1987a).

²⁴ Substance qui a pour effet d'améliorer les propriétés physiques des sols auxquels on l'incorpore et peut en modifier les propriétés chimiques et biologiques (Encyclopédie Larousse). Au cours de ce travail, le terme amendement sera employé dans le sens de « amendements calciques ».

²⁵ L'évolage correspond à la période du cycle d'exploitation durant lequel les étangs sont en eau (Prévotiaux 1971).

Évolage : (ancien français « eve », eau) 1- Dans la Dombes, période pendant laquelle un étang est en eau et consacré à la pisciculture. 2- Etang mis en eau pendant cette période (Encyclopédie Larousse).

Selon Martin (1986), la production des étangs de la région Centre (Sologne et Brenne) est limitée par une mauvaise maîtrise hydraulique et des caractéristiques environnementales peu favorables (acidité, faibles quantités d'éléments nutritifs, faible minéralisation...).

Par ailleurs, les recherches ont montré que la production d'un étang n'est pas proportionnelle à sa fertilisation (Martin 1987b, Weigel 1994a). Enfin, la production est très variable entre étangs recevant la même fertilisation et pour un même étang d'une année à l'autre (Martin 1987b). Il en résulte que « la gestion de la fertilisation doit être adaptée aux conditions naturelles, au passé cultural et aux objectifs de production » (Martin 1987b) et que la production piscicole est difficilement contrôlable.

I.3. EFFETS DES ACTIVITES HUMAINES SUR LA VEGETATION DES MILIEUX DULÇAQUICOLES STAGNANTS

❖ Généralités

Aymonin (1980) indique que les perturbations humaines intéressent 40 % de la flore française des zones humides et 80 % si l'on considère les espèces endémiques en France. Selon cet auteur, « il existe une activité véritablement malade de la part de l'homme dans la destruction des biotopes aquatiques » (Aymonin 1973). De même, Chaïb (1992) met en évidence l'appauvrissement « des milieux aquatiques et amphibies de Haute-Normandie » qui « s'est amorcée depuis la fin du XIX^e siècle avec l'intensification des activités humaines et la disparition des milieux qu'elle a entraînée ».

En Belgique, Duvigneaud (1986b) note la disparition et l'appauvrissement considérable de certains groupements végétaux associés aux étangs. L'auteur met en avant les récentes modifications dans la gestion des étangs telle l'eutrophisation des eaux, qui ne constitueraient plus « une source de diversification » (Duvigneaud 1986b, 1988). Schwarz & Hawes (1997) insistent également sur le déclin alarmant des macrophytes dans de nombreux lacs à travers le monde. En particulier, les zones humides de plaines intérieures sont principalement menacées par l'urbanisation, les aménagements agricoles (drainage, mise en culture...) et l'intensification des activités piscicoles et agricoles (engrais, désherbants, pesticides, faucardage ...) (Bernard 1994).

❖ Sensibilité des espèces à l'eutrophisation (naturelle et artificielle) du milieu aquatique

L'eutrophisation constitue l'un des phénomènes les plus étudiés dans les milieux dulçaquicoles stagnants. Constituant un circuit fermé, ces milieux apparaissent plus sensibles à ce phénomène que les cours d'eau. En effet, l'eutrophisation s'exerce, dans ce cas, de manière durable sur la végétation en place (Mériaux & Wattez 1980).

Notons que, bien qu'accélérée par les activités humaines depuis quelques décennies (pisciculture notamment), l'eutrophisation est avant tout le résultat d'un processus naturel, s'étalant sur plusieurs siècles (Harper 1992, Lacaze 1996). D'ailleurs, pour Carbiener *et al.* (1990), l'eutrophisation ne devient une nuisance qu'au-delà de certains seuils et le terme « d'hypertrophisation » apparaît mieux approprié pour qualifier un apport excessif de

nutriments d'origine humaine. De même, Verneaux (*in* Mériaux & Wattez 1980) distingue les « phénomènes d'eutrophisation » des « phénomènes de pollution » lesquels sont dus à des apports exogènes, notamment de substances nourricières (nitrates et phosphates). Les paragraphes suivants ne seront donc consacrés qu'à la sensibilité des espèces et communautés végétales au phénomène d'eutrophisation accéléré par les activités anthropiques.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux sur la végétation macrophytique des lacs, en réponse à des activités humaines, ont été largement décrites dans la littérature : Morgan (1970), Jupp & Spence (1977), Lachavanne (1982), Burgermeister & Lachavanne (1984), Juge *et al.* (1985)...

Lachavanne *et al.* (1991) en résumant les principales phases :

- Phase de colonisation (ultra-oligotrophe à oligotrophe) : légère augmentation de l'abondance et forte augmentation de la diversité de la flore,
- Phase de développement quantitatif intense (mésotrophe à eutrophe) : développement intense de certaines espèces et réduction de la diversité floristique,
- Phase de régression (hautement eutrophe à hypertrophe) : réduction drastique de la diversité et de l'abondance de la flore suivie par une disparition totale de la végétation submergée.

Ainsi, dans les lacs suisses, Lachavanne (1982) note qu'avec un niveau trophique croissant, la diversité spécifique (characées, plantes fixées, libres ou sub-aquatiques) diminue fortement à partir d'un certain seuil et les espèces plus résistantes finissent par disparaître également. La compétition pour la lumière avec le phytoplancton ainsi que l'envahissement et l'étouffement par les algues sont les principaux agents concourant à la régression de plantes aquatiques dans les lacs eutrophes d'après Burgermeister & Lachavanne (1984).

De même, selon Julve & de Foucault (1997), l'eutrophisation provoque une vitalité accrue des espèces polluo-résistantes au détriment des espèces polluo-sensibles qui disparaissent progressivement. Les auteurs notent à ce propos que ce phénomène entraîne la convergence de plusieurs séries vers un même syntaxon²⁶ final, à l'origine d'une banalisation taxonomique du milieu.

Enfin, Lacaze (1996) indique que « l'eutrophisation est très fréquemment le premier stade d'une évolution vers une destruction de la flore et de la faune, c'est-à-dire vers un état pathologique des milieux aquatiques ».

En particulier, la régression des communautés végétales des *Littorelletea* est, d'après Dierssen (1983), en partie due à l'eutrophisation des eaux. Roelofs (1983) et Roelofs *et al.* (1984) précisent que l'enrichissement du sédiment et de l'eau en phosphates conduit, dans les eaux non acidifiées, à la croissance des macrophytes et des algues benthiques et à la régression des espèces des *Littorelletea*. Toutefois l'eutrophisation n'est pas le seul facteur mis en cause dans ce cas. L'augmentation de l'acidité des eaux, les changements du régime hydrique (stabilité du niveau d'eau), la destruction directe des biotopes constituent également

²⁶ Groupement végétal identifié dans la classification phytosociologique, quel que soit son rang (Delpech 1996).

autant de causes de régression des communautés oligo-mésotrophes que sont les *Littorelletea* (Dierssen 1983).

Selon Felzines (1997), « la pollution chimique par les engrais accélère la dynamique, anéantit les groupements pionniers et l'eutrophisation qui en résulte fait disparaître les associations des *Littorelletea* et des *Charetea*, banalise la végétation ». En Dombes, la rareté de certaines espèces, notamment des *Littorelletea* (ex : *Baldellia ranunculoides*, *Apium inundatum...*), pourrait être due à l'utilisation d'engrais lors des cultures de fond d'étangs selon Broyer *et al.* (1997).

En Brenne, Géhu & de Foucault (1988) mettent en avant, de manière générale, les « effets nocifs » de la pisciculture sur l'ensemble des communautés aquatiques des étangs. Ces auteurs ont en effet constaté le caractère « assez eutrophe » du milieu aquatique des étangs de la Brenne qui s'oppose à un contexte environnemental plutôt oligo-mésotrophe (prés, landes, friches, bois...). Les espèces amphibies des *Littorelletea* qui sont inféodées à des milieux oligo-mésotrophes, seraient ainsi particulièrement sensibles à ce phénomène d'eutrophisation engendré par certaines pratiques piscicoles (Géhu & de Foucault 1988). D'ailleurs, de manière générale, Bolomier (1994) note que « les hydrophytes sont très sensibles aux engrais et aux herbicides ».

Ingreteau (1992) dénonce également le rôle joué par la pisciculture dans « la dégradation des roselières, des ceintures végétales liées au milieu aquatique et de la qualité de l'eau » des étangs de la Brenne. L'auteur cite notamment les pratiques piscicoles suivantes : « broyage en profondeur des roselières, faucardage, amendements, chargement de poissons fousseurs à l'hectare élevé même s'il ne s'agit pas de pisciculture intensive [...], herbicides, nouveaux types d'amendements, etc. ». La conjonction d'une gestion piscicole semi-extensive avec une période de sécheresse exceptionnelle, a entraîné, en effet, une forte turbidité des eaux, constatée dans la majorité des étangs de la région au début des années 1990 (étude réalisée sur 431 étangs de la Brenne). Il en résulte une nette disparition de la végétation immergée dans les plans d'eau (les hélrophytes ne sont pas affectés, du moins à court terme). Ingreteau (1992) conclut en insistant sur l'état « catastrophique » des étangs de la Brenne, « contrairement à ce qui est admis et prôné ».

Selon Köhler (1975) et Wiegler (1979) (*in* Lachavanne *et al.* 1991), le phosphore, qui est un élément clef dans le phénomène d'eutrophisation, est un facteur hautement significatif des changements de macrophytes au sein des écosystèmes aquatiques.

Si certaines espèces sont très résistantes vis-à-vis des excès de substances dans le milieu en résistant à un taux élevé de matières organiques (ex : *Ceratophyllum demersum*, *Lemna gibba*, *Potamogeton trichoides*), en revanche, les characées sont sensibles aux pollutions minérales ou organiques, en particulier elles ne tolèrent pas une teneur élevée en phosphate (Krause 1981, Mériaux 1982).

D'après Köhler (1975) et Krause (1981), les characées constituent des indicateurs de la bonne qualité des eaux. Par ailleurs, Schwarz & Hawes (1997) ont constaté les effets des variations de la transparence de l'eau sur la biomasse des characées d'un lac oligotrophe de Nouvelle-Zélande. D'après ces auteurs, une réduction de la transparence de l'eau a des effets néfastes sur les plantes aquatiques et plus particulièrement sur les characées. Cette évolution résulte d'une augmentation de la croissance du phytoplancton en réponse à un enrichissement

en nutriments du milieu (Bjørn & Mjelde 1998, Jeppesen *et al.* 1998b). De manière générale, les lacs aux eaux claires abritent une végétation macrophytique abondante tandis que les eaux troubles hébergent une végétation pauvre (Moss 1990, Scheffer *et al.* 1993).

Toutefois, dans les lacs du nord de l'Europe (Scandinavie et Finlande), Rørslett (1991) nuance les propos précédents en indiquant que la richesse spécifique est élevée préférentiellement dans les petits lacs mésotrophes qui ont subi un abaissement de la nappe d'eau. Ainsi, d'après cet auteur, les lacs méso-eutrophes présentent une diversité spécifique supérieure à celle observée dans les lacs oligotrophes ou hautement eutrophes. Notons cependant que la notion de degré trophique est peut-être différente pour l'ensemble des auteurs précités.

Enfin, l'eutrophisation accélérée par les activités humaines est considérée par de nombreux auteurs comme l'une des principales causes du déclin des roselières en Europe, constaté sur 45 lacs européens depuis 1950 (Morgan 1970, Burgermeister & Lachavanne 1978, Lachavanne 1979, Ostendorp *et al.* 1995). Plusieurs hypothèses relatives aux mécanismes d'actions de ce phénomène sur le roseau (*Phragmites australis*) sont résumées ci-dessous, d'après Den Hartog *et al.* (1989), Ostendorp (1989), Haslam (1989), Daudon (1992) et Ostendorp *et al.* (1995) :

- L'action mécanique des algues qui prolifèrent suite à l'eutrophisation et entraînent la destruction des rhizomes,
- Le dépôt de substances réductrices, dues à l'explosion phytoplanctonique, provoque la destruction des racines,
- En favorisant la biomasse aérienne, l'augmentation de la teneur en azote fragilise l'enracinement,
- Du fait de la régression des plantes aquatiques, la consommation des roseaux par les oiseaux d'eaux est accrue.

Faute de preuves, ces hypothèses sont mises en doute par Ostendorp (1990) et Ostendorp *et al.* (1995). Ces auteurs ajoutent que l'eutrophisation peut, dans certains cas, être responsable de l'accroissement de la surface en roselières. En effet, une augmentation de nutriments dans des eaux oligotrophes peut constituer un stimulus pour la croissance du roseau.

De fait, les causes de détérioration des roselières en Europe peuvent être multiples et agir parfois de manière complémentaire (Daudon 1992, Ostendorp *et al.* 1995) :

- Destruction directe (activités récréatives...),
- Dommages mécaniques (action des vagues dues aux bateaux...),
- Consommation par des animaux introduits tels le Ragondin (*Myocastor coypus*) et le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) ou comme le Cygne (*Cygnus olor*)...,
- Piétinement par pâturage du bétail domestique,
- Elimination par régulation du niveau d'eau et érosion des berges...

❖ Sensibilité des espèces aux pratiques d'entretien des étangs

Les connaissances scientifiques relatives à l'influence des pratiques d'entretien des étangs (pâturage, fauchage, mise en assec et culture d'assec...) sur la végétation sont assez

fragmentaires. En effet, peu d'études alliant conjointement des recherches scientifiques sur la végétation et sur la gestion des étangs ont été entreprises : Duvigneaud (1986a, 1986b, 1988), Trotignon & Williams (1990), Daudon (1992), Broyer *et al.* (1997), etc. Ces récents travaux ont notamment pour principaux résultats :

- Importance du rôle du pâturage, qui contribuent à augmenter la diversité floristique des roselières (Daudon 1992),
- Importance du rôle du fauchage annuel des roselières qui contribuent à affaiblir la rudéralisation²⁷ et à augmenter la diversité floristique des roselières (Gryseels 1983, Delescaillles 1990),
- Importance de la pratique de mise en assec d'un étang, étant donnée la grande diversité de la flore et des groupements végétaux rencontrés sur ce type de milieu (Duvigneaud 1986a, 1986b, 1988). La coexistence et l'alternance de deux écosystèmes « étang » et « étang mis en assec » sont donc primordiales pour la conservation des espèces associées à l'assec, dont certaines sont d'une grande rareté en France (Duvigneaud 1986a, 1986b, 1988, Bolomier 1994, Broyer *et al.* 1997),
- Importance, pour la richesse floristique, de l'existence de pentes douces s'exondant progressivement en été (Lebreton 1982, Duvigneaud 1986ab, Schaefer 1986, Géhu & de Foucault 1988) et du maintien du battement des eaux au cours de l'année, selon un rythme naturel saisonnier (Duvigneaud 1986b).

Par ailleurs, Corillion (1957) indique que la culture de l'assec pratiquée sur les étangs de la Dombes entraîne la réduction du nombre d'espèces de Characées, « seules les mieux adaptées étant susceptibles de se maintenir et de former des populations que l'on observe le plus fréquemment à l'état monospécifique » (ex : *Charopsis braunii* et *Nitella syncarpa*). Par contre, l'absence de mise en assec peut entraîner des dépôts importants de matières organiques qui sont peu propices au développement des Characées. Corillion (1957) note que des perturbations peuvent également être engendrées par l'assèchement d'un étang pour la pêche, si celui-ci n'est pas rempli suffisamment tôt par les précipitations.

L'impact des activités humaines sur la végétation dépend aussi de l'intensité avec laquelle elles sont pratiquées. Ainsi, l'abandon de certaines pratiques culturelles peut également être à l'origine d'une banalisation de la flore et de la faune (Lethier 1995). Il existe par conséquent un grand nombre d'activités qui peuvent être favorables au maintien ou au rétablissement de communautés ou d'espèces végétales (pâturage, faucardage...).

En dépit de ces nombreux éléments bibliographiques, il faut garder à l'esprit, que certains de ces résultats ne sont pas issus de protocoles scientifiques et que les affirmations ne sont pas toujours démontrées. Prenons le cas des recherches effectuées par Ingremeau (1992) en Brenne : le protocole, consistant notamment à évaluer la transparence de l'eau *de visu*, rend l'interprétation des résultats très approximative et subjective. De plus, le protocole ne permet pas de distinguer l'influence climatique sur la végétation de celle des pratiques piscicoles. On peut citer également Felzines (1997), Géhu & de Foucault (1988) ou Duvigneaud (1986b, 1988), qui, entre autres, ne proposent que des appréciations personnelles plutôt que des résultats issus de protocoles scientifiques. En outre, la plupart des études scientifiques sont

²⁷ Rudéral : (Du latin « *rudus* », décombres) se dit d'une espèce ou d'une végétation se développant dans un site fortement transformé par l'homme (décombres, terrains vagues) (Rameau *et al.* 1989).

menées dans des lacs et non dans les étangs. Or les conditions bathymétriques, notamment, jouent un rôle important dans la qualité de l'eau.

❖ Caldesia parnassifolia : une espèce particulièrement sensible

Concernant la Caldésie à feuilles de Parnassie (*Caldesia parnassifolia*), Morgan & Leon (1992) indiquent que l'espèce est menacée par la pollution des eaux, l'eutrophisation, l'assainissement et le drainage. Olivier *et al.* (1995) et Danton & Baffray (1995) précisent que les menaces proviennent de l'intensification de la pisciculture et de l'impact du Ragondin. Pour Lebrun (1933), le « dessèchement des étangs » serait responsable de la régression de la plante en Sologne. Daudon (1997a) met en évidence les menaces potentielles de l'assec et du pâturage par le piétinement des stations de *Caldesia parnassifolia*. Enfin, Broyer *et al.* (1997) s'interrogent sur l'impact de la culture de l'assec dans les étangs de la Dombes dans la mesure où l'espèce a disparu de la région (la dernière observation date de 1989) alors qu'en Brenne, où cette pratique est assez rare, l'espèce est plus répandue.

II. MESURES DE CONSERVATION DE LA VEGETATION DES ETANGS

II.1. LES COMMUNAUTES VEGETALES

Les mesures de conservation (*in* ou *ex situ*) de la végétation des étangs sont très rarement fondées à partir de recherches scientifiques mais sont plutôt le résultat de l'expérience de terrain. En effet, les expérimentations scientifiques en matière de gestion des milieux naturels, en particulier des étangs, n'ont débuté que très récemment. Par conséquent, les résultats concernant des mesures de conservation de la végétation des étangs sont encore très fragmentaires. En outre, ces expérimentations ne font généralement pas l'objet de publications scientifiques.

La plupart des mesures de gestion s'inspirent ainsi des résultats obtenus au terme de plusieurs années d'expériences *in situ* ; citons, pour exemples, le Marais de Lavours (Ain), le Marais Vernier (Eure), la Réserve naturelle de Chérine (Indre).

Les rares mesures proposées dans la littérature consistent principalement à développer des actions en faveur de la sauvegarde des étangs en place, soit par le maintien de la végétation, soit par la restauration. Le pâturage (races rustiques de chevaux ou de bovins), le fauchage, le faucardage²⁸, l'étrépage²⁹ et le girobroyage (aménagement de clairières dans des grandes roselières...) constituent autant de mesures de conservation des étangs (Trotignon 2000). Lors de la création d'un étang, sa « végétalisation³⁰ » peut être envisagée à défaut d'attendre la colonisation naturelle de la végétation (Opération menée par le Parc naturel régional de la Brenne sur les étangs Foucault). Des opérations de piégeage du Ragondin et du Rat musqué ont également été menées en Brenne.

²⁸ Contrairement au fauchage, le faucardage sectionne la végétation aquatique et héliophytique en dessous du niveau de l'eau.

²⁹ Action de décaper le sol suffisamment en profondeur pour enlever les racines des végétaux. Cette intervention peut s'effectuer à l'aide d'une pelleteuse (Trotignon 2000).

³⁰ Opération qui consiste à planter certains végétaux tels *Phragmites australis*, *Carex elata* et *Nymphaea alba* (Trotignon 2000).

La création d'étangs nouveaux à des fins conservatoires est plus rarement envisagée étant donnée la multiplication généralisée de ces derniers, depuis quelques décennies.

En Grande-Bretagne, le groupe « Pond action » a, par ailleurs, élaboré des recommandations de gestion pour la création et l'aménagement des mares et des étangs en collaboration avec le « Ponds Conservation Trust » (Biggs *et al.* 1994, 1996, Williams *et al.* 1999).

II.2. CALDESIA PARNASSIFOLIA (L.) PARL.

Les propositions de gestion sont également peu nombreuses.

Olivier *et al.* (1995) proposent notamment les mesures suivantes :

- « sensibilisation des gestionnaires concernés avec, pour la pisciculture, une politique d'intensification en dehors des étangs (bassins),
- mesures légales de préservation (Réserves naturelles ou Arrêtés de protection de biotope),
- maintien du régime des eaux et maîtrise de la concurrence végétale. »

Ce dernier point est nuancé par Daudon (1997a) qui rappelle, d'une part, l'intérêt des variations du niveau de l'eau pour d'autres espèces et groupements végétaux (ex : *Littorelletea uniflorae*). D'autre part, il convient de conserver des surfaces suffisantes de végétation car les hélophytes peuvent constituer un écran protecteur et filtrant pour *Caldesia parnassifolia*. L'auteur propose d'éviter le faucardage des hydrophytes au printemps et le labour du fond d'étang durant l'assec. Enfin, le rajeunissement des rives sur des secteurs dépourvus de *Caldesia parnassifolia* est « susceptible de favoriser l'implantation de la plante ou sa réapparition », s'il existe une station à proximité.

A l'échelle européenne, l'ensemble des sites abritant l'espèce doit être protégé de la destruction et de la pollution selon Morgan & Leon (1992). En Suisse, Käsermann (1999) propose également la création de zones tampons, le contrôle des activités de loisirs et de l'élimination des plantes aquatiques. Enfin, Morgan & Leon (1992) et Käsermann (1999) s'accordent pour envisager une multiplication de matériel *ex situ* en vue d'une future réintroduction, notamment en Suisse.

III. UN CADRE CONCEPTUEL DE TRAVAIL

L'approche fonctionnelle de l'écosystème « étang » a été privilégiée dans le cadre de ce travail, par la mise en évidence de liens entre la végétation, la qualité des eaux et les activités piscicoles exercées sur les étangs.

À la lumière de la précédente revue bibliographique, seule une telle approche peut permettre d'améliorer les connaissances de l'influence des pratiques piscicoles sur la végétation. En effet, les recherches consacrées aux étangs sont peu nombreuses et ont souvent été menées avec une approche compartimentale : peu de travaux scientifiques ont allié conjointement l'étude de la végétation avec la gestion piscicole des étangs.

Enfin, certains éléments bibliographiques ne sont pas fondés sur des expériences scientifiques. Ce travail s'attache donc à fournir les bases scientifiques de l'influence des activités humaines sur la végétation des étangs, dans le contexte de la zone humide Brenne.

Afin d'étudier la sensibilité des communautés végétales des étangs aux activités humaines, en particulier de la pisciculture en Brenne, plusieurs étapes sont nécessaires :

1. Connaître les caractéristiques physiques et l'environnement proche des étangs,
2. Connaître les modes de gestion, en particulier les pratiques piscicoles,
3. Estimer la qualité physico-chimique de l'eau et du sédiment,
4. Connaître les communautés végétales (objectifs descriptif et écologique).

Bien qu'interdépendantes, ces quatre étapes correspondent à des études compartimentales méritant des approches séparées avant de confronter leurs résultats respectifs. Le croisement de ces données doit ensuite permettre d'obtenir une vision fonctionnelle de l'écosystème « étang ».

Par ailleurs, *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl. est étudiée pour illustrer le cas précis d'une espèce végétale très rare à l'échelle de l'Europe occidentale. Cette étude spécifique consiste à préciser les caractéristiques biologiques et écologiques de l'espèce (analyses d'eau et de sédiment, phytosociologie, étude des populations) et connaître l'influence des pratiques piscicoles sur *Caldesia parnassifolia*.

Formulation des hypothèses et postulats de travail

La formulation des hypothèses se fonde en partie sur les acquis bibliographiques et tient compte des objectifs précédemment exposés. Plusieurs d'entre elles sont formulées de manière à justifier les protocoles d'acquisition et d'analyses des données.

Certaines hypothèses, avancées dans la littérature, sont en fait des postulats de travail que l'on considèrera comme tels (ces postulats sont signalés ci-après par un astérisque *).

En revanche, d'autres hypothèses (symbolisées par un losange♦) n'ont pas été démontrées ou méritent d'être étudiées dans le contexte de la Brenne : elles seront testées puis discutées au cours de la synthèse de chaque chapitre.

Enfin, quelques hypothèses (signalées par un cercle^o) ne pourront pas être testées mais doivent être, malgré tout, prises en considération.

La formulation des hypothèses de travail s'inscrit dans une logique progressive allant d'une approche par compartiment à une approche fonctionnelle de l'écosystème étang. Elles concernent les différents domaines de recherche, à savoir, « végétation », « qualité de l'eau » et « facteurs anthropiques », ainsi que leurs interrelations et sont issues des questionnements suivants :

- ↪ Quels sont les facteurs influençant la composition de la végétation en sus des activités humaines ?
- ↪ De même, quels sont les facteurs qui influencent la qualité de l'eau, en dehors des activités humaines ?
 - Peut-on estimer la qualité de l'eau d'un étang en effectuant des mesures au niveau de la bonde des étangs et au cours de deux campagnes annuelles ?
 - Peut-on mesurer les effets des activités humaines sur la qualité de l'eau ?
- ↪ Quelles sont les relations entre la qualité de l'eau et la végétation ?
 - Peut-on apprécier ces relations ?
- ↪ Quelles sont les relations entre les facteurs anthropiques et la végétation ?
 - Les activités humaines se traduisent-elles toutes de la même manière sur l'ensemble des communautés végétales présentes sur un étang ?
 - Quelles sont les pratiques de gestion susceptibles d'influencer, directement ou indirectement, la composition floristique des étangs et *Caldesia parnassifolia* ?
 - Comment ces effets se traduisent-ils sur la végétation ?

Facteurs de distribution de la végétation

1. La composition des communautés végétales d'un étang dépend :
 - a. des conditions climatiques^o,
 - b. de la nature et de l'occupation du sol du bassin versant (et de la vidange des étangs situés en amont dans la chaîne)^o,
 - c. des caractéristiques physiques (profondeur, superficie, profil des berges ...) [◆],
 - d. des facteurs édaphiques [◆],
 - e. des variations du niveau d'eau^o,
 - f. de la dynamique de la végétation^o,
 - g. de la qualité de l'eau [◆],
 - h. des activités humaines [◆].
2. Plus précisément, la structure des étangs influence la composition et la distribution floristique :
 - a. Les pentes douces favorisent l'implantation de certaines espèces, notamment des amphiphytes dont la floraison dépend d'une exondation temporaire (ex : *Littorella uniflora*) [◆].
 - b. Les pentes abruptes présentent une faible diversité végétale, contrairement aux pentes douces. Toutefois, des situations de micro-falaises sont favorables à certaines communautés (ex : *Littorello-Isoetetum tenuissimae* qui est sensible à la concurrence des grands héliophytes)*.
 - c. La profondeur d'un étang influence sa composition floristique [◆]
 - d. La superficie d'un étang influence sa composition floristique [◆].

Déterminisme de la qualité de l'eau

3. La qualité des eaux d'un étang est influencée par la nature du bassin versant, les intrants (engrais, chaux...), la qualité de l'eau de l'étang situé en amont et les facteurs édaphiques*.
4. Les apports d'engrais ou de chaux influencent la qualité de l'eau de manière directe ou indirecte (relargage d'éléments minéraux par le sédiment)♦.
5. Malgré les variations temporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau, on considère que des analyses effectuées à la bonde lors de deux campagnes annuelles (juillet et octobre puis mars et juillet) durant 3 années permettent d'apprécier, de manière suffisante, la minéralisation et le degré trophique de chaque plan d'eau♦.
6. En Brenne, la disposition des étangs en chaîne peut entraîner une certaine homogénéisation de la qualité de l'eau sur l'ensemble des plans d'eau de la région. Toutefois, on peut considérer que durant l'année d'évolage, l'étang est partiellement isolé des autres de sorte qu'il présente une qualité d'eau qui lui est propre (en fonction de la nature géologique ou des apports éventuels d'intrants...)♦.
7. Du fait de la capacité de piégeage puis de relargage d'éléments minéraux par le sédiment, l'eau des étangs régulièrement fertilisés présente un niveau trophique plus élevé que des étangs non fertilisés, comparables d'un point de vue géologique et environnemental*.

Qualité de l'eau et végétation

8. Bien que la qualité de l'eau soit hétérogène au sein d'un même étang, on peut supposer que les différences intra-étang sont suffisamment faibles pour considérer qu'à chaque communauté végétale correspond une même qualité d'eau mesurée à la bonde♦.
9. Le développement de certaines espèces est davantage influencé par la qualité du sédiment (nature, granulométrie...) que par celle de l'eau♦.

Facteurs anthropiques et végétation

10. On considérera que la gestion globale de l'étang affecte toutes les communautés de ce même étang et que chaque espèce du même type de communauté est affecté de la même façon dans tout l'étang. Une exception est toutefois faite pour les pratiques ponctuelles (pâturage, agrainage des oiseaux d'eau, dépôt de tas de fumier sur les berges...) qui sont à envisager au cas par cas♦.
11. Les activités humaines concernant directement l'étang (apports d'engrais, d'herbicides, faucardage, pâturage...) influencent la composition floristique de ce dernier :

Par modification de la qualité du milieu :

- a. Les apports d'engrais (fertilisation organique et/ou minérale), en augmentant la trophie du milieu aquatique et en diminuant indirectement la transparence de l'eau (développement intense du phytoplancton), favorisent le développement de certaines espèces (ex : *Ceratophyllum demersum*, *Lemna gibba*) au détriment d'espèces moins tolérantes (ex : certaines espèces de characées, espèces des *Littorelletea*)[◆].
- b. L'amendement calcique (chaulage en eau ou en assec) influence la composition floristique des étangs[◆].
- c. Les apports d'engrais, en augmentant la trophie du milieu aquatique, sont défavorables à *Caldesia parnassifolia*[◆].
- d. Puisqu'elles sont totalement immergées, les espèces aquatiques (ex : characées) sont plus sensibles à la qualité de l'eau que les espèces amphibies (ex : hélrophytes)[○].

Par la mise en charge de poissons :

- e. Un empoisonnement trop important peut, en augmentant la turbidité de l'eau (remise en suspension de la vase par les poissons fouisseurs), être défavorable aux hydrophytes[◆].

Par les pratiques liées à l'assec :

- f. La culture de l'assec est défavorable à certaines espèces (ex : la plupart des characées exceptées *Charopsis braunii* et *Nitella syncarpa*)[◆].
- g. L'absence de mise en assec (ou une faible fréquence de mise en assec) peut entraîner des dépôts importants de matières organiques qui sont peu propices au développement de certaines espèces (ex : characées)[◆].

Par le pâturage :

- h. Par piétinement, le pâturage élimine certaines espèces (ex : *Juncus inflexus*) tandis que d'autres sont, au contraire, favorisées (ex : *Juncus effusus*)[◆].
- i. En ouvrant le milieu, le pâturage de la berge favorise certaines espèces de thérophytes ou d'hémicryptophytes au détriment des espèces plus compétitives (ex : hélrophytes) dont les parties aériennes sont supprimées[◆].

Par l'entretien mécanique ou chimique de la végétation :

- j. La fauche ou le gyrobroyage, par abandon des débris végétaux laissés sur place, peut engendrer un enrichissement du sol qui peut se traduire par un développement d'espèces nitrophiles (ex : *Urtica dioica*)[◆].
- k. Le faucardage des plantes aquatiques et amphibies peut, de la même façon, provoquer une augmentation du niveau trophique du milieu[◆].

12. Les activités piscicoles sont à l'origine d'une régression du nombre de localités de *Caldesia parnassifolia* à l'échelle de la Brenne[◆].

13. La disparition d'une espèce observée sur un étang peut être causée, de façon directe ou indirecte, par une modalité de gestion (ex : une forte turbidité induite par le développement de phytoplancton consécutif à un apport d'engrais inhibe la croissance des plantes immergées)*.
14. Le temps de réponse de la végétation aux modalités de gestion des étangs est fonction de la capacité de résilience propre à chaque espèce végétale et des relations interspécifiques au sein des communautés végétales*.
15. Lorsqu'un étang présente une diversité floristique importante, on peut considérer que la gestion passée est compatible avec le maintien de cette diversité*.
Par contre, lorsqu'un étang présente une diversité floristique faible, la gestion n'est pas nécessairement le paramètre en cause : des facteurs biologiques (nature du substrat, présence de rongeurs, compétition interspécifique...) peuvent également intervenir*.

Les différents thèmes, et leurs interrelations, abordés dans les hypothèses de travail sont synthétisés sous la forme du schéma ci-dessous (figure 4).

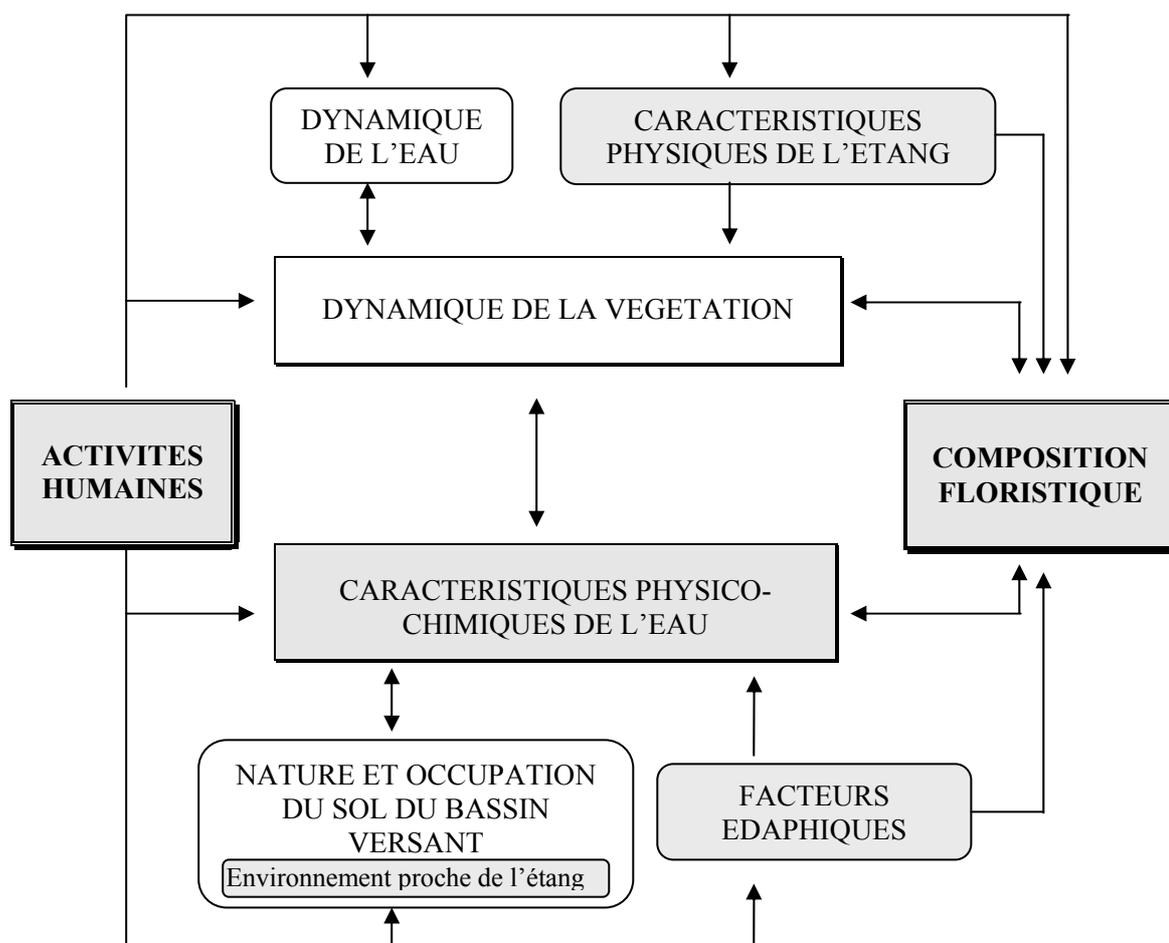


Fig. 4- Schéma représentant les différents paramètres influençant la composition de la végétation (en dehors du climat) et leurs inter-relations. Les compartiments grisés représentent les domaines étudiés au cours de ce travail.

Chapitre II SITE, METHODES ET MATERIELS

I. PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

I.1. LA BRENNE

Localisée au Sud-Ouest du Bassin Parisien, la Brenne est l'une des quatre régions naturelles du département de l'Indre (région Centre), avec la Champagne berrichonne, les Boischaux Nord et Sud. Elle est composée de trois parties : la Grande Brenne encore appelée Centre Brenne ou Brenne des étangs, correspondant majoritairement au secteur d'étude, la Petite Brenne, au sud de la Creuse et la queue de Brenne, à l'est. Le Parc naturel régional s'inscrit majoritairement dans la région naturelle de la Brenne (Brenne des étangs et Petite Brenne), comprenant également le Boischaux Nord et le Boischaux Sud (figure 5).

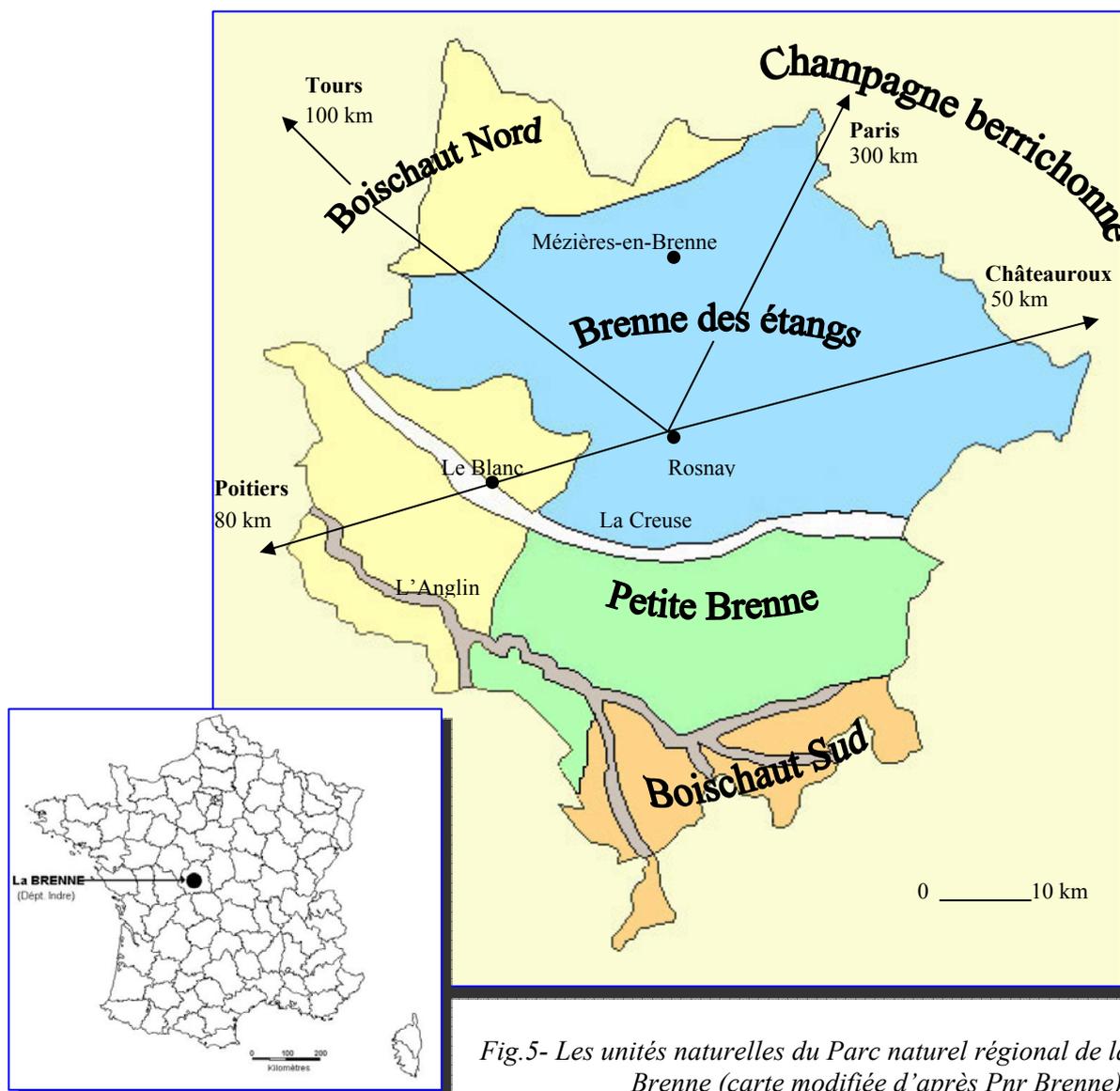


Fig.5- Les unités naturelles du Parc naturel régional de la Brenne (carte modifiée d'après Pnr Brenne).

La région naturelle, qui s'étend sur près de 140 000 hectares (Prévotaux 1971), s'individualise nettement tant d'un point de vue paysager que géologique. Elle se caractérise notamment par la présence de près de 2 000 étangs, représentant environ 11 000 ha d'eau (Syndicat d'assainissement et de mise en valeur de la Brenne comm. pers.), ce qui lui vaut le surnom de « pays des mille étangs ». De petits monticules de grès, appelés buttons, qui peuvent atteindre 30 mètres de hauteur, constituent également l'un des éléments marquants du plateau brennou dont l'altitude moyenne ne dépasse pas une centaine de mètres.

En grande partie entourée de plateaux calcaires, la Brenne est une zone dépressionnaire caractérisée par sa couverture sédimentaire siliceuse à dominance de grès, de sable et d'argile (figure 6). Cette cuvette a été presque entièrement comblée par des dépôts détritiques provenant des bordures du Massif Central.

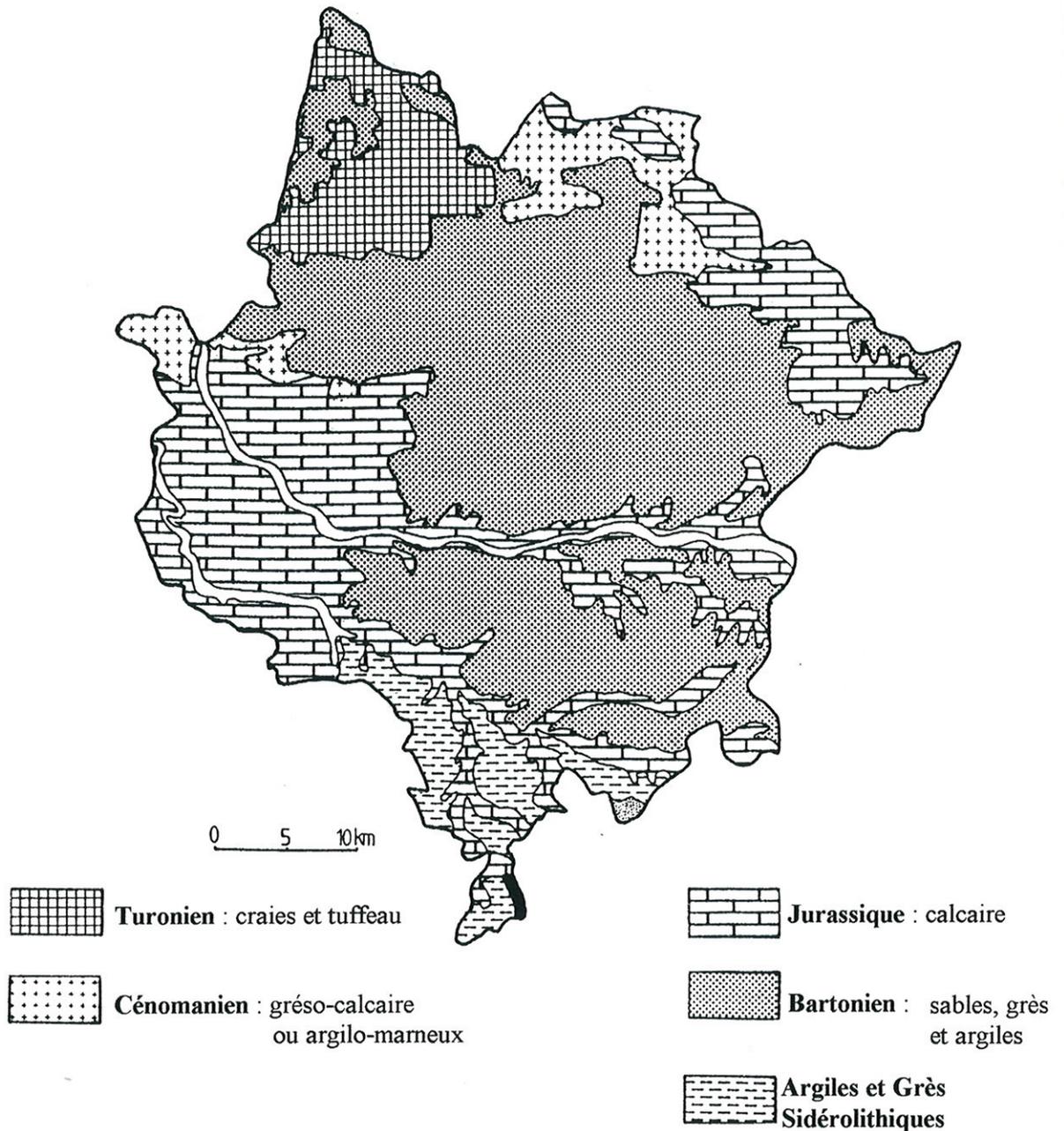


Fig. 6- Carte géologique du Parc naturel régional de la Brenne (B.R.G.M. et C.A. de l'Indre)

De qualité médiocre, les sols possèdent un potentiel agricole limité : ils sont gorgés d'eau en hiver et séchants durant l'été. En Centre Brenne, ce sont les sols hydromorphes qui prédominent, essentiellement les sols à pseudogley ou planosoliques (Périgaud 1963). Ainsi, l'élevage extensif (principalement bovin allaitant avec la race Charolaise, chargement de 0,7 à 1,3 UGB/ha, Chambre d'Agriculture de l'Indre comm. pers.) et la pisciculture constituent les mises en valeur agronomiques les plus rentables après la chasse.

Notons que l'imperméabilité de ces dépôts, combinée au modeste relief de la région, a rendu propice la création des étangs, amorcée dès le Moyen-Age.

L'absence de sources et de cours d'eau permanents entre la Creuse et la Claise constitue une autre particularité de la région. Par conséquent, les étangs sont essentiellement remplis par les eaux de pluie : d'après une enquête menée par Le Quéré & Marcel (1999), 96 % de la surface étudiée est alimentée par le bassin versant, 3 % par les rivières et 1 % par d'autres types d'alimentation (ex : forage).

La Brenne est la région naturelle la plus humide du département : elle présente un climat de type « océanique altéré » avec près de 700 mm de pluie par an. La moyenne annuelle des températures de 11,5°C et les vents du Sud-Ouest sont les plus fréquents. (Station météorologique de Châteauroux-Déols comm. pers.).

I.2. LES ETANGS DE LA BRENNNE

La création d'un étang consiste en l'édification d'une chaussée, barrant un écoulement naturel des eaux. En Brenne, la rareté des ruisseaux et des sources a conduit les hommes à relier les étangs entre eux par des fossés, formant ainsi une « chaîne d'étang » encore appelée « chapelet d'étangs ». Servan (1998) estime la présence d'une centaine de chaînes d'étangs en Brenne, incluant chacune 1 à 30 étangs. Les dates de pêche (de la mi-octobre à mars) sont donc programmées de sorte que la vidange des plans d'eau s'effectue toujours d'aval en amont, l'approvisionnement en eau se faisant par gravité : l'eau de l'étang situé en amont se déverse dans l'étang inférieur, dont le niveau d'eau doit être suffisamment abaissé, et ainsi de suite jusqu'à la fin de la chaîne. (Prévotiaux 1971). Cependant, cette organisation théorique de la vidange des étangs, qui exige une entente entre propriétaires d'étangs, n'est pas toujours respectée (Bédoucha 2000) (absence de concertation, sécheresse exceptionnelle...).

I.2.1. Caractéristiques

Les étangs de la Brenne sont caractérisés par leur faible profondeur avec une moyenne proche de 1,20 m et par leurs berges en pentes douces, qui sont propices à la production de poisson (Trotignon & Williams 1990).

En Brenne, l'étang traditionnel est constitué de trois éléments caractéristiques répondant aux trois rôles précédemment évoqués « amener l'eau et l'écouler, retenir l'eau, exploiter l'eau » (Prévotiaux 1971, Barrère 1983) :

- **la queue d'étang**, secteur envahi par les roselières (ex : à *Phragmites australis*, *Carex elata*, *Scirpus lacustris*, *Phalaris arundinacea*...) situé en amont et traversé par les chenaux d'alimentation en eau.
- **la chaussée**, située en aval et munie de bonde et de déversoirs,
- **la pêcherie**, légère dépression du fond de l'étang localisée devant la bonde et dans laquelle se rassemblent les poissons avant la pêche.

L'eau, qui s'écoule par les fossés d'alimentation, arrive au niveau de la queue de l'étang. Elle est maintenue dans le plan d'eau par la chaussée qui, composée de la bonde et des déversoirs, assure une fonction de barrage et de maîtrise de l'eau. La bonde permet de vider l'étang pour la pêche en régulant le débit, soit par un système de pilon en bois qui obstrue l'orifice d'un canal, soit à l'aide de planches superposées et colmatées par du sable. Les déversoirs, ou brésils, sont installés de chaque côté de la chaussée et déterminent un niveau maximal de l'étang. Dans le cas de petits étangs, c'est parfois la partie supérieure de la bonde qui joue le rôle de déversoir. Les fossés d'évacuation, situés en aval de ces ouvrages, assurent l'écoulement de l'eau (figure 7).

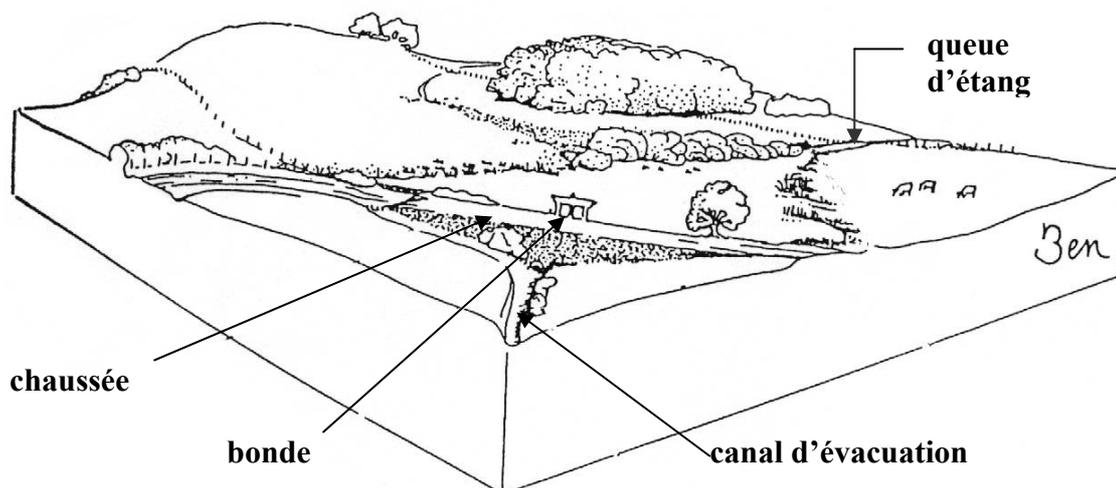


Fig. 7- Schéma représentant un étang en eau en Brenne (source Pnr Brenne).

Pour effectuer la pêche, l'étang est vidé progressivement (« mise en tire ») en levant la bonde plusieurs jours, voire plusieurs semaines à l'avance de manière à rassembler les poissons sans dommages (risques d'asphyxie) dans la cuvette que constitue la pêcherie. (Prévotiaux 1971, Barrère 1983).

I.2.2. Historique

La création des étangs de la Brenne est caractérisée par plusieurs étapes historiques.

Débutée approximativement autour du XI^e siècle, elle est attribuée aux moines des Abbayes de St-Cyran et de Méobecq.



Photo n°1. Pêche d'étang en Brenne : le poisson est prélevé à l'aide d'une filanche (vaste épuisette en forme d'arc) dans la pêcherie (ou « poêle ») où s'est rassemblé le poisson lors de la vidange progressive de l'étang.



Photo n°2. Tri des poissons sur la chaussée de l'étang : avant la pesée, le poisson est trié sur une « table de triage » en fonction des espèces et de leur taille.

Les plans d'eau étaient probablement voués non seulement à la production de poissons, soit pour leur consommation personnelle, soit comme source de revenu, mais aussi à l'alimentation en eau du bétail (Prévotaux 1971, Barrère 1983).

Au cours du XIII^e siècle, un processus de défrichement dans le but d'assainir la région est engagé. De nouveaux étangs auraient alors été créés dans le but de maîtriser la stagnation des eaux ainsi engendrée (Prévotaux 1971).

Au XV^e, débute une troisième période marquée par la multiplication d'étangs en Brenne. La pisciculture se développe en effet rapidement pour pallier la médiocre qualité des terres (Barrère 1983). Mais, sans entretien, les plans d'eau et fossés sont progressivement envahis par la végétation, suite à un envasement excessif qui a pour conséquence de réduire l'écoulement des eaux. La région devient alors insalubre (paludisme, troubles digestifs...), aggravant d'autant plus la misère de la population. Dans son *Mémoire statistique* Le Préfet Dalphonse (1804) brosse un sinistre portrait de la Brenne... :

“ Aucune plantation d'arbres dans cette contrée, aucune eau courante, quatre cent treize étangs couvrant une étendue de terrain d'environ 4 000 ha, point de montagnes, point de collines, point de coteaux, seulement quelques monticules jetés çà et là, sans ordre et d'une très faible élévation. Nul moyen à l'air pour se raréfier, et se décharger soit des vapeurs humides, soit des miasmes pestilentiels dont il s'imprègne en passant sur ces vastes réservoirs d'eau, et surtout sur ces cloaques fangeux”.

...et du Brennou:

“ [...] il ne vit pas, il végète : il reste empâté, opilé, cacochyme, boursoufflé, hydropique, sujet à des fièvres putridomalignes.[...] ”.

Pour contrer cette insalubrité, un projet d'assainissement est lancé en 1792 mais il échoue rapidement (Barrère 1983). Le poisson constitue, en effet, à cette époque, une ressource alimentaire capitale, notamment en matière de protéines. De plus, les étangs attirent le gibier et la culture de l'assec donne un meilleur rendement que celle des terres (Prévotaux 1971). Ce n'est qu'au cours du Second Empire que l'exploitation des étangs connaît un nouvel essor : un projet d'assainissement est renouvelé. La création de routes, des travaux de drainage, de curage et de régularisation de l'écoulement des eaux sont entrepris avec succès, des subventions étant attribuées aux particuliers (Barrère 1983).

Au début du XX^e siècle, l'aspect paysager de la Brenne est transformé : avec le développement de nouvelles techniques piscicoles, la plupart des étangs sont faucardés. Enfin, une dernière étape historique correspond à la création anarchique, vers les années 1970, de nombreux plans d'eau présentant des bords abrupts, peu propices à la diversité biologique. (Barrère 1983).

I.2.3. La pisciculture

La Brenne est la troisième région d'étangs de France en superficie avec 11 000 ha d'eau (Le Quéré & Marcel 1999). La production, avec près de 2000 tonnes de poisson par an, est composée de 64 % de carpes, 18 % de gardons, 10 % de tanches et divers carnassiers (brochets, perches...) pour 8 %. (Le Quéré & Marcel 1999).

La production annuelle par étang varie de moins de 100 à plus de 300 kg/ha avec une moyenne de 145 kg/ha en Brenne (le rendement national est de 130 kg/ha). En effet, bien que traditionnellement extensive, la pisciculture a connu une modernisation importante depuis quelques décennies avec l'apport d'engrais, la pratique de l'alimentation artificielle pour le nourrissage des poissons ou encore l'utilisation d'herbicides. D'après une enquête menée par Le Quéré & Marcel (1999), les exploitants de la Brenne considèrent que le rendement piscicole à l'hectare a augmenté entre 1986 et 1996.

En matière de commercialisation, la Carpe est exportée vive principalement en Allemagne (tradition de la Carpe de Noël), tandis que le Gardon, la Tanche et les carnassiers sont vendus essentiellement pour l'empoissonnement des rivières (sociétés de pêches, particuliers et restauration surtout pour les carnassiers) (Le Dorze 1996).

I.2.3.1. Le cycle d'exploitation

La période du cycle durant lequel les étangs sont en eau est appelé l'évolage (Prévotiaux 1971). Elle constitue, avec l'assec, l'une des phases du cycle d'exploitation d'un étang.

❖ *L'évolage : la période de production en eau*

Durant l'évolage, la production de carpes marchandes se fait au bout de trois années d'élevage correspondant à autant d'étapes réalisées dans des étangs de différentes tailles (figure 8) :

- étang de « pose » : l'empoissonnement en reproducteurs, ou mise en charge, s'effectue dans un étang de petite superficie (moins de 1 ha) et peu profond (60 cm) pour la production d'alevins (ou « feuilles ») d'un été appelés C1. (Barrère 1983)
- étang de grossissement : après la pêche, les alevins (environ 300 g) sont immergés dans un deuxième étang, de taille moyenne (environ 5 ha), de manière à obtenir des « nourains » de 2 étés (C2) (Prévotiaux 1971).
- étang d'engraissement : la dernière étape consiste à empoissonner un troisième étang de dimension supérieure avec les nourains pour les engraisser jusqu'à la pêche. Les poissons marchands ainsi obtenus (1,5 à 2 kg pour la carpe) au bout de 3 étés (C3) sont ensuite destinés à la vente.

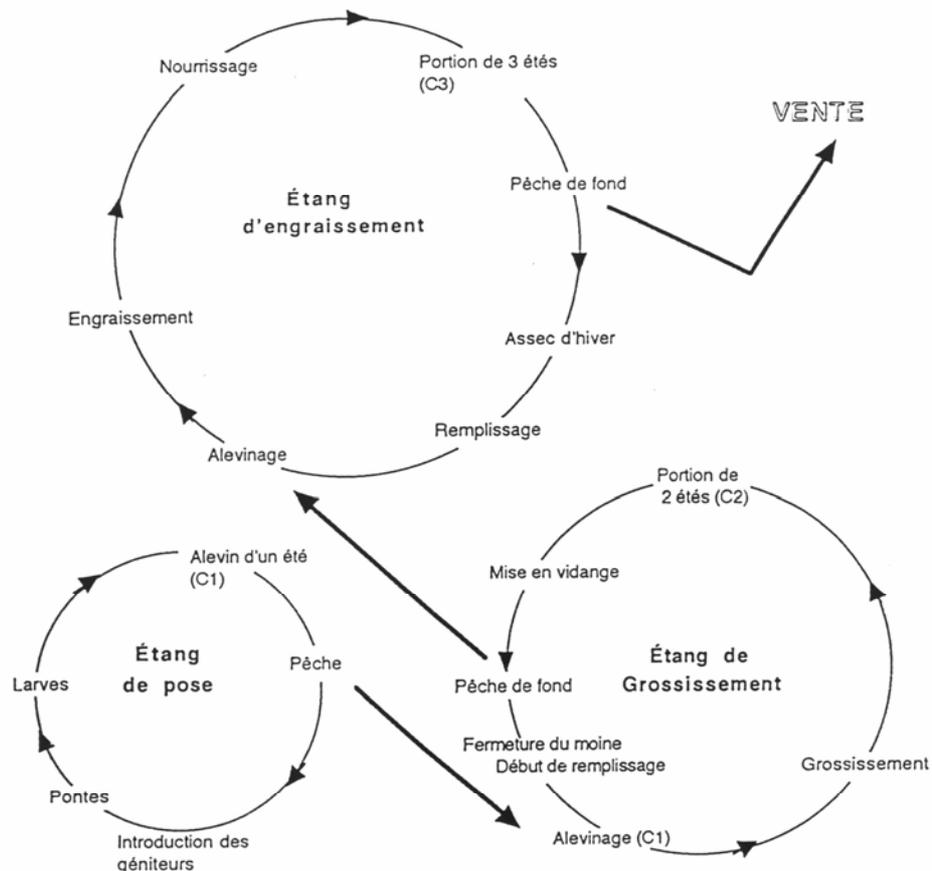


Fig. 8- Cycle d'exploitation représentant les 3 étapes de production de carpes marchandes (d'après Bachasson 1987).

❖ L'assec : la période de repos

Au bout de 7 à 10 ans d'évolage, les étangs sont généralement maintenus vides durant un à parfois deux ans : cette période correspond à l'assec estival. Notons que la fréquence de l'assec tend à diminuer en Brenne (Pellé comm. pers.).

En aérant le fond de l'étang, cette pratique favorise la minéralisation de la matière organique accumulée sous forme de vase durant l'évolage. Elle permet également le relargage dans l'eau, l'année suivante, des éléments minéraux stockés dans les sédiments : la récolte en poisson est souvent supérieure à la suite d'un assec (Huet 1970, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983). Par ailleurs, l'assec limite l'invasion progressive de la végétation, en particulier des hélrophytes qui peuvent coloniser les berges en pente douce des étangs. L'assec contribue donc à lutter contre le phénomène naturel de comblement d'un plan d'eau (Huet 1970). L'assec est aussi l'occasion de réaliser des travaux : curage de la pêcherie, colmatage des trous de Ragondins dans la chaussée, renforcement de la chaussée...

I.2.3.2. Les pratiques piscicoles

Elles ont pour but d'augmenter la productivité piscicole naturelle d'un étang. Un étang « traditionnel » est considéré comme un milieu capable de produire du poisson marchand sans procéder à une amélioration en dehors de l'assec (Martin 1994). En revanche, la pisciculture est actuellement de plus en plus stimulée et fait désormais appel à de nouvelles techniques telles que la fertilisation, le nourrissage ou l'emploi d'herbicides (Trotignon 2000).

❖ *Le chaulage : redresser le pH et tamponner les eaux*

Pratiqué en eau comme en assec, le chaulage a pour finalité d'augmenter le pH de l'eau et de favoriser la minéralisation du fond de l'étang.

En maintenant un pH voisin de la neutralité, la chaux favorise les échanges d'éléments nutritifs entre la vase et l'eau et empêche les fortes variations du pH (effet tampon), très défavorables aux poissons (Huet 1970, Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983).

Effectué au centre de l'étang, le chaulage en assec accélère, en outre, le processus de dégradation de la matière organique en favorisant le développement des bactéries de la putréfaction (Huet 1970, Martin 1987a). Il concourt, en particulier, à la destruction de la cellulose des végétaux durs comme les nénuphars ou les roseaux (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983). De plus, grâce à son action désinfectante, la chaux vive réduit les risques de maladies des poissons (destruction des parasites) (Huet 1970, Prévotiaux 1971, Martin 1987a).

En Brenne, le chaulage n'est pas pratiqué sur tous les étangs. L'épandage, généralement fractionné, a lieu d'avril à août. En moyenne, 200 kg de chaux par hectare sont apportés en eau et 800 kg/ha en assec, mais les quantités peuvent respectivement atteindre une à trois tonnes par hectare (Prévotiaux 1971, Pellé comm. pers.).

❖ *La fertilisation : accroître la productivité*

Minérale ou organique, elle a pour but d'augmenter la richesse en éléments nutritifs et, par conséquent, la productivité d'un étang.

✓ *Fertilisation minérale*

La fertilisation minérale consiste en l'apport d'azote ou de phosphore sous forme liquide ou solide.

Parmi les engrais phosphatés, le superphosphate est composé en partie de 18 % d'anhydride phosphorique (P_2O_5) et de 20 % d'oxyde de calcium (CaO) (Sevrin-Reyssac 1982, Weigel 1994b). Consommés immédiatement par le phytoplancton, ces engrais solides (poudres ou granulés) ont un effet très rapide du fait de leur solubilité dès l'épandage.

En revanche, les scories « Thomas » (16 % de P_2O_5 et 40 % de CaO) sont peu solubles et leur action n'est que plus lente : d'abord fixé dans la vase, le phosphore n'est libéré que progressivement (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983). Ces scories sont utilisées surtout dans le cas d'étangs sableux ou pauvres en phosphore nécessitant un apport permanent en calcium.

Des apports fractionnés dans le temps permettent d'optimiser l'action de ces engrais. De même, l'épandage de phosphore ne doit pas correspondre avec la période de chaulage car à pH élevé et en présence de calcium, le phosphore précipite sous forme de phosphate de chaux insoluble (Sevrin-Reyssac & Gourmelen 1983).

Les apports azotés se font essentiellement sous forme d'azote solide ou liquide 39/0/0 (N/P/K). Ce type d'apport permet un développement maximum et rapide du phytoplancton.

L'azote peut également être couplé avec le phosphore dans le cas du phosphate ammoniacal (liquide : 14/48/0 ou solide : 18/46/0) qui apporte 14 ou 18 % d'azote (N), 48 ou 46 % de P_2O_5 et 0 % de potassium (K). Sous cette forme, l'engrais est très efficace car les phénomènes de stockage et de relargage sont limités. (Weigel 1994b, Valdeyron 1994)

✓ Fertilisation organique

Les dépôts de fumiers de bovin sur les bords d'étang et les épandages de lisiers de porc ou, plus rarement, de fientes de volailles déshydratées sont les apports organiques les plus fréquents. Néanmoins, ils sont peu fréquents et concernent en Brenne essentiellement certains petits étangs de pose (pré-grossissement) (Pellé comm. pers.).

La matière organique est directement consommée par les carpes ou le zooplancton (rotifères et cladocères) dont se nourrissent les poissons. Après minéralisation, ce type d'engrais peut être également assimilé par le phytoplancton (Balvay 1980, Weigel 1994a). Ces intrants présentent donc de nombreux avantages mais, en cas d'apports tardifs ou excessifs, ils peuvent favoriser un développement intense de cyanobactéries ou de bactéries aérobies. Or, de telles proliférations sont parfois responsables, soit d'une carence en éléments nutritifs, soit d'un déficit d'oxygène dans le milieu, pouvant entraîner la mort des poissons. (Sevrin-Reyssac 1983, Valdeyron 1993).

❖ Le nourrissage des poissons

Il consiste en l'apport d'un complément alimentaire durant la période estivale tel que des céréales écrasées et gonflées (maïs, blé, orge), des granulés, des tourteaux de noix, de la farine de soja (Bachasson 1987). En Brenne, ces aliments artificiels sont destinés à l'engraissement de poissons juvéniles, les nourains, élevés dans de petits étangs de grossissement (moins de 10 ha, Pellé comm. pers.). Cette pratique est de plus en plus courante car elle permet d'accroître rapidement la productivité d'un étang en apportant directement les ressources alimentaires aux poissons, sans transition par la chaîne trophique (Le Quéré & Marcel 1999). Depuis deux ans, les granulés sont garantis sans farines animales par les fabricants et depuis un an, sans OGM (organisme génétiquement modifié). Les granulés sont à base de farine de poisson de mer, mais des essais à la Station Expérimentale Piscicole Interrégionale du Blanc visent à tester des farines végétales riches en protéines dont le coût d'achat est moins élevé (Darreau comm. pers.).

Sur certains étangs, le nourrissage est assuré par un appareil, muni de panneaux solaires et de flotteurs, appelé nourrisseur et capable de déverser automatiquement 25 kg/ha d'aliments par jour durant l'été (résultat de l'enquête piscicole.). Les apports quotidiens

recommandés par Bachasson (1987) en Brenne correspondent à environ 2 % du poids du stock de poissons présent dans l'étang mais il existe une grande variabilité d'un étang à l'autre, de 30 à 600 kg/ha par étang en moyenne (Pellé comm. pers.). Bachasson (1987) indique que la distribution n'est nécessaire que lorsque le zooplancton devient rare et que la température de l'eau dépasse 10° C.

❖ *La limitation de la végétation en eau*

Au début du siècle, les étangs de la Brenne étaient presque entièrement recouverts de végétation jusqu'en leur centre, du fait de leur faible profondeur (Rallet 1935). L'espace en eau était alors réduit au secteur le plus profond du plan d'eau correspondant à la pêcherie, située en avant de la bonde (Barrère 1983).

L'utilisation du bateau faucardeur (figure 9) s'est généralisée à partir de 1935 en Brenne, tandis que la scie à mottes, actuellement remplacée par le bulldozer, marque une seconde période de nettoyage des plans d'eau, surtout entre 1958 et 1965 (Trotignon 1987). Ces nouvelles techniques de limitation de la végétation ont permis de reconquérir rapidement l'espace en eau des étangs et, par conséquent, d'augmenter la production. Ainsi, dès la fin du printemps, la végétation aquatique et hélophytique est éliminée, sur certains étangs, à l'aide d'un bateau motorisé (bateau faucardeur) et doté d'une lame de fauche qui sectionne les tiges sous l'eau (30 à 50 cm) (Barrère 1983). Praticué durant l'assec, le démottage consiste à éliminer les mottes de Laïches (essentiellement de *Carex elata*) et à les entasser sur les berges de l'étang.

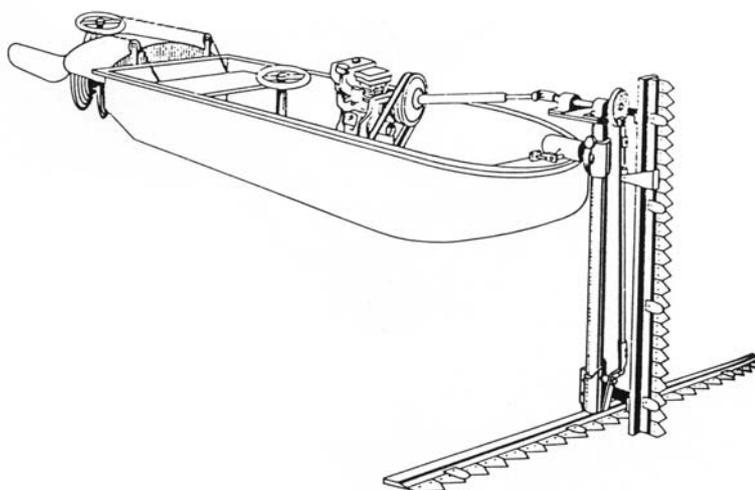


Fig. 9- Illustration d'un bateau faucardeur avec lame de fauche articulée et réglable en profondeur (d'après Bachasson 1987).

A partir des années 1970, l'emploi d'herbicides se substitue parfois aux méthodes mécaniques. Cet usage est toutefois marginal en Brenne (Pellé comm. pers.).

Par ailleurs, l'introduction de poissons herbivores (ex : Carpe Amour blanc consommant les végétaux durs ; Carpe Amour argentée, planctophage), afin d'éliminer des plantes aquatiques jugées trop envahissantes, est également peu courante.

Les témoignages de botanistes locaux attestent, à l'heure actuelle, d'une régression importante de certaines végétations aquatiques des étangs de la Brenne depuis quelques décennies. L'ensemble des pratiques, à des fins d'amélioration de la production piscicole, combinées à l'impact plus récent du Ragondin et du Rat musqué sur la végétation sont les principales raisons invoquées (Trotignon & Williams 1990). Aussi, la limitation de la végétation est-elle de moins en moins pratiquée en Brenne.

❖ *Les travaux d'entretien*

Divers travaux d'entretien de l'étang sont effectués à l'occasion de l'assec comme la réparation de la digue, souvent endommagée par les Rats Musqués ou les Ragondins. Par ailleurs, le curage mécanique à l'aide du bulldozer, permet d'éliminer la couche de vase sédimentée au niveau de la pêcherie (Trotignon 2000) ou de supprimer les roselières.

❖ *La culture de l'assec*

En Brenne, la culture de l'assec (millet, rave, blé, maïs, ray-grass, moha ...) est peu fréquente et concerne essentiellement quelques étangs de la région sur fond marneux, présentant des sols riches et productifs. Dans certains cas, les cultures ne sont pas destinées à être récoltées : elles sont noyées. Cette pratique permet de régénérer le fond de l'étang et de procurer une source de nourriture importante pour le gibier (Pellé comm. pers.).

I.2.4. La chasse et les aspects récréatifs

La chasse au gibier d'eau s'est largement développée depuis une vingtaine d'années sur les étangs de la Brenne. Conjugée à la pisciculture, cette activité de loisirs procure aux propriétaires, qui louent pour la chasse, une source de revenu complémentaire non négligeable. L'activité piscicole associée à la chasse constitue 59 % de la surface exploitée tandis que 39 % est consacrée à la production piscicole seule et 1%, aux loisirs (Le Quéré & Marcel 1999). Cette diversité de vocations peut d'ailleurs parfois entraîner des antagonismes de gestion.

A partir des années 1960, les agrainages (dépôts de grains en bordure d'étangs) et les premiers élevages de canards destinés au repeuplement ou au tir se multiplient en Brenne (Trotignon & Williams 1990).

Par ailleurs, certains étangs sont consacrés à d'autres formes de loisirs (ex : pêche à la ligne, baignade...) ou bien uniquement à l'abreuvement du bétail.

II. CHOIX DES ETANGS

Comme le remarque Servan (comm. pers.), les étangs de la Brenne sont une collection d'objets uniques de sorte qu'il convient, pour répondre aux objectifs fixés et pour que l'échantillon soit représentatif des étangs de la région, de considérer le plus grand nombre d'étangs possible. Dans cette optique, un échantillon de 42 plans d'eau (Figure 10, liste en annexe 1) a été sélectionné selon les critères suivants :

- Existence d'études floristiques antérieures récentes (Daudon 1993-1997, Pinet 1996-2000), de manière à réutiliser l'ensemble des données pour un suivi (cas de l'évolution des populations de *Caldesia parnassifolia*),
- Diversité des groupements végétaux parmi les étangs étudiés,
- Vocations diversifiées des étangs (loisirs, abreuvement du bétail, pisciculture),
- Diversité morphologique des étangs et de leurs substrats géologiques,
- Nature et répartition variables du couvert végétal du bassin versant (forêt, culture, prairie...).

L'échantillon reflète la grande hétérogénéité qu'offrent les étangs de la Brenne, notamment en terme de surface cadastrale (2 à 145 ha, 25 ha en moyenne) (tableau 3) et de profondeur à la bonde (0,5 à 3,5 m, 2,30 m en moyenne). Par contre, l'échantillon ne représente pas la superficie moyenne des étangs avec ses 25 ha contre 5,5 ha en moyenne pour les 2000 plans d'eau répertoriés en Brenne.

Tab. 3- Catégories d'étangs étudiés en fonction de la surface cadastrale (42 étangs pour 1 305 ha, soit plus de 8 % de la surface en eau en Brenne).

| Surface cadastrale (ha) | Nombre d'étangs |
|-------------------------|-----------------|
| ≤ 10 | 12 |
| 10 < S ≤ 50 | 22 |
| 50 < S ≤ 100 | 4 |
| > 100 | 5 |
| Total | 42 |

Le nom des propriétaires a été obtenu par consultation du cadastre au Blanc et l'accès aux étangs a fait systématiquement l'objet de demandes d'autorisation écrites et orales auprès des propriétaires. Un compte-rendu des prospections botaniques et les résultats d'analyses d'eau leur ont été fournis chaque année.

Parmi les 42 étangs sélectionnés, 32 ont été répertoriés au moins une fois depuis le début du siècle comme ayant abrité ou abritant encore *Caldesia parnassifolia* ; la plante n'ayant pas été observée sur les 10 plans d'eau restants.

Le sous-échantillon constitué des 32 plans d'eau est extrait d'une liste de 81 étangs de la Brenne (annexe 2) dans lesquels *Caldesia parnassifolia* a été observée au moins une fois depuis le début du XX^e siècle. Diverses sources d'informations ont permis d'établir cette liste : herbiers consultés au laboratoire de Phanérogamie du Muséum National d'Histoire Naturelle (De la Tramblais 1852, Aristobile 1909-1910, Bouby 1968), recherches bibliographiques (Rallet 1935, Bau 1953, Amicale phytosociologique 1969, Rallet *et al.* 1969, Géhu & de Foucault 1988, Daudon 1997a, Pinet 1995-1998, Otto-Bruc 1997) et communications orales de botanistes locaux (Dreuillaux, Grillon, Plat).

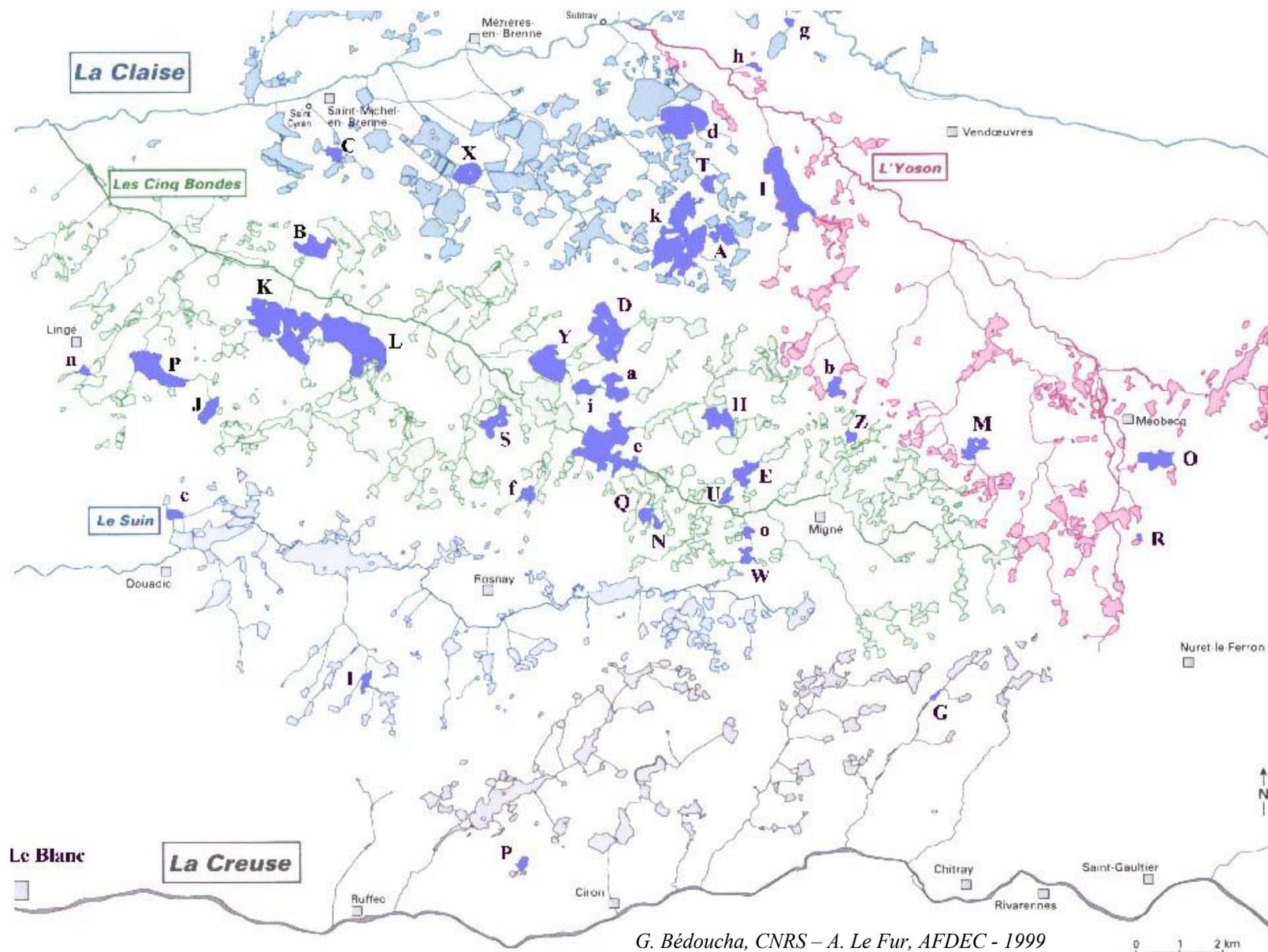


Fig. 10- Le réseau hydrographique du Centre-Brenne (carte extraite de Bédoucha 2000).
 Les étangs étudiés au cours de ce travail sont annotés et signalés en bleu, excepté 4 étangs situés hors cadre (légende annexe 1)

III. COLLECTE DES DONNEES

III.1. DONNEES FLORISTIQUES ET DETERMINATIONS

Les étangs ont été entièrement prospectés depuis les berges jusqu'en leur centre, lorsqu'ils n'étaient pas trop profonds (moins de 90 cm). Les herbiers aquatiques situés dans des zones trop profondes ont été échantillonnés grâce à un grappin relié à une corde de 10 mètres de long.

Les échantillons ont été collectés dans des sacs plastiques avant d'être déterminés en fin de journée, de façon à ce qu'ils ne se soient pas desséchés. La réhydratation systématique des plantes a permis d'optimiser leur détermination. L'utilisation de la loupe de terrain n'est pas toujours suffisante pour la détermination floristique *in situ* et la loupe binoculaire s'est avérée indispensable pour la reconnaissance des charophytes et des *Ranunculus* subg. *Batrachium*, en particulier. La détermination, particulièrement délicate, de certaines espèces de characées a pu être validée, grâce au concours de P. Plat, botaniste spécialiste de la région.

La végétation étudiée comprend les espèces qui ont été déterminées avec les flores suivantes : Lambinon *et al.* (1992) pour les spermatophytes et les ptéridophytes, Corillion (1957) pour les charophytes et Smith pour les bryophytes (1978, pour les mousses et 1990, pour les hépatiques). Dans le cas de déterminations particulièrement difficiles (cas des *Ranunculus* subg. *Batrachium*³¹ et des *Callitriche* sp.), de nombreux autres ouvrages ont complété les informations d'un point de vue tant descriptif, nomenclatural que taxonomique (Corillion 1981-1983, Kerguelen 1993, Rothmaler 1995, Preston & Croft 1997, Rich & Jermy 1998).

III.1.1. Fréquence des prospections

En raison des variations phénologiques saisonnières des espèces végétales, au moins deux prospections par an et par étang ont été réalisées sur chacun des 42 plans d'eau en 1998 ou en 1999, depuis la fin du printemps jusqu'au début de l'automne. Dix d'entre eux ont été visités durant les deux années successives.

Ainsi, parmi les 42 étangs prospectés, 37 ont été étudiés en 1998 (dont un en assec) parmi lesquels 10 ont été revus en 1999 afin de suivre les populations de *Caldesia parnassifolia*, en complément de 5 nouveaux plans d'eau.

La durée de prospection est fonction de la taille de l'étang : en moyenne une journée est consacrée pour un plan d'eau de moins de 40 hectares et deux jours sont requis pour une superficie plus importante. L'accès aux étangs étant le plus souvent difficile en véhicule, la durée de prospection peut être prolongée de manière importante (jusqu'à une heure supplémentaire).

³¹ Géhu & Mériaux (1981) soulignent le problème particulier de détermination de *R. aquatilis* et *R. peltatus*, souvent confondus. Ces taxons n'ont d'ailleurs été distingués qu'en 1966 par Cook. L'existence possible d'hybrides accentue la difficulté de détermination.

III.1.2. Relevés phytosociologiques

La méthode phytosociologique classique employée notamment par Chaïb (1992), précédemment décrite, est apparue la mieux adaptée (par rapport à la méthode synusiale) pour répondre à l'objectif de description des communautés végétales présentes sur chaque étang et de leur écologie. Ainsi, les relevés ont été réalisés selon la méthode sigmatiste de Braun-Blanquet (1928) de sorte que la végétation a été étudiée strate par strate, mais au sein d'un même relevé. Rappelons que cette méthode fait apparaître les strates distinctement dans les tableaux phytosociologiques ce qui permet d'analyser leurs relations éventuelles.

La méthode phytosociologique sigmatiste consiste à établir des relevés en dressant, sur un secteur homogène d'un point de vue physiognomique et floristique, la liste des espèces végétales présentes. À chaque espèce est attribuée un coefficient semi-quantitatif d'abondance-dominance selon l'échelle de Braun-Blanquet (1928), traduisant l'importance de la plante dans le relevé étudié. Le secteur, qui peut parfois être vaste, est préalablement limité à son aire minimale, plus simple à étudier. Il existe, en effet, une aire, dite aire minimale, au-delà de laquelle le nombre d'espèces inventoriées n'augmente presque plus (de Foucault 1986b). Dans la présente étude, l'aire minimale des relevés est généralement comprise entre 2 et 4 m² selon le type de groupement. La surface est parfois beaucoup plus réduite (ex : 10 x 10 cm² dans le cas de groupements à lentilles d'eau) ou importante (ex : 16 m² pour les roselières) (de Foucault 1986b). Pour chaque relevé, la végétation observée sur toute la hauteur de la colonne d'eau a été prise en compte.

L'emplacement des relevés a été déterminé en se basant sur un critère physiognomique de la végétation. Une trentaine de relevés ont été effectués en moyenne par étangs. Les relevés sont ensuite complétés en indiquant l'aire minimale (m²) et la surface du relevé (m²) si elle est différente. Ils sont répétés chaque fois qu'un secteur de même composition floristique homogène se présente dans la nature. La nomenclature botanique suivie est celle de Lambinon *et al.* (1992).

III.1.3. Paramètres mésologiques

Pour chaque relevé, les données phytosociologiques ont été complétées par des paramètres de hauteur d'eau (cm) (sans la vase), de type de substrat, de recouvrement de sol nu, d'eau libre et des espèces algales sur la surface du relevé. L'ensemble de ces paramètres permet de compléter les données écologiques pour chaque communauté décrite.

Pour chaque étang a été estimé, à l'aide de photographies aériennes, le recouvrement, en eau libre, en sol nu, en hydrophytes, en hélrophytes terrestres, en amphiphytes et en algues³² (en %).

III.1.4. Étude des populations de *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl.

De manière à mieux cerner l'écologie de la plante, l'évolution temporelle des populations a été notamment étudiée au cours de deux étés.

³² Bien qu'aquatiques, les algues ont été prises en compte séparément car leur recouvrement constitue un indice du degré trophique du milieu aquatique.

L'évolution inter-annuelle a été étudiée à partir d'éléments bibliographiques complétés par le suivi de certains étangs sur deux ans. En effet, parmi les 42 étangs étudiés, 14 ont fait l'objet d'un suivi des populations de *Caldesia parnassifolia* entre 1993 et 1997. Ce suivi avait été mis en place dans le cadre du programme européen de conservation de la nature "Action communautaire pour la nature" (Daudon 1997). Complété durant la présente étude (1998-1999), le suivi de ces 14 étangs a permis d'étudier l'évolution inter-annuelle des populations de l'espèce jusqu'à sept années consécutives.

Les variations estivales des peuplements ont été étudiées en renouvelant, au même endroit, 18 relevés phytosociologiques lors de la deuxième campagne annuelle durant 1998 ou 1999.

De plus, afin de mieux cerner la biologie de cette espèce, des critères biométriques des individus (dimensions des limbes, hauteur de la hampe florale) ont été étudiés et un dénombrement a été effectué sur chaque étang. Ces données sont complétées par les paramètres mésologiques suivants : profondeur de l'eau, type de substrat (argilo-sableux, calcaire, présence d'une couche de vase, d'une épaisseur comprise entre 0,5 et 20 cm, due à la décomposition de la matière organique), distance entre la population et le bord de l'étang, importance de la pente estimée visuellement.

Les relevés phytosociologiques effectués au niveau des populations de *Caldesia parnassifolia* sont répertoriés dans des fiches « espèce » regroupant l'ensemble des informations concernant les conditions stationnelles de l'espèce.

III.1.5. Limites de la méthode

Fondées sur une caractérisation visuelle, certaines données des paramètres mésologiques ne peuvent être qu'indicatives.

Bien que l'inventaire des espèces végétales ait été fait de manière approfondie durant deux campagnes de terrain saisonnières, l'objectif d'exhaustivité ne peut être assuré : par souci de respect envers l'avifaune durant la période de nidification, certains secteurs n'ont pu être prospectés. En revanche, les relevés phytosociologiques ont été réalisés avec un objectif d'exhaustivité.

La plupart des espèces de characées ne sont pas toujours identifiables, notamment lorsque des organes reproducteurs sont absents (cas d'échantillons stériles ou de protandrie). Par ailleurs, certaines espèces de phanérogames n'ont été observées qu'au stade végétatif ne permettant pas leur identification au niveau spécifique (cas des plantules d'*Alismatacées*, des espèces du genre *Bidens*...). Le cas échéant, la désignation du taxon est limitée au nom de genre associé à l'abréviation « sp. » dans les relevés et tableaux phytosociologiques.

III.2. DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES

III.2.1. Analyses de l'eau

❖ *Périodicité des campagnes de mesures*

Trois contraintes d'évolution des phénomènes doivent être prises en compte pour la définition de la périodicité des campagnes d'échantillonnage :

- les variations liées aux cycles journaliers (variations nyctémérales),
- les variations liées aux cycles saisonniers ou annuels (conditions climatiques),
- les évolutions associées à la pratique de fertilisation des étangs.

Deux campagnes saisonnières ont été réalisées en 1998, 1999 (juillet et octobre) et 2000 (mars et juillet) permettant de tenir compte des deux dernières évolutions : échantillonnage avant (mars et parfois juillet) et après (juillet et octobre) les périodes de fertilisation des étangs. Les mois de juillet et d'octobre permettent de rendre compte de la période d'activité biologique de l'étang contrairement au mois de mars ($T < 10^{\circ}\text{C}$). Six campagnes de mesures, réparties sur 3 années, ont donc été réalisées afin d'obtenir une appréciation de la qualité physico-chimique des étangs. Aubron *et al.* (1989) indiquent que les mesures physico-chimiques effectuées au début du printemps et au cours de l'été suffisent à qualifier le degré trophique des étangs.

Les prélèvements ont été effectués à différentes heures de la journée étant donné le nombre important d'étangs à visiter sur un territoire assez vaste (50 000 ha) et durant la plus courte période possible (moins d'une semaine et demi). En revanche, des mesures directes du pH et de la conductivité à l'aide de sondes ont été systématiquement réalisées en fin de matinée (vers 11h00) (Caquet comm. pers.) lors de la prospection botanique de chaque étang. En effet, il s'agit d'une période intermédiaire entre la phase nocturne, où seule l'activité respiratoire a lieu, et la période diurne durant laquelle la respiration est conjuguée à l'activité photosynthétique des végétaux. En effectuant les mesures physico-chimiques à la mi-journée, les résultats ne sont pas perturbés par les variations journalières dues aux changements d'activités métaboliques des plantes et aux variations thermiques (Caquet comm. pers.). Par ailleurs, les mesures ne doivent pas être effectuées lors de conditions climatiques particulières susceptibles de perturber les résultats (ex : orage, vent violent...) (Banas comm. pers.).

❖ *Choix des paramètres*

Les paramètres ont été choisis de sorte qu'ils permettent d'apprécier le degré trophique des étangs et de manière indirecte, le degré de fertilisation des étangs (Sevrin-Reyssac 1985, Léglize *et al.*, 1997, Barbe *et al.* 1999) :

Dureté totale (degré français) : quantité totale de sels de calcium et de magnésium dissous dans l'eau

Alcalinité (mg/l CaCO_3) : partie des sels de calcium et de magnésium existant dans l'eau sous forme de carbonates. La dureté carbonatée est considérée comme une expression du

degré de fertilité d'un étang (des étangs pauvres en calcium ont une faible productivité piscicole).

Phosphore total (mg/l) : il regroupe l'ensemble des formes phosphorées présentes dans l'eau sous forme inorganique (phosphate : PO_4^{3-}) et organique. La mesure du phosphore total permet de prendre en compte, en plus des éléments dissous (phosphates), les teneurs en phosphore intracellulaire du phytoplancton ainsi que les éléments piégés dans les matières en suspension.

Azote total (mg/l) : il regroupe l'ensemble des formes azotées présentes dans l'eau c'est-à-dire, azote organique, azote ammoniacal, nitrites et nitrates. Tout comme le phosphore total, l'azote total prend en compte les teneurs en azote intracellulaire du phytoplancton ainsi que les éléments piégés dans les matières en suspension. De même que le phosphore total, l'azote total fournit une indication sur l'état de fertilité d'un étang.

pH (unité pH) : la plage située entre 0 et 7 correspond aux valeurs de l'acidité tandis que la plage située de 7 à 14 correspond à celles de l'alcalinité.

Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (minéralisation globale) : la conductivité électrique est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 de surface, séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle augmente avec la teneur en sels électrolysables dissous et avec la mobilité de ses ions, conséquence de l'élévation de température. Complétée avec les mesures du calcium, elle permet d'apprécier le potentiel de production piscicole et constitue un bon moyen d'esquisser une typologie chimique des plans d'eau en relation avec la gestion de l'étang et la nature du bassin versant notamment.

Transparence (cm) : cette mesure permet d'avoir une appréciation de la quantité de matière en suspension qui est représentée, en général, par les matières planctoniques : la transparence est d'autant plus grande que la quantité de plancton est faible. Notons que les mesures sont perturbées si le sédiment est remis en suspension (action du vent sur la masse d'eau, activité des poissons sur le fond, action de la pluie sur les berges de l'étang libérant des particules argileuses) ou lorsque l'eau est fortement colorée par des substances humiques (environnement forestier).

❖ *Protocole d'analyses (annexe 3)*

Six campagnes d'analyses d'eau³³, qui ont permis de recueillir **214 échantillons d'eau**, ont été réalisées soit au niveau de la bonde des 42 étangs (180 échantillons), soit au niveau des populations de *Caldesia parnassifolia* (34 échantillons), de 1998 à 2000 (pH, conductivité, transparence, alcalinité, dureté totale, azote total et phosphore total).

Seules les deux dernières campagnes en mars et juillet 2000 ont permis de préciser les teneurs en éléments nutritifs (azote et phosphore total) par le laboratoire de la Station Expérimentale Piscicole Interrégionale du Blanc (S.E.P.I.B.) : les analyses antérieures effectuées sur le terrain par colorimétrie (nitrates, nitrites et orthophosphates : trousse portative HACH) ont donné des résultats trop imprécis (faibles variations des colorations pour

³³ F. Pinet (Pnr Brenne) a aimablement effectué la dernière campagne d'analyses d'eau, en juillet 2000.

les tests colorimétriques). Le tableau 4, ci-dessous, résume les périodes d'échantillonnage effectuées au cours de trois années d'étude.

Tab.4- Echantillonnage des analyses d'eau au cours des trois années d'études (1998-1999-2000).

| | 1998 | 1999 | 2000 | TOTAL |
|--|----------------------|-----------------------------|-----------------------------------|------------------|
| Nombre d'étangs étudiés (analyses d'eau à la bonde) | 37 (dont 1 en assec) | 15 (dont 5 nouveaux étangs) | 38 (+4 étangs en assec) | 42 étangs |
| Campagnes d'analyses d'eau | juillet octobre | juillet octobre | mars juillet | 6 campagnes |
| Matériels | trousses portatives | trousses portatives | trousses portatives + laboratoire | |
| Nombre d'échantillons (bonde) | 74 | 30 | 76 | 180 échantillons |
| Nombres d'échantillons au niveau des populations de <i>Caldesia parnassifolia</i> | / | / | 34 | 34 échantillons |
| NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS | 74 | 30 | 110 | 214 échantillons |

En mars et juillet 2000, des analyses supplémentaires ont été réalisées au niveau des populations de *Caldesia parnassifolia* pour certains plans d'eau de manière à mettre en évidence d'éventuelles différences de qualité d'eau par rapport à la bonde. Plusieurs analyses ont été réalisées par étang, au sein de diverses populations, de sorte qu'un total de 78 lots d'analyses a été consacré à l'étude de *Caldesia parnassifolia*, parmi les 110 relatifs à l'année 2000 : les analyses ont eu lieu soit à la bonde des étangs abritant *Caldesia parnassifolia* (44 échantillons), soit au niveau de ses populations (34 échantillons).

La méthode consiste à prélever un demi-litre d'eau par étang sous 50 centimètres de profondeur, en prenant soin de chasser les bulles d'air emprisonnées dans la bouteille. L'échantillon est ensuite conservé dans une glacière jusqu'aux analyses.

Le pH et la conductivité ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre à température compensée (Hanna pHep 2, gamme 0 à 14 pH, résolution 0,1, précision $\pm 0,1$) et d'un conductimètre (Hanna DIST WP3, gamme 10 à 1990 $\mu\text{S}/\text{cm}$, résolution 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$, précision $\pm 2\%$). L'utilisation d'un disque de Secchi a permis de mesurer la transparence de l'eau au niveau de la bonde. La dureté totale (précision $\pm 1,7$ degré français) et l'alcalinité (précision ± 5 mg/l CaCO_3) ont été étudiées par colorimétrie à partir de matériels portatifs (utilisation du coffret de réactifs HACH). L'azote total (N total ou azote de Kjeldahl) et le phosphore total (P total) ont été analysés par le laboratoire de la S.E.P.I.B. (protocoles en annexe 3). Wurtz-Arlet (1980), qui a effectué des comparaisons de résultats de dosage d'échantillons d'eau réalisés à l'aide des méthodes standards de laboratoire et avec une trousse portative HACH, a montré que les différences sont peu importantes pour les

paramètres dureté et alcalinité et que ce type de matériel de terrain est suffisamment précis pour estimer la qualité de l'eau d'un étang.

❖ *Limites de la méthode*

Ces analyses, bien que renouvelées durant six campagnes de mesures, ne constituent que des valeurs indicatrices ponctuelles. Les variations temporelles des paramètres physico-chimiques peuvent être importantes en fonction des conditions climatiques, des cycles saisonnier, des pratiques de fertilisation...

Malgré le soin apporté aux prélèvements effectués au niveau des populations de *Caldesia parnassifolia* situées à plusieurs mètres de la berge, certains résultats peuvent être faussés (essentiellement pour les paramètres azote total et phosphore total). En effet, le prélèvement des échantillons d'eau est difficilement réalisable sans provoquer, par simple passage dans l'étang, une remise en suspension de la vase qui sera ainsi malencontreusement prélevée. Certaines analyses d'eau ont donc révélé des résultats aberrants (ex : 20 mg/l d'azote total), qui n'ont pu être exploités. Cependant, le nombre important d'échantillons recueillis assure la validité des résultats.

III.2.2. Analyses de sédiments

La productivité d'un étang dépendant en grande partie de la qualité de son fond, des analyses des teneurs en azote total (N total) et en phosphore échangeable (anhydride phosphorique, P_2O_5) dans les sédiments ont été entreprises afin d'apprécier, à l'instar des analyses physico-chimiques de l'eau, le degré trophique des étangs.

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un pot à sédiment tracté sur le fond de l'étang, d'environ 25 cm² de surface et 5 cm d'épaisseur. En effet, les échanges « eau-sédiment » ont essentiellement lieu dans les 5 premiers centimètres de la vase de sorte que c'est dans cette couche superficielle que le sédiment joue un rôle de réservoir (Sevrin-Reyssac 1985).

Le matériel à disposition ne permettant pas un prélèvement au niveau de la bonde, un à quatre échantillons ont été prélevés sur le côté de chacun des 42 étangs. De plus, vingt-trois échantillons de sédiment ont été recueillis sur 14 étangs, au niveau de plusieurs populations de *Caldesia parnassifolia* pour un même étang. Un total de 65 échantillons a donc été prélevé au cours de deux années (37 étangs en 1998 et 5 en 1999) mais pour chaque étang, les différents échantillons ont été recueillis à la même date.

Des analyses des teneurs en azote total (N total) et en phosphore échangeable (P_2O_5) ont été effectuées par l'U.M.R. d'Ecologie et Biologie de la Conservation à l'Université de Rennes 1 (protocole en annexe 3).

III.3. DONNEES CONCERNANT LA GESTION DES ETANGS

Seule une enquête auprès des gestionnaires et propriétaires d'étang a permis de répondre à l'objectif de connaissance des modes de gestion exercés sur chaque plan d'eau fixé précédemment.

III.3.1. Les personnes enquêtées

Au total, 39 personnes ont été enquêtées lors d'un entretien individuel en 1998 et 1999, correspondant aux gestionnaires des 42 étangs étudiés et aux propriétaires lorsqu'ils étaient différents. Les gestionnaires louent l'étang soit pour la chasse soit pour la pisciculture.

III.3.2. Le questionnaire

❖ *Conception*

La première partie du questionnaire concerne les caractéristiques générales de l'étang en complément des observations de terrain (profondeur, superficie en eau, environnement proche de l'étang...). Les pratiques piscicoles sont ensuite l'objet d'une étude approfondie sur les thèmes de :

- l'empoissonnement,
- la fertilisation,
- les amendements,
- le nourrissage,
- l'assec,
- la limitation de la végétation aquatique,
- les travaux entrepris.

Des questions d'ordre général sur la gestion technique de l'étang (production piscicole, conseils de gestion...) clôturent le questionnaire (annexe 4).

III.3.3. Limites de la méthode

Certaines rubriques n'ont pas été remplies (ex : quantité d'engrais apportée) lorsque les gestionnaires ne tiennent pas un cahier de suivi de la gestion de leur étang.

IV. TRAITEMENT DES DONNEES

IV.1. TESTS STATISTIQUES

❖ *Comparaison de deux moyennes observées (cas de petits échantillons, $n < 30$)*

Ce test est utilisé pour vérifier si la différence observée entre les résultats d'analyses d'eau effectuées à la bonde et au niveau des stations de *Caldesia parnassifolia* est significative d'un point de vue statistique ou non. La comparaison est établie entre les

moyennes (m_A et m_B) des valeurs de chaque paramètre mesurées aux deux points de l'étang, correspondant à deux échantillons de n_A et n_B cas. Ce test est basé sur la valeur de :

$$T = \frac{m_A - m_B}{\sqrt{\frac{S^2}{n_A} + \frac{S^2}{n_B}}}$$

où S^2 désigne l'estimation de la variance, supposée commune, par la formule :

$$S^2 = \frac{\sum(x - m_A)^2 + \sum(x - m_B)^2}{n_A + n_B - 2}$$

Si $|t|$ est supérieur à la valeur lue dans la table de t (d'après Fisher et Yates *in* Schwartz 1969) pour un ddl = $n_A + n_B - 2$, et le risque $\alpha = 5\%$, la différence est significative. Le test n'est utilisable que si le caractère étudié est distribué dans 2 populations d'où proviennent les échantillons, selon les lois normales de même variance (Schwartz 1969). Il est donc nécessaire d'effectuer, préalablement à ce test, une épreuve de normalité pour chaque distribution.

❖ *Epreuve de normalité d'une distribution*

La méthode graphique constitue le moyen le plus rapide de vérifier la normalité d'une distribution : la variable X a une distribution normale si la loi des probabilités cumulées est une courbe en S que l'on peut transformer en droite, par changement d'échelle. On reconnaît donc qu'un échantillon est extrait d'une distribution normale au fait que le graphique des fréquences cumulées sera sensiblement linéaire (Schwartz 1969).

Deux distributions normales de même variance, ne différant que par leurs moyennes, sont représentées par deux droites parallèles, dont la distance horizontale figure l'écart des moyennes.

IV.2. ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES (AFC), CLASSIFICATION EN BOULES OPTIMISEES (CBO) ET METHODE DES TABLEAUX.

❖ *Principes*

Ces méthodes permettent d'analyser les relevés phytosociologiques afin de dégager des groupements végétaux ou des associations végétales.

Les relevés ont été analysés, soit manuellement (méthode des tableaux), soit par ordinateur (AFC et CBO).

Effectués à partir de la méthode manuelle dite « des tableaux », les calculs statistiques deviennent très lourds lorsque le nombre de relevés est important. Dans la mesure où 1 552 relevés ont été collectés au cours de cette étude, des méthodes informatiques d'analyses multivariées ont d'abord été envisagées. Ainsi, à partir des relevés phytosociologiques, des analyses factorielles des correspondances (AFC) (Benzécri 1973) et des classifications en

boules optimisées (CBO) ont été réalisées par l'intermédiaire du logiciel Anaphyto (Briane non publié) sous DOS, mis au point par le laboratoire d'Ecologie Végétale de l'Université de Paris-Sud Orsay.

Les 1 552 relevés phytosociologiques collectés sur le terrain sont rassemblés dans un tableau brut à double entrée, figurant les relevés en colonne et les espèces végétales en ligne. Ce tableau fait ensuite l'objet d'une analyse statistique qui a pour but de mettre en évidence des catégories homogènes correspondant à des ensembles de relevés qui se ressemblent entre eux plus qu'ils ne ressemblent aux autres. Chaque ensemble homogène représente une unité phytosociologique de base définie par de Foucault (1986b) comme un syntaxon élémentaire (Sy-E). Chaque Sy-E est ensuite nommé selon qu'il se rapporte à une association végétale déjà décrite dans la littérature, qu'il soit une variation de celle-ci, une association nouvelle ou simplement un groupement végétal³⁴ provisoire (lorsque l'on doute de son statut). Ces syntaxons sont classés dans un synsystème en unités syntaxonomiques de différents niveaux, depuis l'association végétale jusqu'à la classe phytosociologique.

❖ Méthodes utilisées

L'**AFC** est utilisée pour l'analyse d'un tableau floristique brut (espèces en ligne x relevés en colonne) : il permet d'ordonner simultanément les lignes en fonction des colonnes et réciproquement. Le principe consiste à étudier les ressemblances entre variables par l'intermédiaire d'un critère de distance du Khi^2 (Escofier & Pagès 1990). Elle permet ainsi de créer des groupes de relevés qui ont des compositions floristiques voisines, indépendamment de l'abondance globale. L'interprétation des résultats se fait par l'étude de la répartition des nuages de points des profils sur les axes factoriels (de Foucault 1986b).

La **classification ascendante hiérarchique (CAH)** est une méthode complémentaire qui permet de réaliser une typologie des relevés à partir de leur coordonnées factorielles (Roux 1991 *in* Daniel 1998). Comme le souligne Le Coeur (1996), la partition en classes ainsi obtenue permet une lecture plus simple et représentative que celle des axes factoriels, surtout dans le cas de grands tableaux de données. Toutefois, la méthode de **Classification en Boules Optimisées** permet, à l'instar de la CAH, d'effectuer une classification, mais qui s'avère plus utile et plus rapide que cette dernière méthode dans le cas de données volumineuses (Roux non publié). Après avoir testé la CAH, la méthode des boules optimisées, particulièrement adaptée à notre importante base de données, a permis d'obtenir une partition par grandes classes de relevés se rapportant à différents ensembles de végétation (aquatiques, amphibies, terrestres...).

Les relevés ont ensuite été soumis à plusieurs AFC successives qui ont concerné individuellement chacun des groupes de manière à procéder à des analyses de plus en plus fines. Au cours de ce traitement, la quantité très importante de relevés (1 552) a posé un grand nombre de difficultés. En particulier, les analyses ont dû être effectuées sur de petits ensembles. Cependant, la taille d'un tableau phytosociologique étant limitée à 200 relevés, la création de nombreux tableaux à partir du logiciel Anaphyto n'a pu aboutir. La majorité des tableaux phytosociologiques a donc été réalisée en recourant à un tri manuel des relevés (**Méthode des tableaux**).

³⁴ Terme général désignant une unité de la classification phytosociologique sans préjuger de son identité ni de son niveau dans la classification (Delpech 1996).

L'interprétation conjointe des AFC, des CBO et de la méthode des tableaux a ensuite permis de dégager des groupes de relevés à fortes affinités floristiques qui correspondent soit à des syntaxons élémentaires, soit à des groupements végétaux. Chaque groupe est individualisé dans un tableau phytosociologique avant d'être comparé puis rattaché à un syntaxon précédemment défini dans la littérature, tant à l'échelle nationale qu'europpéenne. À terme, un inventaire des syntaxons, en particulier des associations végétales, présents sur chaque étang est dressé. Le Prodrôme des végétations de France (Bardat. *et al.* non publié) a servi de référence pour la nomenclature phytosociologique.

Pour chaque tableau phytosociologique, les relevés sont condensés sous forme d'un relevé moyen (ou synthétique). Ces relevés moyens, dont chacun correspond à un syntaxon de rang hiérarchique bien déterminé, sont ensuite compilés dans un tableau synthétique (ou synoptique) selon des classes de présence symbolisées par des chiffres romains : V, espèces présentes dans 80 à 100 % des relevés ; IV, 60 à 80 % ; III, 40 à 60 % ; II, 20 à 40 % ; I, 1 à 20 % ; +, 6 à 10 % et r, moins de 6 %.

IV.3. ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP)

Cette méthode a été utilisée pour réaliser, après couplage avec des CAH, des typologies d'étangs.

Contrairement à l'AFC, cette méthode peut utiliser des variables quantitatives (ex : pourcentage de recouvrement de la végétation sur un étang) ; la visualisation graphique se fait grâce aux logiciels CANOCO 4 for Windows (Ter Braak & Smilauer 1999) et au module CANODRAW 3.1. Les variables bien représentées avec un fort coefficient de corrélation déterminent des axes principaux auxquels une signification peut être attribuée (Escofier & Pagès 1990). La méthode, couplée ensuite avec des **Classifications Ascendantes Hiérarchiques** (CAH), permet donc d'obtenir une typologie d'étangs, c'est-à-dire des groupes d'étangs en fonction de leurs caractéristiques relatives aux modalités de gestion, à la morphologie de l'étang, à la physico-chimie et aux communautés végétales. Un croisement manuel des typologies indépendantes ainsi obtenues permet ensuite la mise en évidence de liens entre les trois critères précédents.

Les variables retenues sont choisies en fonction des hypothèses de travail qui présentent un sens d'un point de vue fondamental (signification biologique) et appliqué (variables sur lesquelles le gestionnaire peut intervenir). Les variables environnementales susceptibles d'influencer la végétation sont :

- la qualité de l'eau,
- les pratiques piscicoles : engrais, chaulage, nourrissage, herbicides...,
- les pratiques d'entretien de l'étang : fauchage, faucardage, gyrobroyage, assec...,
- le pâturage,
- les caractéristiques morphologiques : surface en eau (hors hélophytes terrestres), profondeur de l'étang (au niveau de la digue sans prise en compte du surcreusement de la pêcherie)...

- l'environnement proche : cultures, prairies, bois, pinèdes, landes et friches (possibilité de ruissellement d'engrais depuis les cultures ou les prairies dans l'étang),
- le recouvrement arbustif des bords d'étangs (hypothèse d'un ombrage défavorable aux hydrophytes).

IV.4. ANALYSE CANONIQUE DES CORRESPONDANCES (ACC).

Cette méthode regroupe simultanément l'ensemble des paramètres relatif à un même étang (végétation, physico-chimie, gestion) de manière à étudier les relations entre chaque variable. L'ACC est apparue comme étant la méthode informatique la mieux appropriée pour connaître la sensibilité de la végétation des étangs aux activités humaines ; elle constitue, de surcroît, une méthode beaucoup plus fine que le croisement de typologies évoqué plus haut dans la mesure où elle met en relation, non pas les communautés végétales, mais les espèces. Elle met, en effet, en relation un ensemble de relevés phytosociologiques et les facteurs supposés influencer la distribution des espèces végétales, tels les paramètres environnementaux (Ter Braak 1986, 1987, Lebreton *et al.* 1987).

Les analyses ont été réalisées avec le logiciel CANOCO 4 for Windows (Ter Braak & Smilauer 1999) et le module CANODRAW 3.1 a permis de visualiser les représentations graphiques des plans factoriels.

L'ACC consiste en l'analyse statistique de deux tableaux de données.

Le premier est constitué des variables à expliquer. Il correspond au tableau utilisé pour la description des groupements végétaux lors de l'AFC mais transposé de telle sorte que les 271 espèces végétales soient disposées en colonnes et les 1 552 relevés, en lignes.

Le second tableau contient les 159 variables explicatives environnementales en colonne correspondant aux mêmes 1552 relevés en lignes. Or, les logiciels Canoco et Canodraw ne sont pas adaptés à un si grand nombre de données (limitation à 450 lignes dans les tableaux) : deux solutions se sont imposées. La première consiste à supprimer les relevés comprenant des espèces rares, présentes dans moins de 5 % de l'ensemble des relevés. Une deuxième opération consiste à supprimer des relevés de la base de données de sorte qu'un total de **450 relevés** soit utilisé lors des analyses. Ce tri a été effectué en ne conservant que les relevés les plus représentatifs de la végétation présente sur chaque étang ou présentant une originalité. Ainsi, la majorité des relevés supprimés correspond à des relevés redondants au sein de chaque échantillonnage par étang.

❖ *Codage des variables explicatives*

Etant donné le grand nombre de variables et les capacités du logiciel, seules les variables les plus pertinentes, supposées expliquer la distribution des espèces végétales, ont été prises en compte (qualité de l'eau, gestion piscicole et caractéristiques générales des étangs) (annexe 5). Les variables explicatives nominales ont été codées en 0/1. Les valeurs des variables quantitatives n'ont été mentionnées dans le tableau que dans la mesure où la base de données était complète : pour chaque relevé correspondait une valeur donnée de la variable environnementale.

Par contre, en cas d'absence de données pour au moins une variable (ex : absence d'analyses d'eau en cas d'étang en assec, donnée inconnue de la part du gestionnaire d'étang...), les étangs correspondants ont été supprimés. En effet, dans un premier temps, les étangs avaient tous été conservés dans la mesure où les valeurs avaient été réparties par classe, avec un codage 0/1, mais la multiplicité des paramètres ainsi engendrée a posé trop de difficultés lors de l'interprétation des résultats graphiques. La décision de supprimer certains étangs s'est donc avéré indispensable.

Après sélection des variables environnementales, sélection des espèces rares et des relevés pour obtenir 450 relevés, les analyses ont porté, en définitive, sur un total de **410 relevés phytosociologiques et 81 variables environnementales** (parmi un total de 87, les six autres variables relatives aux recouvrements algal, des espèces amphibiens, des hydrophytes, des héliophytes, en eau libre et en sol nu (%)) sont utilisées lors de l'ACP pour réaliser une typologie en fonction des caractéristiques physiques et biologiques des étangs).

❖ *Test de validité des résultats*

L'ACC est couplée au test statistique de « Monte Carlo » qui permet de tester le caractère significatif de chaque variable environnementale avant son inclusion dans le modèle régressif. C'est une technique de « sélection pas à pas » qui permet de trier les variables environnementales ayant un sens statistique. En effet, cette sélection permet de retenir les variables significatives pour lesquelles $p < 0,05$ ou $p < 0,01$: on arrête la sélection dès que l'on rencontre la première variable non significative, c'est-à-dire pour laquelle $p \geq 0,01$ ou $p \geq 0,05$ (Le Cœur 1996).

Les différentes méthodes sont résumées dans le schéma page ci-contre (figure 11).

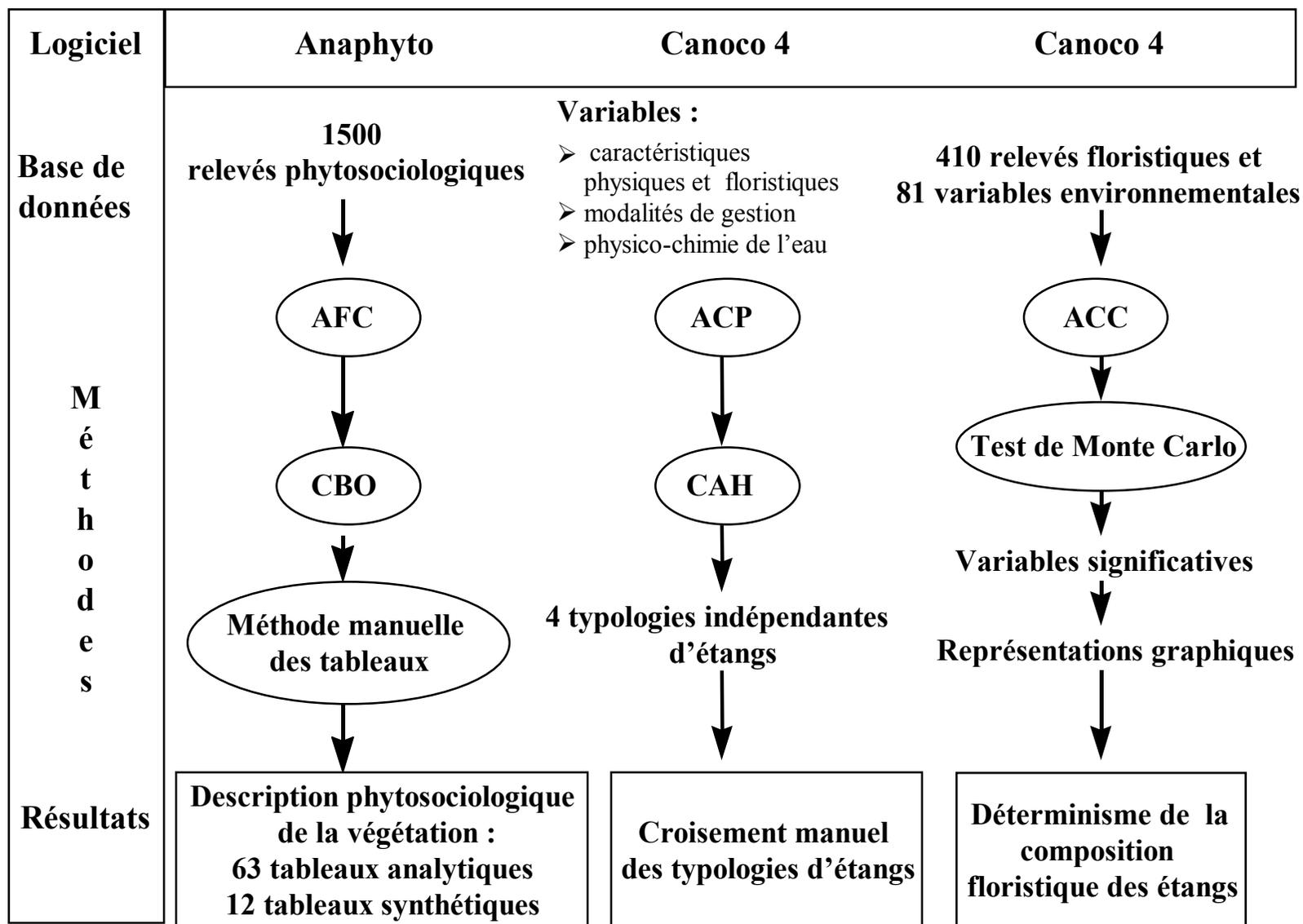


Fig.11- Organigramme des méthodes d'analyses de données utilisées au cours de cette étude.

Tab 5.- Présentation des différents domaines de recherches, des principaux objectifs et des méthodes abordés dans les chapitres suivants.

| DOMAINE DE RECHERCHE | OBJECTIFS | METHODES | CHAPITRE |
|---|---|---|--------------------|
| Caractéristiques physiques des étangs Pratiques piscicoles | - Descriptions - Typologies d'étangs | - Observations de terrain - Enquête piscicole | III |
| Qualité de l'eau et du sédiment | | - Analyses physico-chimiques de l'eau et du sédiment | IV |
| Végétation : étude des communautés végétales | - Description phytosociologique - Etude de l'écologie des communautés - Typologie d'étangs | - Relevés phytosociologiques sigmatistes - Traitement des données (AFC, CBO et méthode des tableaux) | V |
| Étude de <i>Caldesia parnassifolia</i> et de ses populations | - Etude de la biologie et de l'écologie de l'espèce - Variations temporelles des populations en Brenne | - Relevés phytosociologiques - Analyses d'eau et du sédiment - Mesures biométriques - Dénombrement d'individus | VI VII |
| Analyse fonctionnelle de l'écosystème étang | - Déterminisme de la composition floristique des étangs | 1) Croisement des typologies indépendantes d'étangs (ACP, CAH) 2) Traitement informatique des données (ACC) | VIII IX |

Deuxième partie
ANALYSE DE L'ECOSYSTEME « ETANG » A
DIFFERENTS NIVEAUX D'INTEGRATION



Chapitre III : CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET ANTHROPIQUES



Chapitre IV : CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES



Chapitre V : CARACTERISTIQUES PHYTOSOCIOLOGIQUES

Avant d'aborder une vision fonctionnelle de l'écosystème « étang » par la croisement des données anthropiques, physico-chimiques et phytosociologiques (quatrième partie), cette partie a pour but de présenter isolément, dans un premier temps, les résultats issus de l'enquête auprès des gestionnaires d'étangs (chapitre III), des analyses physico-chimiques de l'eau et du sédiment (chapitre IV) et de l'étude phytosociologique des étangs (chapitre V). Dans un deuxième temps, des analyses multivariées (ACP suivies de CAH), permettant de dégager des typologies indépendantes en fonction de chacun des critères précédents, seront décrites à la fin de chaque chapitre.

Chapitre III. CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET ANTHROPIQUES

Les facteurs anthropiques exercés sur 42 étangs ont été étudiés à partir d'une enquête menée lors d'un entretien individuel, en 1998 et 1999, auprès de 39 personnes. Les personnes enquêtées correspondent à 28 exploitants (dont 26 propriétaires), 9 gardes chargés de la surveillance et de la gestion technique des étangs et 2 négociants, qui interviennent en tant que conseillers et gestionnaires piscicoles.

I. GENERALITES

I.1. CARACTERISTIQUES PHYSIQUES

Les étangs ont été créés majoritairement au Moyen-Age (33 étangs sur 42) mais également entre le 17^e et le 19^e siècle (7 étangs), seuls 5 étangs sont relativement récents (milieu du 20^e siècle).

Dans la majorité des cas, le substrat des plans d'eau est sablonneux (24 étangs), le plus souvent recouvert d'une couche plus ou moins épaisse de vase. Sept étangs sont de nature sablo-argileuse et cinq reposent majoritairement sur un substrat calcaire. Cette diversité est assez représentative des étangs de la Brenne qui sont majoritairement à dominante sableuse et dont une minorité, située en marge du territoire, est en contexte géologique marneux.

Ce sont les bois et les prairies pâturées qui prédominent aux alentours proches des étangs : ces formations concernent une trentaine de plans d'eau. Suivent ensuite les landes (12 étangs), les cultures (9), les pinèdes (6), les friches (3) et les marais alcalins (cas de 2 sites).

Le long des berges, le recouvrement d'arbres est important (environ 37 % de la périphérie de l'étang, observation de terrain) et concerne la presque totalité des plans d'eau (40). Il s'agit essentiellement de saules (*Salix cinerea* et *S. atrocinerea*) qui bordent la (ou les)

chaussée(s) des étangs. Ces arbres peuvent produire un ombrage important ainsi qu'un enrichissement du milieu aquatique en matières humiques par les feuilles qui pourraient défavoriser l'implantation de certaines espèces végétales dans l'étang.

Le remplissage s'effectue, pour la majorité des étangs (30), à la fois par la vidange des plans d'eau situés en amont dans la chaîne et par les précipitations et le ruissellement des eaux depuis le bassin versant. 13 d'entre eux assurent leur remplissage essentiellement par la vidange et 10, par le bassin versant. 3 étangs, situés en tête de chaîne, ne sont quasiment alimentés que par les précipitations directes (faible rapport « taille du bassin versant sur volume de l'étang »). Le remplissage ne se fait pas toujours facilement pour ces étangs possédant un petit bassin versant. Notons également le cas particulier d'un étang notamment rempli à l'aide d'un forage créé par une compagnie pétrolière dans les années 1970-1980 (étang L).

La surface moyenne en eau avoisine les 25 hectares (minimum : 2 ha, maximum : 100 ha). Les étangs sont peu profonds (moyenne de 2 mètres à la bonde) et ne présentent pas de pentes abruptes (en dehors de la chaussée). En effet, les rives sont, sur la quasi-totalité de leur périphérie, à pentes douces (pente de moins de 1%) sur 27 sites et moyennes sur 5 autres : elles sont mixtes dans les 10 plans d'eau restants.

I.2. VOCATIONS DES ETANGS

Dans plus de la moitié des cas (23 étangs), les berges à faibles pentes sont pâturées par des bovins (surtout des Charolais et des Limousins), des équins et plus rarement des ovins (cas d'un étang). Le chargement est globalement extensif (entre 0,7 et 1,3 UGB/ha en Brenne, Chambre d'Agriculture de l'Indre, comm. pers.) et le bétail occupe une grande partie (50 %), voire la totalité du pourtour des étangs, excepté sur 3 sites, où le pâturage est limité à un secteur restreint de la berge (point d'abreuvement) entraînant un surpiétinement intensif de la zone. Le pâturage a lieu le plus souvent durant tout l'été (6 à 8 mois échelonnés entre mars et novembre), parfois seulement au cours de deux mois de l'année. Le bétail peut accéder assez loin dans l'eau pour s'abreuver ce qui peut occasionner un piétinement défavorable à l'implantation de certaines espèces végétales aquatiques.

Parmi les 42 étangs, 17 sont gérés uniquement pour la production de poissons et 16, pour la pisciculture associée à la chasse (location ou non), aucun étang n'étant consacré exclusivement à cette dernière activité (figure 12, l'activité de la chasse est ici distinguée des autres activités de loisirs par souci de précision).

Pour les 9 autres plans d'eau, la gestion piscicole apparaît secondaire, souvent destinée à compenser financièrement les frais d'entretien. Trois de ces plans d'eau sont à vocation multiples : pisciculture, chasse et loisirs (pêche à la ligne, baignade, pédalos...).

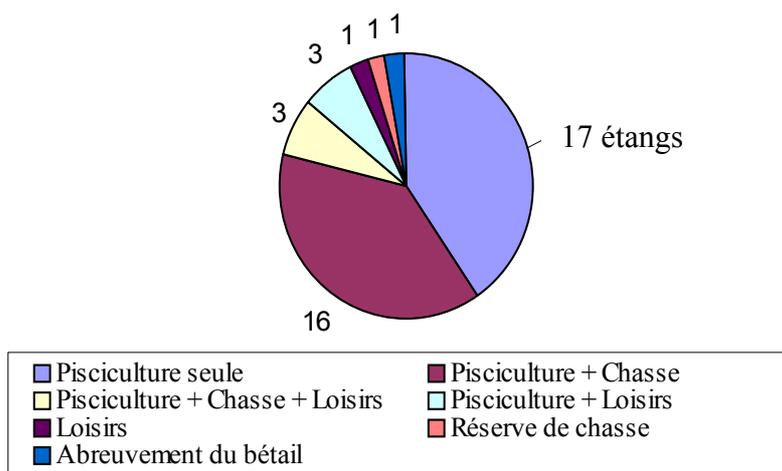


Fig.12- Répartition des étangs étudiés en fonction de leurs vocations.

Un autre est consacré exclusivement à l'abreuvement du bétail même si la plupart des étangs pâturés assurent également cette fonction (droit d'abreuvement notamment). Enfin, les trois autres étangs correspondent soit à une réserve fédérale de chasse, soit à des plans d'eau de loisirs (figure 12).

L'échantillon est représentatif de la Brenne : les résultats sont en accord avec ceux obtenus par Le Quéré & Marcel (1999) qui ont calculé, par une enquête menée en Brenne, que 39 % de la surface étudiée (3 412 ha) sont consacrés à la pisciculture seule, 59 %, à la gestion piscicole associée à la chasse et à la pêche et 1 %, aux loisirs. Les résultats issus de la présente étude indiquent respectivement les pourcentages suivants : 40 %, 52 % et 7 % qui sont très proches des précédents.

II. GESTION PISCICOLE

II.1. L'ASSEC

Parmi les 42 étangs, 7 ont été mis en assec : un en 1998, deux en 1999 et 4 en 2000. L'assec est globalement peu fréquent : 25 étangs sont mis en assec avec une fréquence supérieure à 10 ans et deux n'ont jamais, de mémoire d'homme, fait l'objet d'une mise en assec (figure 13). Pellé (comm. pers.) a également observé que la fréquence de mise en assec la plus courante est proche de 10 ans (échantillon de 30 exploitants pour 55 étangs en Centre-Brenne, enquête réalisée en 1997).

La décision de mise en assec est prise en fonction du degré d'envasement de l'étang, estimée le plus souvent au niveau de la pêcherie lors de la pêche mais également selon la nécessité d'entreprendre des travaux d'entretien (ex : fuite au niveau de la chaussée).

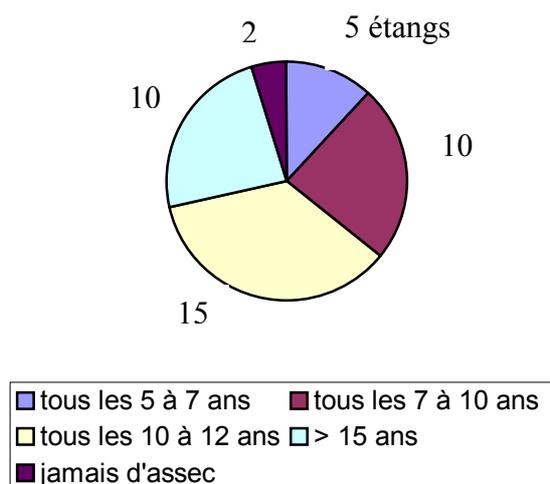


Fig.13- Répartition du nombre d'étangs étudiés en fonction de la fréquence de l'assec.

L'assec permet, d'après les personnes enquêtées, d'obtenir une meilleure production piscicole surtout après la deuxième et même troisième année qui suit l'assec³⁵, l'effet s'atténuant par la suite. En effet, après minéralisation du fond de l'étang durant l'assec, les éléments minéraux stockés dans le sédiment sont progressivement relargués lors de la remise en eau.

Lors de l'assec, deux étangs sont labourés et 11 sont cultivés sans être labourés (seulement semés). La culture de fond d'étang est noyée dans 9 cas ; elle concerne la totalité (excepté au niveau de la pêcherie) de la superficie du plan d'eau dans 3 étangs tandis qu'elle n'est que partielle sur les 8 autres (moins de 50 %). Le type de culture est très variable : avoine, millet, betteraves, raves, blé noir, légumineuses, sorgho, sarrasin, dactyle, ray-grass. Les récoltes sont destinées à la vente tandis que la culture noyée profite au gibier d'eau, dès la remise en eau de l'étang. La culture est également destinée à « régénérer » (minéraliser) le fond de l'étang. Les exploitants n'exerçant pas cette pratique évoquent de trop mauvais rendements résultant d'un sol trop ingrat.

II.2. LA PECHE D'ETANG

La pêche des étangs est annuelle dans la majorité des cas (28 étangs). Elle a lieu tous les deux ans dans 10 cas, tandis que les quatre plans d'eau restants ne sont pratiquement jamais pêchés (fréquence supérieure à 10 ans) (figure 14).

³⁵ L'année qui suit un assec ne bénéficie pas encore du fond de pêche (quantité de poissons laissés dans l'étang après chaque pêche, notamment les premiers étés de gardons, perches, tanches... qui passent à travers les mailles du filet) contrairement à la deuxième et troisième année.

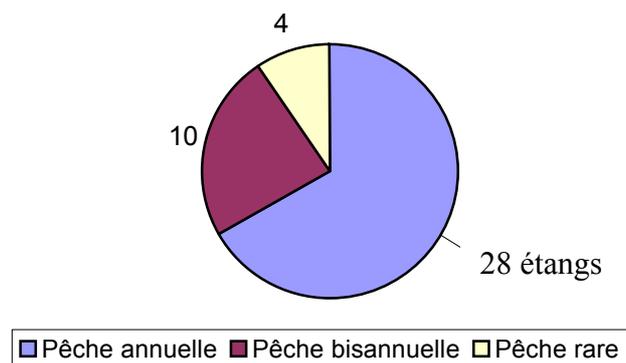


Fig.14- Répartition du nombre d'étangs étudiés en fonction de la fréquence de la pêche.

La pêche des étangs a principalement lieu au cours du mois de novembre (16 étangs) et d'octobre (8 étangs), ou bien durant ces deux mois de l'année (2 étangs). Les autres étangs sont pêchés plus tardivement, en novembre-décembre (3 étangs), décembre (3), puis janvier-février (3), février-mars (3) et mars (4).

Il existe également un cas particulier de pêche en pleine eau, à l'aide de cages flottantes d'élevage. Ce système, employé sur un seul étang de l'échantillon (étang e), permet d'effectuer une pêche partielle en plein été, sans avoir besoin de procéder à la vidange du plan d'eau. De plus, il présente l'intérêt de vendre le poisson plus cher qu'à la saison habituelle des pêches, soit au cours de l'hiver (exemple du prix de la carpe : 9 F/kg au lieu de 7 F/kg).

II.3. L'EMPOISSONNEMENT

L'empoissonnement est très variable, de 15 à 400 kg/ha, avec une moyenne de 57 kg/ha. D'après Bachasson (1987), une mise en charge de 50 kg/ha correspond à des étangs de « qualité moyenne » en matière de production piscicole (autour de 200 kg/ha) tandis qu'une mise en charge supérieure à 80 kg/ha peut permettre d'obtenir une production deux fois plus importante (400 kg/ha).

L'empoissonnement est composé en moyenne de 46 % de carpes, 25 % de gardons, 13 % de tanches, 16 % de carnassiers (7 % de brochets et moins de 9 % de perches, de sandres ou plus rarement du black-bass). Ces chiffres correspondent approximativement à une formule actuelle d'empoissonnement qui tend à limiter la production de carpes et qui comprend 45 % de carpes, 25 % de gardons, 20 % de tanches et 10 % de carnassiers (Bachasson 1987). Notons l'absence de données pour 8 étangs témoignant de la gestion très extensive de ces plans d'eau. La quasi-totalité des exploitants déclare ne pas avoir effectué de changement dans leur empoissonnement récemment. Les rares changements sont effectués au niveau de la qualité et de la quantité des espèces, en vue d'une augmentation de la production piscicole (ex : remplacement du brochet par le black-bass).

II.4. LES PRATIQUES PISCICOLES

La majorité des gestionnaires d'étang détermine les apports d'engrais en fonction de leur expérience personnelle et ne se repose pas sur des analyses physico-chimiques. Les principaux conseillers en matière de gestion piscicole sont des pisciculteurs, des conseillers piscicoles ou encore le voisinage.

Dans 13 étangs, des analyses physico-chimiques sont toutefois réalisées de manière à déterminer les quantités d'engrais ou de chaux à apporter dans les étangs. Les exploitants n'étant pas équipés pour effectuer leurs propres analyses d'eau (pH, nitrates, phosphates, teneur en calcium ou en oxygène, turbidité...), ce travail est confié à des entreprises spécialisées (établissement Villemont à Argy, Etablissement Verniot en Haute-Vienne, Piscicultures Goyon et Darreau, ferme aquacole du Blanc, ferme aquatique de l'INRA). Ces analyses, assez coûteuses (entre 40 et 80 F par échantillon pour un paramètre), ne sont généralement réalisées qu'occasionnellement, une fois par an au maximum et sont relativement récentes (moins de 10 ans). De même, des analyses de sédiment sont parfois entreprises (teneur en calcium, pH...) (6 étangs concernés). Les apports de chaux et d'engrais ressortent donc, pour une majorité d'exploitants, plutôt d'une intervention basée sur l'expérience, ce qu'ont également constaté Le Quéré & Marcel (1999) à l'échelle des régions piscicoles françaises.

II.4.1. Les amendements calciques

Plus du tiers du lot d'étangs est chaulé parmi lequel on distingue (figure 15) :

- 9 étangs chaulés uniquement pendant l'évolage,
- 3 étangs chaulés au cours de l'assec,
- 2 étangs chaulés pendant l'assec et l'évolage.

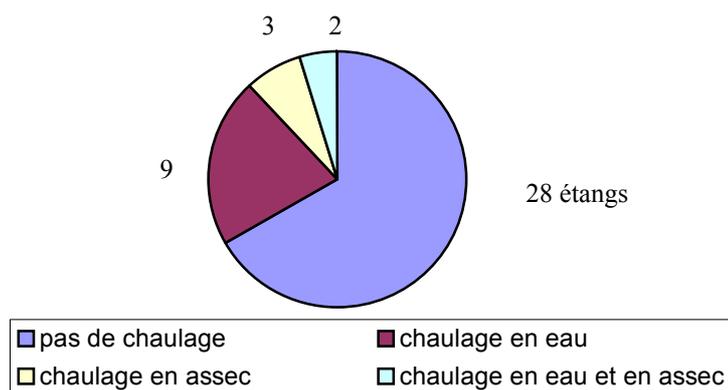


Fig.15- Répartition du nombre d'étangs étudiés en fonction du chaulage.

Les quantités de chaux apportées sont très variables :

- durant l'assec, de 80 à 800 kg/ha avec une moyenne de 416 kg/ha
- pendant l'évolage, de 200 à 1000 kg/ha avec une moyenne de 324 kg/ha.

Ces chiffres sont proches de ceux donnés par Prévotiaux (1971) et Pellé (comm. pers.) : 800 kg/ha durant l'assec et 200 kg/ha en eau.

Le chaulage est régulier pour la moitié de l'échantillon (tous les ans ou 2-3 ans) et seulement occasionnel pour l'autre moitié (ex : suite à des analyses d'eau).

La chaux est utilisée soit sous forme de poudre (chaux vive), soit sous forme de granulés. Lors du chaulage en eau, on utilise de la chaux vive sur 5 étangs, des granulés sur 8 autres et plus rarement des « lithothamnes »³⁶ (un seul étang). Pour les exploitants, les granulés présentent l'avantage d'être plus faciles à épandre que la chaux vive, et contrairement à celle-ci, dont la solubilité est importante, les granulés vont essentiellement être stockés dans la vase : sa minéralisation en serait ainsi accélérée. Les granulés permettent également le relargage du calcium à plus long terme dans l'eau.

L'épandage de la chaux en eau a lieu sur la presque totalité de l'étang, au printemps (mars-avril) à l'aide d'un bateau, soit à la pelle, soit grâce à un bateau épandeur dans le cas d'une distribution de « lait de chaux »³⁷. Lors de l'assec, l'exploitant utilise un tracteur épandeur ; cette opération peut aussi avoir lieu après la pêche.

Les exploitants déclarent ne pas avoir effectué de changement dans la pratique du chaulage ces dernières années.

II.4.2. La fertilisation

La moitié de l'échantillon (21 étangs) n'a pas été fertilisée depuis plus de 10 ans ou n'a jamais reçu d'engrais, qu'ils soient d'origine minérale (scories, azote liquide : 39/0/0, phosphate ammoniacal : 14/48/0 et plus rarement : 18/46/0) ou organique (fumier, lisier) (figure 16). Notons que Pellé (comm. pers.) a noté l'absence de fertilisation sur 60 % de son échantillon.

❖ Fertilisation minérale

Au total, 18 étangs reçoivent une fertilisation minérale (figure 16). La fertilisation azotée sous forme liquide (39/0/0) est pratiquée sur 16 étangs tandis que la fertilisation azotée couplée à des phosphates (14/48/0 ou 18/46/0) concerne 11 plans d'eau, avec des quantités moyennes respectives de 46 l/ha et de 51 kg/ha. Les quantités apportées sont très variables : de 15 à 250 l/ha pour l'azote, de 40 à 88 kg/l pour le phosphate ammoniacal. La fertilisation est régulière pour 18 étangs et ancienne (supérieure ou égale à 10 ans) dans 14 cas (figure 16).

Un seul étang ne reçoit que du phosphate ammoniacal et quatre, uniquement de l'azote liquide. Une fertilisation avec de l'azote liquide et du phosphate ammoniacal est pratiquée sur trois étangs avec un complément de scories sur 6 autres plans d'eau. (figure 16).

³⁶ De Lithothamnium : algue rouge marine, incrustée de calcaire qui joue un rôle notable dans la construction des récifs coralliens ou dans la formation des maërls. (Encyclopédie Larousse).

³⁷ Le bateau est équipé pour brasser la chaux vive dans l'eau de l'étang de sorte que le produit prend un aspect laiteux.

Des scories sont déversées sur 7 étangs qui ne sont jamais chaulés mais qui reçoivent tous une autre fertilisation d'origine minérale (azote liquide et phosphate ammoniacal) (figure 16). La quantité de scories apportées varie de 140 à 230 kg/ha avec une moyenne de 192 kg/ha. Les scories sont parfois utilisées au niveau de la pêcherie pour éliminer les poissons chats, considérés comme nuisibles, après la pêche.

L'épandage des engrais se fait sur la presque totalité de l'étang, à la pelle depuis un bateau, de fin mars au mois de juin, parfois jusqu'en juillet. Les apports sont, en effet, le plus souvent fractionnés dans le temps de manière à limiter le piégeage des éléments minéraux par le sédiment et ainsi optimiser leurs effets immédiats dans l'eau (consommation par le phytoplancton et les macrophytes) : 2 à 5 passages mensuels et jusqu'à 8 épandages par an.

❖ Fertilisation organique

La fertilisation organique correspond à l'apport de fumier ou de lisier dans l'étang. Elle concerne au total 6 étangs, dont 2 reçoivent en complément de l'azote liquide et un autre, du phosphate ammoniacal (figure 16). Les quantités sont importantes et varient de 100 à 1000 kg/ha avec une moyenne de 525 kg/ha.

Le fumier ou le lisier sont disposés en tas le long des berges des étangs à partir du mois d'avril ou de mai.

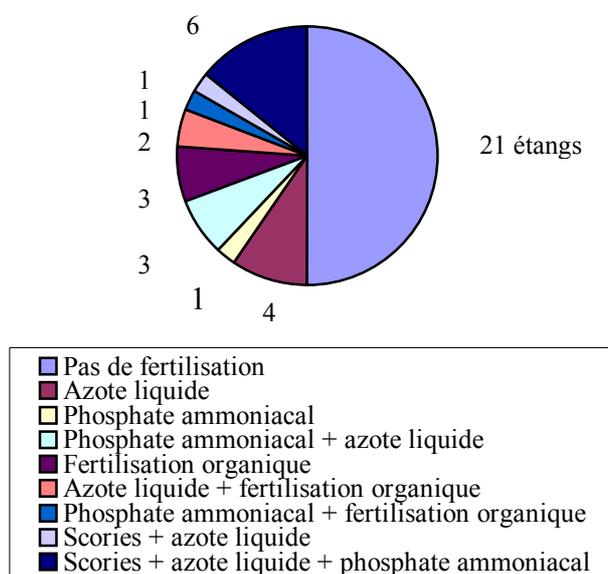


Fig.16- Répartition du nombre d'étangs étudiés en fonction des modalités de fertilisation.

II.4.3. Le nourrissage des poissons

Le nourrissage est pratiqué sur 12 étangs dont, 10 régulièrement, et 5 de manière importante à l'aide d'un distributeur automatique appelé nourrisseur : 10 à 25 kg de céréales sont déversés par jour. Cet appareil assure une distribution équivalente à 1 ou 2 % du poids du poisson présent dans l'étang. Les céréales apportées, de même que les quantités, sont très

variables : blé ou maïs concassés, orge, granulés (30 % protéines), farine de soja, tourteaux de noix, de 10 à 500 kg/ha, avec une moyenne de 140 kg/ha. Ces résultats corroborent ceux de Pellé (comm. pers.) qui indique des variations de 30 à 600 kg/ha/an.

La distribution, qui peut se faire aussi à la pelle ou à l'aide d'un seau, se fait au niveau des berges, en plusieurs points mais souvent aux mêmes endroits (parfois matérialisés par des piquets) de manière à fidéliser les poissons. La distribution est fractionnée et régulière (deux à trois fois par semaine) pendant un à deux mois échelonnés de mai (parfois depuis la fin-mars) en octobre. Le nourrissage est interrompu dès que la température de l'eau devient inférieure à 15° C, lorsque les poissons sont moins actifs.

Une autre pratique consiste à déverser des céréales (jusqu'à 2 tonnes), principalement du maïs ou du blé, dans la pêcherie environ une semaine avant la pêche. Cette technique permet de réduire la quantité de vase qui s'est accumulée au niveau de la pêcherie : en consommant les céréales, les poissons ingurgitent en même temps une grande quantité de vase et mettent la vase en suspension qui part alors par la bonde.

Dans le cas des étangs de loisirs destinés à la pêche à la ligne, les pêcheurs utilisent des appâts (pain, céréales, asticots...) que l'on peut assimiler, tant la quantité est importante, comme une pratique de nourrissage des poissons. Bien qu'il soit impossible d'estimer la quantité d'appâts distribuée, celle-ci serait, d'après le témoignage d'un exploitant, comparable aux quantités distribuées par un nourrisseur automatique, soit environ 25 kg de nourriture par jour durant la saison de pêche à la ligne.

Le Quéré & Marcel (1999) indiquent que l'alimentation complémentaire en aliments composés concerne en Brenne près de la moitié, et en céréales moins d'un tiers de la superficie étudiée. Ces chiffres sont globalement supérieurs à ceux obtenus lors de cette étude (moins d'un tiers de l'échantillon de 42 étangs).

II.4.4. La limitation de la végétation en eau

❖ Destruction mécanique

Quinze étangs ont été faucardés récemment (moins 5 ans) et régulièrement, 20 ont été démottés au moins une fois entre 1960 et 1990.

Le faucardage en eau est pratiqué chaque année dans 9 cas, du mois de mai jusqu'en août pour éliminer roseaux, joncs, scirpes, nénuphars et ce qu'on appelle localement le « mouron », qui désigne les herbiers à *Ceratophyllum demersum*. Le bateau faucardeur permet également de sectionner les jeunes touffes de laïches (*Carex*) qui colonisent les bordures d'étang.

Le bulldozer permet de supprimer les touradons lors de l'assec ; les mottes sont ensuite soit brûlées (6 cas), soit refoulées en tas le long des berges (10 cas). Le rotovator est également utilisé pour éliminer les jeunes laïches, entretenir les berges, aérer le fond de l'étang ou encore supprimer les nénuphars (3 étangs).

❖ Poissons herbivores

L'introduction de poissons herbivores (carpes Amours) concerne neuf étangs parmi les 42 étudiés. La majorité des personnes enquêtées ne sachant pas discerner les carpes « Amour argenté », planctophages, des carpes « Amour blanc », capables de consommer des macrophytes, il est difficile d'estimer l'influence de tels animaux sur la végétation d'un étang. Bien que les quantités introduites soient peu importantes (entre 1 à 10 poissons par étang), l'un des propriétaires estime que l'introduction d'une dizaine de carpes Amours blancs dans son étang de 18 hectares (surface en eau) a eu un impact très important sur la végétation. Cependant, les pisciculteurs estiment de manière générale que seule une quantité minimale de 100 poissons à l'hectare peut avoir un réel impact sur les macrophytes.

❖ Destruction chimique

L'herbicide le plus fréquemment employé dans les étangs de la Brenne est un dés herbant sélectif des blés tendres d'hiver, des pois protéagineux, des tournesols et du maïs, appelé Zéphir³⁸ (produit Novartis Agro S.A.). Son efficacité s'étend sur les graminées adventices (vulpins, ray-grass, flouves, pâturins, bromes...) et sur de nombreuses dicotylédones (Bailly & Dubois 1981). Le produit est absorbé par les racines des plantes en cours de germination et agit également sur les jeunes adventices levées lors de l'épandage par blocage de la photosynthèse. Dans ce cas, l'utilisation recommandée du produit est de 3 à 5 l/ha en fonction du type de sol. (Tournayre comm. pers.).

Bien qu'auparavant utilisé pour le milieu aquatique, aucune autorisation de vente n'est actuellement disponible pour son utilisation dans ce type de milieu et l'entreprise Novartis Agro ne conseille ni ne cautionne un tel usage de son produit (Tournayre comm. pers.). Son coût relativement modique par rapport à un produit homologué permet d'expliquer un tel choix. D'après Bailly & Dubois (1981), le produit est très peu soluble dans l'eau (58 ppm).

Cet herbicide a été répandu sur 2 étangs depuis moins de deux ans et, depuis 1985, sur 3 autres plans d'eau, en quantité variable (de 0,07 à 2 l/ha).

L'enquête a révélé que le produit est préalablement dilué avant d'être répandu au printemps, soit directement sur les feuilles des plantes indésirables lorsque celles-ci sont flottantes (ex : *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, etc.) soit dans l'eau, dans le cas d'herbiers aquatiques jugés trop denses (ex : *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, etc.) La destruction de ces macrophytes est assurée au bout de 3 à 4 semaines, d'après le témoignage des utilisateurs.

Le produit actif, le terbutryne (famille des triazines), est un solide cristallin qui bloque la photosynthèse par absorption racinaire et foliaire. Son temps de demi-vie dans le milieu aquatique est d'environ 10 à 30 jours en fonction de la présence de macrophytes, de la température et du pH de l'eau (Tournayre comm. pers.). Dans les conditions générales d'utilisation en Brenne (pH neutre, température autour de 10°C au printemps, macrophytes abondants) on peut supposer que la molécule active disparaît complètement environ 2 mois après un épandage. La dégradation de la molécule est essentiellement due à l'activité microbienne des sols ou des eaux. L'hydrolyse chimique ne joue un rôle que dans des

³⁸ Composition : 500 g/l de terbutryne. Vente par bidon de 5 litres.

conditions de pH très acides ou très basiques, situation que l'on ne rencontre pas dans les étangs (Tournayre comm. pers.).

Comme tout herbicide, l'impact est plus ou moins important selon la situation de la végétation par rapport à la zone traitée. Trois facteurs sont à prendre en considération. La dilution, les protections physique et physico-chimique constituées par les hélrophytes et le vent (la puissance et l'orientation du vent enregistrées le jour de l'épandage jouent un rôle important dans la diffusion du produit dans l'étang).

Deux personnes enquêtées précisent avoir pris en compte la force et la direction du vent le jour de l'épandage tandis que les autres n'y ont guère pris garde. L'ensemble des utilisateurs estime que ce produit est sans danger et qu'il n'a que peu d'impact sur l'environnement. Les nouveaux utilisateurs se disent tranquilisés quant à la toxicité du désherbant dans la mesure où le produit leur a été conseillé de bouche à oreille et où « il a déjà été utilisé en Brenne ». Un utilisateur admet pourtant avoir remarqué l'absence de chants de grenouilles durant plusieurs semaines faisant suite à l'épandage du produit : l'exploitant en a déduit que les batraciens avaient migré vers un autre étang.

A noter également que le sulfate de cuivre ou de fer (quantité inconnue) a été utilisé dans un étang pour éliminer des végétaux à feuilles flottantes.

Quatre exploitants n'utilisant pas de désherbant jugent leur utilisation dangereuse (crainte de dégrader la qualité de l'eau). À l'inverse, un exploitant, favorable à cette pratique mais non-utilisateur, estime qu'il existe actuellement des produits sélectifs qui ne constituent pas un danger vis-à-vis de l'environnement.

❖ Évolution de la végétation

Le ragondin et le rat musqué ont été répertoriés, lors de nos prospections, sur la totalité de l'échantillon étudié. Ils sont piégés, à l'aide de cages spécifiques, sur 33 plans d'eau. Ces animaux sont accusés, par 6 personnes enquêtées, d'occasionner des dégâts dans les chaussées et de détruire les roselières. Certains témoignages indiquent que les rats musqués, d'abord chassés par les ragondins, sont actuellement plus nombreux.

Dix exploitants ont constaté une diminution de la surface de recouvrement de la végétation de leur étang, en particulier des roselières à *Phragmites australis*. Pour trois d'entre eux, les rongeurs ne sont pas les seuls en cause : la modification de la qualité de l'eau, notamment du pH, depuis quelques décennies, est évoquée comme principal facteur. Les autres exploitants n'ont pas noté d'évolution.

II.5. LES TRAVAUX

II.5.1. Les travaux d'entretien

La majorité des étangs (28) est régulièrement entretenue d'une manière ou d'une autre, en période d'évolage comme en assec.

Trente-neuf étangs font l'objet, lors de l'assec, d'un curage au niveau de la pêcherie. Le produit du curage est ensuite exporté sur les prairies environnantes ou sert à consolider des îlots, voire même, à en créer.

Le rotovator est utilisé pour aérer le fond des étangs dans seulement trois cas. Enfin, les abords de 28 étangs loués pour la chasse sont régulièrement gyrobroyés (fréquence annuelle à bisannuelle) durant l'été : l'entretien des layons et de l'accès aux berges permet aux chasseurs de circuler librement autour du plan d'eau.

La pratique du brûlage des roselières est exercée sur un plan d'eau tous les cinq ans, depuis plusieurs dizaines d'années. D'après le propriétaire, cette opération permet l'aération du sol (suppression de la matière organique accumulée) et la reprise rapide des roseaux ou des laïches. Seule une partie en bordure du plan d'eau est brûlée en hiver, par temps sec et peu de vent.

L'assec est aussi l'occasion de consolider la chaussée (coulées de béton), souvent minée par des trous de rats musqués ou de ragondins à l'origine de nombreuses fuites durant l'évolage.

II.5.2. Modifications des étangs

L'objectif de ces travaux est d'optimiser la surface en eau, soit en l'agrandissant (reprofilage de petits étangs), soit en créant plusieurs étangs de tailles différentes et spécialisés (étangs de pose, de grossissement ou d'engraissement).

Deux étangs ont été agrandis et trois autres divisés en deux (ex : création d'un petit étang à nourrir oxygéné) ou trois plans d'eau. Enfin, les produits issus d'un démottage ont été disposés en tas au niveau de la queue d'un autre étang, formant ainsi des buttes de terre largement rudéralisées. Ces travaux sont relativement récents (entre 1970 et 1995).

II.6. LA PRODUCTION PISCICOLE

La production de poissons varie de 10 à 350 kg/ha avec une moyenne de 166 kg/ha, légèrement supérieure à la production moyenne en Brenne chiffrée à 145 kg/ha.

La figure 17 présente les différentes catégories de production. Au sein de l'échantillon, la répartition entre étangs est assez équilibrée : près de la moitié des plans d'eau (20) affiche une production piscicole en dessous de la moyenne chiffrée en Brenne (moins de 150 kg/ha).

L'enquête a révélé que la production est globalement estimée non constante, d'une année à l'autre, par l'exploitant, dans le cas d'une gestion rigoureuse de l'étang (plus de 150 kg/ha, fertilisation, entretiens réguliers...). A l'inverse, les exploitants qui ne cherchent pas à améliorer le rendement piscicole de leur étang (production inférieure à 100 kg/ha) estiment obtenir une production plutôt constante.

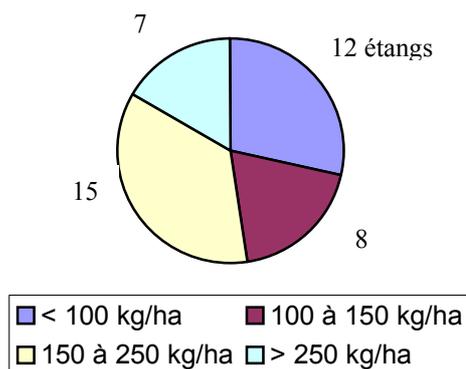


Fig.17- Répartition du nombre d'étangs étudiés en fonction de la production piscicole (kg/ha).

Le gestionnaire qui fertilise son étang remplit généralement un cahier de suivi de gestion, en y annotant les quantités apportées chaque année. On peut supposer que la tenue d'un tel cahier lui permet ainsi de calculer précisément l'évolution de la production inter-annuelle, ce qui n'est pas le cas d'un étang géré de manière moins rigoureuse.

Par ailleurs, la production dépend, selon les gestionnaires, pour partie de l'impact des cormorans et dans une moindre mesure, des hérons.

III. L'AGRAINAGE DES OISEAUX D'EAU

L'agrainage des canards est effectué sur 17 étangs, dont 3 de manière importante. Les céréales apportées sur les berges des étangs sont essentiellement composées d'avoine et de blé concassés, et les quantités peuvent atteindre de 500 kg jusqu'à 10 tonnes par an, avec une moyenne de 15 kg/ha. Les apports sont fractionnés dans le temps (ex : 5 à 6 kg par jour pendant 6 mois) et dans l'espace, mais toujours aux mêmes endroits, de façon à fidéliser les oiseaux d'eau.

La plupart des personnes enquêtées n'approuvent pas cette pratique mais se disent « obligées de suivre ». L'agrainage est en effet si répandu en Brenne, qu'un propriétaire qui loue son étang pour la chasse déclare devoir recourir à cette pratique s'il veut garantir la présence de gibier d'eau à ses locataires. Cette pratique est devenue très courante dans la région depuis une dizaine d'années, à l'époque où le prix des céréales a chuté de manière importante suite à une réforme de PAC (Tournier comm. pers.).

IV. PROJETS DES EXPLOITANTS

La majorité des exploitants (25 cas sur 28) ne cherche pas à améliorer la production piscicole des plans d'eau.

Pour sept d'entre eux, l'objectif est de limiter les coûts (achats d'engrais ou de chaux...) tout en maintenant une production optimale. En effet, l'augmentation de la production piscicole n'est pas toujours proportionnelle à la quantité d'engrais apportée. L'un de ces propriétaires a, par exemple, constaté une baisse de sa production malgré une fertilisation croissante. Notons que l'impact des cormorans est jugé très important sur 2 étangs ce qui n'encourage pas les propriétaires à augmenter leur production. Le Quéré & Marcel (1999) ont

également constaté, à l'échelle des régions piscicoles françaises, que les exploitants ne souhaitent généralement pas réaliser des améliorations techniques nécessitant un investissement en moyens humains et financiers.

Huit exploitants souhaitent maintenir leur production à un niveau constant.

Enfin, dix autres déclarent ne pas rechercher la rentabilité et ont, par conséquent, « tendance à ne rien faire ».

Une minorité de personnes enquêtées (3 cas) cherche au contraire à améliorer la production piscicole. L'un de ces exploitants envisage d'ailleurs de consacrer son étang au grossissement des poissons juvéniles et d'équiper son plan d'eau, à cet effet, d'un système d'oxygénation artificielle et d'un nourrisseur. En dehors de ce cas particulier, les exploitants n'ont aucun projet de modification de leur mode de gestion actuel.

V. HISTORIQUE DE LA GESTION DES ETANGS

Bien que parfois flou puisque relatif à la mémoire de l'exploitant, l'historique de la gestion des étangs est globalement bien connu par l'ensemble des personnes enquêtées. De plus, l'enquête a été menée non seulement auprès des propriétaires d'étang mais également, si nécessaire (cas de propriétaires récents), auprès des précédents gestionnaires de manière à connaître la gestion sur une durée supérieure ou égale à 50 ans.

L'enquête a révélé que la gestion est restée presque identique sur une durée supérieure à 10 ans, pour la majeure partie des étangs (37).

VI. TYPOLOGIE EN FONCTION DES CARACTERISTIQUES GENERALES

À partir des caractéristiques décrites pour chaque étang, des typologies sont établies afin de comparer les étangs les uns par rapport aux autres et d'établir des liens entre la gestion piscicole, la qualité de l'eau et la végétation.

Pour obtenir ces typologies d'étangs, des analyses en composantes principales (ACP) suivies de classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) sont réalisées à partir des caractéristiques générales, anthropiques, puis physico-chimiques et phytosociologiques.

Concernant les caractéristiques générales des étangs, une partie des données n'a pas été exploitée (ex : date de création des étangs, nature du substrat...) : seules neuf variables ont été sélectionnées. En réduisant ainsi le nombre de variables, les typologies sont simplifiées ce qui facilite également le croisement manuel ultérieur des typologies indépendantes.

Les variables « recouvrement de sol nu » (absence totale de végétation estimée sur le fond de l'étang), le « recouvrement en eau libre » (absence de communautés végétales émergées) et le recouvrement en végétaux (algues, amphiphytes...) des étangs ont été sélectionnées afin d'établir un lien éventuel avec les pratiques piscicoles. Le recouvrement arbustif sur les rives peut, par l'importance de l'ombrage occasionné, limiter le développement de la végétation. Enfin, la surface en eau et la profondeur des étangs ont été choisies car elles peuvent avoir un rôle dans la distribution de la végétation (hypothèses 2c et 2d).

Ainsi, une analyse en composantes principales a été réalisée à partir des variables suivantes :

- recouvrement arbustif (%) sur les rives,
- recouvrement du sol nu (‰),
- recouvrement en eau libre (‰),
- recouvrement algal, hydrophytique, amphiphytique et héliophytique (‰),
- surface en eau de l'étang (ha),
- profondeur au centre de l'étang (m).

L'analyse du diagramme des valeurs propres (figure 18) nous autorise à limiter les interprétations au plan factoriel défini par les trois premiers facteurs (F1, F2 et F3). Cependant, l'analyse à partir de F3 (F1x F3 et F2 x F3) ne fournissant pas de résultats complémentaires majeurs par rapport à celle des 2 premiers facteurs, seules ces 2 derniers seront étudiés.

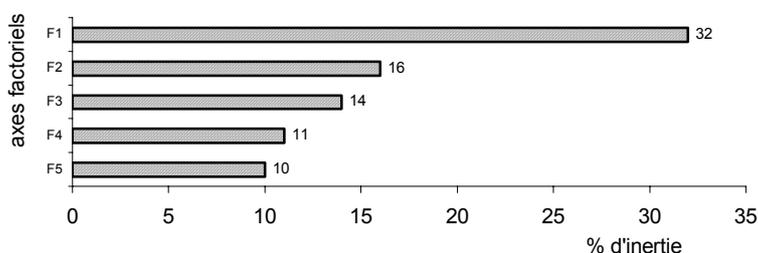


Fig.18 - Diagramme des valeurs propres (exprimées en pourcentage d'inertie) de l'ACP réalisée sur les caractéristiques générales des étangs.

La délimitation des groupes d'étangs à partir de la CAH est choisie de façon à obtenir un nombre de groupes limité, afin de faciliter le croisement des typologies indépendantes. Les moyennes des caractéristiques sont calculées pour chaque groupe à partir des données de l'enquête.

L'analyse du graphique (figure 19) indique que l'axe factoriel F1 est positivement corrélé avec les variables « recouvrement du sol nu » et « recouvrement en eau libre » tandis que l'axe F2 est positivement corrélé avec les variables « recouvrement de la végétation amphibie » et « recouvrement algal ».

À partir de la classification ascendante hiérarchique prenant en compte les 3 premiers facteurs, nous dégageons 3 principaux groupes d'étangs (figure 20) :

Groupe 1 A b n h F G W T U H V O p P Z c o Q m j M R f
Groupe 2 B J D i X g a d C S I N
Groupe 3 E k L K Y l e

Le **premier groupe**, situé dans la partie gauche de l'axe des ordonnées, comprend des étangs de petite superficie en eau (moyenne de 14 ha), associés à un fort recouvrement végétal (hydrophytes : 40 %, amphiphytes : 6 % et hélophytes : 23 %). La surface en eau libre est en moyenne de 45 %, le sol nu de 20 %, la profondeur moyenne est de 2,3 mètres au centre de l'étang et le boisement autour de l'étang est de 37 %. Les algues recouvrent environ 9 % de la superficie de l'étang.

Les deux autres groupes occupent la partie droite de l'axe des ordonnées.

Le **second groupe** est associé à des valeurs importantes du « recouvrement de sol nu » (65 %), en « eau libre » (75 %) et des valeurs moyennes de la « surface en eau » (20 ha). La profondeur du plan d'eau est faible (1,4 m), le recouvrement en végétaux est plus faible que dans le premier groupe (hydrophytes : 11 %, amphiphytes : 4 %, hélophytes : 20 %, algues 6 %). Le pourcentage arbustif autour de l'étang est important (moyenne de 50 % du contour des étangs).

Tab. 6- Typologie des 42 étangs de la Brenne étudiés en fonction des caractéristiques générales des étangs (moyennes des résultats par groupe).

| | Groupe 1 | Groupe 2 | Groupe 3 | Moyenne des 42 étangs |
|---|----------------|------------------|----------------|-----------------------|
| Nombre d'étangs | 23 | 12 | 7 | |
| Surface en eau (ha) | 14 ± 13 | 20 ± 21 | 78 ± 35 | 25 |
| Profondeur (m) | 2,3 ± 0,7 | 1,4 ± 0,5 | 3 ± 0,6 | 2,3 |
| Recouvrement en hydrophytes (%) | 41 ± 17 | 11 ± 7 | 9 ± 6 | 27 |
| Recouvrement en hélophytes (%) | 23 ± 11 | 20 ± 6 | 14 ± 5 | 20 |
| Recouvrement en amphiphytes (%) | 6 ± 7 | 4 ± 5 | 7 ± 4 | 6 |
| Recouvrement algal (%) | 9 ± 12 | 9 ± 8 | 19 ± 18 | 11 |
| Recouvrement arbustif autour de l'étang (%) | 37 ± 28 | 50 ± 28 | 14 ± 7 | 37 |

Le **troisième groupe**, à des valeurs fortes de « recouvrement de la végétation amphibie » (7 %), « recouvrement algal » (18 %), « recouvrement en eau libre » (77 %) et de la « profondeur au centre de l'étang » (3 m). Ces étangs sont de grande superficie (78 ha en eau). Le recouvrement de sol nu est important (67 %) et la végétation hydrophytique et hélophytique est très peu abondante (respectivement 9 et 14 %). Le boisement périphérique des étangs est faible (14 % en moyenne).

VII. TYPOLOGIE EN FONCTION DES FACTEURS ANTHROPIQUES

Une Analyse en Composantes Principales, suivie d'une Classification Ascendante Hiérarchique, a été réalisée sur les 42 individus « étangs » et les variables quantitatives de « gestion piscicole » exercées sur chacun de ces étangs.

La finalité de ce travail étant de rechercher quels sont les effets des activités piscicoles sur les communautés végétales des étangs, seules huit variables quantitatives concernant la

gestion piscicole des étangs ont été retenues parmi les facteurs anthropiques. Le choix de ces variables est fondé sur l'hypothèse 11 définie dans le premier chapitre.

L'analyse du diagramme des valeurs propres (figure 21) nous autorise à limiter les interprétations au plan factoriel défini par les deux premiers facteurs.

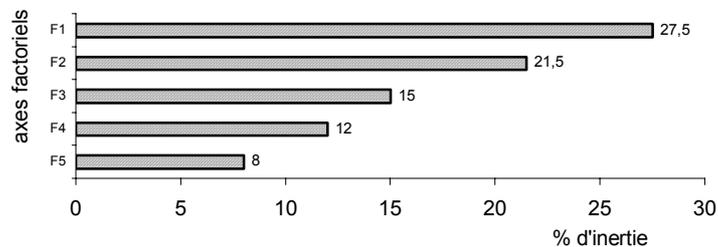


Fig.21 - Diagramme des valeurs propres (exprimées en pourcentage d'inertie) de l'ACP réalisée sur les caractéristiques anthropiques des étangs.

L'examen de la position, dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes, des vecteurs représentant les 42 étangs et des variables de gestion piscicole montre que (figure 22) :

- Les variables « production piscicole », « fertilisation en azote liquide » (39/0), « fertilisation en phosphate ammoniacal » (14/48 et 18/46), « apports de scories », « mise en charge à l'empoissonnement » et « chaulage en eau », sont positivement corrélées avec le premier axe factoriel. Les variables « fertilisation en phosphate ammoniacal » et « apports de scories » sont corrélées négativement avec le second axe factoriel. Les variables « chaulage en assec » et « importance de la fertilisation organique » sont très fortement corrélées, positivement, avec le second axe.
- Le premier axe (F1), fortement corrélée avec la variable « production piscicole », représente un gradient de production piscicole croissant. Le second facteur (F2) illustre un gradient de chaulage (en eau comme en assec) croissant.

À partir de la classification ascendante hiérarchique en fonction des 2 premiers facteurs, nous avons distingué cinq groupes principaux d'étangs (figure 23) :

Groupe 1 A Z l M h b V G j g n H W I f C m c p
Groupe 2 B X U E F Q P R
Groupe 3 : N O o S
Groupe 4 D e K Y k a T i J L
Groupe 5 d

Le **premier groupe**, situé dans la partie inférieure gauche du graphique, rassemble les étangs qui sont associés aux valeurs les plus faibles des variables de gestion piscicole des étangs, au sein de l'échantillon. Il s'agit d'étangs à faible production piscicole (moyenne de 110 kg/ha de poissons) et empoissonnement (40 kg/ha), ne recevant pas d'herbicides et associés à de très faibles valeurs des quantités d'intrants (pas d'apports en azote liquide, phosphate ammoniacal, scories ni chaulage en eau ; pour le chaulage en assec, la moyenne est de 13 kg/ha de chaux).

Le **second groupe**, situé dans la partie supérieure gauche du graphique, regroupe les étangs qui sont associés à de fortes valeurs du « chaulage en assec » (175 kg/ha de chaux), du « chaulage en eau » (280 kg/ha) et de « l'importance de la fertilisation organique » (150 kg/ha). Ces étangs reçoivent une faible fertilisation azotée (7 l/ha d'azote liquide 39/0 en moyenne, pas de 14/48) mais pas de scories ; l'empoissonnement moyen de 34 kg/ha et la production piscicole de 145 kg/ha. L'un des étangs a reçu des herbicides en faible quantité (0,07 l/ha : étang P).

Le **troisième groupe**, situé dans la partie supérieure droite du graphique, correspond aux étangs associés à de fortes valeurs du « chaulage en eau » (250 kg/ha), de la « mise en charge à l'empoissonnement » (160 kg/ha) et de la « fertilisation en azote liquide » (11 l/ha). Ces étangs sont également fertilisés avec du 14/48 (20 kg/ha en moyenne) et reçoivent une fertilisation organique importante (250 kg/ha). L'un des étangs est chaulé en assec (80 kg/ha) mais aucun ne reçoit de scories. La production piscicole atteint 225 kg/ha en moyenne dans ces étangs. L'un des étangs a reçu des herbicides (2 l/ha)(étang o).

Le **quatrième groupe**, localisé dans la partie inférieure droite du graphique, rassemble les étangs étroitement associés aux valeurs importantes de la « fertilisation en phosphate ammoniacal » (48 kg/ha) et des « apports en scories » (135 kg/ha). La fertilisation en azote liquide est également importante avec en moyenne 38 l/ha. Ces étangs ne reçoivent par contre ni fertilisation organique, ni chaulage en assec ou en eau. L'empoissonnement et la production piscicole sont importants, respectivement 60 et 245 kg/ha en moyenne. Deux des étangs ont reçus un traitement à l'herbicide (0,04 l/ha en moyenne).

Le **cinquième groupe** correspond en fait à un étang isolé (d) associé à de très fortes valeurs du « chaulage en eau » (650 kg/ha), de la « mise en charge à l'empoissonnement » (120 kg/ha) et de la « fertilisation en azote liquide » (250 l/ha). Le chaulage en assec est également important (350 kg/ha) et la production piscicole atteint 350 kg/ha, soit la plus forte production en comparaison avec les autres groupes. Cet étang a déjà reçu de l'herbicide (0,25 l/ha).

Globalement, les deux premiers groupes correspondent donc à des étangs peu productifs d'un point de vue piscicole contrairement aux trois derniers groupes.

Tab. 7- Typologie des 42 étangs de la Brenne étudiés en fonction de la gestion piscicole des étangs (moyennes des résultats par groupe).

| | Groupe 1 | Groupe 2 | Groupe 3 | Groupe 4 | Groupe 5 | Moyenne des 42 étangs |
|--|----------|-----------|------------------|----------|------------|-----------------------|
| Nombre d'étangs | 19 | 8 | 4 | 10 | 1 | |
| Production piscicole (kg/ha/an) | 111 ± 79 | 146 ± 40 | 225 ± 95 | 245 ± 37 | 350 | 166 |
| Empoisonnement (kg/ha/an) | 40 ± 24 | 35 ± 18 | 161 ± 160 | 60 ± 19 | 120 | 57 |
| Fertilisation minérale (l/ha ou kg/ha) | 0 | 3 ± 8 | 16 ± 15 | 74 ± 25 | 84 | 50 |
| Fertilisation organique (kg/ha) | 13 ± 40 | 150 ± 280 | 425 ± 500 | 0 | 0 | 75 |
| Scories (kg/ha) | 0 | 0 | 0 | 135 ± 96 | 0 | 32 |
| Chaulage (kg/ha) | 6 ± 60 | 225 ± 200 | 135 ± 95 | 0 | 500 | 93 |
| Herbicide (l/ha) | 0 | 0,01 | 0,5 | 0,04 | 0,25 | 0,07 à 2 |

VIII. CONCLUSION

L'enquête a permis de dégager les points suivants :

- Les modalités de gestion semblent assez représentatives de celles exercées à l'échelle de la Brenne.
- Les étangs étudiés sont diversifiés, répondant ainsi aux critères de sélection abordés dans le second chapitre :
 - Vocations diversifiées des étangs (loisirs, abreuvement du bétail, chasse, pisciculture).
 - Diversité morphologique et des substrats géologiques des étangs.
 - Nature et répartition variables du couvert végétal de l'environnement proche des étangs.
- La gestion est constante sur une durée suffisamment grande pour asseoir la validité des résultats présentés ci-dessus.
- Malgré une part d'inconnues non négligeable, l'enquête renouvelée auprès des gestionnaires prédécesseurs a permis de compléter les informations manquantes. De plus, la part d'inconnues fait souvent référence à des données anciennes (ex : anciens apports de chaux) ou reflète l'absence de gestion piscicole (ex : absence de données concernant l'empoisonnement dans le cas où il n'y a pas d'intérêt piscicole). Ces imprécisions n'entravent pas de manière significative la validité des résultats de l'enquête.
- L'enquête a révélé que certaines modalités de gestion s'appliquent uniquement sur un secteur particulier de l'étang (ex : pâturage, agrainage des canards, dépôts de fumier en tas sur la berge...) et ne concernent parfois que certaines communautés de bords d'étangs (ex : hélrophytes terrestres). Cependant, l'épandage des engrais ou de la chaux se fait sur presque toute la surface du plan d'eau (excepté les bords d'étangs ou le bateau épandeur ne peut accéder). Ainsi, **on peut considérer qu'à chaque communauté végétale d'un même étang correspondent approximativement les**

mêmes modalités de gestion dirigées sur ce plan d'eau : l'hypothèse 10 peut être retenue. Il convient, toutefois, d'étudier au cas par cas, l'influence des modalités de gestion ponctuelles précédemment évoquées, sur la végétation.

- Trois groupes d'étangs ont pu être distingués en fonction des caractéristiques générales des étangs. De même, cinq groupes d'étangs ont été mis en évidence à partir des caractéristiques de gestion piscicole d'étangs : la gestion piscicole n'est pas unanime dans tous les étangs. Notons cependant que les écarts-types sont importants au sein d'un même groupe correspondant à une forte hétérogénéité.

Chapitre IV

CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES ETANGS

I. PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU

Les résultats présentés ci-après correspondent à des mesures physico-chimiques effectuées à la bonde de 42 étangs de la Brenne (soit un total de 180 échantillons d'eau) étudiés en 1998, 1999 (campagnes en juillet et septembre) et 2000 (campagnes en mars et juillet).

I.1. GENERALITES

Le calcul des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques, obtenues sur les 42 étangs permet d'apprécier la qualité d'eau de l'échantillon par rapport à l'ensemble des étangs de la Brenne. Les valeurs moyennes (tableau 8) des paramètres mesurés sur les étangs étudiés, indiquent une qualité d'eau globalement mésotrophe (d'après la classification de Felzines 1977, 1982 et Mériaux 1978 ; conductivité : 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$; azote total : 3,5 mg/l ; phosphore total : 0,25 mg/l, transparence : 61 cm) et légèrement alcaline (pH : 7,5 ; dureté totale : 10,5 degrés français ou titre hydrotimétrique (TH) ; alcalinité : 76 mg/l, soit environ 30 mg/l de calcium³⁹). Les résultats couvrent cependant un large éventail d'étangs en fonction du niveau trophique (exemples de valeurs extrêmes : P total, de 0,01 à 0,68 mg/l et N total, de 0 à 12 mg/l).

Ces résultats sont en accord avec ceux de Martin (1986) qui a calculé dans les étangs de Brenne et de Sologne les valeurs moyennes des paramètres suivants : pH : variation de 5,5 à 11,2 ; conductivité : 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (variations de 50 à 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ; teneur en calcium : 15 mg/l (variations de 6 à 60 mg/l) ; phosphore total : 0,3 mg/l (variations de 0,1 à 2,5 mg/l) ; azote total : 2 mg/l (variations de 1,5 à 6 mg/l). L'échantillon semble assez représentatif de la qualité des eaux des étangs de la région Centre.

Tab. 8- Résultats des analyses de 180 échantillons d'eau réalisées sur 42 étangs de la Brenne.

| Paramètres | Unité | Moyenne | Ecart-type | Minimum | Maximum |
|---------------------|-------------------------|-------------|------------|---------|---------|
| pH | Unité pH | 7,5 | 0,5 | 6,2 | 8,8 |
| Conductivité | $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 190 | 81 | 74 | 515 |
| Transparence | cm | 61 | 37 | 17 | 170 |
| Alcalinité | mg/l CaCO_3 | 76 | 41 | 25 | 260 |
| Dureté | TH | 10,5 | 4,5 | 5,1 | 27,2 |
| N total | mg/l | 3,50 | 2,8 | 0 | 12 |
| P total | mg/l | 0,25 | 0,15 | 0,01 | 0,68 |

³⁹ 1 degré français (1 TH) correspond à 10 mg de carbonate de calcium (CaCO_3) par litre d'eau et à 4 mg par litre de calcium (Ca^{2+}) (Barbe *et al.* 1991).

La réaction alcaline observée s'oppose au contexte géologique acide de la région. Studer (1974) et Sevrin-Reyssac (1985) expliquent ce phénomène par la généralisation du chaulage des étangs depuis le début du XX^e siècle en Brenne. Au fil du temps, les étangs successifs d'une même chaîne bénéficient donc, pour partie, des effets du chaulage effectué dans les plans d'eau situés en amont.

La qualité de l'eau apparaît propice à la pisciculture dans la mesure où la dureté mesurée est comprise entre 7 et 18 TH (Sevrin-Reyssac 1985). Toutefois, la valeur moyenne mesurée en Brenne reflèterait plutôt un potentiel piscicole moyen, avec environ 30 mg/l de calcium. En effet, d'après Martin (1985), des teneurs en calcium comprises entre 20 et 60 mg/l correspondent à des étangs de productivité moyenne. De même, pour Bachasson (1987), les eaux les plus productives ont des teneurs en calcium comprises entre 50 et 120 mg/l.

I.2. RELATIONS ENTRE LES PARAMETRES

Les analyses montrent que, parmi six étangs localisés sur substrats calcaires, cinq possèdent de faibles teneurs en phosphore total dans l'eau au mois de mars et quatre, en juillet 2000. La moyenne en phosphore total de ces étangs, mesurée en mars est de 0,148 mg/l tandis que pour les autres étangs, elle est nettement supérieure : 0,258 mg/l. Cette observation est également signalée par Weigel (1994b), mais pour des teneurs en phosphate (PO_4^{3-}) : le calcium réduit en effet la solubilité du phosphate, par précipitation des deux éléments sous forme de phosphate bicalcique.

Par ailleurs, les valeurs de la dureté et de l'alcalinité sont fortement corrélées (coefficient de corrélation entre la dureté et l'alcalinité : 0,93) : la première mesure la quantité de sels de calcium et de magnésium dissous dans l'eau et la seconde, la quantité de calcium et de magnésium piégée sous la forme de carbonates.

Les analyses ont permis de montrer l'existence d'une étroite relation entre les valeurs de la conductivité et les teneurs en calcium dans l'eau (dureté et alcalinité). Une droite de régression linéaire a pu ainsi être tracée, mettant en relation la conductivité et l'alcalinité (figure 24).

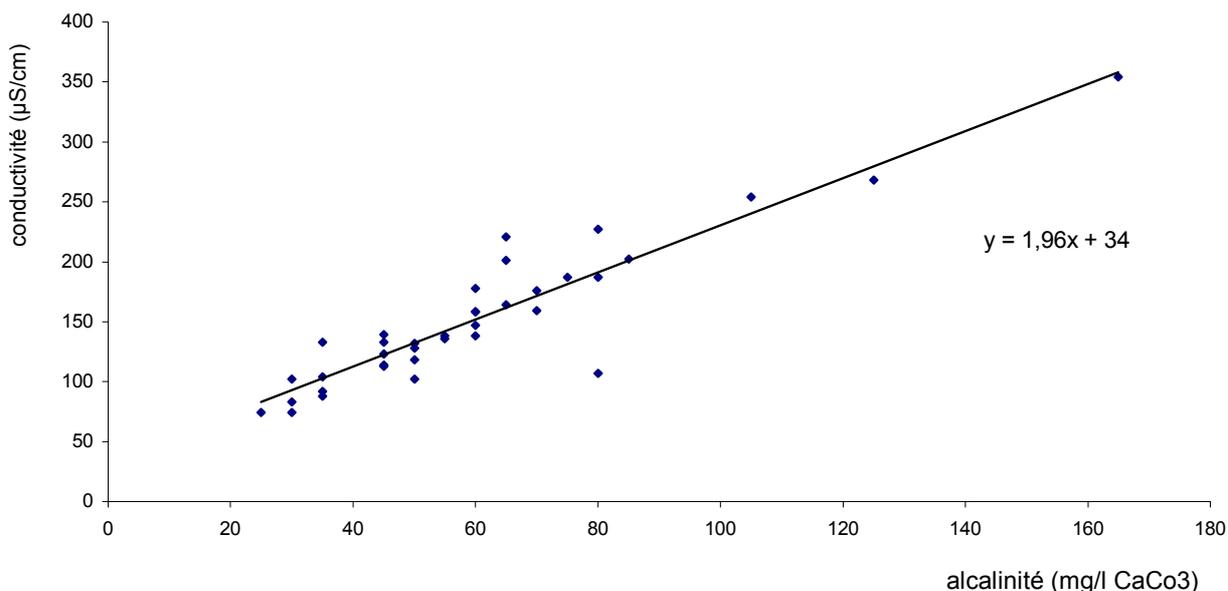


Fig. 24- Relation linéaire entre l'alcalinité (mg/l CaCO₃) et la conductivité (µS/cm) de l'eau (analyses réalisées sur 38 étangs de la Brenne en juillet 2000)

Cette relation a été constatée par Felzines (1982), Martin (1985), Goubier (1989) et Légize *et al.* (1997) qui ont également calculé cette corrélation sous forme d'une équation linéaire. Goubier (1989) explique cette corrélation par le fait que la conductivité, qui mesure la concentration totale en ions⁴⁰, est logiquement influencée par les ions les plus abondants et ayant les plus fortes valences, c'est-à-dire, le calcium, les (bi)carbonates (parfois les sulfates ou les chlorures) (le coefficient de corrélation entre la conductivité et l'alcalinité est de 0,92 ; celui entre la conductivité et la dureté est de 0,91)

I.3. VARIATIONS SPATIALES

I.3.1. Variations inter-étang

Le tableau 8 montre qu'il existe une variabilité inter-étangs pour l'ensemble des paramètres : les écarts-types sont relativement importants. Ces différences de qualité d'eau sont fonction (Martin comm. pers.) :

- des variations saisonnières,
- du type de substrat (ex : étangs sur fond siliceux ou calcaire),
- des modalités de gestion de chaque étang (ex : étangs de loisirs ou étangs piscicoles)
- du contexte agricole et géologique du bassin versant (ex : bassin versant cultivé ou prairial)
- des étangs situés en amont (ex : vidange d'un étang en amont géré de manière intensive)

I.3.2. Variations intra-étang

Des mesures physico-chimiques effectuées simultanément à la bonde et sur les côtés (queue ou bordure) de certains étangs (secteurs de roselières) ont permis de montrer des différences pour l'ensemble des paramètres étudiés (tableau 9). Ces variations correspondent majoritairement (15 mesures sur 25) à des diminutions des valeurs mesurées au niveau des côtés de l'étang. Par exemple, pour l'étang D, la conductivité mesurée à la bonde est de 133 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur les côtés (tableau 9).

Tab. 9- Exemples de variations observées entre des mesures physico-chimiques réalisées « simultanément⁴¹ » à la bonde et sur les côtés des étangs D, E, k et Q en juillet 2000.

* : tranche d'eau trop faible

| Paramètres | Unité | D | | E | | k | | Q | |
|--------------|-----------------------------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|
| | | bonde | côté | bonde | côté | bonde | côté | bonde | côté |
| Localités | / | | | | | | | | |
| pH | Unité pH | 7,5 | 6,8 | 7,1 | 7,8 | 6,9 | 8,7 | 7 | 6,7 |
| Conductivité | $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 133 | 98 | 176 | 174 | 113 | 116 | 83 | 76 |
| Transparence | cm | 25 | 50 | 61 | /* | 37 | /* | 62 | /* |
| Alcalinité | $\text{mg}/\text{l CaCO}_3$ | 8,5 | 6,8 | 70 | 68 | 45 | 35 | 30 | 20 |
| Dureté | TH | 35 | 40 | 10,2 | 8,5 | 6,8 | 5,1 | 5,1 | 3,4 |
| N total | mg/l | 3 | 3 | 0 | 3 | 10 | 2 | 5 | 5 |
| P total | mg/l | 0,41 | 0,08 | 0,15 | 0,24 | 0,12 | 0,08 | 0,16 | 0,18 |

⁴⁰ La relation linéaire entre la conductivité et la concentration ionique a été démontrée par Labrique (1960) et Géhu (1963).

⁴¹ En réalité, l'écart de temps maximum entre les deux prélèvements d'eau ne dépasse pas la demi-heure.

Ces observations confirment celles de Géhu (1963) et de Sevrin-Reyssac (1985) qui ont décelé des différences de qualité d'eau entre le centre de la pièce d'eau et les zones de roselières (conductivité, teneurs en plancton et en matière organique plus faible dans la zone de roselière).

Rappelons que selon Géhu (1963), ce phénomène s'explique par deux modes d'action, directe et indirecte. La première modalité est liée à l'activité photosynthétique des plantes aquatiques : la conductivité de l'eau est diminuée car l'absorption du CO₂ dissous par les végétaux provoque la transformation du bicarbonate de calcium en carbonate moins soluble, qui précipite.

Le phénomène peut également s'expliquer de manière indirecte : les hélophytes en bordure d'étang (ex : *Phragmites australis*, *Typha* sp. ...) accélèrent le processus de sédimentation de la matière organique par floculation et les vases ainsi formées ont un pouvoir de fixation de cations accru.

Les variations des mesures physico-chimiques intra-étang sont importantes (40 % d'écart en moyenne), ce qui implique que les analyses d'eau mesurées à la bonde ne peuvent être généralisées à l'échelle de l'étang tout entier.

I.4. VARIATIONS TEMPORELLES

I.4.1. Variations inter-annuelles

On constate peu de variations entre les mesures physico-chimiques (pH, conductivité, transparence) obtenues entre 1998 et 1999 (tableau 10) mise à part une légère diminution des valeurs de la dureté et de l'alcalinité en 1999. Par contre, les mesures réalisées en 2000 se distinguent nettement des valeurs précédentes en présentant des teneurs beaucoup moins importantes pour l'ensemble des paramètres (jusqu'à 30 % de variation).

Les moyennes de chaque paramètre calculées pour l'ensemble des étangs au cours des trois années d'étude (1998-1999-2000) sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tab. 10- Moyennes des valeurs physico-chimiques au cours des trois années d'étude (sauf azote et phosphore total). * : absence de mesures due à une panne de conductimètre

| Paramètres | Unité | Campagnes | 1998 | 1999 | 2000 |
|--------------|---------------------------|-----------|------|------|------|
| pH | pH | mars | / | / | 7,1 |
| | | juillet | 7,7 | 7,8 | 7,4 |
| | | octobre | 7,7 | 7,5 | / |
| Conductivité | µS/cm | mars | / | / | /* |
| | | juillet | 203 | 198 | 150 |
| | | octobre | 197 | 211 | / |
| Transparence | cm | mars | / | / | 87 |
| | | juillet | / | 68 | 57 |
| | | octobre | 39 | 55 | / |
| Alcalinité | mg/l CaCO ₃ | mars | / | / | 60 |
| | | juillet | 93 | 82 | 59 |
| | | octobre | 88 | 81 | / |
| Dureté | TH | mars | / | / | 9,7 |
| | | juillet | 12,1 | 11,4 | 9 |
| | | octobre | 11,4 | 11,1 | / |

Les conditions climatiques peuvent être à l'origine de cette variation inter-annuelle : les données météorologiques mesurées aux stations de Rosnay (tableau 11) et de Mézières-en-Brenne indiquent de plus fortes précipitations en juillet 2000 que les années précédentes (exemple à Rosnay, en juillet 1998 : 46 mm, 1999 : 98,4 mm, 2000 : 120,8 mm). Or, l'abondance des précipitations peut entraîner la dilution des ions. Il en résulte des valeurs moyennes de la conductivité, du pH, de la dureté et de l'alcalinité moindre par rapport aux mois de juillet des années précédemment étudiées (tableau 10, exemple de la conductivité, juillet 1998 : 203 $\mu\text{S}/\text{cm}$; 1999 : 198 $\mu\text{S}/\text{cm}$; 2000 : 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Tab. 11- Moyennes mensuelles des précipitations (mm) entre janvier et août 1998, 1999 et 2000 à la station météorologique de Rosnay (synthèse à partir des données de Météo-France Châteauroux-Déols comm. pers.)

| | 1998 | 1999 | 2000 |
|-------------------|--------------|--------------|------------|
| janvier | 75,8 | 69 | 15,8 |
| février | 14,8 | 82,6 | 77,4 |
| mars | 40 | 49,8 | 46,4 |
| avril | 167,6 | 83,4 | 136,6 |
| mai | 22 | 74,8 | 52,6 |
| juin | 21 | 25,2 | 25,4 |
| juillet | 49 | 98,4 | 120,8 |
| août | 25,8 | 46,4 | 12,2 |
| Total (mm) | 390,2 | 483,2 | 475 |

La transparence est également moins importante en juillet 2000 par rapport au mois de juillet de l'année précédente (57 cm en 2000 au lieu de 68 cm en 1999) (tableau 10) : on peut supposer que l'abondance des précipitations a engendré une turbidité accrue, en libérant des particules argileuses depuis les berges des étangs. De plus, il semble que les conditions climatiques (température et ensoleillement) aient été légèrement plus favorables au phytoplancton cette année là : moyennes des températures minimales et maximales pour mai, juin et juillet respectivement en 1999 et 2000 : 12,6 et 14,5 pour les minimales, 24 et 23,4 pour les maximales (mesures à Rosnay) ; moyennes de la durée d'insolation (en minutes) de mai, juin et juillet 1999 et 2000 sont respectivement de 391,7 mn et 409,7 mn (mesures à Déols, données de Météo-France Châteauroux-Déols comm. pers.).

I.4.2. Variations saisonnières

Les valeurs des paramètres mesurés au cours des saisons montrent des variations entre les mesures effectuées au printemps et celles de l'été et du début de l'automne.

Les variations saisonnières apparaissent plus importantes pour les valeurs de l'alcalinité que pour celles de la dureté (annexe 6) : contrairement à la dureté, le paramètre alcalinité varie en effet en fonction du pH qui est très variable, essentiellement en fonction de la photosynthèse.

Les variations saisonnières sont peu importantes pour la dureté comme pour l'alcalinité (maximum 15 % d'écart). Ces variations correspondent tant à des augmentations qu'à des diminutions. L'augmentation de la teneur en calcium (dureté) entre la première et la deuxième campagne saisonnière peut avoir pour origine l'évaporation de l'eau en été : à cette saison, le niveau

de l'eau de l'étang peut en effet baisser de manière importante (jusqu'au tiers du niveau initial) entraînant la concentration du calcium dans l'eau (Martin comm. pers.). La diminution saisonnière peut être due à une arrivée d'eau extérieure à l'étang (sources, ruisseau, collecteur, forage...), dont la concentration en calcium est généralement inférieure à celle de l'étang, et qui contribue à diluer la teneur en calcium initiale du plan d'eau (Martin comm. pers.).

Lorsque de la chaux est apportée, il s'établit rapidement un équilibre dans l'étang de sorte que les effets du chaulage ne sont pas perceptibles lors des deuxièmes campagnes d'analyses d'eau : le calcium peut en effet être rapidement piégé par le sédiment après les apports ; de plus, les échanges eau/sédiment sont fonction des conditions climatiques (ex : une augmentation de la température de l'eau en été peut entraîner une désoxygénation de l'eau engendrant elle-même un relargage du calcium sédimentaire dans l'eau). Il apparaît même que les valeurs de la dureté de mars 2000 sont parfois (2 cas sur 12 étangs chaulés) supérieures à celle obtenues en juillet de la même année, soit après les apports de chaux (annexe 6).

Les concentrations de l'azote et du phosphore total sont globalement supérieures en juillet (2ème campagne) par rapport à mars 2000 (1^{ère} campagne) (annexe 6) : la fertilisation des étangs, la concentration des éléments par évaporation de l'eau sont autant de facteurs susceptibles d'expliquer ce phénomène. Cette augmentation est cependant plus visible pour l'azote (augmentation des teneurs pour l'ensemble des 17 étangs fertilisés en azote liquide) que pour le phosphore (augmentation saisonnière pour 8 étangs sur 11 fertilisés en 14/48, diminution pour les 3 autres) : ce dernier peut en effet être piégé par le sédiment contrairement à l'azote.

Notons que si l'on avait mesuré en juillet les concentrations en nitrates (NO_3^-) et phosphates (PO_4^{3-}), on aurait certainement observé une diminution en dépit d'éventuels apports d'engrais car ces éléments sont rapidement consommés par le phytoplancton et les macrophytes. En revanche, les concentrations en phosphore total et en azote total, prennent en compte, en plus des éléments dissous, les teneurs en phosphore et azote intracellulaires du phytoplancton ainsi que les éléments piégés dans les matières en suspension.

Les variations du pH sont assez importantes d'une saison à l'autre (annexe 6) : ce paramètre fluctue en fonction de l'activité biologique et des conditions climatiques. Au printemps, le pH est globalement plus bas sur l'ensemble des étangs, puis il augmente en juillet et octobre suite à une activité photosynthétique accrue.

Les valeurs de la conductivité affichent peu de variations saisonnières (annexe 6) en 1998 ou 1999 (< 10 %). Par contre, rappelons que l'on observe des diminutions importantes (10 à 35 %) entre juillet 1998-1999 et juillet 2000 peut-être dues à la dilution des ions consécutive à une pluviométrie plus importante en juillet 2000.

La transparence mesurée durant le mois de mars 2000 (1ère campagne) est nettement supérieure à celle obtenue au cours du mois de juillet de cette même année (annexe 6). On observe également une baisse de la transparence entre juillet et septembre 1999. Au printemps et en automne, l'activité biologique est réduite, en particulier celle du phytoplancton (température inférieure à 15 °C), et les précipitations importantes entraînent la dilution des ions.

Inversement, en été et au début de l'automne, la transparence des étangs diminue : le développement du phytoplancton et l'activité biologique sont intenses, certains étangs sont fertilisés

ou amendés, certains poissons fouisseurs (ex : Carpes) reprennent une activité de fouille, avec remise en suspension des sédiments...

Tab. 12- Moyennes des valeurs physico-chimiques au cours des trois années d'étude.

* : absence de mesures due à une panne de conductimètre

** : absence de mesures due à un problème de lecture du dosage par colorimétrie.

*** : mesures effectuées au laboratoire

| Paramètres | Unité | Campagnes | 1998 | 1999 | 2000 |
|------------------------|---------------------------|-----------|------|------|---------|
| pH | pH | mars | / | / | 7,1 |
| | | juillet | 7,7 | 7,8 | 7,4 |
| | | octobre | 7,7 | 7,5 | / |
| Conductivité | µS/cm | mars | / | / | /* |
| | | juillet | 203 | 198 | 150 |
| | | octobre | 197 | 211 | / |
| Transparence | cm | mars | / | / | 87 |
| | | juillet | / | 68 | 57 |
| | | octobre | 39 | 55 | / |
| Alcalinité | mg/l CaCO ₃ | mars | / | / | 60 |
| | | juillet | 93 | 82 | 59 |
| | | octobre | 88 | 81 | / |
| Dureté | TH | mars | / | / | 9,7 |
| | | juillet | 12,1 | 11,4 | 9 |
| | | octobre | 11,4 | 11,1 | / |
| Azote total | mg/l | mars | / | / | 2,48*** |
| | | juillet | /** | /** | 4,50*** |
| | | octobre | /** | /** | / |
| Phosphore total | mg/l | mars | / | / | 0,22*** |
| | | juillet | /** | /** | 0,26*** |
| | | octobre | /** | /** | / |

On constate que la qualité de l'eau, mesurée pour l'ensemble des étangs, diffère selon les saisons (tableau 12) :

- **Fin de l'hiver-début du printemps (mars)** : Les résultats d'analyses d'eau obtenus en mars 2000 montrent que la transparence moyenne est très importante par rapport à juillet 2000 (87 cm au lieu de 57 cm au disque de Secchi) indiquant l'absence, ou la faible quantité, de phytoplancton. Par contre, le pH (7,1), les teneurs en azote (2,48 mg/l) et phosphore total (0,22 mg/l) sont inférieures aux valeurs obtenues en juillet (pH : 7,4 ; azote total : 4,50 mg/l ; phosphore total : 0,26 mg/l). Bien qu'assez faible, la teneur en calcium (dureté : 9,7 TH et alcalinité : 60 mg/l) est très légèrement supérieure à celle mesurée en juillet (respectivement : 9 TH et 59 mg/l).

Ces valeurs révèlent un milieu aquatique peu pourvu en éléments nutritifs. Cette relative pauvreté s'explique par de basses températures ($T < 15^{\circ}\text{C}$) à cette saison qui limitent le développement du phytoplancton et la libération par les sédiments d'éléments fertilisants tel que le phosphore. Le phosphore est donc peu disponible au printemps contrairement à l'azote qui peut éventuellement parvenir par lessivage du bassin versant si celui-ci est agricole. (Valdeyron 1994). Par ailleurs, la fertilisation des étangs, qui débute à partir de la mi-mars ou

au début du mois d'avril, n'a pas encore eu lieu. En effet, les analyses ont été réalisées au début du mois de mars 2000 : contrairement à la période estivale durant laquelle la qualité d'eau reflète les apports printaniers des mois d'avril ou de mai sur les étangs fertilisés, les analyses effectuées en mars témoignent de la qualité d'eau intrinsèque des étangs. D'après Martin (comm. pers.), les valeurs obtenues en mars 2000 sont conditionnées par les facteurs suivants :

- les conditions climatiques (développement du phytoplancton défavorisé par de basses températures associées à un faible ensoleillement) ;
 - la nature du bassin versant (ruissellement, très important au printemps, d'eaux plus ou moins chargées en éléments minéraux) ;
 - le rapport « taille du bassin versant sur volume de l'étang » (importance du phénomène de lessivage par les eaux de pluie) ;
 - la qualité intrinsèque de l'étang (relargage d'éléments minéraux stockés dans le sédiment qui est fonction du passé cultural ou de la richesse naturelle de l'étang).
- En été (juillet) : Les résultats obtenus en juillet 2000 montrent une diminution des teneurs en calcium et de la transparence par rapport au mois de mars 2000 tandis que les valeurs du pH, de l'azote et du phosphore total sont plus importantes.

Ainsi, le milieu aquatique s'enrichit en éléments nutritifs et le développement du phytoplancton s'intensifie. Les teneurs moyennes en azote total et phosphore total augmentent de mars à juillet 2000, probablement suite aux apports d'engrais effectués à partir du printemps sur la moitié des étangs. Par ailleurs, avec le réchauffement des eaux, le phosphore est rendu disponible dans le milieu aquatique par relargage depuis le sédiment (Valdeyron 1994).

Par ailleurs, la diminution de la teneur en calcium observée a été également constatée sur les étangs de la Brenne par Martin (comm. pers.) qui émet l'hypothèse d'une précipitation du calcium sous la forme de carbonates (CaCO_3).

- Début de l'automne (octobre) : les résultats d'octobre 1998 et 1999 montrent une diminution des teneurs en calcium (ex : en 1998, dureté : 12,1 et 11,4 TH, alcalinité : 93 et 88 mg/l, tableau 7) et de la transparence (en 1999 : 68 et 55 cm) par rapport aux valeurs obtenues en juillet des mêmes années.

La concentration des ions, observée au début de l'automne 1999, ainsi que la diminution de la transparence de l'eau confirment les observations de Valdeyron (1994) sur d'autres plans d'eau français. Le phytoplancton, encore prépondérant (faible transparence), commence néanmoins à disparaître peu à peu à partir de cette saison (Valdeyron 1994).

La conductivité moyenne diminue légèrement de juillet à octobre 1998 (203 et 197 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mais augmente en 1999 (198 et 211 $\mu\text{S}/\text{cm}$). D'après Valdeyron (1994), la conductivité peut, en effet, baisser dans les étangs fortement minéralisés en conséquence de la précipitation chimique des carbonates due à l'activité photosynthétique et au réchauffement des eaux. Dans les étangs peu minéralisés, la conductivité peut, à l'inverse, augmenter par intensification du processus microbien dans les sédiments à cette saison.

I.4.3. Variations journalières

Les valeurs du pH peuvent être très instables au cours de la journée en raison des variations liées au métabolisme végétal (phytoplancton et hydrophytes) et des variations thermiques (Vivier 1952 in Felzines 1982). Le calcium empêche les fortes variations de pH (eaux tamponnées).

II. PHYSICO-CHIMIE DES SEDIMENTS

Les résultats des analyses de sédiments prélevés au niveau des 42 étangs en 1998 et 1999, sont présentés dans la figure 25. Les teneurs moyennes sur l'ensemble des étangs sont de **0,055 %** (ou g/100 g de vase sèche) pour l'**azote total** et de **0,072 %** pour l'**anhydride phosphorique (P₂O₅)** ; les écarts-types sont très importants, respectivement de 0,041 et de 0,057 (tableau 13).

Tab. 13- Résultats des teneurs moyennes en azote total (N total) et anhydride phosphorique (ou phosphore échangeable, P₂O₅) (%) obtenues sur le côté des 42 étangs étudiés en Brenne.

| Paramètres | Moyenne | Ecart-type | Maximum | Minimum |
|---|---------|------------|---------|---------|
| Azote total (N total) (%) | 0,055 | 0,041 | 0,184 | 0,013 |
| Anhydride phosphorique (P ₂ O ₅) (%) | 0,072 | 0,057 | 0,224 | 0,007 |

Valdeyron (1994) a réalisé des tableaux d'interprétation des teneurs en azote et en P₂O₅ de sédiments prélevés sur les côtés et au niveau de la bonde d'étangs en région Centre (Sologne et Brenne). Ainsi, pour des résultats obtenus sur les côtés des étangs, les étangs sont pauvres lorsque N total < 0,20 % et P₂O₅ < 0,05 %, moyennement riches avec 0,20 < N < 0,40 % et 0,05 < P₂O₅ < 0,08 % et riches avec N total > 0,40 % et P₂O₅ > 0,10 %. D'après cette classification, la teneur en phosphore échangeable (P₂O₅) proche de 0,08 %, mesurée sur le côté des étangs de Brenne, permet de qualifier ces plans d'eau de « moyennement riches ». Par contre, la teneur moyenne en azote apparaît très faible (0,055 %) et relative à un étang « pauvre » (moins de 0,20 %).

Par ailleurs, on constate des variations intra-étang parfois très importantes pour les deux paramètres mesurés. Par exemple, pour l'étang F (figure 25), des échantillons prélevés en différents endroits situés en bordure d'étang montrent des teneurs très différentes pour l'azote total : 0,022 - 0,184 et 0,013 %. Les écarts-types sont parfois très importants (exemple de l'étang F : 0,096 pour une moyenne de 0,073 %).

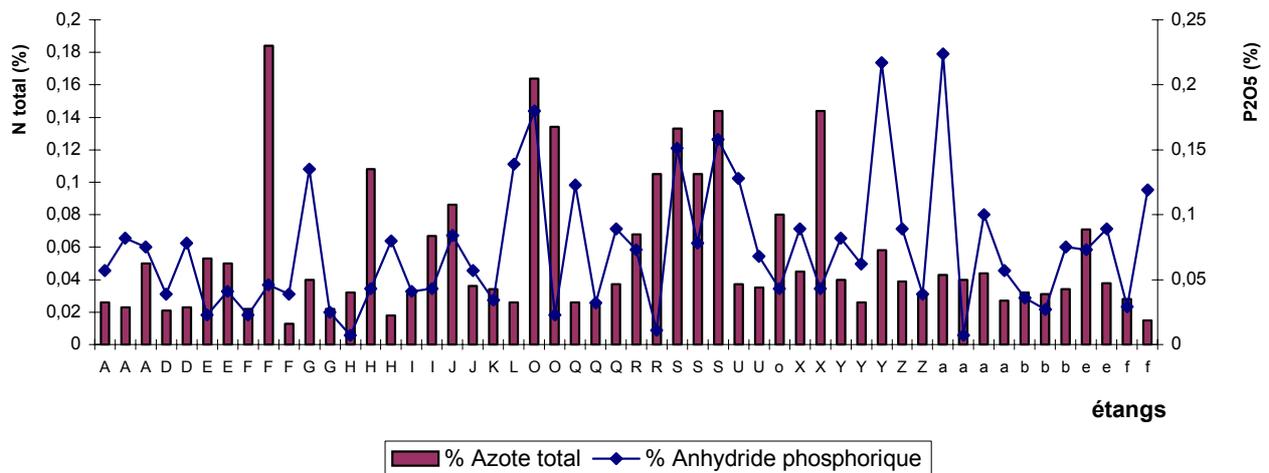


Fig.25- Teneurs en azote total et anhydride phosphorique (%) dans les échantillons de sédiments prélevés au niveau de chacun des 42 étangs étudiés en 1998 et 1999.

D'après Weigel (1994b), les sédiments se répartissent schématiquement dans l'étang suivant trois zones où leur texture devient de plus en plus fine, depuis l'extérieur jusqu'au centre du plan d'eau : une « **zone de bordure et de queue** », puis une « **zone de côté** » et une « **zone médiane** ». Les sédiments de milieu de bonde et en zone médiane, qui sont composés d'éléments fins, peuvent avoir une capacité de rétention en eau et en éléments fertilisants très élevée. En fonction du type de substrat (sablonneux, argileux...), les sédiments de côté, de bordure et de queue d'étang possèdent une capacité de rétention variable, d'autant plus forte que le sédiment est fin et riche en matières organiques (ex : substrat argileux). Même si les intrants sont répartis de manière assez homogène sur toute la surface de l'étang, l'hétérogénéité de la qualité du sédiment est telle que celui-ci ne reflète pas forcément une éventuelle fertilisation ou un amendement.

Ainsi, bien que prélevés sur les côtés des étangs, les échantillons analysés révèlent des teneurs très variables d'un secteur à l'autre du plan d'eau. Cette hétérogénéité intra-étang pose un problème majeur d'interprétation : la réalisation d'une typologie d'étang en fonction du critère « sédiment » n'est plus envisageable au vu de ces résultats.

III. TYPOLOGIE DES ETANGS

L'ensemble des variables physico-chimiques mesurées en 1998, 1999 et 2000 (22 variables au total) a été exploité. Par souci de précision, les valeurs obtenues lors de chaque campagne sont conservées et non pas synthétisées sous la forme de moyennes. En revanche, les résultats des analyses d'eau, présentés pour chaque paramètre par groupe d'étangs, correspondent à des moyennes calculées à partir des résultats obtenus en 1998, 1999 et 2000.

Une typologie d'étangs a été réalisée en fonction des analyses d'eau obtenues en 1998, 1999 et 2000 à partir d'une ACP suivie d'une CAH. Ces analyses ne se réfèrent qu'à 38 des 42 étangs : quatre étangs (p, L, V et Z), qui étaient en assec en l'an 2000, ont dû être supprimés du jeu de données. Néanmoins, afin de placer ces quatre étangs dans la typologie obtenue, une seconde ACP

suivie d'une CAH a été réalisée uniquement sur les données de 1998 et 1999 se référant, quant à elles, à l'ensemble des étangs étudiés (annexe 7)

L'analyse du diagramme des valeurs propres (figure 26) nous autorise à limiter les interprétations au plan factoriel défini par les deux premiers facteurs.

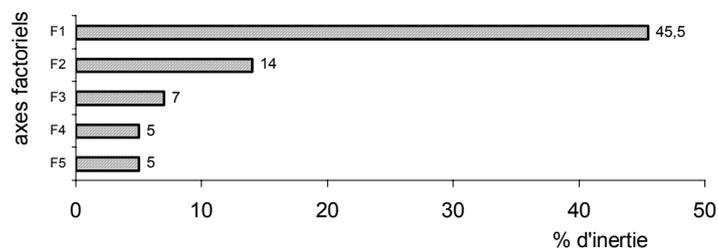


Fig.26 - Diagramme des valeurs propres (exprimées en pourcentage d'inertie) de l'ACP réalisée sur les caractéristiques physico-chimiques (campagnes 2000) des étangs.

D'après l'examen de la figure 27, l'axe horizontal F1, fortement corrélé avec les variables « alcalinité » et « dureté totale », peut être interprété comme un axe de teneur en calcium croissante, les étangs les plus alcalins étant situés dans la partie droite de l'axe des ordonnées. L'axe vertical F2, négativement corrélé avec la variable « azote total » semble correspondre à un axe d'eutrophisation décroissante : les étangs les moins eutrophes étant situés dans la partie gauche de l'axe des abscisses.

La classification ascendante hiérarchique réalisée sur les données de l'année 2000 a révélé sept grandes catégories d'étangs (figure 28). Les 4 étangs p, K, V et Z sont ajoutés, en caractère gras, d'après la CAH effectuée à partir des données 1998-1999 (annexe 7) :

Groupe 1 : A F D G O W a k m
Groupe 2 : P i S X Y
Groupe 3 : B E e R
Groupe 4 : H U M o b h **Z**
Groupe 5 : I l f N Q g
Groupe 6 : C n j p **V**
Groupe 7 : J T d L c **K**

Le **premier groupe**, situé dans la partie gauche de l'axe des ordonnées, rassemble des étangs associés à de relativement faibles valeurs de la « transparence » (41 cm) et moyennes de « l'azote total » (3,9 mg/l) et de faibles valeurs de « l'alcalinité » (59 mg/l CaCO₃) et de la « dureté totale » (9,5 degrés français). La valeur moyenne de la conductivité est de 160 µS/cm et la teneur en phosphore total est assez élevée (0,3 mg/l) (tableau 14).

On distingue le **second groupe** d'étangs (partie droite de l'axe des abscisses) associés à de fortes valeurs en éléments nutritifs (valeurs moyennes en « azote total » : 5,1 mg/l et « phosphore total » : 0,35 mg/l) et à un « pH » élevé (7,64), et à l'inverse, à de faibles teneurs de la « transparence » (47 cm) et de faibles valeurs de la teneur en calcium (dureté : 9,7 TH et alcalinité : 70 mg/l). La conductivité moyenne du groupe est de 177 µS/cm.

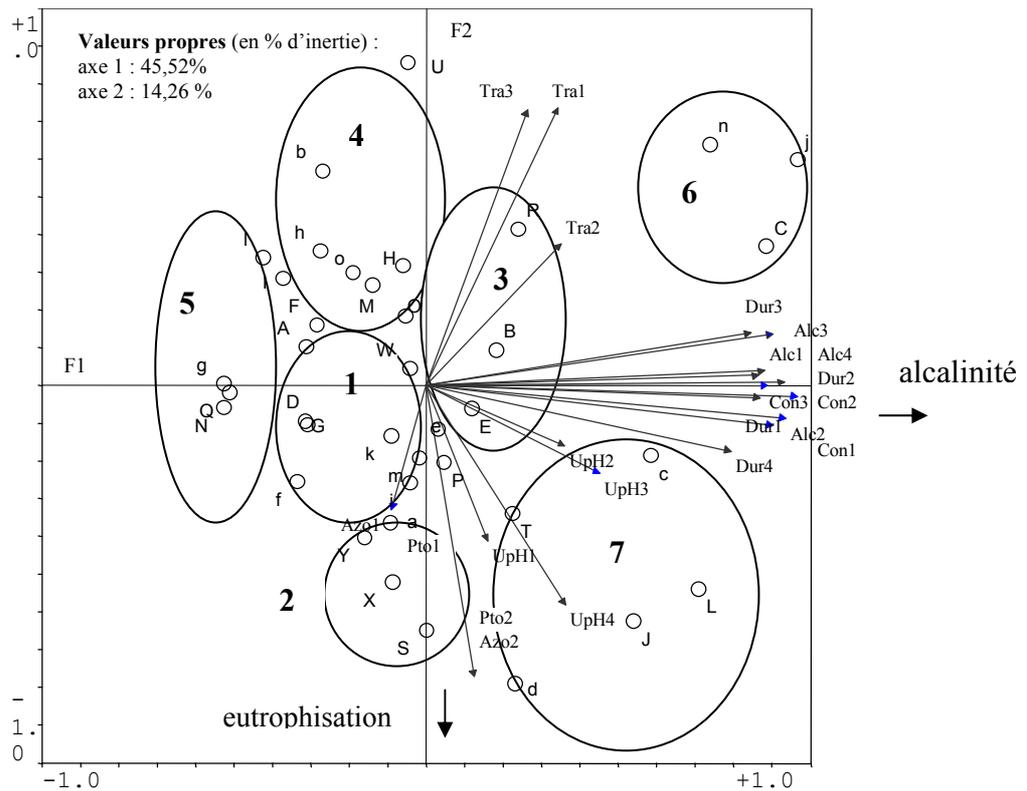


Fig. 27- Représentation graphique, dans le plan factoriel défini par les deux premiers axes de l'ACP, des étangs et des variables physico-chimiques de l'eau mesurées en 1998-1999-2000 (38 étangs). (légende : annexe 1, pour les étangs, feuille hors texte ou annexe 5 pour les variables).

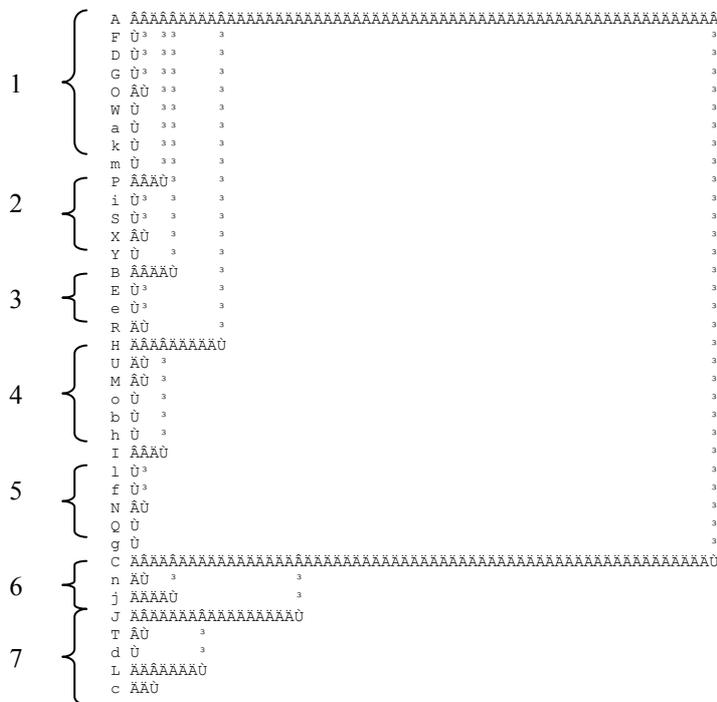


Fig. 28.-Arbre hiérarchique de la CAH des étangs en fonction des deux premiers facteurs de l'ACP sur les données relatives à la physico-chimie de l'eau des étangs (1998-1999-2000).

Le **troisième groupe**, situé dans la partie droite de l'axe des ordonnées, correspond à des valeurs importantes de la « transparence » (84 cm) et de la teneur en calcium (« dureté totale » : 11,3 TH et « alcalinité » : 82 mg/l). Les teneurs en azote total et phosphore total sont moyennes (respectivement 2,6 et 0,2 mg/l). La conductivité moyenne est de 203 μ S/cm.

Le **quatrième groupe** d'étangs, localisé dans la partie supérieure gauche du graphique, est associé à des teneurs fortes de la « transparence » (82 cm) mais de faibles valeurs de « l'alcalinité » (62 mg/l), la « dureté totale » (9 TH), « l'azote total » (2,25 mg/l) et du « phosphore total » (0,1 mg/l). La conductivité moyenne est de 148 μ S/cm.

Le **cinquième groupe** (partie gauche de l'axe de ordonnées) est associé à de très faibles teneurs en calcium (dureté : 6 TH et alcalinité : 37 mg/l), de faibles à moyennes valeurs de la « transparence » (47 cm) et de la teneur en éléments nutritifs (azote total : 2,3 mg/l et phosphore total : 0,1 mg/l). La conductivité moyenne est faible (110 μ S/cm).

Le **sixième groupe**, dans la partie supérieure droite du graphique, rassemble les étangs associés à de très fortes valeurs de la « transparence » (106 cm) et de la teneur en calcium (dureté : 16 TH et alcalinité : 147 mg/l) mais à de faibles valeurs des teneurs en éléments nutritifs (azote total : 1,7 mg/l et phosphore total : 0,15 mg/l). La conductivité est très élevée avec une moyenne de 316 μ S/cm. Cette forte valeur peut être reliée avec la forte teneur en calcium dans l'eau.

Enfin, le **septième groupe**, situé dans la partie inférieure droite du graphique, regroupe des étangs associés à de fortes valeurs de « l'alcalinité » (106 mg/l) et de la « dureté totale » (15 TH), mais également du « pH » (7,82), de « l'azote total » (5,4 mg/l) et du « phosphore total » (0,4 mg/l) et par contre, à une faible « transparence » (48 cm). La conductivité moyenne de ce groupe est élevée (261 μ S/cm).

Tab. 14- Typologie des 42 étangs de la Brenne étudiés en fonction des caractéristiques physico-chimiques des étangs (moyennes des résultats par groupe).

| | Groupe 1 | Groupe 2 | Groupe 3 | Groupe 4 | Groupe 5 | Groupe 6 | Groupe 7 | Moyenne des 42 étangs |
|--------------------------------------|---------------|----------------|----------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| Nombre d'étangs | 9 | 5 | 4 | 7 | 6 | 5 | 6 | |
| Transparence (cm) | 41 \pm 29 | 47 \pm 35 | 85 \pm 49 | 82 \pm 39 | 47 \pm 21 | 105 \pm 31 | 48 \pm 35 | 61 |
| Conductivité (μ S/cm) | 160 \pm 35 | 176 \pm 31 | 203 \pm 41 | 148 \pm 41 | 110 \pm 20 | 315 \pm 44 | 260 \pm 62 | 190 |
| Dureté (TH) | 9 \pm 2 | 10 \pm 2 | 11 \pm 2,3 | 9 \pm 2 | 6 \pm 1 | 16 \pm 4,8 | 15 \pm 4 | 10,5 |
| Alcalinité (mg/l CaCO ₃) | 60 \pm 23 | 70 \pm 19 | 83 \pm 23 | 62 \pm 23 | 37 \pm 9 | 147 \pm 33 | 106 \pm 35 | 76 |
| Azote total (mg/l) | 3,9 \pm 2,6 | 5,1 \pm 2,7 | 2,6 \pm 1,4 | 2,3 \pm 1,5 | 2,3 \pm 2 | 1,7 \pm 0,8 | 5,4 \pm 3,3 | 3,5 |
| Phosphore total (mg/l) | 0,3 \pm 0,1 | 0,35 \pm 0,1 | 0,2 \pm 0,09 | 0,1 \pm 0,07 | 0,1 \pm 0,07 | 0,15 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,2 | 0,25 |

Les appareils de mesures des paramètres physico-chimiques présentent cependant un risque d'erreur non négligeable qu'il convient de prendre en considération (degré d'imprécision des appareils). Ces risques d'erreur nous permettent de rassembler les deux premiers groupes (au vu des résultats obtenus dans la figure 28 et dans le tableau 14 et qui se ressemblent fortement), puis les groupes 3 et 4 de façon à obtenir une typologie de 5 groupes plus simple à analyser lors du croisement ultérieur des typologies.

IV. CONCLUSION

Les mesures physico-chimiques effectuées sur les 42 étangs de la Brenne ont permis de discuter les hypothèses exposées dans le premier chapitre ou de dégager les points suivants :

- Il existe des variations temporelles (journalières, saisonnières et annuelles) et spatiales de la qualité de l'eau, à la fois intra-étang et inter-étangs.
- L'hétérogénéité spatiale intra-étang est importante de sorte que l'hypothèse 9 ne peut être validée : **on ne peut pas considérer qu'à chaque communauté végétale correspond une même qualité d'eau mesurée à la bonde**. Les espèces abritées en arrière de ceintures d'hélophytes possèdent une qualité d'eau différente de celle analysée à la bonde.
 La qualité de l'eau de la zone centrale d'un étang dépend de l'abondance de la végétation macrophytique et de la saison durant laquelle les analyses ont été effectuées : les différences de qualité d'eau sont plus importantes entre la bonde et le centre de l'étang lorsque les macrophytes sont très recouvrants dans cette zone ; inversement, si la zone centrale présente peu de macrophytes, la qualité de l'eau sera plus homogène et proche de celle mesurée à la bonde (Banas et Masson comm. pers.). De même, les écarts seront plus importants lors la saison de végétation (juillet-août) tandis qu'en mars ou en septembre, ils seront plus faibles (Masson comm. pers.). Ainsi, on peut considérer que les mesures effectuées au niveau de la bonde en mars ou en septembre peuvent être représentatives de la zone centrale des étangs.
- L'hétérogénéité temporelle est non négligeable en valeur absolue. Bien que les analyses des teneurs en azote total et phosphore total permettent, contrairement aux analyses des teneurs en phosphates et en nitrates, d'apprécier le degré trophique des étangs en été (juillet-août), on ne peut pas valider l'hypothèse 8 : **deux campagnes annuelles d'analyses, renouvelées pendant 3 ans, ne suffisent pas à apprécier le degré trophique de chaque plan d'eau**. Il est par contre possible de dresser une typologie d'étangs en fonction des valeurs mesurées à la bonde dans la mesure où les étangs ont été étudiés sur une courte durée (moins de 1 semaine et demie) et dans des conditions climatiques à peu près similaires.
- Bien que la disposition en chaîne des étangs entraîne une certaine homogénéisation de la qualité de l'eau sur l'ensemble des plans d'eau, nos résultats montrent des différences inter-étangs importantes. L'hypothèse 7 est validée : **on peut considérer que durant l'année d'évolage, l'étang est partiellement isolé des autres de sorte qu'il présente une qualité d'eau qui lui est propre** (en fonction de la nature géologique, des apports éventuels d'intrants ou de la végétation...).
- Les mesures effectuées en été témoignent, pour partie, des apports d'engrais à des fins piscicoles (hausse des teneurs en azote total et phosphore total entre mars et juillet 2000). L'hypothèse 5 peut être validée : **les apports d'intrants influencent la qualité de l'eau de manière directe ou indirecte (relargage d'éléments minéraux par le sédiment)**.
- Par contre, les analyses de la teneur en calcium (dureté et alcalinité) ne permettent pas de mesurer les effets d'éventuels apports de chaux dans l'étang. Il s'établit rapidement un équilibre entre l'eau et le sédiment (piégeage/relargage du calcium) (Poli comm. pers.).

- Il existe une hétérogénéité intra-étang également au niveau de la qualité du sédiment et plus précisément, de la teneur en azote total (N total) et en phosphore échangeable (P_2O_5). Il n'est donc pas envisageable de réaliser une typologie d'étang en fonction du critère « sédiment » à partir des seules données collectées sur les côtés. Cette complexité confirme les observations de Martin (comm. pers.).
- Sept groupes d'étang ont pu être distingués en fonction des caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

Chapitre V

CARACTERISTIQUES PHYTOSOCIOLOGIQUES

I. MISE EN EVIDENCE DES UNITES PHYTOSOCIOLOGIQUES

Des analyses factorielles des correspondances, complétées par des classifications en boules optimisées et des tris manuels de tableaux, ont été effectuées à partir de **1500 relevés phytosociologiques recueillis sur 42 étangs, durant 2 saisons au cours de 2 années (1998-1999)**. Toutefois, environ 1/3 des relevés n'a pu être exploité : certains relevés n'ont pu être rattachés à des groupements définis dans la littérature.

Les résultats obtenus lors de la première analyse factorielle des correspondances (AFC), réalisée sur l'ensemble des relevés phytosociologique en présence-absence, sont présentés en annexe 8. De nombreuses AFC successives ont ensuite été réalisées en supprimant, du jeu de données, les relevés graphiquement trop éloignés des autres (ex : annexe 8, relevés j1B1, J110, N1B2..., relevés se référant notamment à des espèces prairiales) : ces suppressions ont permis d'éclater le « noyau » central de relevés et de visualiser des gradients d'hydrophilie, d'assèchement et de trophie. Les résultats de ces AFC sont ensuite confrontés avec ceux de la classification en boules optimisée (CBO). Les résultats obtenus en recourant à la CBO ont été présentés sous la forme d'un tableau synthétique (annexe 9) : 8 principaux groupes (figurés par des lettres) ont été dégagés, rassemblant des relevés associés soit au milieu aquatique (hydrophytes majoritaires), soit au milieu terrestre ou amphibie. Chaque groupe a été ensuite analysé encore plus en détail (AFC, CBO, tri manuel des relevés) de manière à obtenir des tableaux phytosociologiques analytiques puis synthétiques.

In fine, les analyses ont mis en évidence **89 associations ou groupements végétaux appartenant à 26 alliances au sein de 12 classes phytosociologiques** (annexe 10).

La liste des associations végétales par étang est présentée en annexe 11. Les étangs présentent en moyenne une vingtaine de groupements répartis depuis son centre jusqu'à sa bordure, en limite de la formation prairiale, regroupant ainsi des espèces tant aquatiques, amphibies que terrestres.

Lors de cette étude, **263 taxons** ont été déterminés parmi lesquels **237 phanérogames, 16 charophytes, 5 bryophytes et 5 ptéridophytes**. La liste des taxons accompagnés de leur statut de protection et de leur écologie par rapport à l'eau (hydrophyte, amphiphyte et plante terrestre) est présentée en annexe 12.

II. RECOUVREMENT DES COMMUNAUTES VEGETALES

Les résultats de l'étude phytosociologique révèlent que la végétation hélrophytique, hydrophytique et algale est représentée sur l'ensemble des 42 étangs étudiés. En revanche, les groupements d'espèces amphibies, situés dans la zone de marnage, n'ont été observés que sur 30 sites et de manière fragmentaire. Rappelons que, par commodité, les espèces terrestres

situées dans la zone de marnage (ex : *Juncus pygmaeus*) ont été comptabilisées avec les espèces amphibies étant donné que ces deux catégories sont fortement imbriquées sous forme de mosaïques.

Les recouvrements moyens en eau libre et en sol nu, estimés sur le terrain pour l'ensemble des plans d'eau, sont importants (respectivement 58 % et 41 %). Les communautés végétales aquatiques et héliophytes recouvrent en moyenne chacune près de 25 % de la superficie des étangs, les groupements d'espèces amphibies 5,5 % et les algues, 10,8 % (tableau 15).

Tab. 15- Recouvrements moyens (%) en eau libre, sol nu, hydrophytes, héliophytes terrestres, amphiphytes et algues estimés sur l'ensemble des 42 étangs étudiés (1998-1999).

| Eau libre (%) | Sol nu (%) | Hydrophytes (%) | Héliophytes (%) | Amphiphytes (%) | Algues (%) |
|---------------|-------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------|
| 58,2 ± 23,8 | 41,4 ± 24,9 | 26,8 ± 20,5 | 20,3 ± 9,6 | 5,5 ± 6,7 | 10,8 ± 12,8 |

III. SYNECOLOGIE⁴² DES GROUPEMENTS VEGETAUX

Les caractéristiques écologiques des groupements végétaux sont décrites en recourant aux données de terrain (paramètres mésologiques associés aux relevés phytosociologiques, valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurées à la bonde des étangs abritant chaque association en septembre 1998 et 1999 ; les analyses de mars et juillet 2000 ne sont pas prises en compte étant donné que l'étude floristique n'a pas été menée cette année là) confrontées aux éléments de la bibliographie.

Bien que l'interprétation des analyses d'eau ait montré une forte hétérogénéité intra-étang, nous avons vu précédemment que l'on peut prendre en compte les mesures effectuées à la bonde en septembre 1998 et 1999 pour l'étude de l'écologie des communautés d'hydrophytes de pleine eau (des écarts entre mesures effectuées à la bonde et la zone centrale sont alors faibles). Par contre, il convient de considérer avec prudence les analyses réalisées à la bonde pour les communautés regroupant des espèces amphibies ou aquatiques, abritées en arrière de roselières où la qualité de l'eau peut être différente.

Le degré trophique des étangs abritant les associations décrites est qualifié en fonction des résultats d'analyses d'eau comparés à la classification de Felzines (1977, 1982) et de Mériaux (1982).

Rappelons que, dans le cadre de cette étude, l'objectif n'est pas d'ordre syntaxonomique mais plutôt d'ordre écologique. Ainsi, chaque syntaxon est essentiellement décrit à partir de critères **synécologiques**. La position physiographique (place du syntaxon dans le paysage naturel, au sein de diverses végétations), la synfloristique (caractérisation floristique et statut synsystème du syntaxon) et la syndynamique (description des séries évolutives dans lesquelles le syntaxon s'inscrit) du syntaxon sont parfois mentionnées en tant que compléments d'information.

⁴² Synécologie : Description des facteurs écologiques abiotiques et biotiques attachés à l'association végétale ; c'est en fait la synécologie commune aux Sy-E voisins qui, par leur réunion, forment l'association végétale (de Foucault 1986b).

Chaque syntaxon est placé au sein d'un **synsystème**, construit d'après Bardat *et al.* (1999). Des tableaux phytosociologiques synthétiques sont présentés pour classe étudiée.

III.1. *LEMNETEA MINORIS* Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955 em. Th. Müller in Oberdorfer 1977 (tableau I)

Cette classe regroupe les espèces d'hydrophytes flottantes non enracinées de petite taille telles les Lemnacées (lentilles d'eau) ou les Ricciacées (hépatiques à thalle) ou de plus grande taille comme les Hydrocharitacées (*Hydrocharis morsus-ranae*).

Les espèces de cette classe constituent des bio-indicateurs de la qualité de l'eau. Les associations *Riccietum fluitantis*, *Ricciocarpetum natantis*, *Lemnetum trisulcae*, *Spirodeletum polyrhizae*, *Lemnetum gibbae* sont classées dans l'ordre d'une eutrophisation progressive (Tüxen 1974, Frileux 1977, Mériaux 1978, Scoppola 1982, Chaïb 1992).

III.1.1. *Lemnetalia minoris* Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955 em. Th. Müller in Oberdorfer 1977

❖ *Lemnion minoris* Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955

Cette alliance rassemble des pleustophytes qui colonisent des eaux calmes ou à faible courant, mésotrophes à hypereutrophes (Cernohous & Husák 1986).

En 1969, l'Amicale phytosociologique indiquait que le *Lemnion minoris* était très mal représenté en Brenne par suite « d'une tendance oligotrophe générale ». Bien qu'il soit difficile d'évaluer si cette appréciation est toujours d'actualité, la fréquence de nos relevés phytosociologiques (33 relevés correspondant à 12 étangs parmi les 42 étudiés) laisse supposer que l'alliance est aujourd'hui beaucoup mieux représentée dans la région.

✓ *Lemnetum gibbae* (W Koch 1954) Miyawaki & J. Tüxen 1960

L'association a été observée en Brenne dans des étangs à forte alcalinité (112 mg/l) et dureté (15,5 degré français), transparence moyenne (32 cm) et conductivité élevée (253 µS/cm) (tableau I). Miyawaki & Tüxen (1960), Tüxen (1974), Frileux (1977), Pott (1980), Mériaux & Wattez (1983), Cernohous & Husák (1986), Chaïb (1992) et Rodwell *et al.* (1995) la situent également dans des eaux calmes eutrophes et polluées par des matières organiques et minérales. Scoppola (1982), cité par Chaïb (1992), place l'association dans les eaux chaudes, peu profondes à fond vaseux, ce que nous avons pu également constater en Brenne (tableau Ia, annexe 13). La présence de cette lentille d'eau marque l'eutrophisation du milieu aquatique. De plus, Landolt (1977 in Hubac *et al.* 1984) a montré que *Lemna gibba* est la plante la plus résistante aux ions nitrates et magnésium.

Comme le constate Mériaux (1978), *Ceratophyllum demersum* et quelques hélrophytes des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*, qui constituent un point d'ancrage pour les lentilles d'eau, sont les principales espèces compagnes de cette association en Brenne (tableau Ia, annexe 13). *Lemna gibba* est accompagnée majoritairement par des hydrophytes (61 %) et fréquemment par des algues (35 %) qui attestent du caractère eutrophe du milieu. Comme

l'ensemble des associations de lentilles d'eau, le recouvrement de la végétation est très important (83 %) de même que celui du sol nu (50 %) (tableau I).

✓ *Spirodeletum polyrhizae* (Kelhofer 1915) Koch 1954 *em.*
Müller & Schwabe 72 *ap.* R. Tüxen 74

Seuls deux étangs abritent cette association à caractère eutrophique, dans des eaux à teneur élevée en calcium (valeurs de dureté totale et d'alcalinité importantes, respectivement 17 TH et 129 mg/l, pH : 8,5), à forte conductivité (299 μ S/cm) et faible transparence (25 cm) (tableau I). Ces mêmes conditions trophiques sont exposées par Mériaux (1978), Cernohous & Husák (1986) et Chaïb (1992).

Par ailleurs, la communauté vit en eau peu profonde (moyenne de 21 cm) et le substrat est très vaseux tout comme le précisent Mériaux & Wattez (1980) et Chaïb (1992). Le nombre moyen d'espèces présentes dans l'association est assez faible (5,7 espèces), à l'image de l'ensemble des associations de cette classe (tableau I).

Lorsqu'elles ne sont pas trop recouvrantes à la surface de l'eau (50 à 70 %), les lentilles à plusieurs racines (*Spirodela polyrhiza*) sont parfois accompagnées de certaines hydrophytes (*Elodea nuttallii*, *E. canadensis*, *Najas minor*, *Ceratophyllum demersum*...), situées dans la strate inférieure et qui peuvent supporter des conditions de faible intensité lumineuse (ex : rel. 26, 20, Tableau Ia, annexe 13). Il en résulte que le pourcentage de recouvrement du sol nu est important (près de 40 %).

✓ Groupement à *Wolffia arrhiza*

Certains auteurs considèrent la présence de cette lentille d'eau comme une variante thermophile du *Spirodeletum polyrhizae* tandis que d'autres, plus rares, érigent les peuplements monospécifiques en association, le *Wolffietum arrhizae*. Etant donné que cette espèce a été peu observée en Brenne (3 étangs), on considèrera plutôt un groupement à *Wolffia arrhiza* (tableau Ia, annexe 13).

Les stations de *Wolffia arrhiza* offrent des conditions écologiques globalement mésotrophes avec une eau à tendance légèrement alcaline (dureté : 11,9 TH, alcalinité : 93 mg/l, pH : 7,7), peu transparente (30 cm) et de conductivité moyenne (198 μ S/cm) (tableau I), alors que Mériaux & Wattez (1980) notent une forte minéralisation. Les valeurs sont toutefois moins importantes que celles du *Spirodeletum polyrhizae*.

En Brenne, le substrat est vaseux à sablo-vaseux et le groupement vit en eau peu profonde (moyenne de 12 cm) (tableau I). Felzines (1982) souligne les caractères thermophile et fugace de l'espèce, que confirment nos observations : situation ensoleillée en eau peu profonde rapidement chauffée et non-apparition du groupement d'une année sur l'autre.

Tableau I : LEMNETEA MINORIS Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955 em. Th. Müller in Oberdorfer 1977

| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|------|------|-----|------|------|------|------|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 6 | 2 | 3 | 3 | 13 | 5 | 12 | 9 |
| surface moyenne des relevés (m²) | 1,2 | 0,15 | 3 | 1 | 2 | 0,5 | 1 | 1 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 18,4 | 3 | 24 | 12 | 21,2 | 20,6 | 7,5 | 34 |
| type de substrat | V | V | SV | V | V | V | V | V |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | |
| pH | 7,5 | 7,9 | 8,1 | 7,7 | 8,2 | 8 | 7,6 | 8 |
| conductivité (µS/cm) | 177 | 197 | 283 | 198 | 300 | 400 | 253 | 203 |
| dureté (degré français) | 10 | 10,2 | 15 | 11,9 | 15,5 | 17 | 15,5 | 11,8 |
| alcalinité (mg/l CaCO ₃) | 75 | 81 | 114 | 93 | 130 | 130 | 112 | 87 |
| transparence (cm) | 54 | 22 | 23 | 30 | 22 | 25 | 32 | 25 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | |
| % sol nu | 48 | 45 | 10 | 48 | 42 | 47 | 50 | 29 |
| % algues | 0 | 0 | 5 | 23 | 9 | 28 | 35 | 16 |
| % végétation | 95 | 55 | 100 | 70 | 68 | 86 | 83 | 73 |
| nb spécifique moyen | 4,35 | 4 | 6,7 | 5,7 | 5,7 | 7,8 | 4,8 | 6,3 |

Caractéristiques d'associations

| | | | | | | | | |
|---------------------------------|---|-----|---|---|---|-----|---|--|
| <i>Riccia fluitans</i> | V | V | | | | | | |
| <i>Ricciocarpus natans</i> | | V | | | | | | |
| <i>Lemna trisulca</i> | | III | V | | | II | | |
| <i>Wolffia arrhiza</i> | | | | V | + | III | | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | | | | | V | V | | |
| <i>Hydrocharis morsus ranae</i> | | | | | | V | | |
| <i>Lemna gibba</i> | | | | | + | | V | |

Espèces des *Lemnetea minoris*

| | | | | | | | | |
|--------------------|---|---|----|----|--|---|---|---|
| <i>Lemna minor</i> | V | V | IV | IV | | I | + | V |
|--------------------|---|---|----|----|--|---|---|---|

Espèces des *Charetea fragilis*

| | | | | | | | | |
|------------------------|--|--|--|--|---|---|--|--|
| <i>Chara connivens</i> | | | | | + | | | |
| <i>Chara fragilis</i> | | | | | + | I | | |

Espèces des *Potametea pectinati*

| | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----|-----|----|----|----|----|---|-----|
| <i>Polygonum amphibium</i> | | | II | II | + | | I | II |
| <i>Potamogeton lucens</i> | | | | | + | | | |
| <i>Potamogeton trichoides</i> | | | | | + | I | | IV |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> | | | | | + | | | |
| <i>Utricularia australis</i> | II | III | IV | | + | II | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | | | | | I | IV | I | III |
| <i>Potamogeton pectinatus</i> | | | | | II | | | |
| <i>Najas marina</i> | | | II | | | | | III |
| <i>Najas minor</i> | | | | | + | | | IV |
| <i>Hottonia palustris</i> | I | | | | | | | |
| <i>Elodea canadensis</i> | | | | | I | | | |
| <i>Elodea nuttallii</i> | | | II | | + | IV | | |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | | | | | + | II | | I |
| <i>Potamogeton pusillus</i> | | | | | I | | | |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | | | | | | | | II |
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | | | | | II | | + | |
| <i>Ranunculus peltatus</i> | | | | | + | | | |
| <i>Potamogeton crispus</i> | | | | | I | | | |
| <i>Potamogeton gramineus</i> | | | | | + | | + | |
| <i>Ranunculus tripartitus</i> | | | | | | | | I |

col. 1 : *Ricciatum fluitantis* (Slavnic 1956) em. R. Tüxen 1974
col. 2 : *Ricciocarpetum natantis* (Segal 1963) em. R. Tüxen 1974
col. 3 : *Lemnetum trisulcae* (Kelhofer 1915) Knapp & Stoffers 1962
col. 4 : Groupement à *Wolffia arrhiza*
col. 5 : *Spirodeletum polyrhizae* (Kelhofer 1915) Koch 1954 em.
Müller & Schwabe 72 ap R. Tüxen 74
col. 6 : *Hydrocharitetum morsus-ranae* van Langendonck 1935
col. 7 : *Lemnetum gibbae* (W Koch 1954) Miyawaki & J. Tüxen 1960
col. 8 : Groupement à *Lemna minor*

Espèces des *Glycerio-Nasturtietea officinalis*

| | | | | | | |
|---------------------------|--|--|--|--|----|----|
| <i>Glyceria fluitans</i> | | | | | II | II |
| <i>Sparganium emersum</i> | | | | | II | |

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

| | | | | | | |
|---|--|----|----|--|---|----|
| <i>Littorella uniflora</i> | | | + | | | |
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | | | + | | | |
| <i>Juncus heterophyllus</i> | | | | | | |
| <i>Juncus bulbosus</i> | | | + | | + | |
| <i>Scirpus fluitans</i> | | II | II | | | |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | | | + | | I | II |
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp. <i>repens</i> | | | | | + | |
| <i>Elatine hexandra</i> | | | | | | I |

Espèces des *Bidentetea tripartitae*

| | | | | | | |
|--------------------------------|--|--|----|--|---|---|
| <i>Rumex maritimus</i> | | | I | | | |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | | | | | + | I |
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | | | II | | | |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | | | | | | | |
|---------------------------------|----|--|----|----|----|----|-----|----|
| <i>Phragmites australis</i> | | | IV | | + | V | + | II |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | II | | II | | | | | II |
| <i>Sparganium erectum</i> | | | | | | | + | |
| <i>Scirpus lacustris</i> | | | | IV | | | + | II |
| <i>Typha angustifolia</i> | | | | | | | + | |
| <i>Juncus effusus</i> | IV | | IV | II | | II | + | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | | | IV | IV | I | II | | I |
| <i>Iris pseudacorus</i> | | | IV | | | | | |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | | | | | II | | III | I |
| <i>Carex elata</i> | | | | II | I | | | |
| <i>Carex vesicaria</i> | | | | | | | | I |
| <i>Cladium mariscus</i> | | | | | + | | | |
| <i>Juncus acutiflorus</i> | | | | | | | I | I |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | | | | | | | II | II |
| <i>Carex pseudocyperus</i> | | | | II | | | | |
| <i>Rorripa amphibia</i> | I | | II | | + | | II | |
| <i>Galium palustre</i> | | | | | | | + | |
| <i>Juncus inflexus</i> | | | | | II | | | |
| <i>Scirpus mucrotanus</i> | | | | | + | | | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | | | | | + | | | |
| <i>Lythrum salicaria</i> | | | II | II | + | | | I |

Espèces compagnes

| | | | | | | | | |
|-------------------------------|---|----|----|--|----|--|----|---|
| <i>Luronium natans</i> | | II | II | | | | | |
| <i>Gnaphalium uliginosum</i> | | | | | | | | I |
| <i>Eleocharis ovata</i> | | | | | | | | I |
| <i>Amaranthus lividus</i> | | | | | + | | | |
| <i>Caldesia parnassifolia</i> | | | II | | | | | |
| <i>Ludwigia palustris</i> | I | | | | | | | |
| <i>Mentha aquatica</i> | | | | | + | | | |
| <i>Ranunculus acer</i> | | | | | II | | | |
| <i>Ranunculus flammula</i> | I | | | | | | | |
| <i>Ranunculus sceleratus</i> | | | | | I | | | |
| <i>Salix atrocinerea</i> | | | | | I | | | |
| <i>Bidens</i> sp. | | | | | I | | II | |
| <i>Carex</i> sp. | I | | | | | | | |
| <i>Bryum</i> sp. | I | | | | | | | |

✓ Groupement à *Lemna minor*

Trois étangs hébergent ce groupement en Brenne, dans des eaux moins chargées en calcium (dureté et alcalinité: 11,8 TH et 87 mg/l) que les groupements précédemment décrits mais à conductivité importante (205 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et forte turbidité (transparence de 25 cm) (tableau I). Comme le remarque Scoppola (1982), l'espèce « fuit les milieux trop riches en carbonate de calcium ». *Lemna minor* constitue d'ailleurs une espèce compagne très fréquente au sein des autres associations du *Lemnion trisulcae* dont les eaux sont nettement moins chargées en calcium que celles du *Lemnion minoris* (col. : 1, 2 et 3, tableau I). *Lemna minor* possède néanmoins une grande plasticité écologique et ne peut donc servir d'espèce indicatrice (Frileux 1977 et Chaïb 1992). En outre, si elle n'est pas concurrencée et que le milieu est pauvre en calcium, l'espèce peut s'installer partout (Scoppola 1982).

La stratification verticale avec des hydrophytes immergées telles *Ceratophyllum demersum*, *Najas marina*, *N. minor* et *Potamogeton trichoides* est fréquente dans nos relevés (Tableau I).

❖ ***Lemnion trisulcae*** Hartog & Segal 1964 *em.* Tüxen & Schwabe-Braun *in* Tüxen 1974

Cette alliance regroupe les associations des eaux peu ou pas polluées, à pH neutre ou pauvre en calcium (Bareau 1982). Pour Mériaux & Wattez (1980), le *Lemnion trisulcae* est localisé dans des eaux « sub-oligotrophes à méso-eutrophes ».

✓ *Lemnetum trisulcae* (Kelhofer 1915) Knapp & Stoffers 1962

En Brenne, cette association d'entre deux-eaux a été observée sur substrat sablo-vaseux à vaseux, à faible profondeur (23 cm) dans des eaux alcalines (dureté : 15 TH et alcalinité : 114 mg/l, pH : 8,1), à fortes conductivité (283 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et turbidité (transparence de 23 cm) (tableau I).

Toutefois, ces analyses d'eau se rapportent à des valeurs moyennes des mesures réalisées à la bonde des étangs abritant l'association tandis que les relevés ont été effectués dans des zones abritées (parmi des hélophytes), en eau plus claire. De même pour Scoppola (1982), *Lemna trisulca* s'installe dans des eaux fraîches et ombragées, claires et calmes, sur fond sablonneux. Géhu (*in* Mériaux 1978) indique que l'espèce se développe dans des « eaux assez claires et peu ou pas polluées » tandis que Oberdorfer (*in* Mériaux 1978), Mériaux & Wattez (1983) et Chaïb (1992) placent l'espèce dans les eaux méso-eutrophes. En fait, lorsqu'elle est accompagnée d'autres espèces des *Lemnetea minoris*, l'association traduit un caractère transitoire vers le stade eutrophe (ex : présence de *Lemna gibba*) ou inversement, une diminution de la trophie (ex : présence de *Riccia fluitans*) (Mériaux 1978). Ainsi, la compagnie de *Wolffia arrhiza* et de *Spirodela polyrhiza* peut être interprétée comme un signe d'eutrophisation du milieu (rel. 29 et 30, tableau Ia annexe 13).

La densité de ces lentilles d'eau est très importante (recouvrement de 100 %) (tableau I). Notons que, du fait de sa position infra-aquatique, *Lemna trisulca* peut être facilement supplantée par d'autres espèces (Scoppola 1982).

✓ *Riccietyum fluitantis* (Slavnic 1956) em. R. Tx. 1974

Quatre étangs abritent cette association sur des substrats sableux et vaseux en eau peu profonde (18 cm), claire (transparence : 54 cm), acide (pH : 6,4), pauvre en calcium (dureté : 10 TH et alcalinité : 75 mg/l) et de conductivité faible à moyenne (118 à 170 μ S/cm) (tableau I). L'eau est donc nettement plus claire et moins minéralisée que pour les associations précédemment décrites, soit à caractère oligo-mésotrophe. Par ailleurs, l'association a été observée plusieurs fois sous le couvert d'une saulaie ou en compagnie d'hélophytes tel *Juncus effusus* (tableau Ia annexe 13).

Les éléments de la bibliographie permettent de valider en tout point ces observations :

- En Brenne, le *Riccietyum fluitantis* est décrit dans des eaux « peu minéralisées sur fond paratourbeux, dans des clairières de roselières » par Géhu & de Foucault (1988).
- Le groupement préfère un couvert forestier, source de matières humiques (Mériaux 1978).
- Frileux (1977) a rencontré l'espèce « en eau pauvre en calcium (pH 4,5), claire et sur un substrat riche en humus ».
- Mériaux (1978), Mériaux & Watez (1983) placent l'espèce dans les eaux oligotrophes à mésotrophes, riches en matières humiques.
- Bareau (1982) indique que *Riccia fluitans* et *Ricciocarpus natans* supportent mal la pollution et qu'on les trouve dans des « eaux mésotrophes non chargées en nitrates ».

✓ *Ricciocarpetyum natantis* (Segal 1963) em. R. Tx. 1974

Cette association n'a été rencontrée que dans deux étangs à très faible profondeur (3 cm), en secteur abrité mais ensoleillé, dans des eaux pauvres en calcium (dureté : 10,2 TH et alcalinité : 81 mg/l), à pH légèrement alcalin et conductivité moyenne (197 μ S/cm) (tableau I). Les conditions du milieu sont donc un peu moins oligotrophes que pour le *Riccietyum fluitantis*. Cernohous & Husák (1986) placent l'association dans des eaux oligotrophes à modérément eutrophes.

Dans nos relevés, *Ricciocarpus natans* est associé à *Riccia fluitans* et, dans une moindre mesure, à *Lemna minor* (tableau Ia annexe 13). Contrairement au *Riccietyum fluitantis*, le *Ricciocarpetyum natantis* se développe préférentiellement en milieu éclairé (Mériaux 1978).

❖ ***Hydrocharition morsus-ranae*** Rübél ex Klika in Klika & Hadac 1944 em. nov.

✓ *Hydrocharitetum morsi-ranae* van Langendonck 1935

Les relevés phytosociologiques se rapportent à l'*Hydrocharitetum morsi-ranae*, sans la présence de *Stratiotes aloides*, qui a été décrit en Belgique par van Langendonck en 1935, puis dans des régions de la moitié nord de la France, notamment par Géhu (1959). En effet, *Stratiotes aloides* est absente de la dition et, par conséquent, de nos relevés : sa distribution est plus septentrionale et orientale (Felzines 1982).

Les témoignages de botanistes locaux (Dreuillaux, Grillon, Pinet, Plat), combinés aux divers travaux effectués en Brenne (Rallet 1935, Daudon non publié, Pinet non publié), permettent de constater la très grande rareté de cette association dans la région. D'après Pinet (comm. pers.), l'espèce *Hydrocharis morsus-ranae* n'est actuellement connue que dans deux localités en Brenne. Lors de cette étude, elle n'a été rencontrée que sur un seul étang de nature eutrophe, sur un substrat très vaseux, à faible profondeur (20 cm) et dans une eau à conductivité particulièrement élevée (400 $\mu\text{S}/\text{cm}$). De plus, la turbidité de l'eau et la teneur en calcium sont apparues très importantes (transparence : 25 cm, dureté : 17 TH et alcalinité : 130 mg/l) (tableau I).

Bareau (1982) décrit également un substrat vaseux et Chaïb (1992), des eaux eutrophes calciques ce qui coïncide avec les résultats obtenus en Brenne. En outre, Den Hartog & Segal (1964) l'ont observée dans des eaux eutrophes et Rodwell *et al.* (1995) indiquent des eaux méso-eutrophes à eutrophes, parfois calcaires ou légèrement salines.

En Brenne, le Petit Nénuphar (*Hydrocharis morsus-ranae*) est accompagné de nombreuses espèces de lentilles d'eau (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna trisulca* et *Wolffia arrhiza*), d'hydrophytes immergées qui supportent un faible éclaircissement (*Elodea nuttallii*, *Ceratophyllum demersum*) et d'hélophytes lui servant de point d'ancrage (*Phragmites australis* et *Juncus effusus*) (tableau Ia annexe 13). La présence de telles espèces compagnes, qui sont également associées à des conditions eutrophes (voir plus loin), confirme la richesse du milieu aquatique en substances nutritives.

III.2. *CHARETEA FRAGILIS* F. Fukarek *ex* Krausch 1964 (tableau II)

Cette classe regroupe les espèces de characées (cryptogames) qui ont été souvent rattachées au groupe des algues mais qui sont actuellement considérées comme formant un embranchement intercalé entre les algues vertes (thallophytes) et les cormophytes (Guerlesquin 1967). Ces plantes sont donc totalement isolées dans la classification végétale.

Les charophytes forment des communautés souvent pionnières et monospécifiques fixées de manière superficielle au substrat par des pseudo-racines appelées rhizoïdes (Corillion 1957, 1975).

Ces taxons ont été étudiés en Brenne par Rallet (1935) et Corillion & Guerlesquin (1969). De ces études, il ressort que la flore de Brenne comprend douze espèces de characées parmi les vingt-cinq connues en France et qui sont réparties en quatre genres : *Nitella*, *Nitellopsis*, *Charopsis*, *Chara*. D'après ces auteurs, la Brenne représentait, en 1969, l'une des régions de France où les characées étaient les plus répandues.

En raison de la prédominance des faciès sablonneux, les espèces adaptées aux eaux pauvres en calcium et neutres sont les plus largement répandues dans la région. Quelques espèces typiques des eaux alcalines ont cependant été observées, lors de cette étude, sur des substrats calcaires, situés en marge de la Brenne. Au total, 16 charophytes ont été répertoriées au cours de ce travail, soit quatre espèces supplémentaires par rapport à l'inventaire de 1969.

III.2.1. *Nitelletalia flexilis* Krause 1969

Cet ordre regroupe les associations de charophytes des « eaux pauvres en calcium à subneutres » (Chaïb 1992). Plus précisément, Bardat *et al.* (non publié) les décrivent comme des communautés des eaux « molles », acides à neutres, oligocalciques à mésocalciques.

❖ *Nitellion flexilis* Segal *ex* Krause 1969

✓ *Charetum fragiferae* Corillion 1957

En Brenne, l'association peuple majoritairement les berges plates des étangs sablonneux, présentant une eau oligotrophe, pauvre en calcium (dureté : 7 TH, alcalinité : 45 mg/l), peu minéralisée (125 μ S/cm) et claire (50 cm) (tableau II). Notons toutefois que *Chara fragifera* est présente, mais avec un faible recouvrement et sur un sol sablonneux, dans un étang de la Brenne à caractère eutrophe (rel. 1 et 9, tableau IIa annexe 13).

Ces observations confirment les données de la littérature. En effet, selon Corillion (1975), le *Charetum fragiferae* est « l'association des plages sablonneuses par excellence, en pente douce et à substratum très meubles ». Du fait de sa grande souplesse, *Chara fragifera* supporte, en effet, plus facilement l'exposition au vent et le remous dû aux vagues qui sont parfois importantes au niveau des berges plates. L'auteur définit, par ailleurs, les conditions écologiques de l'association : eau claire et chaude (l'espèce est héliophile), pauvre en calcium à neutre et dans des zones à faible concurrence végétale. De même, Corillion & Guerlesquin (1969) situent l'espèce sur un substrat sablonneux-siliceux ou peu calcaire, à très faible profondeur.

Rallet indiquait, en 1935, que la plante était « très répandue en Brenne dans les eaux siliceuses ». Les observations de terrain tendent pourtant à démontrer que l'association est actuellement en voie de raréfaction en Brenne (11 relevés seulement, tableau IIa annexe 13). Or, la Brenne constitue le principal foyer de dispersion française de *Chara fragifera* même si, possédant un caractère atlantique, elle parvient dans cette région à sa limite orientale (Corillion & Guerlesquin 1969).

✓ *Nitelletum flexilis* Corillion 1957

Le *Nitelletum flexilis* n'a fait l'objet que de quatre relevés phytosociologiques, sur substrat sablo-vaseux, en eau oligo-mésotrophe, pauvre en calcium (dureté : 8,3 TH, alcalinité : 70 mg/l), claire (50 cm) et peu minéralisée (144 μ S/cm) (tableau II ; tableau IIa annexe 13). Les éléments bibliographiques corroborent ces observations de terrain. En effet, selon Gillet (*in* Mériaux 1978), *Nitella flexilis* est une espèce calcifuge qui préfère les terrains siliceux. De même, Corillion (1975), Guerlesquin & Mériaux (1983) et Chaïb (1992) placent le groupement dans des eaux fraîches, pauvres en calcium et oligotrophes et Felzines (1982), dans des eaux mésotrophes sur substrat argilo-sablonneux.

Tableau II : *CHARETEA FRAGILIS* F. Fukarek ex Krausch 1964

| n° tableaux élémentaires | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 13 | 14 |
|---|------|------|-------|------|------|-----|-------|------|------|------|------|------|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 9 | 14 | 4 | 16 | 5 | 5 | 15 | 3 | 31 | 4 | 7 | 2 | 2 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 3,9 | 3,86 | 3,25 | 3,6 | 2,2 | 2,6 | 3 | 1,3 | 3,8 | 4 | 3,42 | 1 | 2,5 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 26,4 | 19,7 | 43,75 | 37,9 | 30,2 | 32 | 42,3 | 10 | 24,2 | 47,5 | 31,4 | 35 | 40 |
| type de substrat | V,S | S | SV | V,SV | V | V | SV | S | SV | V | S | V | V |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | |
| pH | 7,9 | 7,7 | 7,7 | 7,75 | 8 | 7,7 | 7,6 | 7,8 | 7,9 | 7,8 | 7,9 | 7,7 | 8,15 |
| conductivité (µS/cm) | 200 | 175 | 144 | 179 | 165 | 145 | 170 | 133 | 247 | 510 | 186 | 394 | 210 |
| dureté (degré français) | 11 | 10,6 | 8,3 | 11 | 10,5 | 8,4 | 11,5 | 7,6 | 13,5 | 25,5 | 13,6 | 19,5 | 11,9 |
| alcalinité (mg/l) | 82 | 76,5 | 70 | 96 | 75 | 66 | 86,25 | 45 | 107 | 240 | 103 | 166 | 90 |
| transparence (cm) | 37 | 55 | 50 | 51 | 45 | 46 | 60 | 60 | 40 | 80 | 35 | 65 | 20 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | |
| % sol nu | 13,3 | 18,9 | 5 | 14 | 4 | 7 | 6,8 | 10 | 20 | 47,5 | 15 | 0 | 0 |
| % algues | 7,8 | 20,4 | 20 | 14 | 10 | 6 | 24,4 | 13,3 | 30,5 | 0 | 1,4 | 40 | 0 |
| % végétation | 95,5 | 95,7 | 100 | 94 | 100 | 100 | 100 | 90 | 88 | 95 | 94,3 | 100 | 100 |
| nb spécifique moyen | 7,1 | 7,2 | 5 | 6,8 | 6,6 | 5,4 | 6,9 | 5 | 6,1 | 7,25 | 6,1 | 3,5 | 4,5 |

Caractéristiques d'associations

| | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|---|----|----|----|-----|
| <i>Chara fragifera</i> | V | | | | | | | | | | | | |
| <i>Charopsis braunii</i> | | V | | I | I | | | | | | | | |
| <i>Nitella flexilis</i> | | + | V | | | | | | | | | | |
| <i>Nitella opaca</i> | + | I | | V | | I | | | | | | | |
| <i>Nitella hyalina</i> | | + | | | V | | | | | | | | |
| <i>Nitella syncarpa</i> | I | + | | | | V | | | | | | | |
| <i>Nitella translucens</i> | | | | | | | V | | | | | | |
| <i>Nitella confervacea</i> | + | | | | | | | II | | | | | |
| <i>Nitella tenuissima</i> | + | | | | | | | V | | | | | |
| <i>Chara fragilis</i> | + | + | | I | | I | II | | V | II | IV | IV | |
| <i>Chara hispida</i> | | | | | | | | | | V | | | III |
| <i>Chara connivens</i> | | + | | | | | + | | | | V | | |
| <i>Chara vulgaris</i> | | | | | | | | | | | | V | |

Espèces des *Charetea fragilis*

| | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|---|--|--|--|--|--|--|--|----|--|---|----|---|
| <i>Nitellopsis obtusa</i> | | | | | | | | | | | | | V |
| <i>Chara aspera</i> | | | | | | | | | II | | I | II | |
| <i>Nitella sp.</i> | + | | | | | | | | | | | | |

Espèces des *Lemnetea minoris*

| | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|--|--|--|--|--|---|--|---|--|----|--|--|
| <i>Spirodela polyrrhiza</i> | + | | | | | | | | r | | II | | |
| <i>Lemna minor</i> | | | | | | | I | | | | | | |

Espèces des *Potametea pectinati*

| | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----|----|----|----|-----|----|----|--|---|----|-----|-----|---|
| <i>Nymphaea alba</i> | + | | | II | | I | I | | + | V | | | |
| <i>Nuphar lutea</i> | | I | | + | | | | | r | II | | | |
| <i>Polygonum amphibium</i> | | | | II | | | I | | r | | III | | |
| <i>Potamogeton lucens</i> | + | I | | II | | | | | + | II | II | | |
| <i>Potamogeton trichoides</i> | II | II | II | II | | I | + | | I | | II | | |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> | | II | II | | | | | | | | I | | |
| <i>Utricularia australis</i> | II | II | IV | II | I | II | II | | I | IV | I | | V |
| <i>Potamogeton natans</i> | | II | II | I | III | II | II | | r | | | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | + | | II | II | | I | + | | I | | | | |
| <i>Potamogeton pectinatus</i> | + | | | | | | | | I | | II | | |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i> | | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Najas marina</i> | + | II | | I | | | | | + | II | | | |
| <i>Najas minor</i> | I | II | | I | I | | | | I | | | | |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> | | | II | | | I | | | | II | | | |
| <i>Elodea canadensis</i> | | | | I | | | | | | | I | | |
| <i>Elodea nuttallii</i> | | I | | | | | | | I | | | | |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | | + | | + | | | | | + | | I | | |
| <i>Potamogeton acutifolius</i> | I | | | I | | | + | | + | | II | | |
| <i>Potamogeton pusillus</i> | + | | | | | | | | I | | | | |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | | II | II | II | I | I | I | | I | | | III | |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | | II | | I | | | + | | + | | | | |

- col. 1 : *Charetum fragiferae* Corillion 1957
col. 2 : *Charetum braunii* Corillion 1957
col. 3 : *Nitelletum flexilis* Corillion 1957
col. 4 : *Nitelletum opacae* Corillion 1957
col. 5 : *Nitelletum hyalinae* Corillion 1957
col. 6 : *Nitelletum syncarpae* Corillion 1957
col. 7 : *Nitelletum translucens* Corillion 1957
col. 8 : *Nitelletum syncarpo-tenuissimae* Krause 1969
col. 9 : *Charetum fragilis* Corillion 1957 [22], [24]
col. 10 : *Charetum hispidae* Corillion 1957
col. 11 et 12 : Groupement à *Chara connivens*
col. 13 : *Charetum vulgaris* Corillion 1957
col. 14 : Groupement à *Nitellopsis obtusa*

| | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----|---|--|--|--|----|--|---|-----|
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | II | + | | | | II | | I | III |
| <i>Ranunculus peltatus</i> | + | | | | | | | + | |
| <i>Callitriche platycarpa</i> | | | | | | | | r | |
| <i>Potamogeton crispus</i> | + | | | | | | | + | |
| <i>Potamogeton zizii</i> | | | | | | + | | | |
| <i>Potamogeton polygonifolius</i> | | | | | | | | r | |
| <i>Ranunculus cicciniatus</i> | | | | | | | | | II |

Espèces des *Glycerio-Nasturtietea officinalis*

| | | | | | | | | | |
|---------------------------|----|----|-----|---|-----|----|--|---|--|
| <i>Glyceria fluitans</i> | | II | | I | | II | | | |
| <i>Sparganium emersum</i> | II | + | III | | III | I | | + | |

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

| | | | | | | | | | | | | | |
|---|----|-----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|---|-----|---|
| <i>Juncus bulbosus</i> | + | III | II | II | V | II | IV | IV | III | | I | III | |
| <i>Potamogeton gramineus</i> | I | III | II | + | IV | I | II | II | II | III | I | | V |
| <i>Scirpus fluitans</i> | II | + | | + | II | I | | | | | | | |
| <i>Littorella uniflora</i> | | | | | | | | II | | | | | |
| <i>Isoetes tenuissima</i> | | | | | | | | II | | | | | |
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | + | | | | | | | II | r | | | | |
| <i>Juncus heterophyllus</i> | | | | | | | + | | | | | | |
| <i>Apium inundatum</i> | I | | | | | | + | | r | | | | |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | + | | | | | | | | r | | I | | |
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp. <i>repens</i> | | | II | I | | | | | II | | | | |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | I | + | | I | | | | II | r | | | | |
| <i>Hypericum helodes</i> | | + | | | | | | | | | | | |
| <i>Elatine hexandra</i> | | I | | + | I | I | | | I | | I | | |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|---|----|--|----|----|---|-----|----|----|-----|---|-----|---|
| <i>Phragmites australis</i> | I | II | | II | II | | + | II | I | IV | | | V |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | | | | | | | I | | + | | | III | |
| <i>Sparganium erectum</i> | | I | | I | | | I | | | | I | | |
| <i>Scirpus lacustris</i> | | + | | + | | | II | | + | IV | | | |
| <i>Typha angustifolia</i> | | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Juncus effusus</i> | | | | | | I | | | | | | | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | | | | | II | | II | II | II | II | | | |
| <i>Iris pseudacorus</i> | | + | | | | | | | + | | | | |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | | + | | + | | | I | | | | | | |
| <i>Carex elata</i> | + | | | + | | | | | + | | | | |
| <i>Carex vesicaria</i> | | | | + | | | | | r | | | | |
| <i>Cladium mariscus</i> | | | | | | | | | + | III | | | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | | II | | II | I | I | II | | + | | | | |
| <i>Veronica scutellata</i> | | | | | | | I | | r | | | | |
| <i>Rorripa amphibia</i> | | | | + | | | | | | | | | |
| <i>Galium palustre</i> | + | | | + | | | | | | | | | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | + | I | | I | | | + | | | | | | |
| <i>Lythrum salicaria</i> | | II | | I | | | III | II | I | | | | |
| <i>Carex</i> sp. | | + | | | | | | | r | | | | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | + | | | | | | | | | | | | |
| <i>Juncus conglomeratus</i> | | + | | | | | | | | | | | |

Espèces compagnes

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|----|----|----|---|----|---|----|---|---|----|--|--|--|
| <i>Caldesia parnassifolia</i> | II | II | | + | II | I | | | r | | | | |
| <i>Ludwigia palustris</i> | | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Mentha aquatica</i> | | | | | | | | + | | | | | |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | | | | | | I | | | | | | | |
| <i>Ranunculus flammula</i> | | | | I | | | II | | r | | | | |
| <i>Utricularia minor</i> | + | | II | + | | I | | | I | II | | | |
| <i>Agrostis canina</i> | | | | + | | | | | | | | | |
| <i>Bryum</i> sp. | + | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bidens tripartita</i> | | | | + | | | | | | | | | |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | + | + | | | | | I | | | | | | |

✓ *Charetum braunii* Corillion 1957

L'association se développe dans des conditions comparables à celles du *Nitelletum flexilis*. Les mesures physico-chimiques révèlent, en effet, une eau oligo-mésotrophe, pauvre en calcium (dureté : 10,6 TH, alcalinité : 76,5 mg/l), claire (55 cm) et à conductivité moyenne (175 μ S/cm) (tableau II). D'après Corillion (1975), il s'agit d'une association de faible profondeur des bordures plates et limoneuses, dans une eau claire ou trouble, neutre ou légèrement alcaline. Pour Felzines (1982), le groupement est pionnier et thermophile ; il se développe sur sable ou argile dans des eaux mésotrophes en faible profondeur. L'auteur indique que le *Charetum braunii* disparaît avec une accumulation trop intense de matière organique, notamment dans les ceintures d'hélophytes. Ainsi, la destruction des hélophytes par les rongeurs aquatiques pourrait favoriser l'implantation de cette association dans les zones mises à nu. En Brenne, le *Charetum braunii* s'implante également sur des substrats sablonneux en pente douce (tableau IIa annexe 13).

❖ *Nitellion syncarpo-tenuissimae* Krause 1969

L'alliance regroupe les groupements de *Nitella* neutrophiles ou basiphiles (Chaïb 1992).

✓ *Nitelletum syncarpo-tenuissimae* Krause 1969

Cette association a été rencontrée en Brenne sur substrat sableux dans un seul étang, à 10 cm de profondeur, dans une eau très pauvre en calcium (dureté : 7,6 TH et alcalinité : 86 mg/l), à faible conductivité (133 μ S/cm) et forte transparence (60 cm) (tableau II ; tableau IIb annexe 13). L'eau peut être qualifiée d'oligotrophe. Chaïb (1992) et Corillion (1975) ont également observé l'association dans des eaux faiblement alcalines, sur alluvions sablo-limoneuses.

✓ *Nitelletum hyalinae* Corillion 1957

En Brenne, le groupement s'implante en eau oligo-mésotrophe. Les analyses révèlent une eau claire (transparence de 45 cm), pauvre en calcium (dureté : 10,5 TH et alcalinité : 75 mg/l) et peu minéralisée (165 μ S/cm) (tableau II). D'ailleurs, *Nitella hyalina* est associée à des espèces oligotrophiques des *Littorelletea uniflorae* (*Juncus bulbosus*, *Scirpus fluitans*...) (col. 5, tableau II).

Corillion (1975) indique qu'il s'agit d'une association « héliophile des bordures plates et bien dégagées de la concurrence végétale, sur sable peu limoneux ou faiblement calcaire ». Pour Corillion & Guerlesquin (1969), les biotopes favorables sont des berges à pentes douces sablonneuses comme nous l'avons constaté en Brenne.

En 1935, Rallet indiquait que l'espèce était l'une des plus fréquentes de Brenne, ce qui ne semble plus être le cas aujourd'hui (fréquence de 5 relevés sur seulement deux étangs, rel. 17 à 21 tableau IIb annexe 13).

✓ *Nitelletum translucentis* Corillion 1957

Les observations de terrain indiquent un substrat sablonneux à sablo-vaseux, une eau claire, très faiblement alcaline (dureté : 11,5 TH, alcalinité : 86 mg/l, pH : 7,6) et une conductivité moyenne (170 μ S/cm) (tableau II ; tableau IIb annexe 13). De même, Corillion (1975) a décrit le *Nitelletum translucentis* sur substratum sablonneux ou sablo-vaseux, dans des eaux claires, pauvres en calcium à subneutres, plus rarement dans des milieux faiblement alcalins.

Notons la présence importante d'algues (25 %) (tableau II) également constatée par Corillion (1975).

✓ *Nitelletum opacae* Corillion 1957

En Brenne, ce groupement se développe dans des conditions écologiques à peu près comparables à celles du *Nitelletum translucentis* mais sur substrat plus vaseux. Pour Corillion (1975), le milieu propice correspond à des sables peu vaseux, et une eau claire et neutre (pH 6,9 – 7) (tableau II ; tableau IIb annexe 13).

✓ *Nitelletum syncarpae* Corillion 1957

En Brenne, les biotopes favorables sont des substrats sablonneux, des eaux oligo-mésotrophes, pauvres en calcium (dureté : 8,4 TH et alcalinité : 66 mg/l), à faibles conductivité (145 μ S/cm) et transparence (46 cm) (tableau II ; tableau IIb annexe 13). Rallet (1935) a aussi observé l'espèce sur substrat siliceux à faible épaisseur d'eau dans les étangs de la région. Pour Felzines (1982), l'association se développe dans des conditions analogues à celle du *Nitelletum flexilis*, soit mésotrophes sur substrat argilo-sablonneux mais en tolérant une plus forte teneur en matière organique.

D'après Corillion (1975), le *Nitelletum syncarpae* présente, en fait, une amplitude écologique très large : eaux subneutres, neutres ou calcaires à des profondeurs très variables, pH de 6,8 à 7,5 et un substratum sablonneux, sablo-vaseux et vaseux limoneux. L'auteur indique également que l'association peut supporter des eaux très troubles.

III.2.2. *Charetalia hispidae* Sauer ex Krausch 1964

L'ordre regroupe des communautés des eaux « dures », mésotrophes à méso-eutrophes, basiques et souvent calciques, pauvres en phosphates (Bardat *et al.* 1999).

❖ *Charion fragilis* Krausch 1964

✓ Groupement à *Chara aspera*

Les rares relevés qui intègrent *Chara aspera* ne permettent pas de mettre en évidence le *Charetum asperae* Corillion 1957, l'espèce étant associée à *Chara hispida*, *Chara connivens* et *Chara globularis* (tableau IIc annexe 13). Toutefois, il est intéressant de noter la présence de cette espèce car elle fournit une indication très précieuse sur la qualité de l'eau d'un étang. En effet, *Chara aspera* est une bonne indicatrice des eaux alcalines. Elle a été observée en

Brenne dans des milieux calcaires à alcalinité variable (dureté : 17 et 25 TH et alcalinité : 130 et 240 mg/l, pH : 8) (tableau II) ce qui confirme les observations de Corillion & Guerlesquin (1969), dans la région et de Guerlesquin & Wattez (1979), dans la Somme. La conductivité mesurée est très élevée (370 et 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en conséquence de la teneur importante en calcium et la transparence varie de 25 à 80 cm (tableau II).

Pour Guerlesquin & Wattez (1979), le *Charetum asperae* est associé à des plages de sables plus ou moins mêlés d'argile, dans les milieux calcaires. Par contre, Rallet (1935) indique que *Chara aspera* est plutôt indifférente puisqu'il l'a observé dans des marnières comme dans des étangs à substrat siliceux.

✓ *Charetum fragilis* Corillion 1957

L'association a été répertoriée sur 12 étangs présentant divers substrats (sablo-vaseux, sablonneux ou vaseux). Elle est associée à une profondeur (10 à 55 cm) et une qualité d'eau très variable : eau molle à dure (dureté : 6,8 à 25 TH et alcalinité : 60 à 240 mg/l), faibles à très fortes conductivité (120 à 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et transparence (17 à 80 cm) (tableau II ; tableau IIc annexe 13). Ces observations valident celles de Guerlesquin & Wattez (1979) dans le nord de la France et Corillion & Guerlesquin (1969) en Brenne, pour lesquels l'association peuple des biotopes très variés. D'après ces derniers auteurs, il s'agirait, en effet, d'une des espèces de characées les plus plastiques en termes de facteurs écologiques. Rallet (1935) et Corillion & Guerlesquin (1969) indiquaient que l'espèce est très répandue en Brenne, ce qui semble toujours être le cas étant donné le nombre de localités répertoriées lors de cette étude.

✓ *Charetum hispidae* Corillion 1957

Le groupement n'est présent que sur un seul étang, de type oligo-mésotrophe, sur un substrat vaseux, dans des eaux claires (transparence : 80 cm), fortement alcalines (dureté : 25,5 TH et alcalinité : 240 mg/l) et par conséquent, très minéralisées (510 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tableau II ; tableau IIc annexe 13). Toutes ces observations viennent renforcer celles de Corillion (1975). Par ailleurs, Mériaux (1982) associe le groupement à des eaux oligotrophes, calcaires et non polluées.

Corillion & Guerlesquin (1969) indiquent que l'espèce est strictement localisée dans quelques marnières de la Brenne (ce qu'avait également constaté Rallet en 1935) parmi lesquelles l'étang ayant fait l'objet de cette étude.

✓ Groupement à *Chara connivens*

Ce groupement, localisé sur quatre étangs, se développe sur sable, parfois recouvert d'une pellicule de vase, dans des conditions physico-chimiques comparables à celles du *Charetum fragilis*, mais le plus souvent dans des plans d'eau à fond calcaire (tableau II ; tableau IIc annexe 13). D'ailleurs, selon Rallet (1935), l'espèce préfère les milieux alcalins.

❖ *Charion vulgaris* (Krause ex Krause & Lang 1977) Krause 1981

✓ *Charetum vulgaris* Corillion 1957

Un seul étang en Brenne, situé sur substrat calcaire, a été répertorié. Les analyses d'eau ont révélé une eau alcaline (dureté : 19,5 TH et alcalinité : 165 mg/l), très minéralisée (394 μ S/cm) et claire (transparence : 65 cm) (tableau II). De même, Rallet signalait cette espèce sur les marnières de la Brenne en 1935 et Corillion (1975), Guerlesquin & Wattez (1979) indiquent que l'association est très répandue dans les eaux fortement alcalinisées. Enfin, Guerlesquin & Mériaux (1983) l'ont observée dans des marais alcalins du nord de la France.

L'association est signalée en eaux méso-eutrophes, peu profondes par Mériaux & Wattez (1981 in Chaïb 1992).

D'après Guerlesquin & Wattez (1979) et Guerlesquin & Mériaux (1983), cette association pionnière, colonise des milieux neufs ou récemment remaniés. Or, les rares relevés ont été effectués précisément dans une zone de fossé fraîchement creusé en bordure d'étang. Le caractère pionnier de l'association est attesté par le faible nombre d'espèces compagnes présentes dans les relevés (col. 13, tableau II ; tableau IIc annexe 13).

III.3. *POTAMETEA PECTINATI* Klika in Klika & Novák 1941 (tableau III)

Cette classe, qui comprend l'ensemble des groupements d'hydrophytes enracinées des eaux stagnantes, constitue la classe la plus importante des communautés hydrophytiques. Elle comporte des herbiers à caractère vivace des eaux douces, mésotrophes à eutrophes, courantes à stagnantes (Bardat *et al.* 1999).

III.4.3.1. *Potametalia pectinati* W. Koch ex Oberd. 1957

❖ *Nymphaeion albae* Oberdorfer 1957

L'alliance regroupe des associations d'hydrophytes du groupe des Nymphéides, c'est-à-dire des rhizophytes à feuilles flottantes. Ces communautés constituent souvent la strate supérieure de nombreuses associations du *Potamion pectinati* composées de Myriophyllides et de Cératophyllides.

✓ *Nymphoidetum peltatae* (All. 1922) Oberd. & Müll. 1960

Les principales caractéristiques du *Nymphoidetum peltatae*, relevées en Brenne sur quatre étangs, correspondent à un substrat très vaseux, une eau globalement mésotrophe, légèrement alcaline (dureté : 9,1 TH, alcalinité : 72 mg/l, pH : 7,7), de conductivité moyenne (180 μ S/cm) et de faible transparence (20 cm) (tableau III et tableau IIIa annexe 13). Les relevés sont très fragmentaires (surface inférieure à 1 m² alors que le peuplement peut, dans d'autres plans d'eau, recouvrir de vastes superficies à la surface de l'eau comme au lac de Grand Lieu, Marion 1999) et les éléments de la bibliographie permettent de valider et de compléter les conditions écologiques du groupement :

Tableau III : *POTAMETEA PECTINATI* Klika *in* Klika & Novák 1941

| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 |
|---|------|-----|------|-------|-----|------|------|------|-----|------|-----|------|------|------|-----|------|-----|------|------|-----|------|-----|------|------|------|------|-------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 7 | 23 | 37 | 4 | 7 | 5 | 10 | 5 | 16 | 4 | 19 | 10 | 27 | 13 | 1 | 22 | 3 | 8 | 6 | 2 | 7 | 5 | 11 | 11 | 2 | 4 | 4 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 1 | 4 | 4,6 | 5,5 | 4,8 | 4 | 3 | 1,44 | 3,7 | 4 | 5 | 4,2 | 3,8 | 3,2 | 8 | 4 | 4 | 3,4 | 3,5 | 4 | 3,62 | 3,6 | 3,4 | 4,6 | 4 | 1,25 | 1,8 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 47,1 | 47 | 45 | 30 | 37 | 41 | 40,5 | 41 | 22 | 53,7 | 30 | 31,3 | 32 | 20 | 30 | 28 | 33 | 26,2 | 43,8 | 7,5 | 31,1 | 33 | 17,4 | 26,6 | 27,5 | 31 | 23,75 |
| type de substrat | V | V | V | V,S,V | SV | SV | SV,V | V | V | V | V | S,V | V | V | V | V | V | V | V | V | V | SV | SV,V | V,S | S,V | V | V,S |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pH | 7,7 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 8 | 7,7 | 7,6 | 7,6 | 7,5 | 7,7 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 7,9 | 8,1 | 7,8 | 7,5 | 8 | 7,6 | 7,6 | 7,6 | 7,8 | 8,1 | 7,9 | 7,6 |
| conductivité (µS/cm) | 180 | 251 | 200 | 200 | 128 | 312 | 226 | 170 | 190 | 150 | 210 | 260 | 230 | 175 | 110 | 100 | 362 | 235 | 203 | 370 | 187 | 200 | 185 | 240 | 245 | 300 | 156 |
| dureté (degré français) | 9,1 | 14 | 10,3 | 10 | 7,6 | 16,3 | 13 | 9,5 | 11 | 9 | 9 | 14 | 12,6 | 10 | 6 | 6,9 | 17 | 12,5 | 11 | 17 | 9,9 | 12 | 10,9 | 14 | 13,6 | 15,3 | 8,6 |
| alcalinité (mg/l) | 72 | 112 | 77 | 80 | 50 | 140 | 100 | 65 | 86 | 78 | 90 | 109 | 100 | 80 | 60 | 57 | 130 | 98 | 85 | 130 | 77 | 80 | 84 | 108 | 110 | 140 | 60 |
| transparence (cm) | 20 | 75 | 30 | 47 | 38 | 53 | 52 | 43 | 43 | 52 | 50 | 44 | 42 | 46 | 70 | 28 | 25 | 45 | 54 | 25 | 63 | 40 | 40 | 42 | 27,5 | 20 | 50 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % sol nu | 37,8 | 38 | 47 | 35 | 65 | 32 | 25 | 18 | 20 | 26,2 | 28 | 15 | 20 | 43 | 0 | 10 | 6,7 | 31,9 | 29,2 | 50 | 17,5 | 14 | 5,5 | 14,5 | 32,5 | 50 | 33,7 |
| % algues | 3,7 | 3,7 | 6,5 | 0 | 11 | 4 | 1 | 0 | 1 | 0 | 11 | 57 | 12 | 1 | 70 | 10,5 | 27 | 8,75 | 1,7 | 85 | 17,5 | 6 | 2,7 | 10,1 | 0 | 10 | 27,5 |
| % végétation | 99,6 | 100 | 95 | 85 | 57 | 100 | 96 | 98 | 97 | 100 | 99 | 97 | 96 | 83 | 100 | 100 | 100 | 91,2 | 98,3 | 100 | 100 | 96 | 100 | 94,5 | 100 | 75 | 92,5 |
| nb spécifique moyen | 4,4 | 4,4 | 3,5 | 5,25 | 4,2 | 4,4 | 6,2 | 2,8 | 6,5 | 5,5 | 5 | 6 | 5,5 | 5,85 | 6 | 5,5 | 5,3 | 5,2 | 5,2 | 4 | 5,6 | 3,2 | 7,2 | 6,9 | 5,5 | 5,3 | 6,7 |

Caractéristiques d'association

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----|----|----|----|-----|-----|---|----|-----|----|-----|----|----|-----|---|----|----|----|----|----|-----|-----|----|----|-----|-----|-----|----|
| <i>Nymphoides peltata</i> | V | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nymphaea alba</i> | | V | | | I | | | I | | II | | + | | r | | | | | | | | I | | | | | | |
| <i>Nuphar lutea</i> | | | V | | III | | | I | | I | | | + | r | | | | | | | | | | II | | | | |
| <i>Polygonum amphibium</i> | I | r | r | V | | | I | | + | | | | I | | | | | | | | | II | I | | + | I | II | |
| <i>Trapa natans</i> | | | | + | V | | | | | | | | | | + | V | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potamogeton lucens</i> | | | | + | | V | | I | + | | + | II | I | | | | | | | | | I | | + | | II | | |
| <i>Potamogeton trichoides</i> | I | II | I | II | I | II | V | | | | III | II | II | III | | | | | | | | | | | + | III | I | |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> | | r | I | | | | V | | | | II | + | | I | + | V | II | | | | | | | | | | III | |
| <i>Utricularia australis</i> | I | II | II | II | I | I | + | | V | | II | II | I | II | V | + | | II | II | | III | | II | + | III | | II | |
| <i>Potamogeton natans</i> | | r | + | | I | | | | + | V | + | | r | + | | + | | | | II | | | + | | | | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | II | II | I | | II | II | | + | II | V | I | II | | | | IV | II | II | | | I | | | II | | II | | II |
| <i>Potamogeton pectinatus</i> | | | | | | | + | | | | | V | r | | | | | II | | | | | + | I | | I | | |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i> | | | | | | | | | | | | + | + | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Najas marina</i> | I | r | I | | I | II | I | I | III | II | I | V | | | + | | | | | | | II | | | + | | II | |
| <i>Najas minor</i> | | + | + | | I | III | I | + | | II | III | IV | | | | | | | | | | I | | | | | | II |
| <i>Hottonia palustris</i> | | | r | | | | | | | | | | | | V | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> | | | | | | | + | | | | | | | | | V | | | | | | | | + | | | | |
| <i>Elodea canadensis</i> | | + | r | | | I | | | | | II | | | | | V | | | | | | | | II | III | | | |
| <i>Elodea nuttallii</i> | | | | | | | | | | | | I | | | | | | V | | | | | | | | | II | |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | I | + | r | | I | | + | I | + | | | | I | | | II | II | V | | V | I | | | + | | I | | |
| <i>Potamogeton acutifolius</i> | | | r | | I | + | | | | | III | I | | | | + | | | | V | | I | | + | | | | |
| <i>Potamogeton pusillus</i> | | | | | | | I | | | | | | r | | | | | II | II | | V | | | | | III | | |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | | II | II | | III | II | | | + | | II | | II | + | | | II | II | I | | III | V | I | | I | II | IV | |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | | r | r | | | II | | + | II | + | I | r | | | r | | | | | | | III | V | | + | | II | |
| <i>Potamogeton gramineus</i> | | + | r | | I | + | | II | | + | I | | | + | | | | r | I | I | | I | | V | I | | II | |
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | III | + | | | | II | I | I | | II | I | II | + | | | | | | | | | I | | + | V | | IV | |
| <i>Ranunculus peltatus</i> | | | | | | | + | | | | | II | | | | | | | | | | | | | | | V | |
| <i>Ranunculus circinatus</i> | | | | II | | I | + | | | | | II | | | | | | II | | | III | | | | III | V | | |
| <i>Callitriche platycarpa</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | IV |

Espèces des *Potametea pectinati*

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--|--|---|--|-----|--|---|--|--|--|--|---|--|---|--|----|--|--|--|--|--|---|--|---|-----|-----|----|----|
| <i>Potamogeton crispus</i> | | | I | | III | | | | | | | I | | I | | II | | | | | | I | | + | III | | II | |
| <i>Callitriche brutia</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | III | | II |
| <i>Ranunculus tripartitus</i> | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callitriche obtansugala</i> | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | + | | | | |
| <i>Potamogeton zizii</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Groenlandia densa</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

- col. 1 : *Nymphoidetum peltatae* (All. 1922) Oberd. & Müll. 1960
- col. 2 : *Nymphaetum albae* Vollmar 1947 em. Oberd. 1957
- col. 3 : *Nupharetum luteae* Koch 1926
- col. 4 : *Polygonetum amphibii* (Soo 1927) Egglar 1933
- col. 5 : *Trapetum natantis* Müller & Görs 1960
- col. 6 : *Potametum lucentis* Hueck 1931
- col. 7 : *Potametum trichoidis* Freitag & al. 1958
- col. 8 : *Potametum obtusifolii* (Sauer 1937) Carstensen 1954
- col. 9 : *Utricularietum neglectae* Müller & Görs 1960
- col. 10 : *Potametum natantis* Soo 1927
- col. 11 : *Ceratophylletum demersi* Hild 1956
- col. 12 : *Potametum pectinato-perfoliati* Den Hartog & Segal 1964
- col. 13 : *Potamo-Naiadetum marinae* Horvatic & Micev 1963
- col. 14 : *Hottonietum palustris* Tüxen 1937 ex Roll 1940
- col. 15 : *Myriophylletum verticillati* Lemée 1937
- col. 16 : Groupement à *Elodea canadensis*
- col. 17 : Groupement à *Elodea nuttallii*
- col. 18 : Groupement à *Potamogeton nodosus*
- col. 19 : Groupement à *Potamogeton acutifolius*
- col. 20 : Groupement à *Potamogeton pusillus*
- col. 21 : *Myriophylletum spicati* Soo 1927
- col. 22 : *Myriophylletum alterniflori* Lemée 1937 em. Siss. 1943
- col. 23 : *Potametum graminei* (Corillion 1957) Tüxen 1975
- col. 24 : *Ranunculetum aquatilis* (Sauer 1945) Géhu 1961
- col. 25 : *Ranunculetum peltati* Sauer 1945
- col. 26 : Groupement à *Ranunculus circinatus*
- col. 27 : Groupement à *Callitriche platycarpa*

| n° tableaux élémentaires | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | |
|---|------|-----|------|------|-----|------|------|------|-----|------|-----|------|------|------|-----|------|-----|------|------|-----|------|-----|------|------|------|------|-------|----|
| nb relevés / tab. élémentaire | 7 | 23 | 37 | 4 | 7 | 5 | 10 | 5 | 16 | 4 | 19 | 10 | 27 | 13 | 1 | 22 | 3 | 8 | 6 | 2 | 7 | 5 | 11 | 11 | 2 | 4 | 4 | |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 1 | 4 | 4,6 | 5,5 | 4,8 | 4 | 3 | 1,44 | 3,7 | 4 | 5 | 4,2 | 3,8 | 3,2 | 8 | 4 | 4 | 3,4 | 3,5 | 4 | 3,62 | 3,6 | 3,4 | 4,6 | 4 | 1,25 | 1,8 | |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 47,1 | 47 | 45 | 30 | 37 | 41 | 40,5 | 41 | 22 | 53,7 | 30 | 31,3 | 32 | 20 | 30 | 28 | 33 | 26,2 | 43,8 | 7,5 | 31,1 | 33 | 17,4 | 26,6 | 27,5 | 31 | 23,75 | |
| type de substrat | V | V | V | V,SV | SV | SV | SV,V | V | V | V | V | S,V | V | V | V | V | V | V | V | V | V | SV | SV,V | V,S | S,V | V | V,S | |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pH | 7,7 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 8 | 7,7 | 7,6 | 7,6 | 7,5 | 7,7 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 7,9 | 8,1 | 7,8 | 7,5 | 8 | 7,6 | 7,6 | 7,6 | 7,8 | 8,1 | 7,9 | 7,6 | |
| conductivité (µS/cm) | 180 | 251 | 200 | 200 | 128 | 312 | 226 | 170 | 190 | 150 | 210 | 260 | 230 | 175 | 110 | 100 | 362 | 235 | 203 | 370 | 187 | 200 | 185 | 240 | 245 | 300 | 156 | |
| dureté (degré français) | 9,1 | 14 | 10,3 | 10 | 7,6 | 16,3 | 13 | 9,5 | 11 | 9 | 9 | 14 | 12,6 | 10 | 6 | 6,9 | 17 | 12,5 | 11 | 17 | 9,9 | 12 | 10,9 | 14 | 13,6 | 15,3 | 8,6 | |
| alcalinité (mg/l) | 72 | 112 | 77 | 80 | 50 | 140 | 100 | 65 | 86 | 78 | 90 | 109 | 100 | 80 | 60 | 57 | 130 | 98 | 85 | 130 | 77 | 80 | 84 | 108 | 110 | 140 | 60 | |
| transparence (cm) | 20 | 75 | 30 | 47 | 38 | 53 | 52 | 43 | 43 | 52 | 50 | 44 | 42 | 46 | 70 | 28 | 25 | 45 | 54 | 25 | 63 | 40 | 40 | 42 | 27,5 | 20 | 50 | |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % sol nu | 37,8 | 38 | 47 | 35 | 65 | 32 | 25 | 18 | 20 | 26,2 | 28 | 15 | 20 | 43 | 0 | 10 | 6,7 | 31,9 | 29,2 | 50 | 17,5 | 14 | 5,5 | 14,5 | 32,5 | 50 | 33,7 | |
| % algues | 3,7 | 3,7 | 6,5 | 0 | 11 | 4 | 1 | 0 | 1 | 0 | 11 | 57 | 12 | 1 | 70 | 10,5 | 27 | 8,75 | 1,7 | 85 | 17,5 | 6 | 2,7 | 10,1 | 0 | 10 | 27,5 | |
| % végétation | 99,6 | 100 | 95 | 85 | 57 | 100 | 96 | 98 | 97 | 100 | 99 | 97 | 96 | 83 | 100 | 100 | 100 | 91,2 | 98,3 | 100 | 100 | 96 | 100 | 94,5 | 100 | 75 | 92,5 | |
| nb spécifique moyen | 4,4 | 4,4 | 3,5 | 5,25 | 4,2 | 4,4 | 6,2 | 2,8 | 6,5 | 5,5 | 5 | 6 | 5,5 | 5,85 | 6 | 5,5 | 5,3 | 5,2 | 5,2 | 4 | 5,6 | 3,2 | 7,2 | 6,9 | 5,5 | 5,3 | 6,7 | |
| <i>Scirpus lacustris</i> | | I | | | | | + | | I | | | | I | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Typha angustifolia</i> | | II | | | II | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | I | |
| <i>Juncus effusus</i> | | | r | | | | | | II | | | | | I | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | | III | r | | | | | | II | | | | r | + | | r | II | I | | | I | | II | | | | I | |
| <i>Iris pseudacorus</i> | | I | | | III | | | + | | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | | | | r | | | | + | | | | | | | | r | | I | | | | | | | + | | | |
| <i>Carex elata</i> | | | | + | II | | | | | | | | | II | | | | | | I | | | | | | | I | |
| <i>Carex vesicaria</i> | | | | | II | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladium mariscus</i> | | | + | | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Scutellaria galericulata</i> | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | | II | | | | | + | | I | II | + | I | I | + | | + | | | I | | | | | | II | | I | |
| <i>Carex pseudocyperus</i> | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Veronica scutellata</i> | | | | | | | | | I | | | I | | | | | | | | | | | | | + | | | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | | | | | | | + | | | | | | | | | | | II | | I | | | I | | | | | |
| <i>Rorippa amphibia</i> | | | | | II | | | | I | | | | | II | | r | | | II | | | | | | + | | | II |
| <i>Galium palustre</i> | | | | | | | | | + | | | | | II | | | | | I | | | | | | | | | |
| <i>Scirpus mucrotanus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | | | | r | | | | | I | | | | | + | | | | | I | | | | | II | | + | | |
| <i>Lythrum salicaria</i> | | I | r | I | III | | | | II | | + | I | + | II | | r | | I | | | | I | II | | + | | | |
| <i>Carex sp.</i> | | | | | II | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Espèces compagnes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Agrostis canina</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | |
| <i>Alopecurus geniculatus</i> | | I | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alisma lanceolatum</i> | | | | | | | | | | | | II | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bryum sp.</i> | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | I | | | | I | | | | | |
| <i>Caldesia parnassifolia</i> | | | II | + | II | I | I | | I | + | | II | I | | | II | | | I | | I | | I | | II | II | | |
| <i>Cardamine parviflora</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | | |
| <i>Cirsium palustre</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ludwigia palustris</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mentha aquatica</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mentha arvensis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | | I | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potentilla supina</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ranunculus flammula</i> | | | | | | | | | | I | | | | | | | | | | I | | | | I | | + | | |
| <i>Ranunculus sceleratus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhamnus frangula</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rorippa islandica</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rumex sp.</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix cinerea</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sphagnum sp.</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Utricularia minor</i> | | | I | | | | | | | | II | + | | | | r | | I | | III | I | I | | + | | | + | |

- En Dombes, Bareau (1982) note l'association dans des eaux basiques ou neutres.
- Ellenberg (1991) indique que l'espèce préfère des eaux neutres riches en azote
- Géhu & de Foucault (1988) l'ont observé dans des eaux eutrophes de profondeur variable, sur un fond argilo-minéral.
- Allorge (1922) et de Zuttere (1981 in Chaïb 1992) placent aussi le *Nymphoidetum peltatae* dans des eaux bien minéralisées, sur substrat argileux.
- Par contre, Chaïb (1992) a observé l'association dans des conditions variables : eau neutre à légèrement alcaline, peu à très minéralisée, souvent bien pourvue en calcium et en milieu bien éclairé (espèce thermophile).

Notons que, selon Bareau (1982), *Nymphoides peltata* résisterait mieux à l'assec en Dombes que *Nuphar lutea* et *Nymphaea alba* ce qui expliquerait la prédominance de cette espèce dans cette région.

Géhu & de Foucault (1988) indiquent que l'association est rare en Brenne et « en nette régression sinon disparition dans de nombreuses régions de France ». Cette régression à l'échelle nationale est aussi notée par Chaïb, en particulier en Haute Normandie. De même, Cernohous & Husák (1986) et Cluzeau (1996) soulignent l'extinction de cette communauté, respectivement, dans la région de la Bohême en Tchécoslovaquie, durant des années 1960, et dans les étangs de Lorraine.

✓ *Nymphaetum albae* Vollmar 1947 em. Oberd. 1957

Le *Nymphaetum albae* peuple quelques étangs de Brenne situés indifféremment sur substrat calcaire ou non. Il en résulte des variations assez importantes de la qualité d'eau, notamment concernant les valeurs de la dureté (5,1 à 27,2 TH), de l'alcalinité (45 à 160 mg/l) et de la conductivité (110 à 510 μ S/cm) (tableau III). Le groupement se développe dans des eaux claires (transparence moyenne : 75 cm) mais peut tolérer une eau plus trouble (25 à 30 cm). Les valeurs moyennes indiquent toutefois une eau globalement mésotrophe (conductivité : 251 μ S/cm) et faiblement alcaline (dureté : 14 TH, alcalinité : 112 mg/l, pH : 7,5) (tableau III).

Nos résultats rejoignent ceux de Chaïb (1992), qui a observé l'association dans une eau peu à moyennement minéralisée et pauvre en nitrates, ainsi que ceux d'Oberdorfer (1977), pour qui le groupement est oligo-mésotrophique. De même, Felzines (1982) place l'association dans des étangs oligotrophes et oligo-mésotrophes et Mériaux (1982), en conditions mésotrophes.

En Brenne, des communautés à characées (*Nitella opaca*, *Chara fragilis*...) et certaines espèces de même structure morphologique (*Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*...) constituent souvent la strate infra-aquatique de cette association. Ces espèces peuvent en effet supporter la faible intensité lumineuse engendrée par l'étalement des larges feuilles de nymphéas qui forment un écran à la surface de l'eau (Tableau III, tableau IIIb annexe 13). De telles observations ont été également notées par Chaïb (1992).

Géhu & de Foucault (1988) indiquent que l'association est fréquente en Brenne dans des zones protégées du vent et qu'elle s'imbrique souvent avec des groupements de *Potamogeton*

ou avec des roselières. Actuellement, l'association apparaît beaucoup moins fréquente dans la région selon P. Plat (comm. pers.).

✓ *Nupharetum luteae* Koch 1926

Les analyses révèlent une eau de qualité variable mais globalement mésotrophe : les valeurs de la conductivité (110 à 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et de la transparence (20 à 90 cm) peuvent être parfois importantes mais les valeurs moyennes restent peu élevées ; les teneurs en calcium (dureté : 5,1 à 20,4 TH ; alcalinité : 40 à 180 mg/l) sont faibles à moyennes (tableau III et IIIc annexe 13).

Dans le nord de la France, cette association colonise les milieux méso-eutrophes sur sol vaso-limoneux (Mériaux 1978). Géhu (1959), dans la Sambre française et Noïrfalise et Dethioux (1977), en Belgique, l'ont observée dans une eau eutrophe.

Tout comme pour le *Nymphaetum albae*, *Ceratophyllum demersum* et *Myriophyllum spicatum* et certaines charophytes sont les principales espèces colonisant la strate infra-aquatique du *Nupharetum luteae* (tableau IIIc annexe 13).

Malgré des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques plus importantes (tableau III), les étangs de la Brenne abritant le *Nymphaetum albae* sont moins eutrophes que ceux hébergeant le *Nupharetum luteae*. De fait, *Nymphaea alba* peuple quelques plans d'eau nettement alcalins, ce qui a pour conséquence d'augmenter les valeurs de la plupart des paramètres. Ces observations confirment celles de Westhoff (1973 in Chaïb 1992) pour lequel *Nymphaea alba* s'installe dans des milieux moins eutrophes que *Nuphar lutea*. Le *Nymphaetum albae* est en fait concurrencé par le *Nupharetum luteae* dans les étangs eutrophes avec lequel il forme parfois des mosaïques durables (Felzines 1982).

En 1988, Géhu & de Foucault indiquent que les groupements à *Nuphar lutea* sont rares en Brenne, contrairement à ceux du *Nymphaea alba*. Actuellement, nos observations de terrain indiquent le contraire : par exemple, seulement 23 relevés se rapportant au *Nymphaetum albae* ont été notés contre 37 pour le *Nupharetum luteae* sur l'ensemble des 42 étangs étudiés en 1998 et 1999 (tableaux IIIb et IIIc annexe 13).

✓ *Polygonetum amphibii* (Soo 1927) Egger 1933

Cette association se développe sur substrat très vaseux, dans une eau globalement mésotrophe bien que de qualité variable : pauvre en calcium à alcaline (dureté : 6,8 à 16 TH, alcalinité : 40 à 145 mg/l, pH : 7,3 à 7,6) avec faibles à fortes conductivité (105 à 363 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et transparence (20 à 115 cm) (tableau III ; tableau IIIId annexe 13). D'ailleurs, pour Chaïb (1992), le groupement est peu exigeant vis-à-vis de la qualité de l'eau qui peut être soit mésotrophe, soit eutrophe. Chaïb (1992) et Felzines (1982) ont constaté une forte turbidité de l'eau. Enfin, d'après Cernohous & Husák (1986), le groupement colonise principalement des étangs eutrophes.

Par ailleurs, de Zuttere (1981 in Chaïb 1992) indique la présence de *Polygonum amphibium* dans des étangs fréquemment mis en assec.

Comme pour le *Nupharetum luteae*, Géhu & de Foucault (1988) ont noté la rareté du groupement à *Polygonum amphibium* en Brenne. Actuellement, l'association n'a été rencontrée que dans trois étangs.

✓ *Trapetum natantis* Müller & Görs 1960

Le *Trapetum natantis* a été observé dans deux étangs de la Brenne, en compagnie d'espèces immergées telles *Myriophyllum spicatum* et *Potamogeton crispus*, et de *Nuphar lutea*, de même type biologique et avec laquelle elle entre en concurrence (tableau III et tableau IIIe annexe 13).

Les analyses d'eau ont révélé une eau globalement oligo-mésotrophe, pauvre en calcium (dureté : 7,6 TH ; alcalinité : 50 mg/l), peu minéralisée (128 μ S/cm) et claire (40 cm) (tableau III). Ces résultats ne coïncident pas complètement avec ceux de la littérature. Selon Felzines (1982), le groupement s'implante dans les eaux mésotrophes du Centre-Est de la France mais d'après Cernohous & Husák (1986), il colonise des milieux eutrophes. De plus, selon Ellenberg (1977), *Trapa natans* est un indicateur de la présence d'azote dans le milieu. Ces divergences peuvent s'expliquer par la rareté des relevés en Brenne, ainsi peu représentatifs.

Notons que le *Trapetum natantis* est beaucoup mieux représenté en Dombes où il résiste bien à la mise en culture régulière des étangs et couvre parfois intégralement la nappe d'eau (Bareau 1982).

❖ *Potamion pectinati* (W. Koch 1926) Libbert 1931 [

L'alliance regroupe des associations constituées d'hydrophytes soit immergées, soit à feuilles flottantes, dont les principaux genres sont les suivants : *Potamogeton*, *Najas*, *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, *Elodea*.

✓ *Potametum lucentis* Hueck 1931

Bien que majoritairement mésotrophes, les milieux abritant le groupement en Brenne peuvent être aussi oligo-mésotrophes ou eutrophes. Un substrat sablonneux ou argileux, recouvert de vase, associé à une eau très alcaline (pH : 8, dureté et alcalinité : 16,3 TH et 140 mg/l, présence de l'association sur 5 étangs à fond calcaire), fortement minéralisée (conductivité : 312 μ S/cm) et claire (53 cm) semble constituer le biotope la plus favorable à l'association (tableau III ; tableau IIIe annexe 13).

Les données bibliographiques permettent de valider ces observations :

- *Potamogeton lucens*, une espèce indicatrice des milieux polycalciques ; les eaux sont mésotrophes à eutrophes et le substrat, argileux ou sablonneux (Felzines 1977).
- Le *Potametum lucentis* s'implante dans des eaux riches en bases et eutrophes (Spence 1967 et Oberdorfer 1977).

- Den Hartog & Segal (1964) et Mériaux (1978, 1982) situent l'association dans des eaux eutrophes, parfois agitées.
- Le groupement peut supporter la fertilisation du milieu aquatique et les mises en assec (Cernohous & Husák 1986).
- Westhoff (1973 in Mériaux 1978) indique que *Potamogeton lucens* est résistant à la pollution.

En Brenne, l'association est abondamment représentée « dans les grandes étendues d'eau eutrophes, profondes et ouvertes car elle supporte aisément les vagues de surface créées par le vent » (Géhu & de Foucault 1988). Cette appréciation semble être toujours d'actualité dans la région : profondeur moyenne de 41 cm, situation dans des étangs de grande superficie (moyenne de 40 ha), présentant peu d'abri au vent (les relevés ne mentionnent pas la présence d'hélophytes, tableau IIIf annexe 13).

✓ *Potametum trichoidis* Freitag & al. 1958

Les analyses physico-chimiques révèlent une eau mésotrophe, claire (52 cm), alcaline (dureté : 13 TH ; alcalinité : 100 mg/l) et moyennement minéralisée (226 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tableau III ; tableau IIIg annexe 13). L'association se développe sur un substrat vaseux ou sablonneux. Felzines (1982) et Cernohous & Husák (1986) l'ont également observée en eau mésotrophe, sur substrat sablonneux ou argileux. De même, Oberdorfer (1977) note que *Potamogeton trichoides* est associée à des eaux claires, mésotrophes et riches en bases tandis que Mériaux (1978) indique, dans le nord de la France, des conditions méso-eutrophes, associées à une très faible alcalinité.

✓ *Potametum obtusifolii* (Sauer 1937) Carstensen 1954

Bien que globalement oligo-mésotrophique, le *Potametum obtusifolii* possède une large plasticité écologique : eau pauvre en calcium ou légèrement alcaline (dureté : 6,8 à 11,9 TH, alcalinité : 65 mg/l), peu ou moyennement minéralisée (120 à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et trouble ou claire (17 à 60 cm) (tableau III, tableau IIIh annexe 13). Le *Potametum obtusifolii* colonise le sable recouvert de vase. Ces observations confirment celles de Felzines (1982), dans les étangs du Centre-Est de la France, qui indique l'association dans des eaux oligotrophes et mésotrophes, sur substrat sablonneux enrichi en matière organique. En revanche, Mériaux (1978) l'a observée en eau eutrophe, dans le Nord de la France.

✓ *Utricularietum neglectae* Müller & Görs 1960

L'*Utricularietum neglectae* est présent dans de très nombreux étangs (28 sur 42 plans d'eau étudiés), sur un substrat vaseux et dans une eau de qualité variable : teneur en calcium non à faiblement alcaline (dureté : 6,8 à 20,4 TH ; alcalinité : 40 à 180 mg/l), faibles à fortes minéralisation (109 à 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et transparence (20 à 90 cm). Les valeurs moyennes révèlent toutefois une eau mésotrophe (conductivité : 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$), faiblement alcaline (dureté : 11 TH ; alcalinité : 86 mg/l) et claire (43 cm) (tableau III, tableau IIIi annexe 13). Par contre, Mériaux (1978) note une eau mésotrophe à eutrophe, pauvre en calcium.

Notons que *Glyceria fluitans* constitue l'espèce compagne la plus fréquente (rel. 12 à 16 tableau IIIi annexe 13). *Utricularia australis* (synonyme *U. neglecta*) semble rechercher, en effet, des endroits abrités au sein des hélophytes (*Phragmites australis*, *Juncus effusus*, *Phalaris arundinacea*) (rel. 3, 4, 10, 11), comme le remarque aussi Mériaux (1978).

✓ *Potametum natantis* Soo 1927

Le *Potametum natantis* est présent dans 9 étangs mais sur de petites superficies. Les plans d'eau sont de type oligo-mésotrophe, avec une eau claire (transparence : 52 cm), pauvre en calcium (dureté : 9 TH, alcalinité : 78 mg/l, pH : 7,5) et de conductivité moyenne (150 μ S/cm) (tableau III, tableau IIIj annexe 13). De même, Felzines (1982) et Chaïb (1992) décrivent l'association dans une eau oligotrophe à mésotrophe ; Noïrfalisse & Dethioux (1977) et Mériaux (1982) notent aussi le groupement en conditions mésotrophes.

Le *Potametum natantis* habite des eaux assez profondes (30 à 75 cm), sur substrat sablo-vaseux, en compagnie de quelques hydrophytes immergées capables de tolérer une faible luminosité (*Ceratophyllum demersum*, *Nitella translucens*, *Najas marina*...) (tableau IIIj annexel6).

✓ *Ceratophylletum demersi* Hild 1956

L'association peuple 16 étangs de nature trophique très différente et possède, par conséquent, une plasticité écologique importante : teneur en calcium faible à moyenne (dureté : 5,1 et 20,4 TH, alcalinité : 50 et 180 mg/l), faibles à fortes conductivités (95 et 413 μ S/cm) et transparence (20 à 95 cm) (tableau III, tableau IIIk annexe 13). Chaïb (1922) a également noté une variabilité importante des valeurs de minéralisation et des teneurs en calcium. Le groupement est néanmoins le plus souvent associé à des eaux mésotrophes en Brenne (conductivité moyenne : 210 μ S/cm) (tableau III). Par contre, pour Mériaux (1978) et Spence (1967), l'association est présente dans des eaux nettement eutrophisées, sur substrat vaseux et *Ceratophyllum demersum* serait une espèce polluo-résistante. Felzines (1982) l'a observé dans des étangs méso-eutrophes et indique que son extension est favorisée par des facteurs d'eutrophisation d'origine humaine.

Nuphar lutea et *Nymphaea alba* couvrent parfois la strate supérieure de ce groupement qui supporte le manque de lumière tandis que *Elodea canadensis*, *Utricularia australis*, *Najas minor*, *Najas marina* et *Potamogeton trichoides* sont les espèces compagnes les plus fréquentes de la strate infra-aquatique (tableau IIIk annexe 13).

✓ *Potametum pectinato-perfoliati* Den Hartog & Segal 1964

Le milieu aquatique est globalement mésotrophe à eutrophe : légèrement à très alcalin (dureté : 11 à 17 TH, alcalinité : 80 à 145 mg/l, pH : 7,4 à 8,2), de moyenne ou forte conductivité (176 à 410 μ S/cm) et de faible ou forte transparence (25 à 80 cm) (tableau III, tableau III l annexe 13). Géhu & de Foucault (1988) ont observé l'association dans des conditions similaires à celles du *Potametum lucentis*, mais dans des eaux moins eutrophes et moins profondes.

Le *Potametum pectinato-perfoliati* est souvent accompagné par des algues (jusqu'à 80 %) significatives d'un caractère eutrophique, et par des characées, dont *Chara fragilis* en strate inférieure (tableau III l annexe 13).

✓ *Potamo-Naiadetum marinae* Horvatic & Micev 1963

Les conditions écologiques associées au groupement sont très variables : la dureté (6,8 à 18,7 TH), l'alcalinité (40 à 160 mg/l), la conductivité (130 à 410 $\mu\text{S/cm}$) et la transparence (25 à 120 cm) oscillent entre des valeurs faibles à fortes (tableau III, tableau III m annexe 13). Néanmoins, les valeurs moyennes révèlent une eau mésotrophe à méso-eutrophe (conductivité : 230 $\mu\text{S/cm}$), alcaline (dureté : 12,6 TH et alcalinité : 100 mg/l) et assez claire (42 cm). Mériaux (1982) indique des conditions eutrophes et Felzines (1982) décrit un milieu plutôt mésotrophe ou méso-eutrophe, sur substrat sablonneux ou argileux.

Le groupement est souvent accompagné de *Potamogeton trichoides* et dans une moindre mesure, de *Ceratophyllum demersum* et de *Myriophyllum spicatum*, qui possèdent une écologie similaire (tableau III m annexe 13).

Les groupements peuvent recouvrir des surfaces importantes en Brenne (ils peuvent atteindre un recouvrement de 15 % sur certains étangs) ce que Felzines (1982) a également remarqué dans les plans d'eau du Centre-Est de la France.

✓ *Hottonietum palustris* Tüxen 1937 ex Roll 1940

La communauté occupe des surfaces très réduites (autour de 0,5 m²) situées, le plus souvent, entre des mottes de *Carex elata* (Laîche raide), en bordure de six étangs. De nombreuses espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae* sont implantées sur ces mottes, encore appelées touradons (rel. 7 à 11, tableau III n annexe 13).

L'*Hottonietum palustris* se développe sur substrat vaseux, en eau oligo-mésotrophe claire (transparence moyenne : 46 cm), faiblement alcaline (dureté : 10 TH ; alcalinité : 80 mg/l) et peu minéralisée (175 $\mu\text{S/cm}$) (tableau III). Toutefois, ces analyses physico-chimiques ont été effectuées à la bonde des étangs : il est probable que la qualité d'eau soit différente au sein de la zone de touradons (valeurs plus faibles des paramètres). Ces observations confirment celles de Felzines (1982) qui note des conditions oligotrophes à mésotrophes tandis que, pour Chaïb (1992), l'association semble tolérante à la minéralisation, à l'alcalinité et à l'acidité des eaux.

✓ *Myriophylletum verticillati* Lemée 1937

Un seul relevé a été rapporté à cette association, ce qui explique peut-être que les conditions écologiques ne correspondent pas à celles décrites dans la littérature. En Brenne, l'eau est de type oligo-mésotrophe : pauvre en calcium (dureté : 6 TH, alcalinité : 60 mg/l), peu minéralisée (130 $\mu\text{S/cm}$) et claire (60 cm) (tableau III, tableau III o annexe 13). En revanche, Felzines (1982) l'a observée en eau riche en calcium et Chaïb (1992) indique des conditions analogues au *Myriophylletum spicati*, soit une eau mésotrophe à eutrophe.



Photo n°3. Les communautés à Nuphar lutea (Nénuphar jaune) et à Trapa natans (Châtaigne d'eau), qui sont de même type biologique, s'excluent mutuellement.



Photo n°4. Illustration d'un groupement à Potamogeton nodosus (Potamot à feuilles flottantes).

✓ Groupement à *Elodea canadensis*

Comme son nom le laisse supposer, l'Elodée du Canada est une plante aquatique originaire d'Amérique du Nord qui a été introduite en Europe au milieu du XIX^e siècle et qui s'est largement répandue depuis cette époque (Dutartre *et al.* 1997).

Trois étangs abritent le groupement, essentiellement sous la forme de peuplements très étendus, denses et monospécifiques, ce qui a aussi été noté par Felzines (1982) et Chaïb (1992). On le rencontre sur un substrat sablonneux recouvert de vase, dans des eaux oligo-mésotrophes (conductivité : 90 et 208 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pauvres en calcium (dureté : 5,1 et 11,9 TH ; alcalinité : 40 et 80 mg/l) et faiblement à très transparentes (20 et 80 cm) (tableau III, tableau IIIp annexe 13). Les recherches bibliographiques indiquent que *Elodea canadensis* possède une grande plasticité écologique et se développe dans des milieux mésotrophes (Felzines 1982) ou eutrophes (Mériaux 1978, Chaïb 1992), sur substrat sablonneux (Felzines 1982), limono-sableux (Chaïb 1992). Cluzeau (1996) indique que l'espèce tolère le manque de lumière.

Ceratophyllum demersum ainsi que certaines characées (*Nitella opaca* et *Charopsis braunii*) qui entrent en compétition avec l'Elodée, constituent les espèces compagnes les plus fréquentes (tableau IIIp annexe 13).

✓ Groupement à *Elodea nuttallii*

Le groupement n'est présent que dans un seul étang de type eutrophe, en eau alcaline (dureté : 17 TH ; alcalinité : 130 mg/l), très minéralisée (362 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et peu transparente (25 cm) (tableau III, tableau IIIp annexe 13). *Elodea nuttallii* se développe dans des conditions semblables à celles du groupement à *Elodea canadensis* selon Felzines (1982). Par contre, pour Thiébaud *et al.* (1997), *Elodea nuttallii* serait associée à des milieux plus eutrophes que *E. canadensis* dans les cours d'eaux de la plaine d'Alsace et des Vosges du nord.

✓ Groupement à *Potamogeton nodosus*

Le groupement peuple des étangs de qualité d'eau variable : la dureté (6,8 à 20,4 TH), l'alcalinité (45 à 180 mg/l), la conductivité (133 à 410 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et la transparence (17 à 85 cm) sont faibles ou, au contraire, très élevées. Les valeurs moyennes indiquent néanmoins une eau méso-eutrophe (conductivité : 235 $\mu\text{S}/\text{cm}$), bien pourvue en calcium (dureté : 12,5 TH, alcalinité : 98 mg/l) et assez claire (45 cm) (tableau III, tableau IIIq annexe 13). D'après Felzines (1982) et Mériaux (1978, 1982), le groupement possède effectivement un caractère eutrophe.

✓ Groupement à *Potamogeton acutifolius*

La communauté est associée à une eau globalement mésotrophe, transparente (40 à 90 cm), pauvre ou riche en calcium (dureté : 6,8 à 16 TH, alcalinité : 50 à 145 mg/l) à de minéralisation variable (120 à 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tableau III, tableau IIIr annexe 13). En revanche, Géhu & de Foucault (1988) ont observé « une combinaison » associant *Potamogeton*

acutifolius et *Potamogeton obtusifolius* dans des étangs eutrophes de la Brenne, sur fond argilo-humique.

✓ Groupement à *Potamogeton pusillus*

Tandis que l'espèce a été observée dans plusieurs étangs de Brenne de manière éparse, le groupement n'est présent que dans deux plans d'eau, sur substrat vaseux, en eau eutrophe (conductivité : 370 $\mu\text{S}/\text{cm}$), riche en calcium (dureté : 17 TH, alcalinité : 130 mg/l) et trouble (25 cm) (tableau III, tableau IIIs annexe 13). *Potamogeton pusillus* (synonyme : *P. panormitanus*) est associé à *Potamogeton nodosus* et *Ranunculus circinatus* qui apprécient également les eaux alcalines (tableau IIIs annexe 13). Géhu & de Foucault (1988) ont rencontré ce groupement en Brenne dans des conditions comparables, à savoir « dans des eaux méso-eutrophes sur substrat humo-cristallin ».

✓ *Potametum graminei* (Corillion 1957) Tüxen 1975

En Brenne, le groupement est situé dans des eaux peu profondes (17 cm en moyenne) sur substrat sablo-vaseux et se trouve souvent associé à des espèces amphibies en situation d'exondation : 15 % d'amphiphytes telles *Juncus bulbosus* et *Eleocharis acicularis* et 15 % d'hélophytes, telles *Eleocharis palustris* et *Lythrum salicaria* (col. 23, tableau III, tableau IIIt annexe 13). Felzines (1982) note à ce propos que l'association se situe dans des étangs qui présentent des variations de niveau d'eau. Cette capacité d'adaptation aux variations du niveau de l'eau est telle que la position du groupement à *Potamogeton gramineus* dans le synsystème diverge selon les auteurs. Dans le cas présent, les relevés phytosociologiques incluent, en grande partie, des espèces des *Littorelletea*. La position de cette association mériterait d'être révisée.

Les milieux abritant l'association possèdent une qualité d'eau variable, oligotrophe à mésotrophe. La dureté et l'alcalinité oscillent respectivement entre 6,8 et 15, 3 TH et 45 et 140 mg/l. La conductivité varie entre 109 et 283 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et la transparence entre 17 et 80 cm de profondeur (tableau III). Pour Felzines (1982), l'association a son optimum en eau mésotrophe, sur substrat limoneux et argileux.

✓ *Myriophylletum spicati* Soo 1927

Les analyses physico-chimiques révèlent une eau de qualité variable : pauvre ou riche en calcium (dureté : 5,1 à 17 TH, alcalinité : 60 à 130 mg/l), faibles ou fortes conductivité (104 à 328 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et transparence (17 à 120 cm). Les valeurs moyennes indiquent une eau mésotrophe (conductivité : 187 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pauvre en calcium (dureté : 10 TH, alcalinité : 77 mg/l), et claire (60 cm) (tableau III, tableau IIIo annexe 13). Felzines (1982) signale les mêmes conditions trophiques et un substrat sablonneux. L'auteur mentionne la présence fréquente de *Nuphar lutea* ou de *Polygonum amphibium* que certains auteurs rattachent au *Myriophyllo-Nupharetum* Koch 1926 mais qui ne constituent, pour Felzines, qu'une synassociation avec le *Myriophylletum spicati*. D'ailleurs, seule *Polygonum amphibium* a été relevée en compagnie de *Myriophyllum spicatum* en Brenne (rel. 5 et 7, tableau IIIo annexe 13).

❖ ***Potamion polygonifolii*** Hartog & Segal 1964 *em.* Boulet & Haury hoc loco✓ *Myriophylletum alterniflori* Lemée 1937 *em.* Siss. 1943

Les stations présentent un substrat sablo-vaseux, des eaux mésotrophes (conductivité moyenne : 200 $\mu\text{S/cm}$), faiblement alcalines (dureté : 12 TH ; alcalinité : 80 mg/l) et claires (40 cm) (tableau III, tableau IIIu annexe 13). De même, Géhu & de Foucault (1988) ont noté l'association en eau mésotrophe dans un étang de la Brenne. Par contre, Felzines (1982) signale des conditions oligotrophes, sur substrat sablonneux et Mériaux (1982), une eau oligotrophe, acide et non polluée.

❖ ***Ranunculion aquatilis*** Passarge 1964✓ *Ranunculetum aquatilis* (Sauer 1945) Géhu 1961

Le *Ranunculetum aquatilis* s'installe dans des étangs très divers du point de vue de la qualité physico-chimique de l'eau. Il a été observé en eau trouble ou très claire (17 à 120 cm), alcaline (dureté : 14 TH ; alcalinité : 108 mg/l) et de faible ou forte conductivité (109 à 328 $\mu\text{S/cm}$) (tableau III, tableau IIIv annexe 13). La communauté semble cependant être davantage associée à des milieux mésotrophes, puisqu'elle est particulièrement recouvrante dans deux étangs de ce type, aux eaux très claires, très alcalines et par conséquent, à forte conductivité.

Tandis que Mériaux (1978) et Géhu & Mériaux (1981) notent l'association dans des eaux eutrophes calciques, très anthropisées, Chaïb (1992) la place en eau oligotrophe à mésoeutrophe, ce qui confirme la large amplitude écologique de l'association.

✓ *Ranunculetum peltati* Sauer 1945

En Brenne, on rencontre cette association dans les mêmes conditions que le *Ranunculetum aquatilis* (tableau III, tableau IIIv annexe 13). Felzines (1982) mentionne des conditions mésotrophes et un substrat sablonneux ou argileux et Mériaux (1978) reconnaît *Ranunculus peltatus* comme indicatrice d'eaux peu minéralisées. En définitive, Chaïb (1992) remarque que la distinction entre le *Ranunculetum aquatilis* et le *Ranunculetum peltati* sur le plan trophique est délicate et les deux associations possèdent une plasticité écologique assez importante. Géhu & Mériaux (1981) indiquent pourtant que l'association se trouve dans des conditions moins eutrophes que le *Ranunculetum aquatilis* (Sauer 1945) Géhu 1961.

✓ Groupement à *Ranunculus circinatus*

Les relevés phytosociologiques ont été réalisés sur deux étangs, aux eaux nettement alcalines (dureté : 15,3 TH ; alcalinité : 140 mg/l, pH : 7,9), minéralisées (300 $\mu\text{S/cm}$) et trouble (20 cm) (tableau III, tableau IIIw annexe 13). Ces milieux peuvent être qualifiés d'eutrophes. D'ailleurs, le groupement est souvent accompagné de *Potamogeton pusillus* qui possède une écologie comparable. Le groupement vit donc dans des eaux riches en calcium et bien minéralisées (Chaïb 1992).

✓ Groupements à *Callitriche brutia* et à *C. platycarpa*

Les communautés occupent des surfaces très réduites (recouvrement inférieur à 0,1 %) et sont peu fréquentes sur les étangs étudiés (4 parmi les 42 plans d'eau).

Sur le plan physico-chimique, les groupements s'installent dans des eaux mésotrophes, peu alcalines (dureté : 8,6 TH ; alcalinité : 60 mg/l), claires (50 cm) et à conductivité moyenne (156 µS/cm) (tableau III, tableau IIIv annexe 13). Pour Mériaux & Wattez (1980), Mériaux (1982) et Chaïb (1992), le groupement à *Callitriche platycarpa* croît, par contre, dans des eaux fortement minéralisées et riches en nitrates.

III.4. GLYCERIO FLUITANTIS-NASTURTIETEA OFFICINALIS Géhu & Géhu-Franck 1987 (tableau IV)

La classe regroupe les associations de bordures d'étangs présentant des communautés flottantes et rampantes des eaux stagnantes ou légèrement flottantes, à fort marnage et sujettes à exondation estivale (Bardat *et al.* non publié)

III.4.1 Nasturtio officinalis-Glycerietalia fluitantis Pignatti 1953

❖ *Glycerio fluitantis-Sparganion neglecti* Braun-Blanq. & Sissingh *in* Boer 1942 *em.* Segal *in* Westhoff & den Held 1969

✓ *Glycerietum fluitantis* (Br.-Bl. 1925) Wilzek 1935

La glycériaie forme une ceinture végétale parfois dense au niveau des bordures peu profondes de dix étangs oligo-mésotrophes : teneurs en calcium faibles à légèrement alcalines (dureté : 6,8 à 20,4 TH ; alcalinité : 60 à 120 mg/l), eau peu à moyennement minéralisée (109 à 290 µS/cm), trouble à claire (20 à 90 cm) (tableau IV, tableau IVa annexe 13). Chaïb (1992) et Felzines (1982) citent les mêmes conditions oligo-mésotrophes et ce dernier indique que l'association constitue un facteur de comblement important par la production importante de matière organique. Clément (1986) a observé *Glyceria fluitans* dans les étangs mésotrophes.

✓ *Sparganietum simplicis* Tüxen 1958

On rencontre la sparganiaie à *Sparganium emersum* (Rubanier simple, synonyme *S. simplex*) dans des étangs mésotrophes, faiblement alcalins (dureté : 11,9 à 16,5 TH ; alcalinité : 80 à 130 mg/l), moyennement minéralisés (175 à 300 µS/cm) et en eau peu transparente (20 à 40 cm) (tableau IV, tableau IVb annexe 13). Dans la littérature, l'appréciation du niveau trophique diverge selon les auteurs : méso-eutrophe, légèrement acide et bien pourvue en calcium, pour Chaïb (1992) et oligotrophe, pour Felzines (1982).

✓ *Leersietum oryzoidis* (Krause *in* Tüxen 1955) Passarge 1957

L'Amicale phytosociologique (1969) signale que l'espèce, *Leersia oryzoides* (Faux-riz), est assez rare en Brenne, ce que semblent confirmer les résultats de cette étude.

Tableau IV : GLYCERIO FLUITANTIS-NASTURTIETEA OFFICINALIS Gêhu & Gêhu-Franck 1987

| n° colonne | 1 | 2 | 3 |
|---|------|-----|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 24 | 5 | 3 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 4,2 | 4 | 5,3 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | |
| profondeur (cm) | 22 | 7 | 6,7 |
| type de substrat | V,SV | V | V |
| PHYSICOCHEMIE (valeurs moyennes) | | | |
| pH | 7,7 | 8,1 | 7,8 |
| conductivité (µS/cm) | 180 | 260 | 190 |
| dureté (degré français) | 11 | 15 | 11 |
| alcalinité (mg/l) | 84 | 113 | 80 |
| transparence (cm) | 50 | 28 | 27 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | |
| % sol nu | 16 | 16 | 36,6 |
| % algues | 13,5 | 0 | 0 |
| % végétation | 97,5 | 88 | 100 |
| nb spécifique moyen | 9 | 7,8 | 8 |
| Caractéristiques d'association | | | |
| <i>Glyceria fluitans</i> | V | | |
| <i>Sparganium emersum</i> | | V | |
| <i>Leerzia oryzoides</i> | r | | V |
| Espèces des <i>Charatea fragilis</i> | | | |
| <i>Charopsis braunii</i> | I | I | |
| <i>Nitella opaca</i> | + | | |
| <i>Nitella syncarpa</i> | r | I | |
| <i>Nitella translucens</i> | I | | |
| <i>Chara fragilis</i> | r | | |
| <i>Nitellopsis obtusa</i> | r | | |
| <i>Nitella</i> sp. | r | | |
| Espèces des <i>Lemnetea minoris</i> | | | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | | I | |
| <i>Lemna minor</i> | II | | |
| Espèces des <i>Potametea pectinati</i> | | | |
| <i>Nymphaea alba</i> | r | | |
| <i>Nuphar lutea</i> | I | | |
| <i>Polygonum amphibium</i> | I | III | |
| <i>Potamogeton lucens</i> | I | | |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> | I | | |
| <i>Utricularia australis</i> | II | III | |
| <i>Potamogeton natans</i> | I | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | | II | |
| <i>Najas marina</i> | + | | |
| <i>Najas minor</i> | + | II | |
| <i>Elodea nuttallii</i> | + | | |
| <i>Potamogeton acutifolius</i> | r | | |
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | II | | |
| <i>Ranunculus tripartitus</i> | r | | |
| Espèces des <i>Littorelletea uniflorae</i> | | | |
| <i>Juncus bulbosus</i> | III | I | |
| <i>Scirpus fluitans</i> | I | | |
| <i>Apium inundatum</i> | r | | |

col. 1 : *Glycerietum fluitantis* (Br.-Bl. 1925) Wilzek 1935

col. 2 : *Sparganietum simplicis* Tüxen 1958

col. 3 : *Leersietum oryzoidis* (Krause in Tüxen 1955) Passarge 1957

| | | | |
|---|-----|----|--|
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | I | | |
| <i>Elatine hexandra</i> | r | | |
| <i>Ranunculus flammula</i> | III | | |
| <i>Potamogeton gramineus</i> | II | II | |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | | II | |
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp. <i>repens</i> | | II | |

Espèces des Isoeto Durieui-Juncetea bufonii

| | | | |
|------------------------------|---|---|----|
| <i>Echinochloacrus-galli</i> | | | IV |
| <i>Gnaphalium luteoalbum</i> | | | II |
| <i>Peplis portula</i> | + | | |
| <i>Gnaphalium uliginosum</i> | | I | |

Espèces des Bidentetea tripartitae

| | | | |
|--------------------------------|---|---|----|
| <i>Polygonum hydropiper</i> | | I | II |
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | | | II |
| <i>Bidens cernua</i> | | | II |
| <i>Bidens tripartita</i> | | I | |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | + | | |

Espèces des Phragmiti australis-Caricetea elatae

| | | | |
|---------------------------------|-----|-----|----|
| <i>Phragmites australis</i> | I | I | IV |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | I | | IV |
| <i>Sparganium erectum</i> | III | I | |
| <i>Lythrum salicaria</i> | IV | I | II |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | II | III | II |
| <i>Lycopus europaeus</i> | II | | IV |
| <i>Rorripa amphibia</i> | II | III | II |
| <i>Scirpus lacustris</i> | I | | |
| <i>Juncus effusus</i> | + | | II |
| <i>Eleocharis palustris</i> | + | | |
| <i>Iris pseudacorus</i> | r | | II |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | I | | |
| <i>Carex vesicaria</i> | r | | |
| <i>Carex pseudocyperus</i> | r | | |
| <i>Veronica scutellata</i> | II | | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | r | | |
| <i>Galium palustre</i> | I | | |

Espèces compagnes

| | | | |
|-------------------------------|---|----|----|
| <i>Agrostis canina</i> | + | | |
| <i>Amaranthus lividus</i> | | | II |
| <i>Potentilla tormentilla</i> | | | II |
| <i>Mentha arvensis</i> | r | | II |
| <i>Caldesia parnassifolia</i> | I | | |
| <i>Elatine alsinastrum</i> | r | | |
| <i>Ludwigia palustris</i> | r | II | |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | r | | |
| <i>Luronium natans</i> | r | | |
| <i>Utricularia minor</i> | r | | |

Le *Leersietum oryzoidis* n'a été observé, en effet, que sur trois étangs sur sol vaseux, en milieu méso-eutrophe, pauvre en calcium (dureté : 11 TH, alcalinité : 90 mg/l, pH : 7,8), moyennement minéralisée (190 µS/cm) et peu transparente (27 cm) (tableau IV, tableau IVc annexe 13). Pour Oberdorfer (1978), le substrat est également riche en matière organique et pauvre en calcium.

III.4.5. *LITTORELLETEA UNIFLORAE* Braun-Blanq. & Tüxen ex V. Westh., Dijk & Passchier 1946 (tableau V)

La classe correspond à une végétation vivace, rase, composée majoritairement d'espèces amphibies des bordures de plans d'eau plutôt oligotrophes (Bardat *et al.* 1999). Elle se caractérise par un état stérile à l'immersion et fertile durant l'exondation estivale des étangs (Chaïb 1992).

L'Amicale phytosociologique (1969) note que la végétation est « très fréquente en Brenne où elle est magnifiquement diversifiée autour des étangs ». Il semblerait que cette appréciation ne soit plus d'actualité car nos résultats montrent que les communautés appartenant à cette classe sont peu fréquentes et plutôt fragmentaires.

III.5.1. *Littorelletalia uniflorae* W. Koch 1926

❖ *Elodo palustris-Sparganion* Braun-Blanq. & Tüxen 1943 in Oberd. 1957

✓ Groupement à *Littorella uniflora*

Cette communauté est localisée en Brenne dans des étangs oligotrophes ou mésotrophes, avec une eau assez claire (transparence moyenne : 35 cm), peu minéralisée (170 µS/cm) et pauvre en calcium (dureté : 9,6 TH ; alcalinité : 73 mg/l) (tableau V). L'un des relevés se rapporte néanmoins à un plan d'eau très alcalin et eutrophe, mais le substrat demeure sablonneux (rel. 10 et 11, tableau Va annexe 13) et le groupement occupe un espace restreint. Des berges sablonneuses à pentes très douces et s'exondant rapidement associées à une lame d'eau peu profonde (entre 0 et 10 cm) constituent les biotopes les plus favorables à ce groupement. D'ailleurs, Clément & Touffet (1983b) l'ont observé dans des étangs bretons à caractère oligo-mésotrophe, à fond sablonneux et à forte variation hydrostatique. De même, Passarge (1964) indique un substrat sablonneux et une eau claire oligotrophe.

Dans les étangs du Centre-Est de la France, le groupement à *Littorella uniflora* est en régression, notamment en raison du piétinement des berges fréquentées pour les loisirs (Felzines 1982).

✓ *Pilularietum globuliferae* Tüxen 1955 ex Müller & Görs 1960

En Brenne, le groupement colonise les bordures planes d'étangs à faible profondeur (0 à 15 cm), sur des substrats sablo-vaseux ou argileux, sous la forme de petites plages souvent inférieures au mètre carré (tableau Vb annexe 13). D'après Szmeja & Clément (1990), il s'agit d'une communauté pionnière qui s'installe dans des systèmes perturbés ou dans des étangs nouvellement créés. La présence du groupement est indicatrice de la faible dynamique

de la végétation car *Pilularia globulifera* ne tolère pas la compétition avec d'autres espèces (Clément 1986).

L'association se développe dans une eau de qualité comparable à celle du groupement à *Littorella uniflora*, soit une eau oligotrophe à mésotrophe. Elle a toutefois été exceptionnellement rencontrée dans une eau riche en calcium (dureté : 18,7 TH ; alcalinité : 160 mg/l) et par conséquent, très minéralisée (410 μ S/cm) (rel. 1 tableau Vb annexe 13). Pour Felzines (1982), le *Pilularietum globuliferae* occupe aussi les étangs oligotrophes, en eau peu profonde et sur un substrat sablonneux. D'après Clément & Touffet (1983b), l'eutrophisation peut entraîner la disparition définitive de cette association.

Deux sous-associations, à *Eleocharis acicularis* et à *Juncus bulbosus*, également constatées par Felzines (1982) dans les étangs de la Puisaye, se distinguent nettement dans le tableau (rel. 1 à 9, tableau Vb annexe 13).

✓ *Eleocharitetum multicaulis* (All. 1922) R. Tx. 1937

Bien que le groupement se développe parfois en eau alcaline et très minéralisée, les valeurs moyennes des analyses d'eau révèlent plutôt une eau oligo-mésotrophe (conductivité : 187 μ S/cm), peu transparente (28 cm) et pauvre en calcium (dureté : 11 TH ; alcalinité : 80 mg/l) (tableau V, tableau Vc annexe 13). En Bretagne, Clément & Touffet (1983b) ont rencontré l'association, qu'ils qualifient d'acidocline, au niveau des ceintures externes des étangs et mares oligo-dystrophes.

Comme pour la majorité des communautés des *Littorelletea uniflora*, le substrat est sablonneux et la hauteur d'eau est faible (0 à 25 cm). Szmeja & Clément (1990) mentionnent un substrat sablonneux, couvert d'une pellicule de « matériau organique acide ».

✓ *Littorello-Isoetetum tenuissimae* (All. & Gaume 1931) *ass. nov.*

L'association, observée en Brenne en 1988 par Géhu & de Foucault, est localisée au centre de la France (Sologne, Brenne, Deux-Sèvres). Alors que, pour Rallet (1935), *Isoetes tenuissima* est « sans doute l'espèce la plus intéressante de la Brenne » et qu'elle est répandue sur tout le territoire, la présente étude n'a permis de répertorier que deux stations. La liste d'une quarantaine de localités abritant l'espèce en Brenne est même proposée par Rallet. Actuellement, l'espèce est en voie de raréfaction en Brenne (Plat, comm. pers.).

En Brenne, le substrat est sablonneux, l'eau est oligotrophe (conductivité : 130 μ S/cm), pauvre en calcium (dureté : 7,5 TH ; alcalinité : 45 mg/l) et claire (transparence : 55 cm). L'un des relevés présente une characée rare en Brenne et inféodée à des milieux oligotrophes, *Nitella tenuissima* (rel. 12, tableau Va annexe 13). De Foucault (1988), évoque également des grèves sablonneuses.

✓ Groupement à *Juncus heterophyllus*

Le groupement est associé à une eau claire (moyenne : 65 cm), oligo-mésotrophe (conductivité moyenne : 225 μ S/cm), sur substrat pauvre en calcium comme en contexte

Tableau V : LITTORELLETEA UNIFLORAE Braun-Blanq. & Tüxen ex V. Westh., Dijk & Passchier 1946

| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|------|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 9 | 2 | 22 | 8 | 7 | 33 | 21 | 5 | 60 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 1,5 | 4 | 1,3 | 3,5 | 4 | 3,2 | 2,5 | 3,4 | 2 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 1 | 10 | 2,6 | 5,2 | 18 | 15 | 16 | 27 | 7,6 |
| type de substrat | SV | S | V | S | SV | SV,V | SV | SV | S,SV |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | |
| pH | 7,6 | 7,8 | 7,5 | 7,9 | 7,5 | 7,6 | 7,5 | 7,5 | 7,7 |
| conductivité (µS/cm) | 170 | 133 | 171 | 187 | 225 | 150 | 160 | 170 | 211 |
| dureté (degré français) | 9,6 | 7,5 | 9,5 | 11 | 13 | 8,5 | 9 | 9 | 12 |
| alcalinité (mg/l) | 73 | 45 | 75 | 80 | 108 | 71 | 70 | 65 | 95 |
| transparence (cm) | 35,6 | 55 | 42 | 28 | 65 | 50 | 40 | 55 | 38 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | | |
| % sol nu | 16 | 0 | 15 | 2,5 | 3 | 10 | 17 | 10 | 13 |
| % algues | 0 | 20 | 1 | 2,5 | 3,6 | 15 | 4,5 | 2 | 10 |
| % végétation | 90 | 100 | 86 | 100 | 97 | 96 | 89 | 100 | 90 |
| nb spécifique moyen | 7,6 | 6 | 8 | 5,3 | 6,6 | 7,6 | 7,5 | 6,8 | 7 |

Caractéristiques d'association

| | | | | | | | | | |
|-------------------------------|----|-----|-----|---|---|---|----|---|----|
| <i>Littorella uniflora</i> | V | V | r | I | | | | | + |
| <i>Isoetes tenuissima</i> | | V | | | | | | | |
| <i>Pilularia globulifera</i> | I | | V | | | | | | + |
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | II | III | + | V | I | + | + | | |
| <i>Juncus heterophyllus</i> | | | | | V | r | | | |
| <i>Juncus bulbosus</i> | II | III | III | I | | V | II | I | II |
| <i>Scirpus fluitans</i> | | | I | | | | V | I | + |
| <i>Apium inundatum</i> | | | | | | + | I | V | r |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | II | | I | I | | + | | | V |

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

| | | | | | | | | | |
|---|-----|-----|-----|----|-----|-----|----|---|-----|
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp. <i>repens</i> | IV | | IV | II | | II | II | I | III |
| <i>Potamogeton gramineus</i> | II | | III | | II | III | II | I | III |
| <i>Hypericum helodes</i> | I | | + | I | | r | + | | r |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | III | III | III | II | III | | II | I | r |
| <i>Ranunculus flammula</i> | III | | II | II | III | II | I | I | + |
| <i>Galium debile</i> | | | r | | | | r | | |

Espèces des *Glycerio-Nasturtietea officinalis*

| | | | | | | | | | |
|---------------------------|--|--|---|--|--|---|----|--|---|
| <i>Glyceria fluitans</i> | | | | | | I | II | | + |
| <i>Sparganium emersum</i> | | | + | | | I | I | | r |

Espèces des *Charetea fragilis*

| | | | | | | | | | |
|----------------------------|--|-----|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Chara fragifera</i> | | | | I | | | + | | |
| <i>Nitella flexilis</i> | | | | | | r | + | | |
| <i>Charopsis braunii</i> | | | | | | | | | r |
| <i>Nitella opaca</i> | | | | | | r | | | |
| <i>Nitella hyalina</i> | | | | | | + | r | | |
| <i>Nitella syncarpa</i> | | | | I | | r | + | | |
| <i>Nitella translucens</i> | | | | | I | I | | | |
| <i>Nitella tenuissima</i> | | III | | | | | | | |
| <i>Chara connivens</i> | | | | | | r | | | |
| <i>Chara fragilis</i> | | | r | | | + | | | + |
| <i>Nitella</i> sp. | | | | | I | + | + | I | |
| <i>Chara</i> sp. | | | | | I | | r | | r |

Espèces des *Lemnetea minoris*

| | | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|--|--|---|--|--|--|--|---|
| <i>Riccia fluitans</i> | I | | | | | | | | |
| <i>Spirodela polyrrhiza</i> | | | | I | | | | | |
| <i>Lemna gibba</i> | | | | | | | | | r |

col. 1 : Groupement à *Littorella uniflora*

col. 2 : *Littorello-Isoetum tenuissima* (All. & Gaume 1931) ass. nov.

col. 3 : *Pilularietum globuliferae* Tüxen 1955 ex Müller & Görs 1960

col. 4 : *Eleocharitetum multicaulis* (All. 1922) R. Tx. 1937

col. 5 : Groupement à *Juncus heterophyllus*

col. 6 : Groupement à *Juncus bulbosus*

col. 7 : *Scirpetum fluitantis* (Allorge 1922) Lemée 1937

col. 8 : Groupement à *Apium inundatum*

col. 9 : *Eleocharitetum acicularis* (Baumann 1911) Koch 1926

Lemna minor I + +

Espèces des *Potametea pectinati*

Utricularia australis III I II II II II r
Ranunculus aquatilis I II II I I r I II
Nymphaea alba r I r
Nuphar lutea r
Polygonum amphibium I r r
Potamogeton lucens I r r
Potamogeton trichoides r r I
Potamogeton natans II I I I r
Ceratophyllum demersum r
Potamogeton pectinatus r
Najas marina r +
Najas minor I r r r
Myriophyllum verticillatum r
Elodea canadensis r
Potamogeton nodosus I I r r I
Potamogeton acutifolius I I III
Potamogeton pusillus I r
Myriophyllum spicatum I + r I
Ranunculus tripartitus r
Callitriche obtansugala r
Callitriche hermaphroditica
Potamogeton crispus I
Potamogeton zizii r
Zannichellia palustris I

Espèces des *Isoeto Durieui-Juncetea bufonii*

Elatine hexandra I r r II
Gypsophila muralis r
Exaculum pusillum II r I
Gnaphalium uliginosum r I +
Eleocharis ovata I r r
Cyperus fuscus r
Juncus articularis r
Juncus pygmaeus r
Juncus tenageia r r
Peplis portula +
Carex bohémica r
Scirpus setaceus r
Lythrum hyssopifolia r
Sagina procumbens r
Polygonum persicaria r
Echinochloa crus-galli r

Espèces des *Bidentetea tripartitae*

Ranunculus sceleratus r
Rumex maritimus I
Polygonum hydropiper r
Bidens tripartita II + + + I I
Alopecurus aequalis I + I
Rumex palustris r r
Bidens cernua I I r
Chenopodium polyspermum I
Polygonum lapathifolium r I + r
Bidens sp. I +
Potentilla supina +
Polygonum minus r
Polygonum aviculare r

| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|------|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 9 | 2 | 22 | 8 | 7 | 33 | 21 | 5 | 60 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 1,5 | 4 | 1,3 | 3,5 | 4 | 3,2 | 2,5 | 3,4 | 2 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 1 | 10 | 2,6 | 5,2 | 18 | 15 | 16 | 27 | 7,6 |
| type de substrat | SV | S | V | S | SV | SV,V | SV | SV | S,SV |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | |
| pH | 7,6 | 7,8 | 7,5 | 7,9 | 7,5 | 7,6 | 7,5 | 7,5 | 7,7 |
| conductivité (µS/cm) | 170 | 133 | 171 | 187 | 225 | 150 | 160 | 170 | 211 |
| dureté (degré français) | 9,6 | 7,5 | 9,5 | 11 | 13 | 8,5 | 9 | 9 | 12 |
| alcalinité (mg/l) | 73 | 45 | 75 | 80 | 108 | 71 | 70 | 65 | 95 |
| transparence (cm) | 35,6 | 55 | 42 | 28 | 65 | 50 | 40 | 55 | 38 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | | |
| % sol nu | 16 | 0 | 15 | 2,5 | 3 | 10 | 17 | 10 | 13 |
| % algues | 0 | 20 | 1 | 2,5 | 3,6 | 15 | 4,5 | 2 | 10 |
| % végétation | 90 | 100 | 86 | 100 | 97 | 96 | 89 | 100 | 90 |
| nb spécifique moyen | 7,6 | 6 | 8 | 5,3 | 6,6 | 7,6 | 7,5 | 6,8 | 7 |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|-----|
| <i>Lythrum salicaria</i> | III | III | II | III | III | III | II | I | II |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | | | III | I | II | II | II | | III |
| <i>Phragmites australis</i> | II | III | II | I | | II | II | | + |
| <i>Lycopus europaeus</i> | II | | I | I | I | I | I | | I |
| <i>Eleocharis palustris</i> | | III | I | I | II | II | II | I | + |
| <i>Rorripa amphibia</i> | | | I | | I | I | I | II | I |
| <i>Veronica scutellata</i> | | | I | | II | II | + | | + |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | I | | | | | I | | | + |
| <i>Sparganium erectum</i> | | | I | | | | I | III | I |
| <i>Scirpus maritimus</i> | | | | | II | | | | |
| <i>Scirpus lacustris</i> | | | | I | | + | | | + |
| <i>Typha angustifolia</i> | | | | | II | | | | + |
| <i>Juncus effusus</i> | | | | | | r | I | | r |
| <i>Iris pseudacorus</i> | I | | r | | | r | r | | |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | | | | | I | + | | | + |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | | | | | | | r | | |
| <i>Carex elata</i> | | | | | | | + | | |
| <i>Carex vesicaria</i> | | | | | | r | | | |
| <i>Juncus acutiflorus</i> | I | | r | | | | + | | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | II | | + | I | | + | + | | |
| <i>Galium palustre</i> | | | r | | | I | r | | r |
| <i>Carex sp.</i> | | | + | | | + | | | |

Espèces compagnes

| | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----|--|---|---|--|---|----|----|---|
| <i>Luronium natans</i> | | | | | | I | | I | r |
| <i>Agrostis canina</i> | I | | I | | | + | r | | r |
| <i>Alisma lanceolatum</i> | | | r | | | r | | | r |
| <i>Amaranthus lividus</i> | | | | | | | | | r |
| <i>Anagallis tenella</i> | | | | | | r | | | |
| <i>Bryum sp.</i> | | | r | | | | | | |
| <i>Caldesia parnassifolia</i> | | | r | I | | I | II | I | + |
| <i>Calliergonella cuspidata</i> | | | | | | | r | II | |
| <i>Cardamine parviflora</i> | | | r | | | | | | |
| <i>Cirsium dissectum</i> | I | | | | | | | | |
| <i>Cirsium palustre</i> | | | r | | | | | | |
| <i>Elatine alsinastrum</i> | | | r | | | | | | |
| <i>Elatine hydropiper</i> | | | | | | | | | r |
| <i>Juncus articulatus</i> | | | | | | | | | r |
| <i>Lotus tenuis</i> | | | | | | + | | | r |
| <i>Ludwigia palustris</i> | | | + | | | I | r | | + |
| <i>Mentha arvensis</i> | II | | r | I | | I | r | I | r |
| <i>Mentha pulegium</i> | | | r | | | | | | r |

| | | | | | | |
|-----------------------------|---|--|---|---|---|---|
| <i>Myosotis scorpioides</i> | | | | + | I | + |
| <i>Plantago major</i> | | | | | | r |
| <i>Ranunculus sardous</i> | | | | | | r |
| <i>Rorippa islandica</i> | | | | | | r |
| <i>Rubus affinis</i> | | | r | | | |
| <i>Salix cinerea</i> | | | | | | r |
| <i>Salix</i> sp. | I | | | | | |
| <i>Samolus valerandi</i> | | | | | r | |
| <i>Sphagnum</i> sp. | | | I | | | r |
| <i>Trifolium repens</i> | | | | I | r | |
| <i>Utricularia minor</i> | | | | | + | r |

calcaire : les valeurs de la dureté (6,8 à 20,4, TH), de l'alcalinité (60 à 180 mg/l) et de la conductivité (123 à 413 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont donc très variables (tableau V, tableau Vd annexe 13). Clément & Touffet (1988) citent *Juncus heterophyllus* comme espèce caractéristique des milieux oligotrophes.

✓ Groupement à *Juncus bulbosus*

Les groupements à Jonc bulbeux sont assez répandus parmi les étangs étudiés (13 sur 42) et peuvent recouvrir des surfaces importantes sur un même étang (recouvrement maximal estimé à 10 %) (tableau Ve annexe 13). Lorsqu'elles sont immergées (ex : rel. 1 à 5, tableau Ve annexe 13), les communautés se présentent sous la forme de gazons comparables à ceux formés par l'*Eleocharis acicularis*.

Les plans d'eau sont sablonneux, oligo-mésotrophes, avec une eau pauvre en calcium (dureté : 8,5 TH ; alcalinité : 71 mg/l), transparente (50 cm) et peu minéralisée (150 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Le groupement peut néanmoins se développer dans des eaux faiblement alcalines (dureté : 15,3 TH ; alcalinité : 100 mg/l) et plus minéralisées (257 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tableau V). De même, Chaïb (1992) indique que le groupement affectionne les substrats minéraux pourvu qu'ils soient acides sauf quelques rares exceptions (milieu riche en calcium). Szymeja & Clément (1990) ont observé cette communauté sur substrat sablonneux au niveau de secteurs perturbés par l'érosion des vagues. Les auteurs notent qu'en Poméranie (Pologne), le groupement est oligotrophique à oligo-dystrophique.

✓ *Scirpetum fluitantis* (Allorge 1922) Lemée 1937

Comme l'ensemble des groupements des *Littorelletea uniflorae*, le *Scirpetum fluitantis* peuple les zones d'étangs oligo-mésotrophes de faible profondeur (moins de 20 cm) (conductivité : 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et plutôt pauvres en calcium (dureté : 9 TH ; alcalinité : 70 mg/l) (tableau V, tableau Vf annexe 13). Felzines (1982) mentionne le groupement entre 20 et 40 cm de profondeur, sur une grève sablonneuse d'un étang de la Puisaye.

✓ Groupement à *Apium inundatum*

Les milieux favorables à ce groupement en Brenne sont oligo-mésotrophes (conductivité : 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et présentent une eau pauvre en calcium (dureté : 9 TH, alcalinité : 65 mg/l), transparente (55 cm) (tableau V, tableau Vg annexe 13) tandis qu'en Haute-Normandie, ils sont de type méso-eutrophes, et moyennement pourvus en calcium (Chaïb 1992).

❖ *Eleocharition acicularis* Pietsch 1967 em. Dierssen 1975

✓ *Eleocharitetum acicularis* (Baumann 1911) Koch 1926

Les communautés d'*Eleocharis acicularis* semblent s'accommoder de conditions écologiques très différentes : contexte acide ou alcalin (dureté : 6,8 à 16,5 TH ; alcalinité : 45 à 180 mg/l), eau faiblement ou très minéralisée (119 à 413 $\mu\text{S}/\text{cm}$), trouble ou très

transparente (14 à 80 cm) (tableau V, tableau Vh annexe 13). La moyenne des valeurs physico-chimiques indique une tendance mésotrophe. Pour Szmeja & Clément (1990), l'*Eleocharitetum acicularis* colonise les fonds sablonneux ou sablo-limoneux des lacs oligotrophes à oligo-mésotrophes neutres ou faiblement basiques (pH : 7,5 - 8,2).

On distingue, par ailleurs, une sous-association à *Elatine hexandra* dans six étangs de la Brenne (rel. 1 à 16, tableau Vh annexe 13). D'après Szmeja & Clément (1990), cette sous-association assure la transition entre les *Littorelletea uniflorae* et les *Isoeto durieui-Juncetea bufonii*. Les auteurs notent, en effet, que les espèces annuelles se développent au détriment des vivaces lorsque l'épaisseur du sédiment augmente.

III.6. ISOETO DURIEUI-JUNCETEA BUFONII Braun-Blanq. & Tüxen ex V. West., Dijk & Paschier 1946 (tableau VI)

La classe correspond à une végétation pionnière riche en annuelles, hygrophile à mésohygrophile, des sols exondés ou humides, oligotrophes à mésotrophes (Bardat *et al.* 1999). L'évaporation naturelle de l'eau en été, ainsi que la mise en assec périodique des étangs, conduisent, en effet, à l'installation de communautés terrestres thérophytiques sur la vase exondée. L'apparition de ces espèces peut être due, soit à des introductions par des oiseaux d'eau, soit à la présence d'une banque de graines située dans la vase. Les semences de ce stock grainier sont, en effet, capables de se maintenir à l'état de vie latente durant de nombreuses années (Duvigneaud & Coppa 1993).

En 1988, Géhu & de Foucault remarquent que « les végétations dominées par des thérophytes occupent des surfaces assez importantes autour des étangs de la Brenne ». D'après nos observations, ces communautés apparaissent de nos jours assez fragmentaires.

Selon Géhu & de Foucault (1988), la diversification de ces végétations est fonction de leur niveau trophique et de leur position topographique. Ils distinguent ainsi deux catégories de groupements thérophytiques en Brenne : des communautés oligotrophiques (groupement à *Gypsophila muralis* et *Exaculum pusillum*, *Radiolo-Cicendietum filiformis* de Foucault 1984) et des communautés mésotrophiques (*Eleocharo-Caricetum bohemicae* (Klika 1935) Pietsch 1961) à eutrophiques (groupements à *Cyperus fuscus* et *C. flavescens*, *Cypero-Limoselletum aquaticae* (Ober. 1957) Korn. 1960, faciès à *Scirpus supinus* et communautés des *Bidentetea tripartitae*).

Le *Radiolo-Cicendietum filiformis* de Foucault 1984, l'*Eleocharo-Caricetum bohemicae* et le groupement à *Cyperus flavescens* n'ont pas été observés lors de cette étude. Par contre, un faciès à *Scirpus supinus* très appauvri, a été relevé sur les plages sablonneuses exondées d'un étang oligotrophe.

III.6.1. Isoetetalia durieui Braun-Blanq. 1936 em. Rivas Goday 1970

❖ *Cicendion filiformis* (Rivas Goday in Rivas Goday & Borja 1961) Braun-Blanq. 1967

✓ Groupement à *Gypsophila muralis*

Le groupement occupe de très petites surfaces (moins de 0,25 m²) sur le sable d'un étang en assec et en bordure exondée d'un autre plan d'eau (tableau VI, tableau VIa annexe

Tableau VI : *ISOETO DURIEUI-JUNCETEA BUFONII* Braun-Blanq. & Tüxen ex V. West.,

| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|--------------------------------------|-------|-------|------|------|------|------|-----|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 4 | 4 | 3 | 10 | 3 | 4 | 2 | 13 |
| surface moyenne des relevés (m²) | 1,75 | 2 | 1,3 | 2,52 | 1 | 0,83 | 0,5 | 1,9 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 1,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19,5 |
| type de substrat | S | S | S | S,V | S | S | V | S |
| PHYSICOCHIMIE des étangs | | | | | | | | |
| pH | 7,7 | 8 | 8,1 | 8,3 | 8 | 7,7 | 7,8 | 7,8 |
| conductivité (µS/cm) | 187 | 190 | 280 | 340 | 210 | 250 | 170 | 183 |
| dureté (degré français) | 9,6 | 11 | 14 | 17 | 14 | 14 | 6,5 | 10 |
| alcalinité (mg/l) | 73 | 80 | 105 | 130 | 90 | 120 | 60 | 78 |
| transparence (cm) | 40 | 20 | 25 | 25 | 40 | 17 | 17 | 38 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | |
| % sol nu | 17,5 | 23,75 | 16,7 | 21 | 36,7 | 18,3 | 30 | 11,9 |
| % algues | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 30,4 |
| % végétation | 82,5 | 76,25 | 83,3 | 82 | 63,3 | 81,7 | 70 | 91,5 |
| nb spécifique moyen | 15,25 | 15,25 | 11,7 | 10,8 | 7,7 | 11,3 | 4 | 7,15 |

Caractéristiques d'association:

| | | | | | | | | |
|-------------------------------|----|----|---|----|---|----|---|----|
| <i>Eleocharis ovata</i> | V | V | V | II | | | | II |
| <i>Limosella aquatica</i> | | V | | | | | | + |
| <i>Juncus bufonius</i> | | II | V | I | | II | | |
| <i>Cyperus fuscus</i> | II | II | | V | | | | + |
| <i>Gypsophila muralis</i> | | | | | V | | | |
| <i>Exaculum pusillum</i> | | | | | | IV | | |
| <i>Gnaphalium luteo album</i> | | | | | | V | | I |
| <i>Damasonium alisma</i> | | | | | | | V | |
| <i>Elatine hexandra</i> | | | | | | | | V |

Espèces des *Isoeto Durieui-Juncetea bufonii*

| | | | | | | | | |
|-------------------------------|----|-----|----|---|----|----|--|---|
| <i>Gnaphalium uliginosum</i> | IV | IV | II | I | | II | | + |
| <i>Juncus pygmaeus</i> | | | | | | II | | |
| <i>Peplis portula</i> | | III | IV | | | | | |
| <i>Carex bohémica</i> | II | | | | | | | |
| <i>Scirpus setaceus</i> | | | | | | II | | |
| <i>Lyttrum hyssopifolia</i> | | II | II | | II | II | | + |
| <i>Echinochloa crus-galli</i> | IV | IV | V | + | IV | | | I |
| <i>Cyperus michelianus</i> | IV | V | IV | | | | | + |
| <i>Ornithopus perpusillus</i> | | II | | | | | | |
| <i>Corrigiola litoralis</i> | | II | | | II | | | |

Espèces des *Bidentetea tripartitae*

| | | | | | | | | |
|--------------------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|--|----|
| <i>Rumex maritimus</i> | II | II | | | | | | |
| <i>Bidens tripartita</i> | IV | | IV | II | | III | | + |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | II | | | | II | | | II |
| <i>Rumex palustris</i> | II | | | I | | | | |
| <i>Bidens cernua</i> | II | | | II | | | | |
| <i>Chenopodium polyspermum</i> | II | | | | | | | |
| <i>Chenopodium rubrum</i> | | | | + | | | | |
| <i>Polygonum persicaria</i> | | II | | I | | | | |
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | IV | III | II | II | IV | | | + |
| <i>Potentilla supina</i> | IV | V | V | IV | II | II | | II |
| <i>Polygonum minus</i> | | III | II | | | | | II |
| <i>Polygonum aviculare</i> | | II | | | II | | | + |
| <i>Spergularia rubra</i> | | II | | | III | | | + |
| <i>Amaranthus lividus</i> | II | II | II | + | | | | |
| <i>Bidens sp.</i> | | | | II | | | | |
| <i>Ranunculus sceleratus</i> | III | II | II | IV | | | | + |

Espèces des *Glycerio-Nasturtietea officinalis*

| | | | | | | | | |
|--------------------------|----|--|--|--|--|--|--|--|
| <i>Leerzia oryzoides</i> | II | | | | | | | |
|--------------------------|----|--|--|--|--|--|--|--|

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

| | | | | | | | | |
|---|-----|-----|----|----|--|-----|-----|----|
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | | | | + | | | | |
| <i>Juncus bulbosus</i> | II | III | | | | III | III | II |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | III | II | | II | | | | I |
| <i>Elatine hexandra</i> | II | III | II | | | | | |
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp. <i>repens</i> | II | | | | | | | I |

Espèces des *Charetea fragilis*

| | | | | | | | | |
|----------------------------|--|--|--|--|--|--|--|----|
| <i>Chara fragilis</i> | | | | | | | | II |
| <i>Nitella flexilis</i> | | | | | | | | + |
| <i>Charopsis braunii</i> | | | | | | | | + |
| <i>Nitella translucens</i> | | | | | | | | + |
| <i>Chara sp.</i> | | | | | | | | + |

col. 1 : Groupement à *Eleocharis ovata*

col. 2 : *Cypero-Limoselletum aquaticae* (Oberd. 1957) Korneck 1960

col. 3 : Groupement à *Juncus bufonius*

col. 4 : Groupement à *Cyperus fuscus*

col. 5 : Groupement à *Gypsophylla muralis* et *Exaculum pusillum*

col. 6 : *Gnaphalo luteo albi-Exaculetum pusilli* (Royer 1973) de Foucault 1988

col. 7 : Groupement à *Damasonium alisma*

col. 8 : Groupement à *Elatine hexandra*

Espèces des *Lemnetea minoris*

| | | | | | | | |
|--------------------|----|--|--|--|--|--|--|
| <i>Lemma gibba</i> | II | | | | | | |
| <i>Lemma minor</i> | II | | | | | | |

Espèces des *Potametea pectinati*

| | | | | | | | |
|------------------------------------|----|----|-----|---|--|--|----|
| <i>Polygonum amphibium</i> | | | | + | | | |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | II | | | | | | + |
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | II | IV | III | I | | | II |
| <i>Ranunculus peltatus</i> | | | | I | | | |
| <i>Ranunculus circinatus</i> | | | | + | | | |
| <i>Ranunculus trichophyllus</i> | | | | I | | | |
| <i>Callitriche</i> sp. | | II | | | | | |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | | | | | | | II |
| <i>Potamogeton trichoides</i> | | | | | | | II |
| <i>Potamogeton pectinatus</i> | | | | | | | + |
| <i>Najas marina</i> | | | | | | | + |
| <i>Najas minor</i> | | | | | | | I |
| <i>Potamogeton crispus</i> | | | | | | | II |
| <i>Callitriche hermaphroditica</i> | | | | | | | + |
| <i>Callitriche obtusangula</i> | | | | | | | + |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | | | | | | |
|---------------------------------|-----|-----|----|-----|----|-----|--------|
| <i>Phragmites australis</i> | II | II | | I | | II | |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | | | | + | | | |
| <i>Scirpus maritimus</i> | | | | II | | | |
| <i>Juncus effusus</i> | | | | | | II | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | | | | | | | III |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | III | | | I | | | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | IV | II | II | III | | | III II |
| <i>Veronica scutellata</i> | | | | I | | III | |
| <i>Rorippa amphibia</i> | V | III | II | | | | + |
| <i>Galium palustre</i> | | | | II | II | | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | II | II | IV | II | II | III | + |
| <i>Lythrum salicaria</i> | II | | | + | | II | + |
| <i>Carex</i> sp. | | | | | | II | |

Espèces compagnes

| | | | | | | | |
|------------------------------------|-----|----|----|-----|----|-----|-----|
| <i>Agrostis canina</i> | | | | | | III | |
| <i>Alisma lanceolatum</i> | | | | | | | III |
| <i>Bryum</i> sp. | | | | | | II | |
| <i>Calliergonella cuspidata</i> | | | | | | II | |
| <i>Calystegia sepium</i> | | | | + | | | |
| <i>Campylopus introflexus</i> | | | | | | II | |
| <i>Cynodon dactylon</i> | | | | | II | | |
| <i>Hernaria glabra</i> | II | | | | | | |
| <i>Lotus corniculatus</i> | | II | | | | | |
| <i>Lotus hispidus</i> | | | | | II | | |
| <i>Lotus tenuis</i> | | IV | | | II | II | |
| <i>Lotus uliginosus</i> | | | II | | | | |
| <i>Ludwigia palustris</i> | III | | | | | | III |
| <i>Lysimachia nummularia</i> | | | | | | | |
| <i>Mentha aquatica</i> | | | | + | | | |
| <i>Mentha arvensis</i> | | | | + | | | |
| <i>Mentha pulegium</i> | | | | | | | + |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | | | II | + | | | |
| <i>Panicum capillare</i> | II | | | + | | | |
| <i>Plantago lanceolata</i> | | | | + | | | |
| <i>Plantago major</i> | II | II | | + | IV | | |
| <i>Poa annua</i> | | | | | II | | |
| <i>Ranunculus acer</i> | | | | + | | | |
| <i>Rorippa islandica</i> | | | | III | | | I |
| <i>Rumex crispus</i> | | | | + | | | |
| <i>Rumex</i> sp. | II | | II | | | | |
| <i>Salix</i> sp. | | | | | | III | |
| <i>Trifolium arvense</i> | | | | | | | I |
| <i>Trifolium repens</i> | | | | | II | II | |
| <i>Verbena officinalis</i> | | | | | II | | |
| <i>Veronica anagallis aquatica</i> | II | | I | | | | |
| <i>Chara</i> sp. | | | | | | | + |

13). Les relevés correspondent à un faciès appauvri du groupement à *Gypsophila muralis* et *Exaculum pusillum*, décrit en Brenne par Géhu & de Foucault (1988), qu'ils considèrent comme un groupement oligotrophique de bas niveau topographique (rel. 21 à 23, tableau VIa annexe 13). Ces auteurs l'ont observé au contact des communautés de vivaces des *Littorelletea uniflorae*.

- ✓ *Gnaphalo luteo albi-Exaculetum pusilli* (Royer 1973) de Foucault 1988

Trois relevés ont été rapportés à cette association qui s'installe dans des conditions comparables à celles du groupement à *Gypsophila muralis* et *Exaculum pusillum*, sur substrat sablonneux (tableau VI, tableau VIa annexe 13). Notons la présence de *Lotus tenuis*, *Agrostis canina* et *Veronica scutellata*, dans deux des relevés, qui coïncide avec la variation à *Exaculum pusillum-Veronica scutellata* du groupement à *Lotus tenuis-Agrostis canina* décrit par Royer (1974) dans les étangs de la Puisaye et remarquée en Brenne par Géhu & de Foucault (1988).

III.6.2. *Elatino triandrae-Cyperetalia fusci* de Foucault 1988 [10]

Cet ordre regroupe, selon de Foucault (1988), « les végétations thérophytiques mésotrophiques à eutrophiques de bas niveau topographique, présentant souvent des relations avec les *Bidentetea*, vers lesquelles elles peuvent évoluer par sur-eutrophisation ».

- ❖ *Eleatino triandrae-Eleocharition ovatae* (W. Pietsch & Müll.-Stoll 1968) Pietsch 1969

- ✓ Groupement à *Eleocharis ovata*

Ce groupement (rel. 1 à 4, tableau VIa annexe 13) pourrait correspondre à un faciès appauvri de l'*Eleocharo-Caricetum bohemicae* (Klika 1935) Pietsch 1961 observé par Géhu & de Foucault (1988) en Brenne et décrit en conditions mésotrophes à eutrophes, de bas niveau topographique (fonds d'étangs en assec). L'*Eleocharo-Caricetum bohemicae* est considéré par Royer (1974) comme « un groupement propre aux vases et sables limoneux acides asséchés des étangs, dont l'optimum est sub-automnal ».

Notons que Chaïb (1992) signale l'espèce, *Eleocharis ovata*, en voie de raréfaction sur l'ensemble de son aire.

- ✓ Groupement à *Juncus bufonius* (Passarge 64) Philippi 68

Les relevés montrent le Jonc des crapauds en mélange avec *Eleocharis ovata* et *Cyperus fuscus* ainsi que des espèces des *Bidentetea tripartitae* (*Polygonum minus*, *Bidens tripartita*, *Potentilla supina*...) (rel. 9 à 12, tableau VIa annexe 13). Philippi (1973 in Oberdorfer 1978) mentionne également la compagnie de *Cyperus fuscus*.

Tandis qu'en Brenne, le substrat est sablonneux, Chaïb (1992) et Frileux (1977) placent ce groupement respectivement, sur argiles, parfois mêlés à des sables décalcifiés et sur limons sablonneux.

✓ *Elatinetum hexandrae* Corillion 1957 *n. nov.*

Paradoxalement, les relevés phytosociologiques présentent non pas des espèces des *Isoeto Durieui-Juncetea Bufonii*, mais plutôt des espèces caractéristiques des *Littorelletea uniflorae* (rel. 27 à 39, tableau VIa annexe 13). Cette même constatation a conduit Felzines (1982) à ranger l'association dans les *Littorelletea uniflorae*. Cependant, cette classe regroupe des espèces vivaces et ne peut donc inclure des thérophytes comme l'Elatine à six étamines (*Elatine hexandra*). Ainsi, nous placerons l'*Elatinetum hexandrae* dans la classe des *Isoeto Durieui-Juncetea Bufonii*, à l'instar de Szemja & Clément (1990) et de Julve (1993). La place de l'association dans le synsystème mériterait toutefois d'être réexaminée.

En raison de sa position topographique (de 0 à 40 cm), *Elatine hexandra* est accompagnée d'espèces tant émergées, appartenant aux *Littorelletea uniflorae* telle *Juncus bulbosus* (rel. : 1 à 3, tableau VIa annexe 13) ou *Baldellia ranunculoides*, qu'immergées (*Potametea pectinati* : rel. : 1 à 3 et rel. : 5 à 9, tableau VIa annexe 13). Corillion (1957), dans le Massif armoricain et la Dombes et Felzines (1982), dans les étangs du Bourbonnais, ont fait le même constat. De même, Lambert-Servien *et al.* (1998) ont observé *Elatine hexandra* « en milieu vaseux, exondé ou non, en association ou en concurrence avec des espèces appartenant aux *Littorelletea* et aux *Phragmitetea* ».

Le substrat étudié en Brenne est sablonneux à sablo-vaseux tandis que l'eau est globalement mésotrophe, légèrement alcaline (dureté : 10 TH ; alcalinité : 78 mg/l), peu minéralisée (183 µS/cm) et assez transparente (38 cm) (tableau VI). Pour Felzines (1982) le substrat est aussi sablonneux et les étangs, oligotrophes à mésotrophes, sont de profondeur variable (0,6 à 0,8 m).

✓ *Cypero-Limoselletum aquaticae* (Oberd. 1957) Korneck 1960

Les caractéristiques de l'association sont particulièrement mal représentées dans nos relevés (rel. 5 à 8, tableau VIa annexe 13). *Cyperus fuscus* (présent dans un relevé sur quatre) et *Riccia crystallina* font, en effet, défaut. Il s'agit donc ici d'un faciès très appauvri de l'association avec la présence de la seule *Limosella aquatica*. De même, Géhu & de Foucault (1988) n'ont observé qu'un « fragment du *Cypero-Limoselletum aquaticae* » en Brenne, dans des fonds d'étangs eutrophes correspondant aux mêmes conditions trophiques décrites dans cette étude (conductivité : 340 µS/cm, transparence : 25 cm) (tableau VI). Royer (1974) indique qu'il s'agit « d'une association pionnière, très ouverte sur des plaques de vases desséchées séparées par des fentes de retrait » et qu'elle colonise les vases noirâtres des étangs enrichis en matière organique. L'auteur note que le faciès est très fugace et qu'il évolue vite vers un groupement à *Bidens*. D'ailleurs, on constate dans le tableau (rel. 6 et 7, tableau VIa annexe 13), la présence de *Peplis portula* considérée par Duvigneaud & Havrenne (1985), comme une sous-association des sols vaseux plus asséchés, située à un niveau un peu plus élevé et qui assure la liaison avec les *Bidentetea tripartitae*.

III.6.3. *Nanocyperetalia flavescens* Klika 1935 *em.* de Foucault 1988

❖ *Nanocyperion flavescens* W. Koch *ex* Libbert 1932

L'Amicale phytosociologique (1969) note que « la végétation est fréquente en Brenne et magnifiquement diversifiée dans les fonds d'étangs temporairement asséchés ».



Photo n°5. Illustration d'une rive d'étang, à dominante sableuse, exondée en fin d'été : des espèces amphibies et terrestres des Littorelletea uniflorae et des Isoetes durieui-Juncetea bufonii forment un véritable « gazon » entre les touffes de Juncus effusus (Jonc épars).



Photo n°6. Tapis de Baldellia ranunculoides (Flûteau fausse-renoncule) (espèce des Littorelletea uniflorae) sur la vase exondée encore humide en bord d'étang.

✓ Groupement à *Cyperus fuscus*

Le groupement est lié à des substrats plus riches (sablonneux à vaseux) que dans le cas des associations précédentes. On constate d'ailleurs la présence de nombreuses espèces des *Bidentetea tripartitae* qui dénotent d'un caractère plus eutrophique (rel. 12 à 20, tableau VIa annexe 13). De plus, les étangs hébergeant cette communauté sont de nature eutrophe et très alcaline. Ces résultats coïncident avec les observations de Géhu & de Foucault (1988) en Brenne qui mentionnent un milieu eutrophe, de niveau topographique inférieur sur limons ou vases. D'ailleurs, pour Duvigneaud *et al.* (1986), *Cyperus fuscus* est une espèce caractéristique de la « colonisation initiale des vases fluides exondées ». Par contre, aucun groupement à *Cyperus flavescens* n'a été aperçu, contrairement à ce que Géhu & de Foucault (1988) ont auparavant observé.

III.7. BIDENTETEA TRIPARTITAE Tüxen, W. Lohmeyer & Preising *in* Tüxen 1950 (tableau VII)

La classe correspond à une végétation pionnière annuelle et hygrophile des sols enrichis en azote, s'asséchant partiellement en été (Bardat *et al.* 1999). Ces communautés de thérophytes colonisent donc des vases émergentes eutrophes et nitrophiles. Elles ont un développement optimal en fin d'été et peuvent parfois s'imbriquer avec les communautés des *Isoeto durieui-Juncetea bufonii*, si elles sont trop précoces (Chaïb 1992).

L'Amicale phytosociologique (1969) indique que cette végétation est fréquente en Brenne en bordure d'étangs, dans les ornières ou le fond des étangs asséchés. Les relevés effectués lors de cette étude sont peu nombreux (22 relevés) en particulier, du fait que seuls deux étangs en assec ont été prospectés.

III.7.1. Bidentetalia tripartitae Braun-Blanq. & Tüxen *ex* Klika *in* Klika & Hadac 1944

❖ *Bidention tripartitae* Nordh. 1940 *em.* Tüxen *in* Poli & J. Tüxen 1960

✓ Groupement à *Bidens cernua*

En Brenne, le groupement se développe sur la vase, en bordure d'étangs eutrophes (transparence : 20 cm ; conductivité : 225 µS/cm), à alcalinité très variable (dureté : 5,1 à 18,7 TH ; alcalinité : 60 à 160 mg/l) (tableau VII). Pour Chaïb (1992), le substrat est argileux, avec une épaisse couche de matière organique. Comme l'a également constaté cet auteur, le groupement se trouve parfois en mélange avec *Bidens tripartita* (rel. 10 et 11, tableau VIIa annexe 13).

✓ *Ranunculetum scelereti* Sissingh *in* R. Tüxen 50 *em.* Passarge 1959

Les relevés présentent *Ranunculus sceleratus* en mélange avec *Bidens cernua* et *Polygonum lapathifolium* (rel. 6 et 7, tableau VIIa annexe 13). Situés sur la vase exondée des berges d'un étang, ces groupements sont imbriqués les uns dans les autres. Le plan d'eau est de type eutrophe, avec une eau trouble (25 cm), très alcaline (dureté : 17 TH, alcalinité : 130

mg/l) et très minéralisée (370 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tableau VII). Pour Chaïb (1992), *Ranunculus sceleratus* s'installe sur des sols riches en matière organique, voire tourbeux et riches en calcium. Dans un étang des Ardennes, Duvigneaud & Coppa (1993) ont observé le groupement sur la vase encore fraîche ; selon ces auteurs, le *Ranunculetum scelereti* se présente comme « un stade printanier de la colonisation des vases exondées ».

✓ *Ranunculo scelerati-Rumicetum maritimi* Sissingh (1946) 1966

Un seul relevé peut être rattaché à cette association qui présente de nombreuses espèces imbriquées des *Isoeto durieui-Juncetea bufonii* (rel. 8, tableau VIIa annexe 13). Le *Ranunculo scelerati-Rumicetum maritimi* croît sur les grèves sablonneuses recouvertes de vase, tout comme l'a constaté Frileux (1977). Le plan d'eau est de type méso-eutrophe : le milieu aquatique est pauvre en calcium (dureté : 6,5 TH et alcalinité : 60 mg/l), moyennement minéralisé (170 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et trouble (17 cm) (tableau VII).

✓ *Polygono hydropiperis-Bidentetum tripartitae* Lohmeyer in Tüxen 1950

Le *Polygono hydropiperis-Bidentetum tripartitae* prospère en milieu vaseux, en bordure d'étangs eutrophes, riches en calcium (dureté : 16,5 TH, alcalinité : 120 mg/l), aux eaux troubles (27 cm) et très minéralisées (305 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (rel. 9 à 11, tableau VIIa annexe 13). Chaïb (1992) n'a pas observé l'association en Haute-Normandie mais précise que *Polygonum hydropiper* se développe sur un substrat argileux et acide, riche en matière organique et dans des « milieux enrichis en nitrates par les déjections animales et l'aération du sol dû au défonceur par les sabots des animaux ». Par contre, *Bidens tripartita* ne tolérerait pas le piétinement ce qui explique que les deux espèces ne sont pas toujours présentes ensemble et qu'elles se rapportent, dans ce cas, à deux associations différentes.

✓ *Bidentetum tripartitae* Koch 1926

A l'instar des autres groupements de la classe, le *Bidentetum tripartitae* peuple les bords d'étangs méso-eutrophes, sur un substrat enrichi en matière organique. Par contre, l'association semble indifférente à la teneur en calcium : le substrat peut être acide comme alcalin. Chaïb (1992) a d'ailleurs fait le même constat dans les étangs de Haute-Normandie.

Par ailleurs, les relevés mettent en évidence la formation de mosaïques avec des espèces des *Isoeto Durieui-Juncetea Bufonii* ou des *Phragmiti australis-Caricetae elatae* (rel. 12 à 14, tableau VIIa annexe 13). Des observations similaires ont été effectuées par Schaefer (1986), dans les étangs de Bresse Comtoise (Jura).

✓ *Alopecuretum aequalis* (Soo 1927) Runge 1966

Le groupement a été rencontré en Brenne sur substrat sablonneux recouvert d'une couche de vase dans des étangs globalement méso-eutrophes (rel. 14 à 20, tableau VIIa annexe 13) : pauvres en calcium (dureté : 13,6 TH, alcalinité : 95 mg/l), moyennement minéralisés (220 $\mu\text{S}/\text{cm}$), avec une faible transparence (30 cm) (tableau VII).

Tableau VII : *BIDENTETEA TRIPARTITAE* Tüxen, W. Lohmeyer & Preisling in Tüxen 1950

| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---|------|-------|-----|-----|------|------|-----|
| nb relevés / tab. élémentaire | 3 | 4 | 1 | 2 | 4 | 6 | 2 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 1,3 | 0,75 | 2 | 1,5 | 0,8 | 1,5 | 1 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| type de substrat | V | V | V | S,V | S,V | V,S | V |
| PHYSICOCHEMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | |
| pH | 8,1 | 8,1 | 8,2 | 7,8 | 7,7 | 7,8 | 8 |
| conductivité (µS/cm) | 225 | 290 | 370 | 170 | 305 | 220 | 210 |
| dureté (degré français) | 11,5 | 15 | 17 | 6,5 | 16,5 | 13,6 | 11 |
| alcalinité (mg/l) | 90 | 110 | 130 | 60 | 120 | 95 | 80 |
| transparence (cm) | 20 | 22 | 25 | 17 | 27 | 30 | 20 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | |
| % sol nu | 3,4 | 3,75 | 50 | 10 | 10 | 13,5 | 10 |
| % algues | 0 | 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % végétation | 96,6 | 100 | 50 | 90 | 97,5 | 87,5 | 90 |
| nb spécifique moyen | 8 | 11,25 | 23 | 8,5 | 11,5 | 11,7 | 8 |

Caractéristiques d'associations

| | | | | | | | |
|------------------------------|----|----|---|----|----|----|-----|
| <i>Bidens cernua</i> | V | V | V | V | | I | |
| <i>Ranunculus sceleratus</i> | | V | V | | | II | III |
| <i>Rumex maritimus</i> | | | V | IV | | | |
| <i>Polygonum hydropiper</i> | | II | | V | | I | III |
| <i>Bidens tripartita</i> | II | | V | V | V | I | |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | IV | | | II | II | V | |
| <i>Rumex palustris</i> | II | | | | | I | V |

Espèces des *Bidentetea tripartitae*

| | | | | | | | |
|--------------------------------|----|----|---|----|----|-----|-----|
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | | V | V | IV | | I | |
| <i>Chenopodium polyspermum</i> | | | | | | II | III |
| <i>Potentilla supina</i> | IV | IV | V | | IV | III | |
| <i>Polygonum minus</i> | II | | | | IV | | |
| <i>Atriplex paluta</i> | | | | | | I | |
| <i>Atriplex hastata</i> | | | | II | | | |

Espèces des *Isoeto Durieui-Juncetea bufonii*

| | | | | | | | |
|------------------------------|----|-----|---|----|----|----|-----|
| <i>Eleocharis ovata</i> | | | V | II | II | I | |
| <i>Limosella aquatica</i> | | | | | | | |
| <i>Juncus bufonius</i> | | | | II | II | I | |
| <i>Cyperus fuscus</i> | I | III | V | | | | |
| <i>Gypsophila muralis</i> | | | | | | II | |
| <i>Gnaphalium luteoalbum</i> | | | | | II | I | |
| <i>Gnaphalium uliginosum</i> | | II | V | | II | I | III |
| <i>Juncus pygmaeus</i> | | | | | | I | |
| <i>Juncus tenageia</i> | | | | | | I | |
| <i>Carex bohemica</i> | | | | | II | I | |
| <i>Scirpus setaceus</i> | | | | | II | I | |
| <i>Echmochloa crus-galli</i> | II | III | V | II | II | I | |
| <i>Cyperus michelianus</i> | | | V | | | I | |
| <i>Corrigiola litoralis</i> | | | | | | I | |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | | | | | | |
|---------------------------------|----|-----|---|----|----|-----|-----|
| <i>Oenanthe aquatica</i> | IV | III | V | | | II | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | | II | V | II | II | I | III |
| <i>Galium palustre</i> | II | III | | II | IV | III | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | IV | IV | | V | IV | III | V |
| <i>Phragmites australis</i> | | II | | II | | I | |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | | II | | | | I | |
| <i>Scirpus maritimus</i> | | III | | | | | |

col. 1 : groupement à *Bidens cernua*

col. 2 : *Ranunculetum scelereti* Sissingh in R. Tüxen 50 em. Passarge 1959

col. 3 : *Ranunculo scelerati-Rumicetum maritimi* Sissingh (1946) 1966

col. 4 : *Polygono hydropiperis-Bidentetum tripartitae* Lohmeyer in Tüxen 1950

col. 5 : *Bidentetum tripartitae* Koch 26

col. 6 : *Alopecuretum aequalis* (Soo 1927) Runge 1966

col. 7 : *Rumicetum palustris* (Timar 1950) Fischer 1978

| | | | | | | |
|--|----|-----|---|----|----|-----|
| <i>Juncus effusus</i> | | | | II | I | |
| <i>Iris pseudacorus</i> | II | | | | I | |
| <i>Rorippa amphibia</i> | | | V | II | II | III |
| <i>Lythrum salicaria</i> | | II | | | | |
| Espèces des Glycerio-Nasturtietea officinalis | | | | | | |
| <i>Glyceria fluitans</i> | II | | | | I | |
| <i>Leerzia oryzoides</i> | | | V | | | |
| Espèces des Littorelletea uniflorae | | | | | | |
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | | II | | | | |
| <i>Juncus bulbosus</i> | | | | II | II | III |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | | | V | | I | V |
| <i>Elatine hexandra</i> | | | V | | | |
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp.repens | | | V | II | | |
| Espèces des Lemnetea minoris | | | | | | |
| <i>Lemna gibba</i> | | | V | | | |
| <i>Lemna minor</i> | | | V | | I | |
| Espèces des Potametea pectinati | | | | | | |
| <i>Utricularia australis</i> | | | | | I | |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | | | V | | | |
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | | | V | | | III |
| Espèces compagnes | | | | | | |
| <i>Agrostis canina</i> | | | | | I | |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | | | | | I | |
| <i>Amaranthus lividus</i> | | | | | I | V |
| <i>Carex sp.</i> | | II | | | | |
| <i>Conyza canadensis</i> | | | | II | | |
| <i>Genista tinctoria</i> | | | | | II | |
| <i>Glyceria declinata</i> | | | | II | | |
| <i>Juncus articulatus</i> | | | | | | I |
| <i>Lotus corniculatus</i> | | | | | | I |
| <i>Lotus hispidus</i> | | | | | | I |
| <i>Lotus tenuis</i> | | | | | IV | I |
| <i>Lotus uliginosus</i> | | | | | II | |
| <i>Ludwigia palustris</i> | | | V | | | |
| <i>Lythrum hyssopifolia</i> | | | | II | | I |
| <i>Mentha aquatica</i> | II | | | II | | |
| <i>Mentha arvensis</i> | II | II | | | II | |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | IV | II | | | | |
| <i>Plantago lanceolata</i> | | II | | | | |
| <i>Plantago major</i> | | II | | | | II |
| <i>Poa annua</i> | II | | | | | |
| <i>Polygonum aviculare</i> | | | | | | I |
| <i>Ranunculus acer</i> | | | | II | | |
| <i>Ranunculus flammula</i> | | | | | | I |
| <i>Rorippa islandica</i> | | III | | | | |
| <i>Rumex conglomeratus</i> | | | | | | |
| <i>Rumex crispus</i> | | II | | | | |
| <i>Rumex sp.</i> | | | | | | I |
| <i>Solanum dulcamara</i> | | | | | | I |
| <i>Spergularia rubra</i> | | | | | II | I |
| <i>Urtica dioica</i> | | | | II | | |
| <i>Utricularia minor</i> | | | | | | I |
| <i>Verbena officinalis</i> | | | | II | | |
| <i>Veronica anagallis aquatica</i> | | III | | | | I |
| <i>Veronica scutellata</i> | | | | | | I |



Photo n°7. Illustration d'un étang mis en assec récemment : la vase craquelée est rapidement colonisée par la végétation (ex : *Salix sp.*, *Eleocharis ovata*, *Polygonum sp.*, *Cyperus fuscus*).



Photo n°8. Etang en assec depuis plusieurs mois, colonisé par de nombreuses espèces des *Bidentetea tripartitae* (ex : *Polygonum sp.*, *Bidens sp.*, *Rumex sp.*).

Peu d'éléments bibliographiques se rapportent à cette association : Oberdorfer (1977 *in* Chaïb 1992) indique qu'*Alopecurus aequalis* possède une large amplitude écologique. Duvigneaud & Coppa (1993) ont observé un groupement sur la vase desséchée dominé par *Polygonum lapathifolium* auquel un de nos relevés peut être rattaché (rel. 16, tableau VIIa annexe 13)

✓ *Rumicetum palustris* (Timar 1950) Fischer 1978

L'association n'est pas très fréquente et n'a fait l'objet que de deux relevés phytosociologiques, sur substrat vaseux, en bordure d'un étang exondé (rel. 21 et 22, tableau VIIa annexe 13). Oberdorfer (1983) indique un substrat riche en matière organique.

III.8. *PHRAGMITI AUSTRALIS-CARICETEA ELATAE* Klika *in* Klika & V. Novák 1941 (tableau VIII)

La classe regroupe des communautés d'hélophytes en bordure d'étang, sur sol mésotrophe à eutrophe, parfois tourbeux (Bardat *et al.* 1999). Les communautés forment des roselières qui peuvent s'étendre sur de vastes surfaces et qui se caractérisent par une seule espèce de haute taille, à fort pouvoir colonisateur (présence de rhizomes). Les roselières constituent « un groupement charnière entre les milieux aquatiques et terrestres » (Allorge 1922 *in* Frileux 1977).

Les peuplements d'hélophytes sont disposés en ceintures qui se juxtaposent selon le gradient de profondeur et sous l'effet de la compétition interspécifique.

III.8.1. *Phragmitetalia australis* W. Koch *em.* Pignatti 1954

❖ *Phragmition communis* W. Koch 1926

La végétation de cette alliance est considérée comme « très développée autour des étangs de la Brenne » par Rallet (1935), puis par l'Amicale phytosociologique (1969). Avec le développement de nouvelles méthodes d'entretien des étangs, le faucardage notamment, les roselières sont beaucoup moins fréquentes et moins étendues qu'au début du siècle (Trotignon 1987, Trotignon & Williams 1990).

✓ *Phragmitetum communis* Schmale 1939

Les relevés se réfèrent à la presque totalité des étangs prospectés (tableau VIIIa annexe 13). Il en résulte une amplitude écologique très importante, des plans d'eau oligotrophes à eutrophes. Toutefois, les communautés sont plus largement répandues dans les étangs mésotrophes. Le *Phragmitetum communis* colonise préférentiellement les substrats vaseux, riches en débris végétaux, dans des tranches d'eau très variables (0 à 45 cm avec une moyenne de 13,5 cm) (tableau VIII). D'après Chaïb (1992), l'association s'installe préférentiellement à faible profondeur (optimum entre 0 et 10 cm) car les graines de

Phragmites australis ne germent qu'en situation d'exondation. Cependant, pour Frileux (1977), le *Phragmitetum communis* possède une large plasticité écologique, notamment vis-à-vis du facteur eau.

Nos relevés, qui présentent essentiellement *Lycopus europaeus* et de *Rorripa amphibia*, correspondent à des peuplements récents (Chaïb 1992) : il semblerait que les anciennes roselières ne soient plus très fréquentes en Brenne de nos jours. Or, la phragmitaie envahissait, au début du siècle, une grande partie des étangs, entrant en concurrence avec les communautés de *Scirpus lacustris* et *Typha angustifolia*. Les cartes de végétation réalisées par Rallet (1935) constituent d'ailleurs de précieux témoignages de l'extension des roselières à *Phragmites australis* sur les étangs de la Brenne.

Notons que le *Phragmitetum communis* est peu répandu en Dombes du fait de la mise en assec périodique des étangs (Felzines 1982).

✓ Groupement à *Phalaris arundinacea*

Les relevés effectués en Brenne ne peuvent être rattachés au *Phalaridetum arundinaceae* défini par Libbert en 1931, ces derniers se rapportant exclusivement aux cours d'eau (l'association a été définie dans une rivière de Pologne). Comme le souligne Mériaux (1981) dans un article consacré aux problèmes syntaxonomiques posés par les groupements à *Phalaris arundinacea*, le *Phalaridetum arundinaceae* diffère profondément des phalaridaies décrites dans les eaux stagnantes qui sont rattachées notamment au *Phragmitetum communis*. Le groupement à *Phalaris arundinacea* ne possède, en effet, pas une composition floristique ni des caractères écologiques comparables à ceux du *Phalaridetum arundinaceae*.

Ce groupement est associé à des conditions très variables de qualité de l'eau : faible à forte alcalinité (dureté : 5,1 à 20,4 TH : 40 à 180 mg/l), faibles à très fortes minéralisation (107 à 413 $\mu\text{S/cm}$) et transparence (20 à 90 cm) (tableau VIII). Les valeurs moyennes révèlent toutefois une eau mésotrophe, légèrement alcaline. La Baldingère (*Phalaris arundinacea*) possède ainsi une grande plasticité écologique et tolère de fortes variations du niveau de l'eau, comme l'indique Westhoff (1973). De fait, la phalaridaie constitue « le faciès le plus externe de la roselière » et se trouve fréquemment exondé (Géhu 1959 in Frileux 1977, Clément & Touffet 1983a).

Frileux (1977) remarque que l'abandon du pâturage contribue à l'extension de la roselière aux dépens des prairies hygrophiles. En revanche, sous l'action des bovins, ce sont les espèces prairiales qui pénètrent dans la roselière. Ainsi, la présence de *Juncus effusus* (rel. 1 à 12, tableau VIIIb annexe 13) peut être interprétée comme l'effet du piétinement de la roselière à Baldingère par les bovins.

✓ *Sparganietum erecti* Roll 1938

L'association s'installe dans des milieux de diverses qualités d'eau : trouble ou très transparente (25 à 90 cm), pauvre ou riche en calcium (6,8 à 17 TH, alcalinité : 40 à 130 mg/l) et peu ou très minéralisée (113 à 360 $\mu\text{S/cm}$) (tableau VIII, tableau VIIIc annexe 13). Les valeurs moyennes indiquent une eau mésotrophe.

Espèces des *Scheuchzeria palustris*-*Caricetea fuscae*

Carex lasiocarpa

III

Espèces des *Isoetes Durieui*-*Juncetea bufonii*

Juncus bufonius

r

Cyperus fuscus

V

Juncus pygmaeus

r

Juncus tenageia

r

Scirpus setaceus

r

Lythrum hyssopifolia

r

Echinochloa crus-galli

V

Espèces des *Bidentetea tripartitae*

Ranunculus sceleratus

V

+

Rumex maritimus

I

Bidens tripartita

+

Alopecurus aequalis

r

r

I

II

II

r

Rumex palustris

I

II

+

Bidens cernua

V

Chenopodium polyspermum

+

Polygonum persicaria

r

Polygonum lapathifolium

V

+

Bidens sp.

+

r

Potentilla supina

V

II

Polygonum minus

+

Amaranthus lividus

+

Espèces des *Glycerio-Nasturtietea officinalis*

Glyceria fluitans

r

+

II

I

I

II

II

II

r

Sparganium emersum

r

+

r

Leerzia oryzoides

+

+

V

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

Potamogeton gramineus

I

r

II

r

II

III

+

I

II

I

II

Ranunculus flammula

r

r

I

II

III

II

+

I

I

II

II

Hydrocotyle vulgaris

+

+

+

I

I

II

+

III

I

II

II

Juncus bulbosus

+

II

IV

r

II

+

II

+

I

Apium inundatum

r

+

Eleocharis acicularis

r

II

I

+

r

II

Elatine hexandra

r

I

r

II

+

+

r

Baldellia ranunculoides subsp. *repens*

r

I

r

II

+

+

r

Hypericum helodes

r

+

r

Pilularia globulifera

r

r

+

r

Eleocharis multicaulis

r

r

I

Espèces des *Charetea fragilis*

Nitella flexilis

II

Charopsis braunii

I

Nitella opaca

r

Nitella hyalina

r

Nitella syncarpa

r

Nitella translucens

I

Chara fragilis

+

I

II

r

Chara major

+

Nitellopsis obtusa

r

Nitella sp.

r

+

r

| Chara sp. | r | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|------|-------|------|-----|------|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| n° colonne | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 |
| nb relevés / tab. élémentaire | 55 | 23 | 10 | 1 | 6 | 5 | 29 | 9 | 3 | 11 | 1 | 2 | 76 | 5 | 6 | 3 | 1 | 1 |
| surface moyenne des relevés (m²) | 1,9 | 9 | 3,9 | 5 | 6,5 | 4 | 6 | 5,1 | 8,3 | 3,2 | 4 | 7,5 | 9,3 | 5,2 | 7 | 2,6 | 5 | 4 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| profondeur (cm) | 19,5 | 2,4 | 7,8 | 0 | 53,3 | 25,6 | 10,5 | 7,9 | 3,3 | 10,6 | 10 | 0 | 7 | 1 | 12,5 | 1,6 | 1 | 0 |
| type de substrat | S | V,S,V | V | V | V | SV,V | V | V | V | V | V | V | V | V | V | V | t | t |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pH | 7,8 | 7,5 | 7,7 | 8,2 | 7,4 | 8 | 7,7 | 7,6 | 7,4 | 7,7 | 8 | 7,6 | 7,8 | 7,5 | 8 | 7,7 | 7,6 | 7,6 |
| conductivité (µS/cm) | 220 | 211 | 113 | 370 | 160 | 250 | 180 | 180 | 205 | 190 | 190 | 156 | 213 | 157 | 323 | 193 | 330 | 150 |
| dureté (degré français) | 11,6 | 13 | 6,8 | 17 | 11 | 13 | 11 | 11,2 | 13 | 10,4 | 11 | 8,5 | 12 | 12 | 17 | 11 | 16 | 7 |
| alcalinité (mg/l) | 90 | 96 | 40 | 130 | 95 | 95 | 80 | 80 | 89 | 76 | 80 | 60 | 90 | 70 | 145 | 80 | 145 | 60 |
| transparence (cm) | 40 | 43 | 25 | 25 | 70 | 27 | 37 | 35 | 45 | 32 | 20 | 50 | 43 | 40 | 60 | 38 | 90 | 20 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % sol nu | 24,3 | 11 | 22,5 | 5 | 25 | 36 | 22 | 12,8 | 23,3 | 20 | 20 | 20 | 22 | 11 | 13,3 | 37 | 10 | 10 |
| % algues | 0,3 | 0 | 3 | 0 | 8,3 | 0 | 1,5 | 10 | 6,7 | 2 | 0 | 0 | 1,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % végétation | 100 | 97 | 91 | 100 | 100 | 86 | 93 | 81,1 | 93,3 | 89,5 | 100 | 100 | 96 | 96 | 93,3 | 77 | 100 | 100 |
| nb spécifique moyen | 4,2 | 6,6 | 8,1 | 12 | 7,7 | 5 | 5,3 | 7,7 | 8 | 7,6 | 8 | 5 | 8,7 | 4,2 | 5,3 | 6,6 | 6 | 2 |

Espèces des *Lemnetea minoris*

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|---|---|--|--|---|---|---|---|--|----|---|--|--|---|--|----|----|--|
| <i>Lemna minor</i> | + | r | | | I | I | r | I | | II | V | | | + | | | II | |
| <i>Lemna trisulca</i> | | r | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | | | | | | | | | | + | | | | + | | II | | |
| <i>Lemna gibba</i> | | | | | | | | | | + | | | | | | | | |

Espèces des *Potametea pectinati*

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|---|---|----|--|----|---|---|----|--|----|---|--|--|---|---|--|----|--|
| <i>Nymphaea alba</i> | + | | + | | | | | | | | | | | | r | | | |
| <i>Nuphar lutea</i> | | | + | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polygonum amphibium</i> | r | r | | | I | | r | | | II | | | | + | | | | |
| <i>Potamogeton lucens</i> | | | | | II | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potamogeton obtusifolius</i> | | | + | | I | | r | | | | | | | r | | | | |
| <i>Utricularia australis</i> | + | r | + | | | | I | II | | II | | | | r | | | II | |
| <i>Potamogeton natans</i> | | | I | | | I | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | | | I | | | | | | | | | | | + | | | | |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i> | | | | | | | | | | | + | | | r | | | | |
| <i>Najas marina</i> | | | + | | II | | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Najas minor</i> | | | + | | I | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hottonia palustris</i> | | | | | | | | | | | | | | | r | | | |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> | | | + | | | | | I | | | | | | r | | | | |
| <i>Elodea canadensis</i> | r | | | | | | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Elodea nuttallii</i> | r | | | | | I | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | r | | + | | | | r | | | | | | | | | | | |
| <i>Potamogeton acutifolius</i> | | | + | | | | r | | | | | | | r | | | | |
| <i>Potamogeton pusillus</i> | | | | | | I | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | | | II | | | | | | | | + | | | r | | | | |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | | | | | | | | | | | + | | | | | | | |
| <i>Ranunculus aquatilis</i> | | | + | | | I | | | | + | | | | r | | | | |
| <i>Ranunculus circinatus</i> | | | | | | I | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callitriche obtansugala</i> | | | | | I | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callitriche hamulata</i> | | | | | | | | | | | | | | r | | | | |
| <i>Potamogeton crispus</i> | | | + | | | | | | | + | | | | | | | | |
| <i>Potamogeton polygonifolius</i> | | | + | | | | | | | | | | | | | | | |

Espèces compagnes

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|--|----|--|--|--|--|---|--|--|--|--|--|--|---|--|--|--|--|
| <i>Achillea ptarmica</i> | | r | | | | | r | | | | | | | | | | | |
| <i>Agrostis canina</i> | | II | | | | | I | | | | | | | I | | | | |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | | + | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alisma gramineum</i> | | | | | | | | | | | | | | r | | | | |

Bien que le groupement possède une vaste amplitude écologique, Felzines (1982) lui confère une tendance eutrophique alors que Chaïb (1992) décrit une eau acide, oligo-mésotrophe et un substrat organique.

Le groupement est pionnier et possède un fort pouvoir colonisateur (présence de stolons). Chaïb (1992) et Frileux (1977) notent que, suite à un assèchement, le *Sparganium erectum* laisse place à une cariçaie, en particulier à *Carex pseudocyperus*.

✓ *Scirpetum maritimi* (Braun-Blanquet 1931) Tüxen 1937

Le Scirpe maritime (*Scirpus maritimus*) est une espèce halophile qui peut se développer également en eau douce. Pour Cluzeau (1996), l'absence de chlorures, en milieu dulçaquicole, serait compensée par la présence de sulfates ou d'autres sels.

Selon Duvignaud (1983 in Chaïb 1992), l'espèce colonise parfois les rives d'étangs aux eaux fortement minéralisées ce que confirment nos observations, relatives à un seul étang de caractère eutrophe (eau trouble, fortes conductivité et alcalinité).

Le *Scirpetum maritimi* forme, sur un étang de la Brenne, une roselière de faible superficie localisée en bordure d'étang, en mélange avec des espèces des *Bidentetea tripartitae* telle *Polygonum lapathifolium* (tableau VIII, tableau VIIIId annexe 13). L'Amicale phytosociologique (1969) note la rareté du groupement en Brenne et, en 1988, Géhu & de Foucault confirment cet état de fait.

✓ *Scirpetum lacustris* (Allorge 1922) Schmale 1939

Outre sa faible répartition parmi les étangs étudiés, cette association est assez fragmentaire, contrairement aux observations de Rallet (1935). Cette régression peut s'expliquer notamment par la pratique du faucardage à des fins piscicoles et par l'action du Ragondin et du Rat musqué qui sont capables de sectionner de grandes quantités de Scirpes encore appelés, Jones des chaisiers (*Scirpus lacustris*).

De même que l'indiquent Chaïb (1992) et Felzines (1982), le *Scirpetum lacustris* a été observé en Brenne dans des eaux mésotrophes, sur substrat sablo-vaseux (tableau VIII, tableau VIIIe annexe 13).

Les peuplements n'étant pas très denses, on note l'implantation de nombreuses espèces telles *Eleocharis palustris*, *Juncus bulbosus*, *Potamogeton lucens* ou certaines characées (tableau VIIIe annexe 13). La compétition entre la scirpaie et les associations d'hydrophytes est, selon Felzines (1982), particulièrement vive. En effet, les relevés montrent que *Scirpus lacustris* peut se développer en eau très profonde (jusqu'à trois mètres de profondeur) de sorte que l'association constitue la ceinture la plus interne du *Phragmition communis* et se trouve au contact des groupements des *Potametea pectinati*. Ces observations confirment celles de Felzines (1982) dans les étangs du Centre-Est de la France. Chaïb (1992) remarque également que lorsque, l'épaisseur de vase augmente, d'autres héliophytes s'installent au sein du groupement.

✓ *Typhaetum angustifoliae* (Soo 1927) Pign. 1953

La morphologie de la Massette à feuilles étroites (*Typha angustifolia*) est telle que la faible densité de l'association autorise l'implantation d'autres hélophytes tels *Scirpus lacustris* et *Eleocharis palustris* (rel. 3 à 5, tableau VIII f annexe 13) ou des hydrophytes telles *Elodea nuttallii* et *Ranunculus circinatus* (rel. 1, tableau VIII f annexe 13). Felzines (1982) souligne la concurrence entre *Scirpus lacustris* et *Typha angustifolia*, qui se traduit par la dissociation latérale des deux associations apparaissant très nettement dans la cartographie des étangs de la Brenne réalisée par Rallet (1935).

En Brenne, le *Typhaetum angustifoliae* se développe dans des eaux faiblement à fortement alcalines (dureté : 11 à 17 TH, alcalinité : 60 à 160 mg/l), moyennement à très minéralisées (187 à 410 $\mu\text{S/cm}$) et globalement peu transparentes (20 à 40 cm) (tableau VIII). Les valeurs moyennes indiquent une eau mésotrophe, comme l'a constaté Felzines (1982) dans les étangs du Centre-Est de la France. Cette association constitue une communauté pionnière à fort pouvoir colonisateur qui s'installe sur des substrats limono-argileux pour Chaïb (1992).

L'association est peu fréquente dans les étangs étudiés (4 étangs).

Géhu & de Foucault (1988) indiquent que le *Typhaetum latifoliae* est peu fréquent en Brenne. Actuellement, cette appréciation apparaît toujours valable, nos relevés ne permettant pas de mettre en évidence cette association en Brenne. De fait, pour Felzines (1982), le *Typhaetum angustifoliae* est plus répandu dans l'ouest de la France que le *Typhaetum latifoliae*. Le *Typhaetum angustifoliae* se distingue du *Typhaetum latifoliae* par son écologie : le premier est plus thermophile et supporte moins les variations hydrostatiques que le second (Felzines 1982). De plus, *Typha latifolia* résiste mieux aux pollutions organiques (Chaïb 1992). Pour Dethioux (1983), *Typha latifolia* préfère les milieux eutrophes tandis que *T. angustifolia* « s'accommode de milieux mésotrophes ». L'auteur signale toutefois que Haslam (1975 in Dethioux 1983) les considère tous deux comme mésotrophes à eutrophes.

✓ Groupement à *Juncus effusus*

Ce groupement possède une grande plasticité écologique puisqu'il se développe dans des conditions globalement mésotrophes, mais parfois également oligo-mésotrophes ou eutrophes. Les valeurs de la dureté (6,8 à 18,7 TH), de l'alcalinité (40 à 160 mg/l), de la conductivité (120 à 315 $\mu\text{S/cm}$) et de la transparence (15 à 85 cm) sont, en effet, très variables (tableau VIII, tableau VIII g annexe 13). Chaïb (1992) note toutefois une préférence pour un substrat argileux acide.

En Brenne, on constate que les groupements sont essentiellement localisés dans les secteurs pâturés des étangs. L'installation de ce groupement est, en fait, favorisée par le piétinement du bétail qui induit les capacités de germinations de *Juncus effusus* (Le Neveu 1986). Felzines (1977) indique que l'espèce supporte l'écrasement du fait qu'elle n'est pas très exigeante en oxygène au niveau de la rhizosphère. Par contre, le fauchage élimine l'espèce au profit de *Juncus acutiflorus* (Gesthem & Vilks 1976 in Chaïb 1992).

✓ Groupement à *Eleocharis palustris*

En Brenne, *Eleocharis palustris* est accompagné tant d'espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae* que de quelques espèces des *Littorelletea uniflorae* (rel. 5 et 9, tableau VIIIh annexe 13). D'ailleurs, Clément & Touffet (1983ab) précisent que le groupement fait la transition entre les deux classes.

Les mesures physico-chimiques révèlent une eau oligo-mésotrophe à mésotrophe (conductivité : 123 à 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$), à alcalinité (dureté : 8,5 à 20,4 TH, alcalinité : 60 à 120 mg/l) et transparence (14 à 70 cm) variables (tableau VIII). Les communautés se développent dans des eaux mésotrophes à eutrophes selon Chaïb (1992) et oligotrophes d'après Corillion (1948). Enfin, Clément & Touffet (1983a) indiquent un substrat mésotrophe enrichi en matière organique tandis que pour Felzines (1982), l'association occupe des étangs mésotrophes et un substrat pauvre en matière organique et bien oxygéné. L'auteur ajoute que les fluctuations du niveau de l'eau contribuent à son extension, surtout en milieu argileux ou limoneux.

✓ Groupement à *Iris pseudacorus*

Lors de cette étude, le groupement à *Iris pseudacorus* a été observé en compagnie de *Carex elata*, de *Phalaris arundinacea* ou encore de *Juncus effusus*, sur substrat très vaseux de bordure et de queue d'étangs (tableau VIIIi annexe 13). D'après Chaïb (1992), le faciès à *Phalaris arundinacea* traduit une longue exondation de ce groupement.

L'iridaie s'installe dans des milieux peu profonds (0 à 10 cm d'eau), mésotrophes (conductivité : 176 à 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$), peu à légèrement alcalins (dureté : 8,5 à 16 TH, alcalinité : 60 à 120 mg/l) et peu transparents (20 à 55 cm) (tableau VIII). Pour Mériaux & Wattez (1983), le substrat est non tourbeux, et les eaux sont eutrophes et peu profondes (0,10 m).

❖ *Oenanthion aquaticae* Heijny ex Neuhäusl 1959✓ Groupement à *Oenanthe aquatica*
et *Oenanthe-Rorripetum* Lohmeyer 1950

Ces deux groupements ont été rencontrés dans des conditions similaires, à large amplitude écologique, oligotrophe à méso-eutrophe : eau pauvre en calcium à légèrement alcaline (dureté : 5,1 à 18,7, alcalinité : 40 à 160 mg/l), faibles à importantes conductivité (91 à 315 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et transparence (20 à 70 cm) (tableau VIII, tableau VIIIj annexe 13).

D'après Felzines (1982), l'association est oligotrophique et se développe sur un substrat pauvre en matière organique, en milieu réducteur. Par contre, Clément (1986) indique que le groupement à *Rorripa amphibia* et *Oenanthe aquatica* est caractéristique des vases organiques eutrophes.

Felzines (1982) ajoute que *Oenanthe aquatica* et *Rorripa amphibia* entrent en compétition ce qui expliquerait qu'il existe une association propre à chaque espèce : l'*Oenanthe aquatica* Soo 27 (ou groupement à *Oenanthe aquatica*) et le *Rorripetum amphibiae* Lohmeyer 1950. Mais, cette concurrence apparaît trop faible en raison de formes

biologiques différentes et la coexistence des deux espèces est assez fréquente pour justifier l'existence de l'*Oenanthro-Rorripetum* Lohmeyer 1950 selon Felzines (1982).

✓ *Glycerietum maximae* Hueck 1931

L'association est peu fréquente en Brenne et, comme le remarque Felzines (1982), elle a été rarement décrite dans les étangs français. En Brenne, le *Glycerietum maximae* a été observé sur substrat vaseux, dans un seul étang de nature méso-eutrophe (conductivité : 190 $\mu\text{S/cm}$), avec une eau pauvre en calcium (dureté : 11 TH ; alcalinité : 80 mg/l) et peu transparente (20 cm) (tableau VIII, tableau VIIIk annexe 13). Localisée en queue d'étang, en limite d'une prairie tourbeuse et dans un ancien fossé qui s'est comblé, la Grande Glycérie (*Glyceria maxima*) est accompagnée de *Leerzia oryzoides*, caractéristique des milieux méso-eutrophes (tableau VIIIk annexe 13). Felzines (1982) souligne le caractère eutrophique et thermophile du *Glycerietum maximae* et pour Clément (1986) et Chaïb (1992), le substrat est riche en matière organique. Chaïb (1992) ajoute qu'un léger pâturage maintient le *Glycerietum maximae* en place mais qu'une pression trop forte élimine l'association au profit de *Carex acutiformis* ou *C. riparia*.

III.8.2. *Magnocaricetalia elatae* Pignatti 1953

Cet ordre comprend des communautés de *Carex* disposés en nappes ou de grands *Carex* formant des touradons, encore appelés localement mottes, qui colonisent les queues ou les rives des étangs en Brenne. Corillion (1948a) souligne le caractère pionnier de ces gros touradons qui, contrairement aux roselières, marquent un assèchement du milieu (Frileux 1977). D'un point de vue topographique, les cariçaies s'intercalent, en effet, entre les roselières des *Phragmiti australis-Caricetae elatea* et les communautés prairiales des *Molinio caeruleae-Juncetea* (Frileux 1977). L'évolution naturelle des cariçaies conduit au boisement, notamment par des saules.

❖ *Caricion rostratae* Balatova-Tulackova 1963

✓ *Equisetetum fluviatilis* Steffen 1931

Cette association est rare en Brenne – elle présente un caractère sub-montagnard selon Felzines (1982) – ce qu'ont également remarqué Géhu & de Foucault en 1988. Elle n'a été observée, lors de cette étude, que sur un seul plan d'eau. Située sur un substrat tourbeux de queue d'étang, l'*Equisetetum fluviatilis* est parfois en mélange (rel. 2, tableau VIII l annexe 13) avec la Laïche filiforme (*Carex lasiocarpa*), caractéristique des milieux oligotrophes (Felzines 1982). En revanche, Clément & Touffet (1988) ont observé l'association en Bretagne dans des milieux eutrophes.

Les relevés ont été effectués en situation d'exondation (tableau VIII l annexe 13). Selon Julve (1983), l'association est pourtant aquatique et se trouve en contact des *Potametea pectinati* mais aussi, en bordure des plans d'eau, avec des espèces du *Caricetum lasiocarpae*, comme nous l'avons constaté en Brenne. De fait, le groupement possède une large amplitude écologique vis-à-vis du facteur eau (Felzines 1982).

L'étang concerné, qui repose sur un substrat majoritairement sablonneux, est oligo-mésotrophe (conductivité : 156 $\mu\text{S}/\text{cm}$), avec une eau transparente (50 cm) et pauvre en calcium (dureté : 8,5 TH, alcalinité : 60 mg/l) (tableau VIII). Frileux (1977) indique le groupement sur un substrat organo-minéral, sablo-limoneux et Julve (1983) note l'acidité du substrat sans signaler le degré trophique de l'eau.

✓ *Caricetum elatae* Koch 1926

Le *Caricetum elatae* constitue la cariçaie de bords d'étangs la plus fréquente et le plus souvent, la plus importante de Brenne. Cette association envahissait les queues d'étangs de Brenne au début du siècle (Rallet 1935). Actuellement, les touradons de Laîches raides (*Carex elata*) sont moins abondants suite à leur suppression pour augmenter la surface de l'eau (démontage à la scie à mottes puis plus récemment au bulldozer).

Le groupement possède une large amplitude écologique en Brenne et s'installe indifféremment dans des eaux pauvres en calcium ou alcalines (dureté : 5,1 à 27,2 TH ; alcalinité : 40 à 260 mg/l), faiblement à très minéralisées (123 à 515 $\mu\text{S}/\text{cm}$), troubles ou très transparentes (17 à 80 cm) (tableau VIII). De même, Felzines (1982) a observé le groupement sur substrats calcaires comme argileux ou acides, tandis que Mériaux & Wattez (1983) notent l'affinité de ce groupement pour des eaux eutrophes sur substrat minéral recouvert d'un horizon tourbeux.

Les groupements peuvent être, soit très denses, soit ouverts lorsque le niveau de l'eau est plus important. Le cas échéant, des hydrophytes peuvent se développer entre les mottes de *Carex elata* à l'origine d'une structure en mosaïque. Géhu & de Foucault (1988) indiquent à ce propos que le pouvoir de rétention ionique des touradons permet d'expliquer la présence de communautés oligo-mésotrophiques des *Littorelletea uniflorae*, phénomène que nous avons également observé (ex : rel. 38 à 42, 49 à 51, tableau VIII^m annexe 13).

Denis (1925 in Chaïb 1992) remarque que *Carex elata* ne peut se développer que lorsque le niveau d'eau oscille. Ainsi, selon Steltz (1969 in Chaïb 1992), en protégeant l'appareil aérien de l'immersion et l'appareil racinaire d'un engorgement permanent, le touradon constitue une adaptation des Laîches au balancement de l'eau.

✓ *Caricetum vesicariae* Braun-Blanquet & Denis 1926

L'Amicale phytosociologique (1969) et Géhu & de Foucault (1988) indiquent que cette cariçaie est, avec celle constituée par *Carex elata*, très fréquente en Brenne. Lors de cette étude, l'association n'apparaît toutefois que dans neuf plans d'eau et n'occupe que de petites superficies (inférieures à 0,2 %).

La cariçaie à Laîche vésiculeuse (*Carex vesicaria*) colonise les substrats vaseux des étangs oligo-mésotrophes (conductivité : 157 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pauvres en calcium (dureté : 12 TH ; alcalinité : 70 mg/l) (tableau VIII, tableau VIIIⁿ annexe 13). De même, Frileux (1977) et Felzines (1982) remarquent l'affinité de l'association pour les eaux mésotrophes à tendance oligotrophe, tandis que Julve (1984 in Chaïb 1992) indique un caractère neutrocline à basiline. Pour Felzines (1977), *Carex vesicaria* est, par contre, une indicatrice des milieux hypocalciques.

✓ Groupement à *Cladium mariscus*

La roselière à *Cladium mariscus* s'installe en bordure de trois étangs très alcalins (dureté : 17 TH, alcalinité : 145 mg/l), mésotrophes ou eutrophes (270 à 340 $\mu\text{S/cm}$) (tableau VIII, tableau VIIIo annexe 13). Les éléments de la bibliographie soulignent également l'appartenance de cette association pour les milieux très alcalins. Par exemple, Chaïb (1992) indique « un substrat organique, oligo-mésotrophe engorgé en permanence et bien pourvu en calcium ». Pour Watez (1968), le Marisque (*Cladium mariscus*) est à son optimum si « la base de ses souches est perpétuellement inondée dans des eaux dystrophes calciques ».

Pautou & Girel (1981) indiquent que le Marisque apparaît sur « les tourbes eutrophes, à fort pourcentage de matière organique dont la couche superficielle est aérée et sur les sols sableux et graveleux peu attractifs pour *Phragmites australis* ».

Carex elata et *Phragmites australis* sont très présents dans les relevés (tableau VIII), ce qu'ont également noté Pautou & Girel (1981). La Marisque s'implante dans les espaces libres situés entre les touradons. Ainsi, selon ces auteurs, les cladiaies ne constituent jamais une association particulière de sorte qu'il convient, dans le cas présent, de dénommer la communauté végétale plutôt en tant que groupement que comme une association (*Cladietum marisci* (Allorge 1922) Zolbrist 1935).

En Brenne, Géhu & de Foucault (1988) ont observé le groupement sur substrat tourbeux et l'Amicale phytosociologique (1969) indique que l'espèce est rare dans la région. Ce phénomène s'explique naturellement par la prédominance des terrains siliceux en Brenne.

✓ Groupement à *Ranunculus lingua*

Seuls deux plans d'eau à caractère méso-eutrophe (conductivité : 280 $\mu\text{S/cm}$, transparence : 35 cm) présentent ce groupement, en compagnie de *Phragmites australis* et de *Carex elata* (tableau VIIIp annexe 13). L'épaisseur de vase est importante et, pour Bournérias (1984 in Chaïb 1992), l'espèce est une caractéristique des roselières sur tourbe. La Renoncule Grande Douve (*Ranunculus lingua*) est protégée au niveau national et Géhu & de Foucault (1988) notent que l'espèce est rare en Brenne.

❖ ***Caricion gracilis*** Neuhäusl 1959 em. Bal.-Tul. 1963

✓ *Caricetum ripariae* Knapp & Stoffers 1962

En Brenne, le *Caricetum ripariae* est considéré comme exceptionnel par l'Amicale phytosociologique (1969) et Géhu & de Foucault (1988). De même, nos observations ne se réfèrent qu'à trois plans d'eau et ne représentent que de petites superficies (tableau VIIIq annexe 13).

Le milieu aquatique des étangs hébergeant le *Caricetum ripariae* est très alcalin (dureté ; 16 TH, alcalinité : 330 mg/l) et, par conséquent très minéralisé (330 $\mu\text{S/cm}$) (tableau VIII). Le substrat sur lequel se développe l'association est très riche en matière organique et les étangs présentant cette association sont localisés sur un substratum calcaire. D'ailleurs, Felzines (1982) indique que « le groupement à *Carex riparia* est exclusivement calcicole ».

Pour Lericq (1965 in Chaïb 1992), l'association s'installe sur de substrats tourbeux et en milieu eutrophe. De même, pour Clément (1986), le groupement à *Carex riparia* est caractéristique des vases organiques eutrophes.

❖ *Cicution virosae* Heijny ex V. Westh. & den Held 1969

✓ *Thelypterido palustris-Phragmitetum australis* Kuiper 57 em.
Segal & Westhoff in Westhoff & den Held 1969

Cette association n'a été observée que dans un seul plan d'eau, sur un substrat tourbeux formant un petit îlot près de la berge de l'étang, à l'abri d'une saulaie à *Salix atrocinerea*. Or, le groupement à *Salix atrocinerea* est associé, d'après Chaïb (1992), à des milieux eutrophes riches en bases. Les mesures physico-chimiques du plan d'eau déterminent plutôt une eau mésotrophe (150 µS/cm), peu transparente (20 cm) et pauvre en calcium (dureté : 7 TH, alcalinité : 60 mg/l) (tableau VIII). Julve (1984 in Chaïb 1992) note également que le groupement est mésotrophique et qu'il se développe à la périphérie des fourrés à *Salix cinerea* mais sur substrat tourbeux alcalin.

De fait, le groupement observé en Brenne correspond à un faciès pur de *Thelypteris palustris*. Ce faciès est par conséquent très appauvri, étant donné l'absence, en particulier, de *Phragmites australis* (tableau VIIIr annexe 13).

L'association est très rare en Brenne comme l'avaient déjà remarqué Géhu & de Foucault en 1988. Ces auteurs ont décrit l'association typique sur la rive d'un autre étang présentant, notamment, *Salix atrocinerea* et *Drosera rotundifolia*, en plus des espèces caractéristiques. Rallet (1935) avait d'ailleurs décrit à ce même endroit une tourbière qui, comme le soulignent Géhu & de Foucault (1988), s'est peu à peu transformée et dont « la dynamique est orientée vers un *Salicetum atrocinereae* oligo-mésotrophique ». Actuellement, le *Thelypterido palustris-Phragmitetum australis* n'a pas été retrouvé sur ce plan d'eau (Plat comm. pers.).

III.9. MOLINIO CAERULEAE-JUNCETEA Braun-Blanq. ex O. Bolòs 1950 (tableau IX)

III.9.1. *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926

Cet ordre correspond à des communautés de prairies hygrophiles sur sol à niveau phréatique élevé une partie de l'année, fauchées ou non (Amicale phytosociologique 1969).

Les groupements sont très imbriqués et n'ont pas été distingués dans notre étude.

❖ *Juncion acutiflori* Braun-Blanq. in Braun-Blanq. & Tüxen 1952 corr.

Ces communautés prairiales sont très fréquentes autour des étangs de la Brenne, à l'extérieur de la ceinture formée par les cariçaies (Amicale phytosociologique 1969). Lors de cette étude, seuls quelques relevés ont été pris en compte de manière à mettre en évidence des communautés pures ou parfois mêlées à une roselière à *Phalaris arundinacea* (tableau IX, rel. 3, tableau IXa annexe 13) ou une cariçaie à *Carex elata* (rel. 4, tableau IXa annexe 13). Cette prairie hygrophile borde les étangs sablo-vaseux, de type oligo-mésotrophe.

Tableau IX : MOLINIO CAERULEAE-JUNCETEA Braun-Blanq. ex O. Bolòs 1950

| | | |
|--|------|------|
| n° colonne | 1 | 2 |
| nb relevés / tab. élémentaire | 5 | 4 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 8 | 7 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | |
| profondeur (cm) | 0 | 0 |
| type de substrat | V,SV | SV |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | |
| pH | 7,8 | 7,8 |
| conductivité (µS/cm) | 170 | 190 |
| dureté (degré français) | 9 | 10,5 |
| alcalinité (mg/l) | 65 | 75 |
| transparence (cm) | 32 | 40 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | |
| % sol nu | 26 | 7 |
| % algues | 0 | 0 |
| % végétation | 82 | 100 |
| nb spécifique moyen | 10,4 | 7,7 |
| Caractéristiques d'associations | | |
| <i>Juncus acutiflorus</i> | V | II |
| <i>Molinia caerulea</i> | | V |
| Espèces des <i>Molinia caerulea-Juncetea</i> | | |
| <i>Carum verticillatum</i> | II | |
| <i>Agrostis canina</i> | IV | III |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | IV | III |
| <i>Ranunculus flammula</i> | III | III |
| <i>Cirsium dissectum</i> | II | II |
| <i>Veronica scutellata</i> | I | |
| <i>Carex flava</i> | | II |
| <i>Carex tomentosa</i> | I | II |
| Espèces des <i>Phragmiti australis-Caricetea elatae</i> | | |
| <i>Phragmites australis</i> | I | IV |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | II | |
| <i>Juncus effusus</i> | I | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | I | |
| <i>Iris pseudacorus</i> | I | |
| <i>Carex elata</i> | I | |
| <i>Carex vesicaria</i> | II | |
| <i>Cladium mariscus</i> | | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | I | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | II | II |
| <i>Galium palustre</i> | II | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | III | |
| <i>Lythrum salicaria</i> | III | II |
| Espèces des <i>Littorelletea uniflorae</i> | | |
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | | III |
| <i>Juncus bulbosus</i> | II | II |
| <i>Baldellia ranunculoides</i> | III | |
| <i>Hypericum helodes</i> | I | II |
| Espèces compagnes | | |
| <i>Achillea ptarmica</i> | I | |
| <i>Calluna vulgaris</i> | | II |
| <i>Lotus tenuis</i> | I | |
| <i>Mentha aquatica</i> | | II |
| <i>Plantago lanceolata</i> | | II |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | | II |
| <i>Teucrium scordium</i> | | II |
| <i>Rubus sp.</i> | | II |
| <i>Salix sp.</i> | | III |
| <i>Sphagnum sp.</i> | I | |

col. 1 : *Juncion acutiflori* Braun-Blanq
in Braun-Blanq. & Tüxen 1952 corr.

col. 2 : *Molinion caeruleae* W. Koch 1926

Pour Bardat *et al.* (1999), l'alliance correspond à des communautés atlantiques à montagnardes sur sol mésotrophe.

Ces prairies sont souvent modifiées par l'action humaine (fauchage, pâturage) et Felzines (1982) remarque que le piétinement du bétail favorise le développement de *Juncus effusus* et appauvrit le milieu.

❖ *Molinion caeruleae* W. Koch 1926

La moliniaie se développe en périphérie de certains étangs à substrat sablonneux acide. Comme l'indique Rallet (1935), la moliniaie apparaît indifférente à la nature chimique du sol en Brenne : elle occupe des étangs aussi bien alcalins, qu'acides (tableau IXb annexe 13).

De même, dans les marais de Brière, Clément & Touffet (1983a) indiquent un substrat tourbeux et acide.

Par contre, pour Bardat *et al.* (1999), cette communauté est associée à un sol paratourbeux basique et oligotrophe. Enfin, Felzines (1982) indique que la moliniaie s'implante sur un substrat sablonneux ou argileux et que le niveau hydrostatique est stable.

III.10. SCHEUCHZERIO PALUSTRIS-CARICETEA FUSCAE Tüxen 1937

(tableau X)

III.10.1. *Scheuchzerietalia palustris* Nordhagen 1936

L'Amicale phytosociologique (1969) indique que les groupements correspondant à cette alliance sont rarissimes et très fragmentaires en Brenne. Les auteurs ajoutent qu'il s'agit de groupements pionniers des substrats tourbeux inondés. (tableau X)

❖ *Caricion lasiocarpae* Vanden Berghen in Lebrun, Noirfalise, Heinemann & Vanden Berghen 1949

✓ *Caricetum lasiocarpae* Koch 1926

Carex lasiocarpa a été observé, en Brenne, en mélange avec la Prêle des eaux (*Equisetum fluviatile*) en queue d'un étang oligo-mésotrophe, sur substrat tourbeux (rel. 2 tableau VIII l en annexe). Le *Caricetum lasiocarpae* est très rare en Brenne.

L'association possède une grande plasticité écologique ; toutefois Felzines (1982) ne l'a rencontrée que sur substrat sablonneux acide produisant une tourbe abondante qui peut conduire vers une tourbière à long terme, si la stabilité du plan d'eau est assurée. D'après l'auteur, le *Caricetum lasiocarpae* est une association oligotrophique qui possède un caractère montagnard. En revanche, pour Pautou & Girel (1981), l'association occupe des tourbes eutrophes et mésotrophes en bordure des étangs du Bas-Dauphiné.

Tableau X : SCHEUCHZERIO PALUSTRIS-CARICETEA FUSCAE

| | | |
|---|-----|------|
| n° colonne | 1 | 2 |
| nb relevés / tab. élémentaire | 1 | 2 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 10 | 12,5 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | |
| profondeur (cm) | 0 | 0 |
| type de substrat | V | V |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | | |
| pH | 7,5 | 8,3 |
| conductivité (μS/cm) | 156 | 320 |
| dureté (degré français) | 8,5 | 18 |
| alcalinité (mg/l) | 60 | 145 |
| transparence (cm) | 50 | 60 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | |
| % sol nu | 20 | 15 |
| % algues | 0 | 0 |
| % végétation | 100 | 85 |
| nb spécifique moyen | 6 | 7 |

col. 1 : *Caricetum lasiocarpae* Koch 1926

col. 2 : *Hydrocotylo vulgaris-Schoenion nigricantis* de Foucault 1984

Espèces caractéristiques

| | | |
|-----------------------------|---|-----|
| <i>Carex lasiocarpa</i> | V | |
| <i>Schoenus nigricans</i> | | V |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | | III |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | |
|-----------------------------|---|-----|
| <i>Equisetum fluviatile</i> | V | |
| <i>Phragmites australis</i> | V | V |
| <i>Carex elata</i> | V | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | V | |
| <i>Scirpus lacustris</i> | V | |
| <i>Typha angustifolia</i> | V | |
| <i>Cladium mariscus</i> | | III |
| <i>Lythrum salicaria</i> | | III |

Espèces compagnes

| | | |
|------------------------------|--|-----|
| <i>Cirsium dissectum</i> | | III |
| <i>Erica scoparia</i> | | III |
| <i>Mentha aquatica</i> | | III |
| <i>Molinia caerulea</i> | | V |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | | III |
| <i>Succisa pratensis</i> | | III |

III.10.2 *Caricetalia davallianae* Braun-Blanquet 1949

❖ *Hydrocotylo vulgaris-Schoenion nigricantis* de Foucault 1984

Cette alliance correspond à des prairies tourbeuses à Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*) que l'on rencontre uniquement sur calcaire en Brenne (Rallet 1935). Ces communautés sont, par conséquent, peu fréquentes dans la région. Rallet (1935) souligne la rareté de ces prairies en Brenne et indique deux localités qui correspondent à celles que nous avons étudiées. Lors des prospections, ces communautés ont été observées en arrière des ceintures de la cariçaie, dans deux plans d'eau très alcalins (dureté : 18 TH, alcalinité : 145 mg/l) et, par conséquent, très minéralisés (conductivité : 320 µS/cm) (tableau X, tableau Xa annexe 13). Cette communauté se développe sur des sols tourbeux oligotrophes selon Bardat *et al.* (1999).

III.11. AGROSTIETEA STOLONIFERAE Oberd. ex Görs 1968 (tableau XI)

La classe regroupe des communautés prairiales des sols engorgés ou inondables, essentiellement minéraux, mésotrophes à eutrophes (Bardat *et al.* 1999). (tableau XI)

III.11.1. *Agrostietalia stoloniferae* Oberd. in Oberd., Görs, Korneck, W. Lohmeyer, Th. Müll., G. Phil. & P. Seibert 1967 *em.* de Foucault 1984

❖ *Mentho longifoliae-Juncion inflexi* de Foucault 1984

✓ *Pulicario-Juncetum inflexi* de Foucault 84

Ce groupement est situé en périphérie d'un seul étang eutrophe, sur sol calcaire et en eau à tendance nettement alcaline (dureté : 17 TH, alcalinité : 130 mg/l), très minéralisée (conductivité : 300µS/cm) et trouble (transparence : 25 cm) (tableau XI, tableau XIa annexe 13). Comme le remarque Chaïb (1992), le groupement à *Juncus inflexus* et *Pulicaria dysenterica* est calciphile strict.

La prairie étudiée est pâturée par des bovins de manière extensive. Or, d'après Frileux (1977), *Juncus inflexus* se maintient grâce au piétinement et Bardat *et al.* (1999) indique qu'il s'agit de communautés pâturées neutroclines.

III.12. ALNETEA GLUTINOSAE Braun-Blanq. & Tüxen ex V.Westh., Dijk & Passchier 1946 (tableau XII)

III.12.1. *Salicetalia auritae* Doing ex V.Westh. 1969

❖ *Salicion cinereae* Th. Müll. & Görs 1958

✓ *Salicetum cinereae*

Cette association forme une ceinture arbustive, plus ou plus développée, de saules cendrés (*Salix cinerea*) autour de la plupart des étangs étudiés en Brenne.

Tableau XI : AGROSTIETEA STOLONIFERAE Oberd. ex Görs 1968

| | |
|---|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 6 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 3,3 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | |
| profondeur (cm) | 0 |
| type de substrat | V |
| PHYSICOCHIMIE (valeurs moyennes) | |
| pH | 7,9 |
| conductivité (µS/cm) | 296 |
| dureté (degré français) | 16 |
| alcalinité (mg/l) | 135 |
| transparence (cm) | 45 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | |
| % sol nu | 31,7 |
| % algues | 0 |
| % végétation | 75 |
| nb spécifique moyen | 8,5 |

Caractéristiques d'associations

| | |
|------------------------------|-----|
| <i>Juncus inflexus</i> | V |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | III |

col. 1 : *Pulicario-Juncetum inflexi* de Foucault 84

Espèces des *Agrostienea stoloniferae*

| | |
|----------------------------|---|
| <i>Potentilla anserina</i> | I |
|----------------------------|---|

Espèces des *Molinio caerulea-Juncetea*

| | |
|-----------------------------|----|
| <i>Juncus acutiflorus</i> | I |
| <i>Molinia caerulea</i> | II |
| <i>Agrostis canina</i> | II |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | II |
| <i>Ranunculus flammula</i> | II |
| <i>Cirsium dissectum</i> | I |
| <i>Carex flava</i> | I |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | |
|-----------------------------|----|
| <i>Phragmites australis</i> | II |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | I |
| <i>Juncus effusus</i> | I |
| <i>Carex elata</i> | I |
| <i>Carex vesicaria</i> | I |
| <i>Carex riparia</i> | II |
| <i>Juncus conglomeratus</i> | I |
| <i>Galium palustre</i> | II |
| <i>Lycopus europaeus</i> | I |
| <i>Lythrum salicaria</i> | I |
| <i>Carex</i> sp. | II |

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

| | |
|-------------------------------|----|
| <i>Eleocharis multicaulis</i> | II |
|-------------------------------|----|

Espèces compagnes

| | |
|---------------------------------|----|
| <i>Carex vulpina</i> | I |
| <i>Cirsium arvense</i> | I |
| <i>Cirsium palustre</i> | I |
| <i>Mentha aquatica</i> | I |
| <i>Mentha rotundifolia</i> | II |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | I |
| <i>Oenanthe fistulosa</i> | I |
| <i>Potentilla tormentilla</i> | I |
| <i>Salix atrocinerea</i> | I |
| <i>Scutellaria galericulata</i> | I |
| <i>Solanum dulcamara</i> | I |
| <i>Teucrium scordium</i> | I |
| <i>Trifolium repens</i> | I |
| <i>Urtica dioica</i> | I |

Tableau XII : ALNETEA GLUTINOSAE Braun-Blanq. & Tüxen ex V. Westh., Dijk & Passchier 1946

| | | |
|---|------|------|
| nb relevés / tab. élémentaire | 3 | 2 |
| surface moyenne des relevés (m ²) | 6 | 6 |
| MESOLOGIE (valeurs moyennes) | | |
| profondeur (cm) | 0 | 0 |
| type de substrat | V | V |
| PHYSICOCHEMIE (valeurs moyennes) | | |
| pH | 7,5 | 7,7 |
| conductivité (µS/cm) | 200 | 355 |
| dureté (degré français) | 11 | 18,5 |
| alcalinité (mg/l) | 80 | 170 |
| transparence (cm) | 50 | 50 |
| VEGETATION (valeurs moyennes) | | |
| % sol nu | 18,3 | 5 |
| % algues | 0 | 0 |
| % végétation | 83,3 | 100 |
| nb spécifique moyen | 6,7 | 6,5 |

Caractéristiques d'associations

| | | |
|--------------------------|---|---|
| <i>Salix atrocinerea</i> | V | |
| <i>Salix cinerea</i> | | V |

col. 1 : Groupement à *Salix atrocinerea*

col. 2 : *Salicetum cinereae*

Espèces des *Molinio caerulea-Juncetea*

| | | |
|----------------------------|----|---|
| <i>Molinia caerulea</i> | | V |
| <i>Ranunculus flammula</i> | II | |
| <i>Cirsium dissectum</i> | | V |

Espèces des *Phragmiti australis-Caricetea elatae*

| | | |
|---------------------------------|----|--|
| <i>Phragmites australis</i> | II | |
| <i>Eleocharis palustris</i> | II | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | II | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | IV | |
| <i>Galium palustre</i> | II | |
| <i>Lythrum salicaria</i> | II | |

Espèces des *Littorelletea uniflorae*

| | | |
|---|----|-----|
| <i>Baldellia ranunculoides</i> subsp. <i>repens</i> | II | |
| <i>Hydrocotyle vulgaris</i> | IV | |
| <i>Galium debile</i> | | III |

Espèces compagnes

| | | |
|------------------------------|----|-----|
| <i>Corylus avellana</i> | II | |
| <i>Erica scoparia</i> | II | V |
| <i>Mentha arvensis</i> | II | |
| <i>Potentilla reptans</i> | | III |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | | III |
| <i>Rhamnus frangula</i> | II | |
| <i>Rubus</i> sp. | IV | |
| <i>Ulex nanus</i> | | V |

Le *Salicetum cinereae* constitue parfois un véritable rideau végétal en limite de l'eau, essentiellement le long de la chaussée des étangs (tableau XII, tableau XIIIa annexe 13). Les saules conditionnent la présence de certaines espèces en modifiant les conditions du milieu environnant : ils constituent un facteur d'ombrage important et contribuent à enrichir le milieu aquatique en matières humiques lors du processus de dégradation des feuilles.

Parfois, quelques saules peuvent pénétrer dans une cariçaie, une roselière ou encore la moliniaie formant alors des fourrés. Pour Felzines (1977) et Chaïb (1992), *Salix cinerea* est une espèce indicatrice des milieux oligocalciques.

✓ Groupement à *Salix atrocinerea*

Lors de cette étude, le groupement est apparu moins fréquemment que le *Salicetum cinereae* et souvent en bordure d'étangs situés sur fond marneux (tableau XII, tableau XIIIa annexe 13). Contrairement au *Salicetum cinereae*, ce groupement est associé à des milieux eutrophes et riches en bases selon Chaïb 1992. Pourtant, Clément & Touffet (1983a) indiquent que *Salix atrocinerea* possède une large amplitude écologique et que l'espèce peut occuper tant des sols saturés en eau, inondés ou dystrophes que des sols relativement bien drainés et mésotrophes.

IV. TYPOLOGIE SYMPHYTOSOCIOLOGIQUE DES ETANGS

Une analyse en composantes principales, suivie d'une classification ascendante hiérarchique, a été réalisée sur les 42 individus étangs et 99 syntaxons (codes des associations végétales en annexe 14) associés à leur pourcentage approximatif de recouvrement par étang. Pour faciliter la lecture de la représentation graphique dans le plan factoriel des deux premiers axes de l'ACP des groupements végétaux et des étangs, deux étangs (L et C), trop distincts des autres étangs sur la première représentation graphique, ont été supprimés (annexe 15).

L'analyse du diagramme des valeurs propres (figure 29) nous autorise à limiter les interprétations au plan factoriel défini par les deux premiers facteurs.

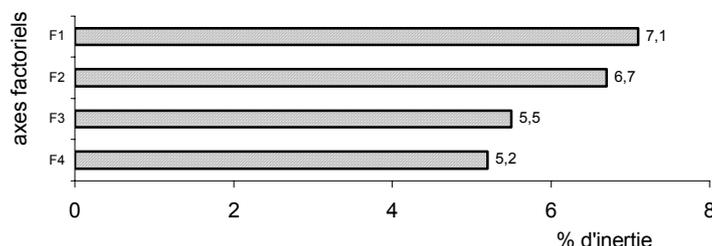


Fig. 29- Diagramme des valeurs propres (exprimées en pourcentage d'inertie) de l'ACP réalisée sur les caractéristiques phytosociologiques des étangs.

L'analyse de la figure 30 indique que les variables « *Lemnetum gibbae* (W Koch 1954) Miyaw. & J. Tx. 1960 em. », « *Glycerietum maximae* Hueck 1931 », « *Leersietum oryzoidis* (Krause in Tüxen 55) Passarge 57 », « *Ranunculo scelerati-Rumicetum maritimi* Sissingh (1946) 1966 », qui

correspondent à des milieux méso-eutrophes à eutrophes, sont positivement corrélées à l'axe 1.

Les variables « groupement à *Juncus effusus* » et « *Nitelletum translucens* Corillion 57 », plutôt associées à des milieux acides, sont négativement corrélées avec l'axe 2. Par contre, les variables « groupement à *Cladium mariscus* » et « *Charetum fragilis* Corillion 1957 », associées à des milieux alcalins, sont positivement corrélées à l'axe 2.

Ainsi, le premier axe représente un gradient d'eutrophisation croissant et le second axe, un gradient d'alcalinité croissant.

La CAH a permis de mettre en évidence 8 groupes d'étangs (figure 31).

| | |
|-----------------|---------------------------------|
| Groupe 1 | A |
| Groupe 2 | B R N g D Q Y i o T K d E X e k |
| Groupe 3 | H J Z a V j |
| Groupe 4 | F W I O m S l |
| Groupe 5 | G M P h b f U |
| Groupe 6 | c n p |
| Groupe 7 | L |
| Groupe 8 | C |

Le **premier groupe**, isolé dans la partie inférieure gauche du graphique, ne se réfère qu'à un seul étang (A) qui est associé à des communautés de nature oligo-mésotrophique, sur substrat acide : groupement à *Juncus heterophyllus* (recouvrement de 5 % environ sur l'étang), *Eleocharitetum multicaulis* (All. 1922) R. Tx. 1937 (5 %), *Scirpetum fluitantis* (Allorge 1922) Lemée 1937 (2 %), *Charetum fragiferae* Corillion 1957 (14 %).

Le **second groupe**, situé la partie droite de l'axe des ordonnées, rassemble les étangs abritant des associations végétales à caractère eutrophiques et d'alcalinité faible à moyenne : « *Lemnetum gibbae* (W Koch 1954) Miyawaki & J. Tüxen 1960 em. », « *Glycerietum maximae* Hueck 1931 », « *Leersietum oryzoidis* (Krause in Tüxen 55) Passarge 57 »... Notons que le recouvrement moyen de ces associations est toutefois très faible à l'échelle des étangs (moins de 0,1 %)

Le **troisième groupe**, situé dans la partie gauche de l'axe des abscisses, regroupe les étangs relatifs à des communautés de milieux alcalins oligo-mésotrophes : « groupement à *Chara aspera* » (jusqu'à 8 % de recouvrement sur certains étangs), « groupement à *Cladium mariscus* » (jusqu'à 15 %)...

Les **groupes 4 et 5** se réfèrent, au contraire, à des associations de milieux non alcalins oligo-mésotrophes : « *Nitelletum syncarpae* Corillion 1957 », « *Nitelletum translucens* Corillion 1957 »...(recouvrement moyen estimé à 6 %).

Le **groupe 6** est associé à des communautés des milieux très alcalins, méso-eutrophes : « *Ceratophylletum demersi* Hild 56 » (10 à 15 %), « *Potametum lucentis* Hueck 1931 » (10 %), « *Charetum fragilis* Corillion 1957 » (3 %)....

Les deux **groupes** suivants (**7 et 8**) correspondent à des étangs isolés dans l'arbre hiérarchique, abritant des communautés de milieux alcalins eutrophes, pour les groupes 7 (ex : Groupement à *Bidens cernua* (3 %), *Hydrocharitetum morsi-ranae* van Langendonck 1935 »

(8 %) et 8 (ex : « *Ceratophylletum demersi* Hild 56 » (3 %), « *Charetum vulgaris* Corillion 1957 » (2 %), « *Lemnetum gibbae* (W Koch 1954) Miyawaki & J. Tüxen 1960 em. » (3 %)).

Cette typologie est comparable à celle réalisée par Clément & Touffet (1988) en Bretagne qui ont notamment distingué un groupe d'étangs oligo-mésotrophes correspondant à nos groupes 1, 4 et 5, un groupe d'étangs méso-eutrophes correspondant à notre groupe 6 et un groupe d'étangs eutrophes se rapprochant de nos groupes 2, 7 et 8. Les auteurs distinguent également un groupe d'étangs alcalins (plutôt eutrophes) tandis que notre analyse nous a permis d'isoler des groupes alcalins de différents degrés trophiques (groupes 3, 6, 7 et 8).

V. VEGETATIONS DES ETANGS : SYNTHÈSE

L'étude phytosociologique menée en 1998 et 1999 sur 42 étangs de la Brenne a permis de dégager les points suivants :

- Mise en évidence de **263 taxons** parmi lesquels 237 phanérogames, 16 charophytes, 5 bryophytes et 5 ptéridophytes.
- Mise en évidence de **89 associations ou groupements végétaux** appartenant à **26 alliances** au sein de **12 classes phytosociologiques**.
- Bien que deux synsystèmes soient difficilement comparables, la présente étude a mis en évidence 42 groupements végétaux supplémentaires par rapport au synsystème de Géhu & de Foucault (1988). En revanche, ce travail n'a pas permis de décrire, essentiellement en raison de leur grande rareté en Brenne, les groupements suivants :
 - *Sparganietum minimi* Schaff 1925
 - *Typhaetum latifoliae* (Soo 1927) Lang 1973
 - *Sagittario-Sparganietum simplicis* R. Tx 1953
 - *Caricetum paniculatae* Wang. 1916
 - Groupement à *Eleocharis uniglumis*
 - Groupement à *Marsilea quadrifolia*
 - *Radiolo-Cicendietum filiformis* de Foucault 1984
 - Groupement à *Ranunculus hederaceus* et *Glyceria declinata*
- Constat de régression de certains syntaxons tels *Charetum fragiferae* Corillion 1957, *Nitelletum hyalinae* Corillion 1957, *Littorelletea uniflorae* Braun-Blanq. & Tüxen ex V. Westh., Dijk & Passchier 1946, *Isoeto Durieui-Juncetea Bufonii* Braun-Blanq. & Tüxen ex V. Westh., Dijk & Paschier 1946, *Phragmition communis* W. Koch 1926 par rapport aux données de Rallet (1935), de l'Amicale phytosociologique (1969) et de Géhu & de Foucault (1988), excepté le *Lemnion minoris* Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955 qui apparaît actuellement mieux représenté en Brenne.
- Fortes correspondances entre les conditions écologiques décrites dans la littérature et celles obtenues lors de cette étude (analyses d'eau, paramètres mésologiques...). A noter que les analyses d'eau issues des travaux sur la végétation des étangs ont également été effectuées à la bonde et non au niveau de chaque communauté

végétale (Felzines 1982, Chaïb 1992...) : les comparaisons entre les résultats de la présente étude et ceux de la littérature sont pertinents. Il convient toutefois de relativiser ces appréciations des conditions écologiques dans la mesure où, dans de très nombreux cas, les espèces végétales possèdent une très forte amplitude écologique.

- Les groupements présents sur un même étang sont très divers d'un point de vue écologique : il existe une forte **hétérogénéité intra-étang** (voir liste des groupements par étang en annexe 9). Cette complexité intra-étang se traduit notamment dans le cas, précédemment décrit, d'un étang alcalin de nature eutrophe qui possède un groupement oligo-mésotrophique à *Littorella uniflora*, mais sur une surface réduite très exposée aux vagues et sur un substrat sablonneux. Clément (1986) et Clément & Touffet (1988), qui ont observé un cas similaire dans les étangs bretons, indiquent que la présence d'un tel groupement dépend davantage de la qualité du substrat (sol graveleux à sableux) que de celle de l'eau. L'espèce tolérerait en effet les milieux eutrophes à condition que la dynamique de la végétation soit faible. Les auteurs ont également noté l'aspect fragmentaire du groupement et l'espace restreint qu'il occupe. De même, Vestergaard & Sand-Jensen (2000) ont constaté que, lorsque les isoetides, telle *Littorella uniflora*, occupent des eaux alcalines, ils sont souvent restreints à des zones peu profondes, exposées aux vagues et sur un sédiment grossier. Ce constat nous laisse supposer que le développement de certaines espèces est davantage influencé par la qualité du sédiment que par celle de l'eau : l'**hypothèse 9** peut être retenue.

VI. CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE

Les résultats obtenus montrent qu'il existe une diversité tant floristique, que physico-chimique et anthropique au sein des 42 étangs étudiés. Les critères de sélection des étangs sont donc vérifiés, à savoir :

- Vocations diversifiées des étangs (loisirs, abreuvement du bétail, pisciculture).
- Diversité des groupements végétaux parmi les étangs étudiés,
- Diversité morphologique et des substrats géologiques des étangs.
- Nature et répartition variables de l'environnement proche des étangs (forêt, culture, prairie...).

De plus, les résultats issus des typologies indépendantes d'étangs ont montré que les pratiques piscicoles ne s'exercent pas de la même manière sur tous les plans d'eau, que le recouvrement végétal, les caractéristiques physiques et végétales sont très différentes d'un étang à l'autre. Cependant, on peut, d'ores et déjà, discerner des étangs qui ont des caractéristiques communes entre les différents groupes, préfigurant le croisement ultérieur des typologies.

Enfin, les résultats de cette étude montrent que cette hétérogénéité ne se limite pas à l'échelle inter-étang. En effet, les modalités de gestion, les analyses physico-chimiques et la composition syntaxonomique ont également révélé l'existence **d'une hétérogénéité intra-étang** : ce résultat confirme la notion de « **Zone Humide Complexe** » définie par Clément & Touffet (1988).

Troisième partie

**APPROCHE SPECIFIQUE : ETUDE DE *CALDESIA*
PARNASSIFOLIA (L.) Parl. ET DE
SES POPULATIONS**



**Chapitre VI : CARACTERISTIQUES DE L'ESPECE : LES APPORTS DE LA
BIBLIOGRAPHIE**



Chapitre VII : RESULTATS ET DISCUSSION

L'objectif de cette partie est d'étudier les caractéristiques biologiques et écologiques de *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl. ainsi que l'évolution de ses populations depuis le début du XX^e siècle en Brenne. Ces connaissances préalables sont en effet indispensables pour étudier l'influence des activités humaines sur l'espèce.

La conservation de *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl. (Caldésie à feuilles de Parnassie, Alismataceae) en Brenne revêt un enjeu majeur et la question de sa compatibilité avec une production piscicole en étang se pose désormais. Toute conservation d'espèce nécessitant des connaissances suffisantes sur les exigences écologiques et les dynamiques des populations, des recherches bibliographiques ont été accomplies. Or, les données disponibles, présentées ci-après, se rapportent essentiellement à la biologie et la distribution géographique de *Caldesia parnassifolia* tandis que les éléments concernant l'écologie de l'espèce et les variations de ses populations sont très fragmentaires (Olivier *et al.* 1995, Danton & Baffray 1995, Daudon 1997a). Ainsi, une étude *in situ*, dans les étangs de la Brenne, a été lancée en 1998 et 1999 afin d'améliorer les connaissances sur cette espèce.

Les résultats issus de ces recherches ont fait l'objet d'un poster présenté lors d'un colloque, d'un article (Otto-Bruc *et al.* 2000) et d'une fiche « Cahiers d'Habitats » pour Service du Patrimoine Naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle (Otto-Bruc & Pinet 2001).

Chapitre VI CARACTERISTIQUES DE L'ESPECE : LES APPORTS DE LA BIBLIOGRAPHIE

Une recherche bibliographique approfondie a permis de dresser un premier bilan des connaissances actuelles sur cette espèce peu connue.

I. DIAGNOSE

La première description de cette espèce, publiée en langue latine et considérée comme normative, a été effectuée par Linné, en 1768, dans le troisième tome de « *Systema naturae* » puis dans le deuxième volume de « *Mantissa in volumen primum [tertium] systemis* » (1771). L'auteur désigne la plante sous le nom de « *Alisma parnassifolia* » et la décrit de la manière suivante (traduction du latin⁴³) :

« Feuilles cordées, lisses, très longuement pétiolées, peu pointues, pétiole peu articulé. Tige florifère naissant toujours quand la plante est dans l'eau »

⁴³ « *Folia cordata, laevia, longius petiolata, vix acuta. Petioli vix articulati. Scapus floridus omnino plant. aqu.* »

Bien que la nomenclature binomiale fasse référence, Linné n'est pas le premier à avoir décrit la plante. En effet, Linné (1771) indique que c'est Claret de la Tourette⁴⁴ (Tourette 1770, 1785) qui l'a observée pour la première fois aux « Avenières, dans le marais de Mamorte, en Dauphiné » (Isère) à l'ouest de Chambéry puis « dans quelques étangs de la Bresse » ; l'auteur qui décrit la plante sous le nom de « *Alisma peltata, foliis patulocordatis* », indique qu'elle est rare en Europe⁴⁵. Notons que le site dit « les Avenières » est également cité par Marciau (1992).

En 1854, Parlatores (1860) crée le genre *Caldesia*, en hommage à Ludovico Caldesi (1821-1884), botaniste et parlementaire italien, qu'il distingue du genre *Alisma* selon des critères se rapportant notamment à l'ovaire et à la forme et la structure des carpelles (ovaire et carpelles moins nombreux, style persistant...). Il renomme la plante sous le nom actuel de « *Caldesia parnassifolia* ».

II. REPARTITION GEOGRAPHIQUE ET PROBLEMES TAXINOMIQUES

En Europe occidentale, l'aire de distribution de *Caldesia parnassifolia* (figure 32) correspond à des plaines de faible altitude, entre 0 et 600 mètres. Mais, l'espèce ne serait peut-être pas limitée à cette partie du globe : en raison de difficultés d'ordre taxinomique, la distribution de *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl. à l'échelle mondiale est encore incertaine (figure 33). En effet, selon les auteurs, *Caldesia parnassifolia* est, soit distinguée d'une autre espèce appelée *C. reniformis*, soit confondue avec celle-ci.



Fig. 32- *Caldesia parnassifolia* (d'après Hegi 1906) (1 : turions, 2 : fleur et 3 : graine)

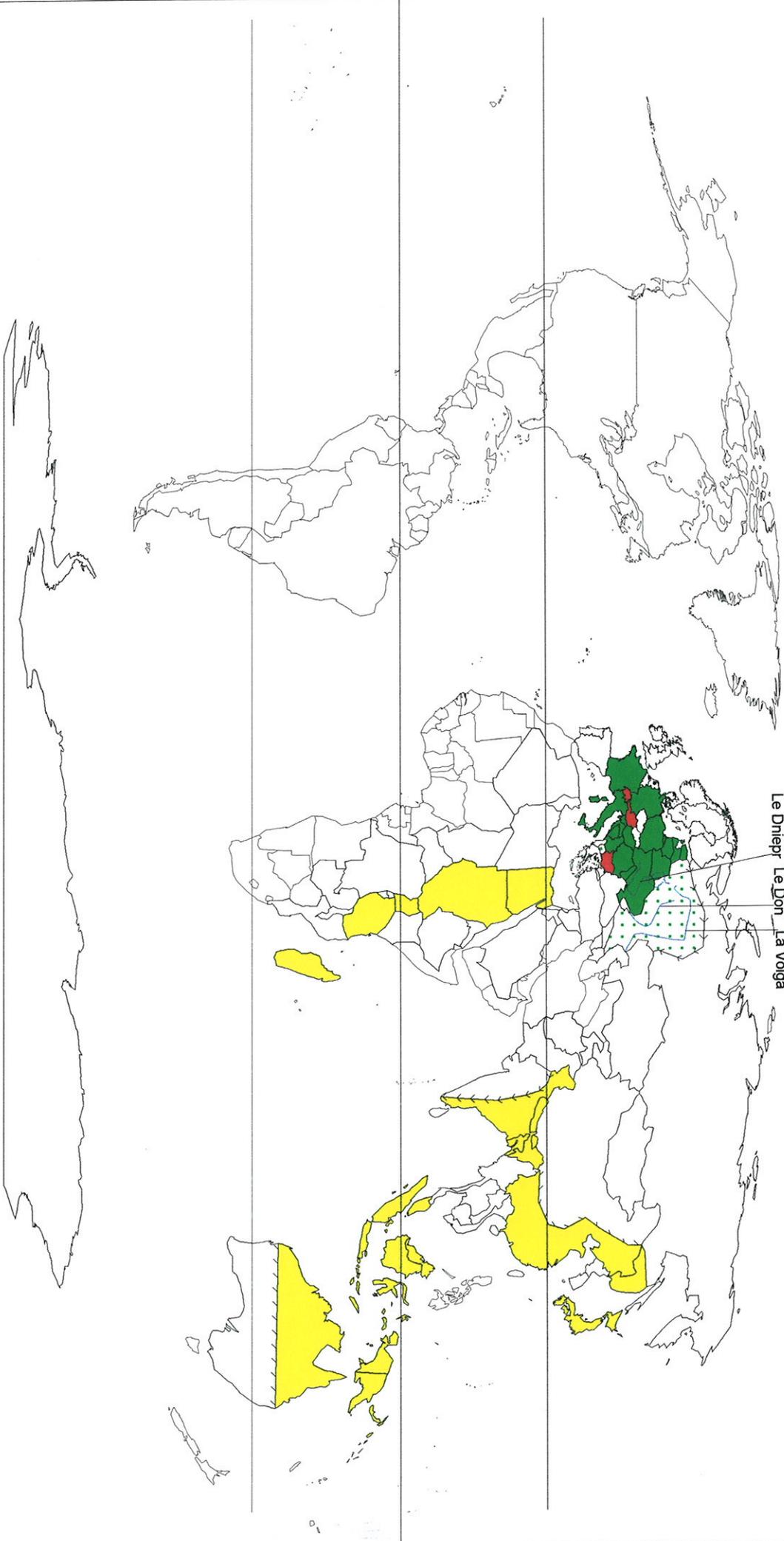
Ainsi, d'après Carter (1960), Ghafoor (1974 in Haggard & Tiffney 1997), Lai (1976) et Symoens (1984) le genre *Caldesia*, comprendrait quatre espèces : *Caldesia reniformis*, *C. parnassifolia*, *C. grandis* et *C. oligococca*. Contrairement aux autres espèces qui possèdent une répartition de type tropical à sub-tropical, *Caldesia parnassifolia* serait la seule espèce à être présente dans les pays tempérés de l'Europe. De même, Don *et al.* (1825 in Haggard & Tiffney 1997), Bentham (1878), Buchenau (1903), Makino (1906), Den Hartog (1957) et Symoens & Billiet (1975) distinguent une espèce à part entière, *Caldesia reniformis* (D. Don) Makino, qui serait localisée uniquement dans les pays sub-tropicaux. Par ailleurs, Buchenau (1903) considère *Caldesia parnassifolia* et *Alisma reniforme* D. Don comme des variétés, nommées respectivement « α minor Micheli, subsp. *eu-parnassifolia* Ascherson et Graebn » et « β major Micheli ».

⁴⁴ Date de la première observation non précisée par Claret de la Tourette.

⁴⁵ Précisions données sur la planche d'un herbier de Claret de la Tourette consulté au laboratoire de Phanérogamie du Muséum National d'Histoire Naturelle et dans l'ouvrage de Lamarck (Le Chevalier de) en 1786.

CARTE DE LA REPARTITION MONDIALE DE

Caldesia parnassifolia (Bassi ex Linnaeus) Parlatore



Légende : Aire de répartition

- Caldesia parnassifolia* (Europe)
- Caldesia parnassifolia* (Europe : limites Est)
- Caldesia parnassifolia* (Disparition)
- Aire de répartition à préciser :
(*C. parnassifolia* - *C. reniformis*)
C. parnassifolia (Bassi ex Linnaeus) Parlatore
(syn. ou sp. / auteurs) :
- *C. reniformis* (D. Don) Makino

→→ Limites d'aire (adapt. / biblio.)

En revanche, d'autres auteurs considèrent *Caldesia parnassifolia* comme une espèce subtropicale présente, non seulement en Europe, mais également en Asie (Chine, Népal, Inde, Malaisie, Japon), en Australie, à Madagascar et en Afrique (Ouganda, Tanganyika, Algérie) (figure 33) (Perrier de la Bathie 1946, Den Hartog 1957, Aston 1973).

Un certain nombre d'arguments, ajoutés à l'importante séparation géographique entre les deux espèces, viennent étayer ces distinctions. Avec le même nombre de chromosomes ($2n = 22$) (Hadara 1956 in Hess *et al.* 1967), les deux espèces (*Caldesia parnassifolia* et *C. reniformis*) se différencient essentiellement par leur morphologie (figure 32 et 34):

- *C. reniformis* est plus robuste que *C. parnassifolia* (Buchenau 1903, Carter 1960),
- *C. parnassifolia* ne possède pas plus de 13 nervures primaires sur le limbe alors que *C. reniformis* en présente 13 à 17 qui sont plus saillantes sur les deux faces (Bentham 1878, Carter 1960, Hess *et al.* 1967, Symoens & Billiet 1975),
- l'inflorescence est plus simple chez *C. parnassifolia* (Carter 1960) et les pédoncules floraux sont moins fins et moins longs (moins de 5 cm) (Komarov 1934),
- l'apex des feuilles est plus obtus chez *C. reniformis* ; les feuilles ont un aspect réniforme qui justifie son nom (Komarov 1934, Carter 1960).



Fig. 34- *Caldesia reniformis* (planche d'herbier du laboratoire de Phanérogamie, cliché : C. Otto-Bruc)

Par contre, Haggard & Tiffney (1997) indiquent que la morphologie des fruits des deux espèces est très proche et que ce critère ne permet pas de différencier les deux espèces. Comme le souligne Cook (1996), "la distinction entre les deux espèces est incertaine et il est nécessaire de réaliser une révision taxonomique à l'échelle du globe".

En ce qui concerne l'Europe de l'Ouest et Centrale, *Caldesia parnassifolia* possède une large distribution au-delà de la France : Italie (Pignatti 1982, Conti *et al.* 1992), Allemagne, Pologne, Croatie, Hongrie, Roumanie, Slovénie, Russie (Hegi 1981), ex-Yougoslavie, Républiques Baltes, Ukraine, Moldavie, Biélorussie (Olivier *et al.* 1995), Suisse (espèce réintroduite, Aeschmann comm. pers.). Elle est considérée comme rarissime dans l'ensemble de ces pays et a disparu de l'Autriche et de la Bulgarie (Olivier *et al.* 1995). Tutin *et al.* (1980) et Hegi (1981) indiquent que, dans de nombreuses localités, l'espèce est en voie d'extinction. Morgan & Leon (1992) signalent également la régression de la plante à l'échelle de l'Europe.

En France (figure 35), la quasi-totalité des populations de *Caldesia parnassifolia* est localisée dans les étangs de la Brenne. Un inventaire (annexe 2), dressé depuis le début du XX^e siècle, a permis d'établir 81 localités en Brenne, dont 32 ont été visitées au cours de cette étude (1998-1999) : *Caldesia parnassifolia* est actuellement présente sur 19 de ces étangs (soit 60 % de l'échantillon étudié). La présence de l'espèce a été confirmée par ailleurs sur 43 étangs de la Brenne depuis 1993.

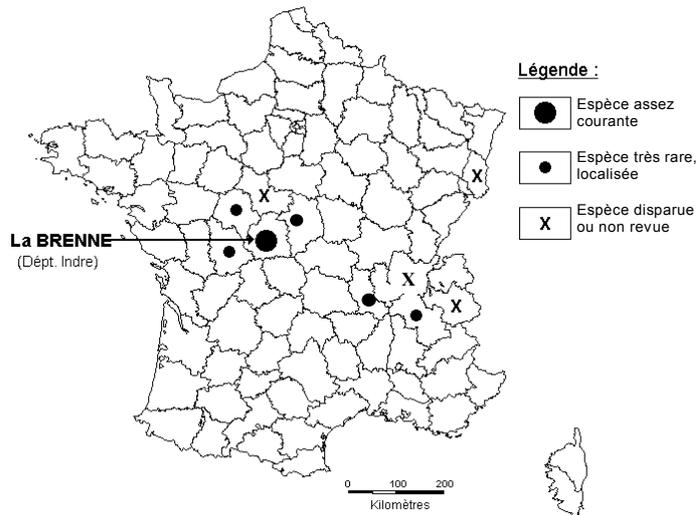


Fig. 35- Répartition de *Caldesia parnassifolia* en France

Les quelques rares autres stations se répartissent dans les départements de la Loire (Forez, Galtier *et al.* 2000, trois étangs, plusieurs dizaines de milliers d'individus), de l'Isère (Olivier *et al.* 1995, Tison comm. pers., étang Dardes, 2 000 individus), du Cher (Olivereau comm. pers., une station, quelques individus), de l'Indre-et-Loire et de la Vienne (Olivier *et al.* 1995). Elle est signalée en voie de disparition dans l'ensemble de ces départements (Franchet 1885, Lebrun 1933, Aymonin 1982, Marciau 1989, 1992, Olivier *et al.* 1995). Dans l'Ain (Dombes), la dernière observation remonte à 1989 (Coquillat non publié, Nétien 1993, Dutartre comm. pers. : un étang, une vingtaine d'individus). La plante était historiquement connue dans le Loir-et-Cher (Sologne, Maubert comm. pers.), le Haut-Rhin (Sundgau, Olivier *et al.* 1995) et la Savoie (Issler *et al.* 1965, Olivier *et al.* 1995), mais sa présence n'y a pas été confirmée récemment.

III. CARACTERISTIQUES BIOLOGIQUES

Caldesia parnassifolia (figure 32) est considérée par de nombreux auteurs comme une hydrophyte vivace (Buchenau 1903, Coste 1906, Hegi 1906, Komarov 1934, Issler *et al.* 1965, Guinochet & de Vilmorin 1978, Bonnier 1911-1935, Bonnier & Douin 1912-1934, Danton & Baffray 1995). Toutefois, Carter (1960), Hess *et al.* (1967) et Cook (1996) indiquent que l'espèce peut également être annuelle. Komarov (1934), Hegi (1981), Pignatti (1982), Bonnier (1911-1935) et Olivier *et al.* (1995) signalent la présence d'un rhizome⁴⁶ tandis que Franchet (1885), Coste (1906), Guinochet & de Vilmorin (1978), Danton & Baffray (1995) décrivent une « souche⁴⁷ fibreuse » ou une « souche peu développée ». Enfin, Den Hartog & Van der Velde (1988) notent l'absence de rhizome et signalent la présence d'une courte tige avec une rosette radicale de feuilles flottantes.

⁴⁶ Notons que la conception du terme peut varier selon les auteurs.

⁴⁷ Partie pérenne d'une plante qui se trouve à fleur de terre.

La fécondation de la plante peut être croisée ou autogame et la pollinisation s'effectue probablement par le vent ou par les insectes (Cook 1996). Les fruits sont des akènes brunâtres ovoïdes et leur dissémination peut être assurée par hydrochorie (Serbanescu-Jitariu 1975), notamment lors de la vidange d'étangs disposés en chaîne, ou probablement par endozoochorie (ingestion par des oiseaux d'eau) (Den Hartog 1957, Cook 1996). En effet, Serbanescu-Jitariu (1975) qui a étudié les fruits en laboratoire, a observé que ceux-ci se détachent à maturité puis flottent à la surface de l'eau pendant environ une semaine avant de tomber sur le fond de l'étang.

La dispersion peut aussi avoir lieu au stade de la plantule ainsi formée qui monte à la surface de l'eau où elle se développe pendant dix jours environ avant de retomber au fond pour se fixer (Serbanescu-Jitariu 1975).

D'après Buchenau (1903), seuls de rares fruits arrivent à maturité dans la partie nord de l'Europe. Par ailleurs, Arber (1920) indique que, même si elle porte des fleurs, la plante échoue parfois à produire des graines fertiles.

En plus de la reproduction sexuée, la plante peut se multiplier par voie végétative à l'aide de petits bourgeons d'environ un centimètre de long, appelés turions (figure 36). Les turions sont disposés sur des « axes », « tiges ressemblant à des stolons » ou encore « tiges particulières » ou remplacent parfois certaines fleurs sur la hampe florale (Buchenau 1903, Arber 1920, Ridley 1930, Komarov 1934, Sculthorpe 1985).

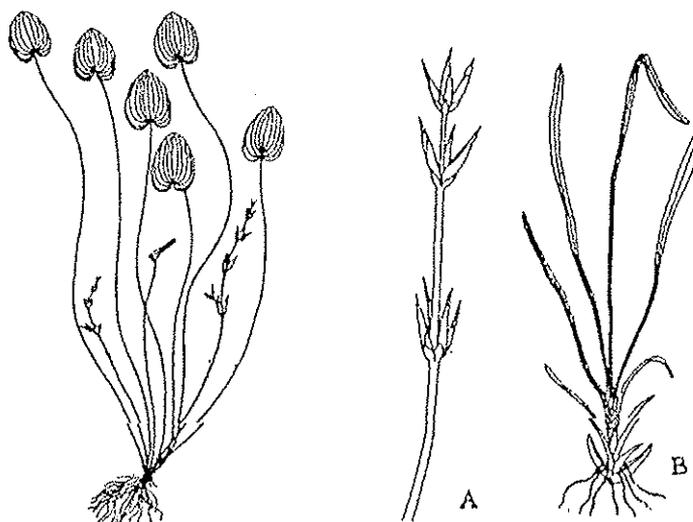


Fig. 36- *Caldesia parnassifolia*. A : turions disposés sur un axe ; B : turion donnant naissance à une plantule sous 50 cm d'eau (D'après Arber 1920).

Ils se détachent de leur axe durant l'automne (Buchenau 1903, Cook 1996) et peuvent alors être transportés par l'eau (Cook 1996). Les turions s'enracinent et reproduisent de nouvelles plantes au printemps suivant (Cook 1996).

Les turions formés en fin d'été ou en automne se développent avec l'allongement de la période d'éclaircissement au printemps. (Frankland *et al.* 1987). Glück (1906 *in* Arber 1920) considère ces bourgeons comme des rudiments de fleurs qui, en conséquence d'une vie submergée, ont dégénéré vers une forme végétative. D'ailleurs, d'après Arber (1920), Hegi (1906) et Sculthorpe (1985), la plante ne fleurit pas en eau profonde (plus de 50 cm) mais produit dans ce cas une grande quantité de turions.



Photo n°9. Caldesia parnassifolia (L.) Parl. en fleurs : l'espèce présente des feuilles flottantes en forme de cœur dont la couleur du limbe peut virer du vert-bronze au rouge-foncé lorsque la plante est en situation bien ensoleillée.

IV. POSITION AU SEIN DES COMMUNAUTES VEGETALES

Oberdorfer (1949), Guinochet & de Vilmorin (1978) et Ellenberg (1991) la placent au sein des roselières à Roseau commun (*Phragmites australis*) se rapportant à l'alliance du *Phragmition communis* Koch 1926. Hess *et al.* (1967) et Hegi (1981) situent plus précisément l'espèce dans l'association du *Scirpo-Phragmitetum*. En Sologne du Loir-et-Cher, Martin (1894) signale *Caldesia parnassifolia* sur les « bords des étangs vaseux au milieu des plantes aquatiques les dominant ». Par ailleurs, Gaume précise, sur une note d'herbier du Muséum National d'Histoire Naturelle, avoir récolté la plante en 1926 au sein de « l'*heleocharitetum* sur grèves sableuses » d'un étang solognot.

Enfin, Galtier *et al.* (2000) ont récemment observé l'espèce dans trois stations de la plaine du Forez (Loire) :

- « dans un étang en assec, sur vases humides » avec *Juncus bulbosus*, *Alisma lanceolatum*, *Scirpus mucronatus*, *Sparganium emersum*, *Pilularia globulifera*, *Marsilea quadrifolia*, *Alisma plantago-aquatica*, *Eleocharis ovata*, *Elatine alsinastrum* et *Trifolium hybridum*.
- « en étangs en eau, parmi les formations à *Juncus effusus* et *Sparganium emersum* »,
- « en pleine eau (50 à 70 cm de profondeur) », avec *Elatine alsinastrum*, *Potamogeton natans*, *Myriophyllum verticillatum*, *Alisma plantago-aquatica* ou en peuplement monospécifique.

De fait, la majorité des données bibliographiques se réfèrent à la région de la Brenne :

- Rallet (1935) et Rallet *et al.* (1969) situent *Caldesia parnassifolia* parmi les « plantes flottantes des associations aquatiques » au niveau de « la végétation des bords où la profondeur est moindre ». En outre, il cite l'espèce au sein des « plantes flottantes ou nageantes des associations amphibies (grands hélophytes, zones à *Carex stricta*, prairie à *Littorella*, prairie à *Heleocharis multicaulis*) », aux côtés notamment de « *Potamogeton gramineus*, *Scirpus fluitans*, *Nymphaea alba*, *Polygonum amphibium*, *Potamogeton natans* et *Utricularia neglecta* ». En définitive l'auteur indique que, bien qu'accompagnée de ces « associations aquatiques » ou « amphibies », *Caldesia parnassifolia* est le plus couramment rencontrée dans les ceintures des « hélophytes » et de la « cariçaie ». En 1972, il situe la plante « entre les touradons de *Carex*, lorsque l'eau est assez profonde ».
- Géhu & de Foucault (1988) ne précisent pas la position phytosociologique de l'espèce mais mentionnent *Caldesia parnassifolia* en tant qu' « espèce compagne » dans des tableaux d'associations décrites en Brenne, au sein du « *Potametum panormitani*, de l'*Eleocharo-Littorelletum* et d'un groupement à *Scirpus maritimus* ».
- Daudon (1997a) l'a observée en Brenne en compagnie de nombreuses espèces de rangs phytosociologiques très divers : hélophytes du « *Phragmition australis* ou de l'*Oenanthion aquaticae* », espèces amphibies des « *Littorelletea* », « hydrophytes (*Lemnetea* ou *Potamogetonetea*) » ou même des annuelles caractéristiques des « *Juncetea bufonii* » (analyse à partir de quatorze relevés phytosociologiques).