



SYNDICAT
MIXTE POUR LE
DEVELOPPEMENT DE L'
AQUACULTURE ET DE LA
PÊCHE EN PAYS DE LA LOIRE

IMPACTS DES ETANGS A GESTION PISCICOLE SUR L'ENVIRONNEMENT

ETUDE DE SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE



2004

TRINTIGNAC Pascal, KERLEO Violaine

SOMMAIRE

<u>INTRODUCTION</u>	p. 3
<u>I. LA GESTION PISCICOLE</u>	p. 4
<u>II. LES IMPACTS SUR LA RESSOURCE EN EAU (QUANTITATIF)</u>	p. 6
<u>II.A. EN PHASE D'EXPLOITATION</u>	p. 8
<u>II.A.1. L'évapotranspiration</u>	p. 8
<u>II.A.2. Les infiltrations et les fuites</u>	p. 11
<u>II.A.3. La régulation de la ressource en eau</u>	p. 12
<i>II.A.3.a. Les crues</i>	p. 12
<i>II.A.3.b. Les périodes d'étiage</i>	p. 13
<u>II.B. EN PHASE DE VIDANGE</u>	p. 14
<u>III. LES IMPACTS SUR LA QUALITE DE L'EAU</u>	p. 15
<u>III.A. EN PHASE D'EXPLOITATION</u>	p. 16
<u>III.A.1. L'impact thermique</u>	p. 16
<u>III.A.2 L'oxygène dissous</u>	p. 17
<u>III.A.3. Le pH</u>	p. 18
<u>III.A.4. Les nutriments et les MES</u>	p. 20
<i>III.A.4.a Les nutriments</i>	p. 20
<i>III.A.4.b Les MES</i>	p. 24
<u>III.A.5 L'eutrophisation et l'eutrophication</u>	p. 26
<u>III.B. EN PHASE DE VIDANGE</u>	p. 28
<u>III.B.1. Les paramètres influençant la composition de l'effluent de vidange</u>	p. 28
<u>III.B.2. La variabilité des milieux récepteurs</u>	p. 29

<u>III.B.3. La caractérisation des nuisances provenant de la vidange de l'étang</u>	p. 29
<i>III.B.3.a Les exportations de sédiments et de nutriments</i>	p. 30
<i>III.B.3.b L'impact thermique</i>	p. 33
<i>III.B.3.c L'eutrophication aval</i>	p. 33

IV. LES IMPACTS SUR LA FONCTION BIOLOGIQUE..... p. 34

IV.A. L'ECOSYSTEME ETANG..... p. 34

IV.A.1. La biodiversité d'un étang piscicole..... p. 34

IV.B.2. Les aspects paysagers..... p. 36

IV.B. LES IMPACTS SUR LA BIOCEÑOSE EXTERIEURE..... p. 36

IV.B.1. Les impacts sur les peuplements piscicoles..... p. 36

IV.B.1.a L'apport de nouvelles espèces p. 36

IV.B.1.b Le colmatage des frayères et d'habitats..... p. 38

IV.B.1.c Obstacle à la migration..... p. 39

IV.B.1.d. Les aspects sanitaires..... p. 39

IV.B.2. Les impacts sur les autres peuplements faunistiques et floristiques..... p. 40

IV.B.2.a. Les impacts sur les macroinvertébrés..... p. 40

IV.B.2.b L'introduction d'espèces végétales envahissantes..... p. 40

IV.B.3. Les impacts sur les zones humides..... p. 41

CONCLUSION..... p. 42

BIBLIOGRAPHIE..... p. 44

SITES INTERNET..... p. 60

LISTE DES ANNEXES.....p. 60

RESUME

INTRODUCTION

Un plan d'eau est une masse d'eau stagnante ou encore une étendue d'eau sur laquelle on peut, notamment, pratiquer des sports nautiques (PETIT LAROUSSE ILLUSTRE, 1990). Les loisirs au même titre que la production d'eau potable, l'irrigation agricole sont des usages relativement récents (20^e siècle) associés aux plans d'eau. D'autres usages beaucoup plus anciens, souvent méconnus, existent depuis le Haut Moyen Age comme la gestion piscicole d'étangs (BENARROUS R. et MARINVAL M.C., 2003). Le terme étang qui vient de l'ancien français « estanchier » (étancher) est étroitement lié à la gestion piscicole (OTTO-BRUC C., 2001). Un étang est, selon BALVAY G. (1980), une masse d'eau artificiellement stagnante de faible profondeur, plus ou moins complètement vidangeable à une fréquence variable et destinée à l'élevage du poisson. Cette activité piscicole repose sur un élevage extensif (productivité moyenne de 180 kg/ha/an, MARCEL J., 1989) de poissons et sur la gestion du milieu récepteur c'est-à-dire de l'étang qui constitue un véritable écosystème. Le poisson peut être ensuite destiné à la consommation humaine, au repeuplement ou à la pêche de loisirs. On parlera donc dans cette étude d'étangs à gestion piscicole. En France, 112 000 hectares d'étangs sont dédiés à la gestion piscicole et associés à des fonctions multiples et variées comme la pêche, la chasse et la conservation patrimoniale (LE QUERE G. et MARCEL J., 1999 ; FFA, 2004). La gestion piscicole représente une activité traditionnelle valorisée comme une voie de diversification pour l'aquaculture et pour l'agriculture et reconnue pour la qualité de ses produits (PIERRE D. et ALBIGES C., 1989; BILLARD R., 1995).

En terme d'impacts sur l'environnement, les plans d'eau et les étangs sont en général décriés. Un impact c'est un effet produit par quelque chose ; influence qui en résulte (PETIT LAROUSSE ILLUSTRE, 1990). Un impact peut être positif ou négatif voire neutre sur l'environnement. Certains plans d'eau créés récemment ont été mal conçus et dans certains cas sans autorisation ou déclaration pour des surfaces supérieures à 1000 m². Les usages et les typologies sont variés et pas toujours favorables au milieu environnant. Différents cas d'impacts négatifs et d'altérations de l'eau et des milieux aquatiques ont été rapportés (BOUTET-BERRY L., 2000). A la suite de ces exemples, une sorte de jurisprudence s'est mise en place, en particulier depuis la loi Pêche de 1984. Elle vise à durcir la réglementation autour des plans d'eau et étangs en général sans qu'il y ait toujours de véritables fondements scientifiques (MAOUCHE K., 1998). Ainsi, différents impacts sont avancés dans certains groupes de travail type SAGE¹ sans réels arguments ni références bibliographiques.

Dans le cadre de cette problématique, ce travail a pour but de réaliser une étude de synthèse bibliographique portant sur les impacts (positifs et négatifs) des plans d'eau en particulier les étangs à gestion piscicole sur l'environnement. Il s'agira de répertorier les différentes références techniques et scientifiques sur le sujet afin de mieux identifier les connaissances réelles et les carences pour mieux comprendre le rôle des étangs piscicoles dans le fonctionnement d'un bassin versant.

I . L'ETANG A GESTION PISCICOLE

Les plans d'eau existent pour différents usages. La gestion piscicole implique des pratiques particulières dont certaines remontent à mille ans.

L'étang de gestion piscicole est un écosystème vivant au rythme des saisons qui implique l'existence d'un réseau trophique aboutissant au poisson, élément biologique exploitable par l'Homme (BOUIN, 2002). Il existe quatre phases d'exploitation distinctes : le remplissage, la production biologique, la vidange et l'assec (**Figure 1**). Certains étangs ne sont pas vidangeables.

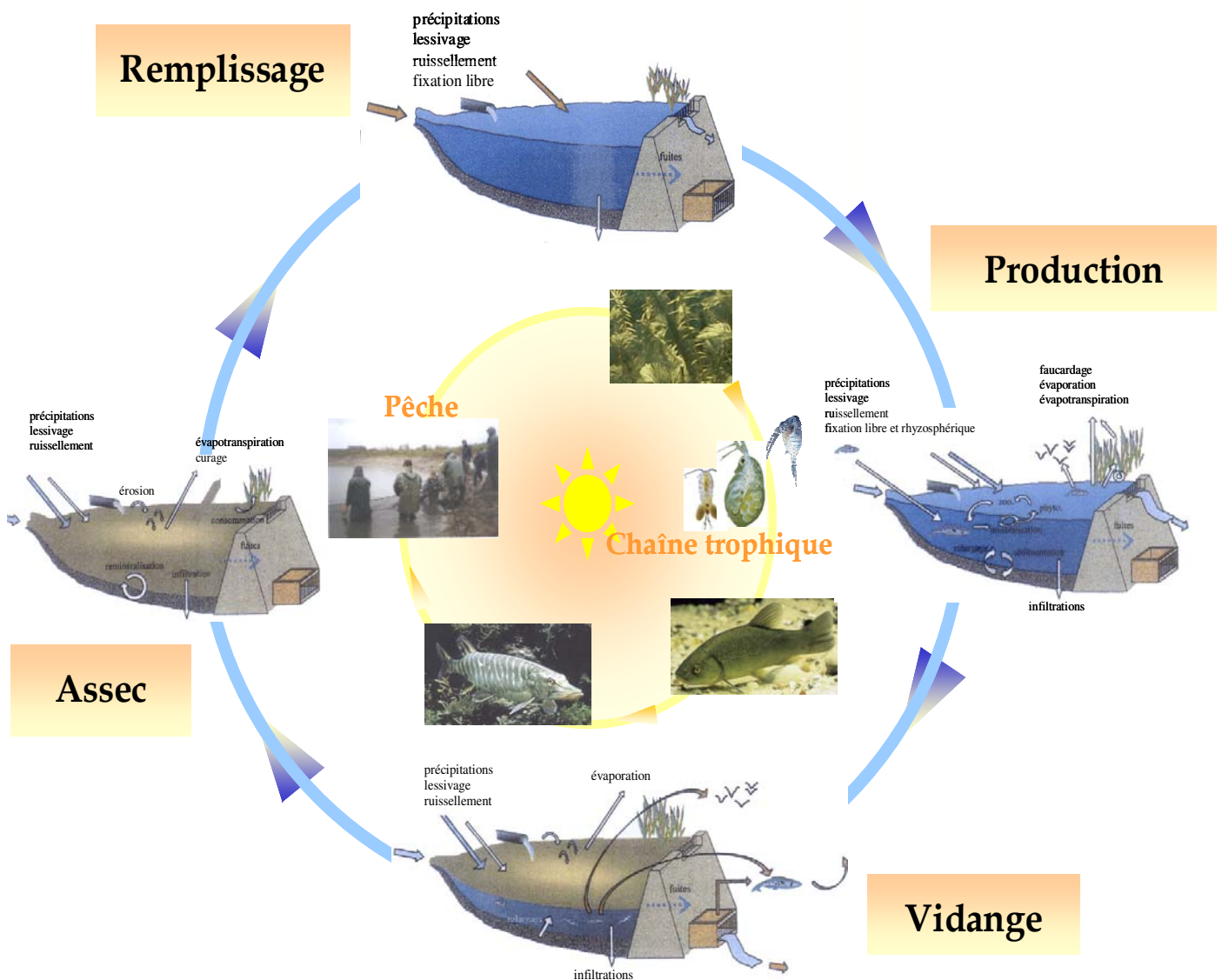


Figure 1 : Cycle biologique d'un étang piscicole (d'après BANAS D., 1997 et BOUIN N., 2002).

Le cycle débute avec le remplissage de l'étang par l'eau grâce à la fermeture du système de vidange. Selon les modes d'alimentation en eau (précipitations, ruissellement, source, dérivation de cours d'eau), cette phase est plus ou moins longue et se réalise durant la période hivernale voire en début de printemps (HUET M., 1970 ; ARRIGNON J., 1976 ; BILLARD R., 1980 ; BOUIN, 2002). Puis, l'étang fonctionne comme un capteur solaire : une partie de l'énergie lumineuse reçue sert au réchauffement des eaux, l'autre est utilisée par les végétaux (phytoplancton, algues) pour se développer et se multiplier (MARCEL J., 1989; BACHASSON B., 1997). Il s'ensuit alors une succession de colonisations par divers organismes comme le zooplancton, ce qui permet la mise en place d'un réseau trophique complet. La croissance des juvéniles et des adultes est alors possible car ils utilisent la matière organique (provenant du milieu ou des proies) élaborée aux différents niveaux de la chaîne trophique (*Figure 2, Annexe 1*). A plus ou moins brève échéance, ces organismes sont condamnés à mourir. Les champignons et les bactéries se chargent alors de les décomposer en éléments minéraux (engrais). Ces derniers solubilisés peuvent être à nouveau absorbés par les végétaux bouclant ainsi le cycle de la matière nutritive (GRYGIEREK E. et WASILEWKA B.E., 1979).

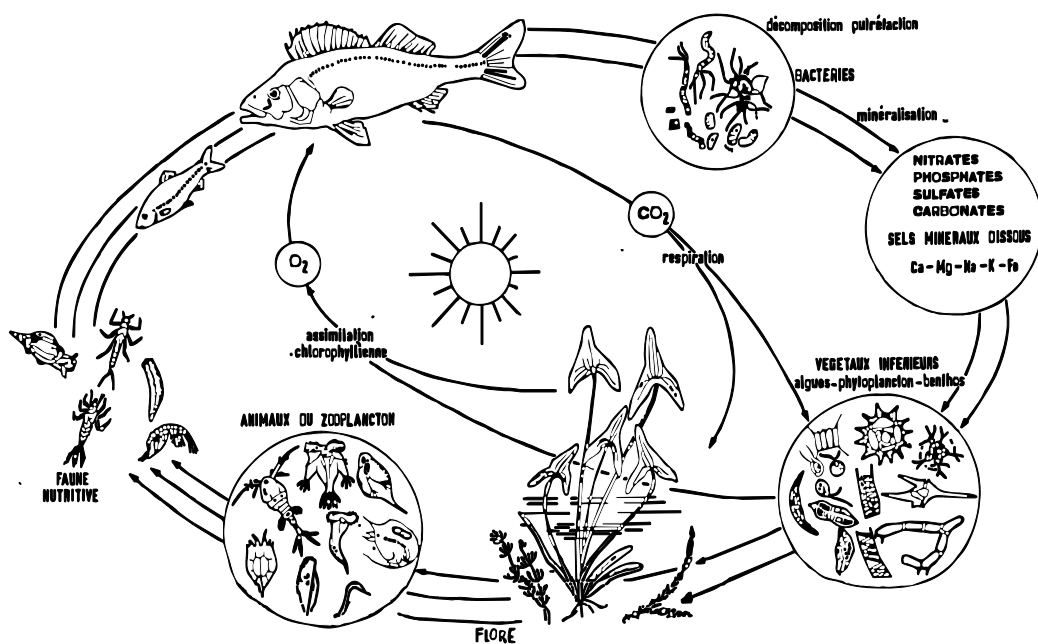


Figure 2 : Cycle biologique de l'étang (ARRIGNON J., 1976)

Il existe donc, au sein de l'étang, un certain nombre d'entités biologiques dont chacune joue un rôle essentiel dans le réseau trophique à un ou plusieurs niveaux (INRA, 1981). La gestion piscicole consiste à introduire dans le milieu des espèces capables d'utiliser les différentes phases du cycle (planctophages, phytophages, détritivores, carnassières etc..).

La phase de vidange commence le plus souvent à l'automne² pour permettre une pêche à partir du mois de novembre. En effet, une température faible garantit une activité physiologique du poisson ralentie, ce qui permet de prévenir les risques d'hypoxie (turbidité, colmatage des branchies,...) ou pathologiques (infection, infestation...) par défaut de manipulation (perte de mucus, écaillage, formation de lésions,...). Une température faible permet donc le transport du poisson. A l'issue de la pêche, l'étang peut être maintenu hors d'eau durant une période variant de quelques jours à quelques mois : il s'agit de l'**assec**. Cette phase est nécessaire pour d'éventuelles actions d'entretien dans l'étang comme la réparation de digues, le curage, la restauration du fossé principal, l'entretien des berges etc...(ARRIGNON J., 1976). Au cours de cet assec, la vase s'aère et les matières organiques se minéralisent (SCHLUMBERGER O., 2002). Cette aération permet de circonscrire le développement des racines et des végétaux. Elle a également un rôle sanitaire car elle limite la prolifération d'organismes indésirables comme les parasites ou les virus (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001 ; SCHLUMBERGER O., 2002 ; TRINTIGNAC P. et MOURRIERAS C., Sous presse). Cette phase peut s'apparenter à un vide sanitaire (Cf. IVB1d). Il faut néanmoins prendre des précautions en particulier quand il y a de fortes précipitations qui peuvent lessiver le fond d'étang et entraîner de la vase. La mise en place de batardeau peut alors permettre d'empêcher cet entraînement (JOUAN Y, PERRIN L.,com. pers).

Ainsi, le cycle de vie d'un étang et l'activité de pisciculture extensive ou de gestion piscicole influent sur le milieu environnant mais sont également tributaires de la qualité de l'environnement. Le milieu naturel et l'usage qui en est fait sont en interaction permanente.

Les principaux impacts des plans d'eau et des étangs sur l'environnement concernent l'eau d'un point de vue quantitatif et qualitatif et la fonction biologique. Deux phases du cycle d'un étang piscicole se distinguent ; la phase d'exploitation durant laquelle l'étang est en eau et la phase de vidange lorsque toute l'eau ou une partie est expulsée (pour les étangs vidangeables). Cette dernière phase constitue généralement la phase la plus sensible car il y a aussi exportation de sédiments (Cf. chapitre III.B).

II. LES IMPACTS SUR LA RESSOURCE EN EAU (QUANTITATIF)

Dans un étang, les échanges hydriques existent sous deux formes (*Figure 3*) :

2. Pour les étangs soumis à déclaration hors piscicultures mentionnées à l'article L.431-6 et hors plans d'eau mentionnés à l'article L.431-7 du Code de l'Environnement situés dans des zones de première catégorie piscicole, la vidange est interdite du 30 novembre au 1^{er} avril (Arrêté 99-736 du 27 août 1999)

❖ Les entrées :

- L'apport d'un affluent (ruisseau)
- Les précipitations
- Le ruissellement
- Une nappe phréatique
- L'apport d'une source liée à une géologie particulière
- Un étang (pour une chaîne)

Pour certains étangs, l'alimentation comprend le pompage de la nappe souterraine, d'une rivière ou la dérivation de cette même rivière.

❖ Les sorties :

- L'évapotranspiration
- Les infiltrations et les fuites
- L'exutoire par la surverse et le déversoir.
- La production de la biocénose³
- La vidange

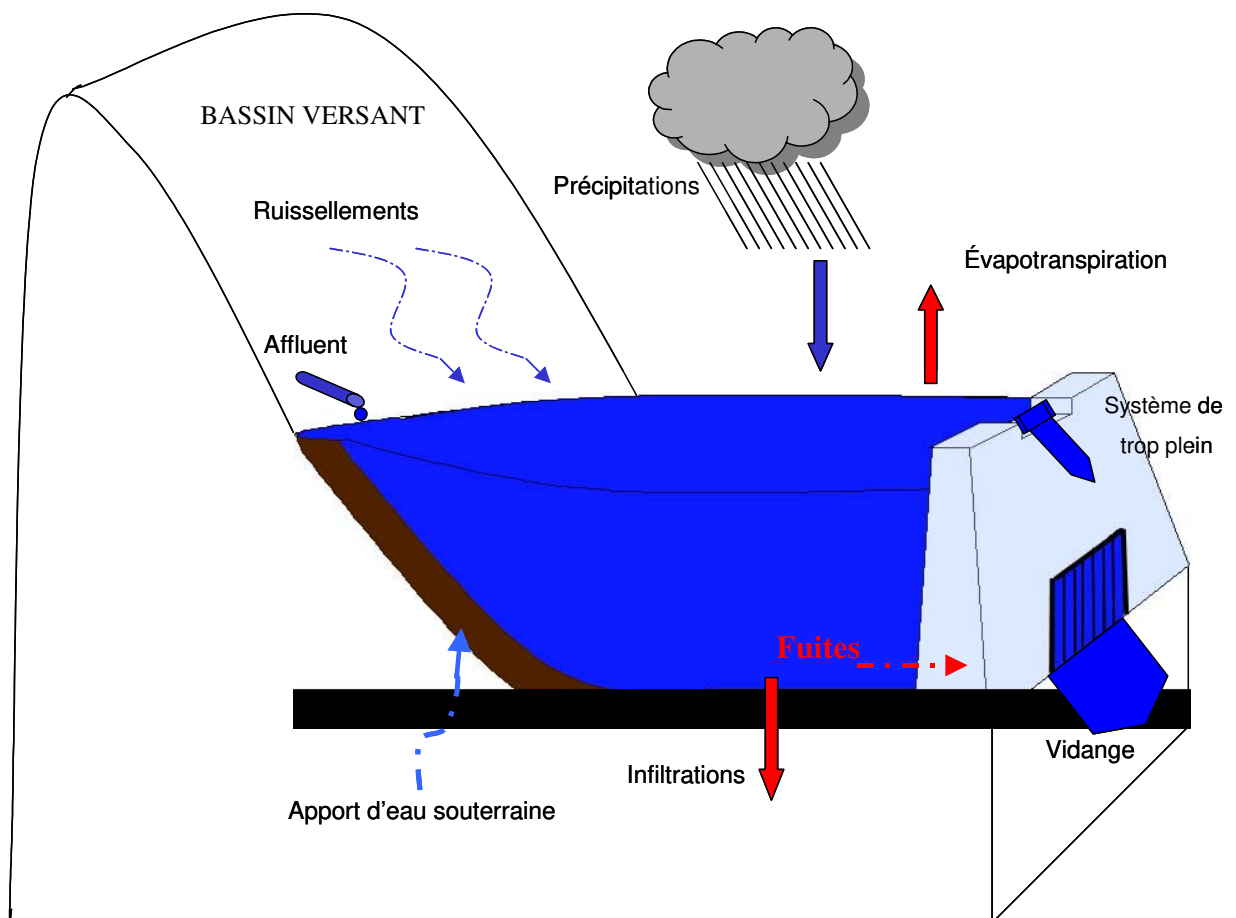


Figure 3 : Schéma représentant le bilan hydrique d'un plan d'eau (KERLEO V., 2003)

3. Biocénose : Ensemble des êtres vivants dans un écosystème

Les impacts sur la ressource en eau d'un point de vue quantitatif sont différents en fonction du cycle de l'étang en particulier entre la phase d'exploitation et la phase de vidange.

II.A. EN PHASE D'EXPLOITATION

Le fonctionnement normal d'un étang demande un apport minime d'eau pour maintenir le niveau d'eau estimé entre 0,5 et 3 l/s/ha soit entre 4 et 25 mm/j⁴ voire 5 l/s/ha (46 mm/j) en cas de fortes chaleurs (BRETON B, 2001, LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001, SCHLUMBERGER O., 2002).

Ces apports proviennent tout d'abord des précipitations qui sont pratiquement les seuls paramètres estimables correctement dans le bilan « entrée sortie » (BENDJOUDI H., 2003). En France, ces valeurs moyennes sont de 700 mm/an soit environ 1,9 mm/j et dans nos régions ouest plutôt aux alentours de 800 mm/j soit entre 2,2 et 2,5 mm/j (GAUME E., 2000 ; BRETON B., 2001; PERRIN L., 2003, <http://Météofrance.fr>). Les apports d'eau proviennent aussi du ruissellement. Ils peuvent être plus ou moins importants en fonction de la surface et des caractéristiques du bassin versant. Enfin, les apports d'eau peuvent se faire par une résurgence, par une nappe phréatique ou par une rivière si l'étang ou le plan d'eau est en barrage.

Les arrivées d'eau peuvent ne pas compenser les pertes en particulier lorsque que les étangs n'ont aucune communication permanente avec une « eau libre⁵ » ou une source et lorsque la surface du bassin versant est limitée par rapport à la surface en eau. Ces apports sont donc destinés à compenser des pertes. Ces dernières continues et constantes existent principalement, en phase d'exploitation, sous forme d'évapotranspiration, d'infiltrations et de fuites (**Figure 3**). Ces pertes vont dépendre de la climatologie mais aussi de l'usage et de l'entretien de l'étang.

II.A.1. L'évapotranspiration

Plus de la moitié des précipitations retourne vers l'atmosphère par évaporation et transpiration des végétaux (GAUME E., 2000).

Le terme évapotranspiration peut être confondu avec le terme évaporation. L'évapotranspiration d'un étang constitue une combinaison des pertes d'eau par l'évaporation mécanique et par la transpiration végétale.

4. Apporter 1 mm d'eau revient à apporter 10 m³/ha/j (lame d'eau de 1 mm sur 1 surface d'1 hectare).

5. L'article L.431-3 du Code de l'environnement redéfinit l'étang « eau libre » comme un étang avec une communication avec un cours d'eau : sous réserve des dispositions des articles L. 431-7 les dispositions du présent titre s'applique à tous les cours d'eau, canaux, ruisseaux ainsi qu'aux plans d'eau avec lesquels ils communiquent

L'évaporation d'une surface en eau, qui se définit comme étant le passage de la phase liquide à la phase vapeur (<http://hydram.epfl.ch>, 2003), dépend de divers paramètres comme la température de l'air, l'humidité, la vitesse du vent et la pression atmosphérique (BOYD C.E. et GROSS A., 1998) mais aussi des propriétés physiques de cette surface en eau (superficie, profondeur). BOYD C.E. (1985) montre qu'il est possible en étang, en l'absence de nombreuses informations météorologiques, de calculer une valeur mensuelle à partir de l'équation suivante :

$$\text{Evaporation (mm/m)} = (9,94 + (5,039 \cdot T_m)) \cdot 0,8$$

T_m : Température de l'eau moyenne mensuelle

En divisant par 30, nous obtenons un taux d'évaporation journalier en mm/j.

En disposant d'informations météorologiques, l'évaporation peut être calculée à partir de la formule de SUTTON (BOUTET-BERRY L., 2000) :

$$\text{Evaporation (mm/j)} = 0,23 \cdot V^{0,78} \cdot X \cdot (e_w - e)$$

V : vitesse moyenne du vent à 2 m du sol e_w : tension de vapeur saturante à la température de l'air (Hpa)
 e : tension de la vapeur de l'air (Hpa).

SCHLUMBERGER O. (2002) précise que l'évaporation moyenne sur l'année est d'environ 1,6 mm/j dans le nord de la France et atteint 4,1 mm/j dans le sud. Elle peut être plus grande en fonction d'une présence importante de plantes aquatiques.

La transpiration végétale se définit comme la quantité maximale d'eau susceptible d'être perdue en phase vapeur, sous un climat donné, par un couvert végétal (http://hydram.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre_1.html, Cycle et bilan hydrologiques, 2003). La majeure partie de l'eau consommée par les plantes n'est pas consacrée à la formation de matière végétale mais à la transpiration (GAUME E., 2000). La transpiration permet la régulation thermique des plantes et constitue le principal moteur de circulation des sèves brutes et élaborées (GAUME E., 2000). Elle va dépendre de la quantité de végétaux aquatiques, des espèces présentes et de leur stade de développement (DE MARCILLY G., 1981; CALVET R., 1988; GAUME E., 2000). L'augmentation de pertes en eau semble plutôt liée à la présence d'hélophytes que de macrophytes. Différentes

formules permettent d'estimer la transpiration végétale comme celle de PENMAN ou celle de TURC (GAUME E., 2000). Les études sur le sujet varient et accordent des valeurs de pertes d'eau allant en été de 1 à 10 mm/j. Ces valeurs peuvent tomber à 0,1 mm/j en hiver (RYCHNOVSKA M., 1978 ; DE MARCILY G., 1986 ; TESTARD P., 1995 ; FERMOR P.M. *et al.*, 1999). Dans un étang piscicole, la végétation est contrôlée (SCHLUMBERGER O., 2002 ; TRINTIGNAC P. *et al.*, 2004). La transpiration végétale est donc limitée. MARCEL J. (1996) estime les pertes par évapotranspiration liées à la présence de végétaux de 0,86 à 0,96 mm d'eau par jour en moyenne sur l'année réparties respectivement en 1,4 ; 1,5 ; 1,7 ; 1,8 ; 2 et 2 mm/j pour les mois d'avril à septembre.

La formule de BOUCHET relie l'évapotranspiration potentielle en mm et l'évaporation E en mm. :

$$ETp = L \cdot E$$

Le paramètre L dépend de la température : L est inférieur à 1 lorsque la température est inférieure à 15°C et supérieur à 1 au-delà.

D'une manière générale, les données scientifiques sur l'évapotranspiration des étangs démontrent une variabilité selon le climat et l'environnement immédiat (LE LOUARN H. et BERTRU G., 1991). Des études estiment, selon les départements et en saison estivale, qu'elle varie de 2,2 mm/j (0,25 l/s/ha) à 15,5 mm/j (18 l/s/ha) les auteurs reconnaissant cette dernière valeur comme étant élevée. Dans trois départements de l'ouest (Mayenne, Vienne et Indre et Loire), les taux d'évapotranspiration ont été mesurés avec des valeurs variant de 2,2 mm/j (0,25 l/s/ha) à 4,3 mm/j (0,5 l/s/ha) l'été (BOUTET-BERRY L., 2000). A noter que ces processus d'évapotranspiration se traduisent par un refroidissement de la masse d'eau tandis que la transformation inverse, la condensation, libère de l'énergie calorifique et s'accompagne d'une augmentation de la température (<http://hydram.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre 1.html>, Cycle et bilan hydrologiques, 2003).

Remarque : Un champ de blé possède en moyenne en France une évapotranspiration de 4,5 mm/j en juin (INRA, 1979). Les plantes en général ont besoin pour assurer leurs fonctions biologiques de transpirer une quantité d'eau qui peut atteindre 4 à 6 mm/j pendant les périodes des besoins les plus forts (GAUME E., 2000). Au Canada, dans l'Alberta, les taux d'évapotranspiration de différentes cultures céréalières ont été mesurés entre 3 et 7 mm/j (<http://ec.gc.ca/Sciences.html>). Autre exemple, un hectare de forêt évapotranspire en moyenne 30 tonnes d'eau par jour soit 3 mm/j. (<http://ac-toulouse.fr/meteo/cycledelelo.htm>). Si la quantité d'eau disponible est limitée, la plante réduira alors son activité biologique et sa transpiration (GAUME E., 2000). A noter que le sol, qui est en général un milieu poreux, retient une partie de l'eau par capillarité, les forces électrochimiques et les liaisons moléculaires et ne pourra donc pas être extraite naturellement (GAUME E., 2000).

Ces données montrent que les valeurs de pertes en eau par évapotranspiration des étangs sont comparables dans nos régions aux valeurs de transpirations végétales de champs de céréales ou d'une forêt. Un bilan hydrique réalisé à l'échelle d'un bassin versant devra prendre en compte l'ensemble de ces pertes d'eau. De plus, **les pertes par évaporation d'un étang doivent être évaluées en mesurant la différence avec l'évapotranspiration d'une même surface en végétation** (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001). LUTUN A. (1979) note dans l'Orne un exemple de déficit estival de 0,1 l/s/ha soit 0,9 mm/j tandis que PALISSON A. (1974) n'observe pas de différences dans le Massif des Vosges.

II.A.2. Les infiltrations et fuites

Les infiltrations et les fuites dépendent de plusieurs paramètres dont principalement, la nature du fond, l'ancienneté, l'usage de l'étang et enfin sa conception. Des scientifiques (BOYD C. E., 1986 ; BOYD C.E. et GROSS A., 1998) ont regroupé ces pertes en quatre catégories : faibles (0-5 mm.j⁻¹), modérées (5-10 mm.j⁻¹), élevées (10-15 mm.j⁻¹) et extrêmes (> 15 mm.j⁻¹).

L'infiltration désigne le mouvement de l'eau pénétrant dans les couches superficielles du sol et l'écoulement de cette eau dans le sol et le sous-sol, sous l'action de la gravité et des effets de pression. L'infiltration est nécessaire pour renouveler le stock d'eau du sol, alimenter les eaux souterraines et reconstituer les réserves aquifères. **Elle ne constitue donc pas une perte d'eau pour le milieu mais correspond plutôt à une redistribution de la ressource** (http://hydram.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre_1.html, Cycle et bilan hydrologiques, 2003). Concernant la nature du sol, les taux d'infiltration les plus élevés sont associés aux sols sableux (3 à 6 mm/j) et les moins importants aux substrats argileux de < 1 mm/j à 1-2mm/j (MARCEL J., 1996 ; BOYD C.E. et GROSS A., 1998). L'étanchéité du fond augmente avec le temps car un dépôt de particules (notamment en matière organique) s'accumule au cours des années de mise en eau (YOO K.H. et BOYD C.E., 1994 ; MARCEL, 1996 ; BOYD C.E. et GROSS A., 1998).

Les fuites sont dues principalement à un défaut d'étanchéité des digues ou chaussées, elles peuvent être variables. Quand les ouvrages sont bien entretenus, ces fuites sont faibles en particulier avec un noyau d'argile au centre de la digue (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001). Néanmoins, elles peuvent monter à des valeurs de 30 à 50 litres par seconde et par kilomètre de digue (BOUTET-BERRY L., 2000) avec des chaussées ou des digues non entretenues ou mal conçues.

Dans un étang piscicole correctement aménagé à substrat argileux, les « pertes » par infiltrations et fuites sont estimées entre 0,5 et 0,7 mm/j (MARCEL J., 1996).

II.A.3. La régulation de la ressource en eau

Plusieurs auteurs s'accordent pour mettre en avant le rôle que peuvent jouer les étangs (BILLARD R. et SEVRIN-RESSAC J., 1993, BANAS D., 2001; BENDJOUDI H., 2003; BENARROUS R. *et al*, 2004) sur le régime des eaux d'un bassin versant (collecte des eaux pluviales, capacité de stockage, rôle de tampon hydrographique, régulation des débits d'étiage). Leur influence sur les étiages ou sur les crues de cours d'eau situés en aval fait souvent l'objet de débat.

II.A.3.a. Les crues

Même si la plupart des étangs piscicoles ne sont pas en barrage de cours d'eau, ils participent à la régulation des crues (INTER AGENCES, 2001). La capacité de stockage en eau de ceux-ci participe à l'écroulement des débits de crues (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001). Un étang piscicole vide l'hiver (pratique courante) d'un hectare dont la revanche est de 70 centimètres (hauteur réglementaire pour la construction de nouveaux étangs soumis à déclaration hors piscicultures L.431-6 et hors plans d'eau L.431-7-voir *Annexe 2*) peut stocker 7000 m³ d'eau en plus de son volume initial puis les restituer progressivement (CADIEU G. et JOUAN Y., 2002). L'étang permet donc de réguler le débit. L'étalement dans le temps sera d'une durée variable selon l'aménagement du trop plein. Ce dernier ou plutôt le déversoir (*Figure 4*) se calcule en fonction de la taille du bassin versant et du volume de l'étang (TRINTIGNAC P. *et al.*, 2004). Ainsi, un étang avec un déversoir correctement conçu peut permettre de restituer de façon progressive (le débit rejeté par le déversoir) les rejets du bassin versant (de l'étang) sur le cours d'eau aval à la suite d'abondantes précipitations (PERRIN L., 2003).

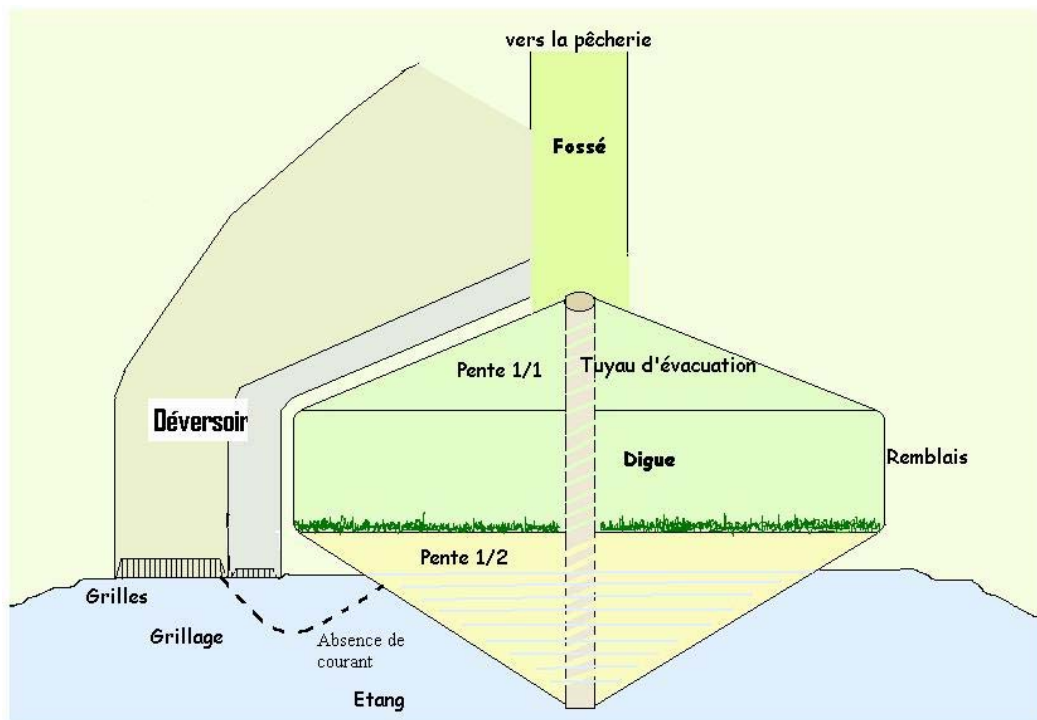


Figure 4 : Le déversoir de l'étang, vue de dessus (TRINTIGNAC et al., 2004).

Pour les plans d'eau en barrage de rivière, la fonction écrêtement de crues dépendra aussi du mode de gestion des ouvrages (LALLEMENT C. *et al.*, 2000, KWAN TUN LEE C. *et al.*, 2001). Ces ouvrages vont modifier le régime hydrologique naturel d'une rivière voire l'inverser (ASSANI A. *et al.*, 2002). Ainsi, un barrage d'une rivière à salmonidés dominants en permettant une régulation des crues peut engendrer une altération des habitats de la truite *Salmo trutta fario* sauf si les variations artificielles journalières de débit et de température restent dans les limites des variations naturelles saisonnières ou si des crues artificielles par des relâchers sont provoquées à certaines périodes (ORTLEPP J. et MÜRLE U., 2002 ; LAGARRIGUE T. *et al.*, 2002).

Dans certains cas de figure, des étangs piscicoles peuvent être efficacement intégrés dans les plans de gestion d'eau au niveau d'un bassin versant. Par exemple, en Maine et Loire, l'étang piscicole de la Forge (25 ha) a été équipé d'un système de vannes électromécaniques par le syndicat intercommunal de bassin de l'Oudon (Mayenne et Maine et Loire). Il est utilisé comme volume de stockage de l'eau en période de crue. Ce système permet de restituer progressivement l'eau au milieu récepteur. Cet exemple a été identifié par le SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) de l'Oudon (SAGE OUDON, 2003).



Figure 5 : Etang de la Forge et l'aménagement de nouveaux ouvrages hydrauliques.

Au Canada dans l'Ontario, des étangs dits de contrôle d'eaux pluviales sont créés afin de mieux réguler les arrivées d'eau mais aussi afin d'améliorer la qualité (PAPA F. *et al.*, 1999).

Le problème principal, hors épisodes exceptionnels, concerne les digues ou les chaussées mal entretenues ou mal conçues qui finissent par céder partiellement ou totalement lors de crues. Des conséquences peuvent être alors importantes en aval avec une amplification du phénomène surtout si le plan d'eau est en barrage. Par exemple, des bassins de rétention réalisés dans le territoire de Belfort avec des digues mal conçues ont cédé dès leurs premières mises en eau soit un an après la fin des travaux (CADIEU G. com. pers.). Des formules existent afin d'estimer les risques aval de barrages de moins de 30 mètres de haut en particulier s'il y a rupture partielle de l'ouvrage (DEGOUTTE G., 1992).

II.A.3.b. Les périodes d'étiage

Les premiers plans d'eau et étangs concernés par les périodes d'étiage sont les « eaux libres » qui ont l'obligation de maintenir un débit réservé afin de maintenir un débit minimal dans le lit du cours d'eau aval conformément aux dispositions en vigueur et notamment l'article L.432-5 du code de l'environnement. Des réductions de débit de cours d'eau en aval sont quand même constatées (COTE E., 1994, BOUTET-BERRY L., 2000). Cependant, dans certains cas de figure, un soutien d'étiage peut être réalisé comme par exemple avec le plan d'eau de barrage de Naussac sur le Haut Allier ou le plan d'eau de barrage de Mervent en Vendée. Encore faut il que ces vidanges partielles n'altèrent pas trop le milieu et la vie aquatique aval en raison d'un relargage trop brutal d'eau. Si les variations artificielles journalières de débit et de température restent dans les limites des variations naturelles saisonnières, les populations de truite *Salmo trutta fario* en aval peuvent se maintenir (LAGARRIGUE T. *et al.*, 2002).

Les étangs piscicoles, en grande majorité, ne communiquent pas directement de manière permanente avec une « eau libre ». Ils sont remplis en général en hiver voire au début de printemps et n'ont donc pas d'effets directs sur les cours d'eau en été. Ils peuvent néanmoins collecter de l'eau de pluie lors des précipitations estivales diminuant éventuellement pendant un laps de temps très court la quantité d'eau reçue par un cours d'eau. Ces étangs peuvent cependant jouer un rôle tampon par décantation surtout quand il s'agit de pluies orageuses ces dernières souvent violentes pouvant se révéler désastreuses sur la vie aquatique d'une rivière en période d'étiage sévère (CADIEU G et JOUAN, 2002).

II.B. EN PHASE DE VIDANGE

Tous les ans, 90 000 hectares d'étangs sont vidangés en France (LE QUERE G. et MARCEL J., 1999) mais peu d'études ont été réalisées sur leurs impacts sur l'eau notamment en terme quantitatif (BANAS D., 1997 et 2001).

La vidange conduit à exporter vers l'aval l'eau stockée dans l'étang et comporte en général deux phases :

1. La première phase consiste à évacuer peu à peu (plusieurs jours à plusieurs semaines) la plus grande partie de l'eau afin de faire baisser fortement le niveau. Le débit est d'autant plus important que l'étang est profond. Il est ralenti en fin de vidange. Pour un même diamètre d'ouverture malgré la diminution du débit signalée, la baisse de niveau de l'étang s'accélère progressivement du fait de la diminution de la surface en eau.
2. La deuxième phase correspondant à la capture du poisson, le reste de l'eau est rapidement évacué une fois le dispositif de pêche installé.

Les étangs de production piscicole doivent être vidangeables totalement ce qui n'est pas toujours le cas des étangs de pêche. Les vidanges des étangs piscicoles interviennent plutôt en automne et en hiver. Des contraintes sur le débit peuvent être exigées en fonction des capacités du milieu récepteur et du niveau des cours d'eau en aval du bassin versant. La vidange doit être lente afin d'éviter l'effet de chasse (BOUTET-BERRY L., 2000). Deux étangs situés à proximité l'un de l'autre ne sont jamais vidangés en même temps (CADIEU G. et JOUAN Y., 2002). Cependant, des épisodes pluvieux peuvent entraîner plus de variations de débit des fossés et ruisseaux situés à l'aval que la vidange elle-même. De même, une reprise de l'écoulement du trop plein peut être constatée malgré l'ouverture du système de vidange (PERRIN L. com. pers.).

Certaines vidanges peuvent être intéressantes pour d'autres usages. A la suite de la sécheresse de l'été 2003, des projets d'arrêtés préfectoraux prévoyaient la réquisition d'un certain nombre d'étangs et de plans d'eau afin que ceux ci puissent être vidangés pour remplir partiellement les grands plans d'eau à usage eau potable situés en aval.

L'impact des étangs piscicoles sur la ressource en eau, d'un point de vue quantitatif, est peu important compte tenu de l'usage mais aussi de leur typologie.

III. IMPACTS SUR LA QUALITE DE L'EAU

Les plans d'eau et étangs peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau. Ce sont essentiellement des paramètres physico-chimiques comme la température, le pH, l'oxygène dissous, l'azote, le phosphore et les matières en suspension qui sont suivis. Ils n'auront pas les mêmes effets en période d'exploitation et en période de vidange.

III.A. EN PHASE D'EXPLOITATION

En phase d'exploitation, l'eau de l'étang n'est pas en contact avec le milieu extérieur à l'exception des plans d'eau qui ont une communication directe permanente avec une « eau libre ».

II.A.1. L'impact thermique

Pour les étangs piscicoles sans communication directe avec un cours d'eau, l'impact thermique en phase d'exploitation est souvent inexistant car le niveau de l'étang n'autorise aucune communication avec l'extérieur.

Pour les étangs « eaux libres », des aménagements peuvent permettre de limiter cet impact. Ce dernier dépend de la spécificité de l'étang (typologie et ouvrages) mais aussi du type de milieu récepteur (eaux de première ou seconde catégorie- Cf III.B.2). Les étangs ou plans d'eau qui ont une communication directe avec une eau libre peuvent avoir un impact thermique sur le cours d'eau aval dans quelques cas de figure. Si le débit est évacué par un système de surverse écoulant ainsi les eaux de surface les plus chaudes pouvant avoisiner voire dépasser les 25°C en été, le réchauffement d'un petit cours d'eau aval peut être de 2 à 7°C sur plusieurs dizaines à plusieurs centaines de mètres (MOUILLE J., 1982 ; LE LOUARN H. et BERTRU, 1991 ; BOUTET- BERRY L., 2000). Pour les étangs en dérivation, le réchauffement peut aller de 1,5°C à 3°C (MOUILLE J., 1982). L'impact principal concerne principalement la truite *Salmo trutta fario*. Même si elle possède une grande capacité d'adaptation à différents milieux et une forte tolérance vis à vis des changements d'habitats, il faut que ces exigences écologiques primaires soient satisfaites notamment une faible amplitude thermique avec des températures ne dépassant pas 20°C (BAGLINIERE J.L., 1999). Les mortalités apparaissent de façon importante lorsque la température de l'eau est comprise entre 22°C et 25°C (BAGLINIERE J.L., 1999; BRUSLE J. et QUIGNARD J.P., 2001). Le refroidissement hivernal peut être de 1°C à 2°C (DE LA FORET DIVONNE C., 1981).

Un système d'écoulement à partir du fond de l'étang (pas complètement au fond) peut permettre de minimiser cet impact. En effet, pour des étangs de plus d' 1,50 mètre à 2 mètres, des gradients thermiques apparaissent (GONAY E. et LAFFORGUE M., 1997) qui peuvent être plus ou moins importants en fonction de la profondeur, de paramètres climatiques comme le vent et des caractéristiques de l'étang (BOYD C.E, 1985). La profondeur minimale pour parler de thermoclines est de 4 mètres (BELAUD A., 1996). Néanmoins, pour des températures de surface de 25°C à 26°C au mois d'août, des températures de fond mesurées sur des étangs du Jura de plus de 2 mètres de profondeur étaient de 18 à 20°C (CADIEU G., 2002). D'autres mesures sur des étangs piscicoles bâtis tout en longueur et de 2 à 3 mètres de profondeur ont montré des variations de températures qui ne dépassaient pas les 3°C.

III.A.2. L'oxygène dissous

La teneur en oxygène dissous d'un cours d'eau est généralement plus faible en aval d'un plan d'eau du fait d'un réchauffement des eaux, de l'inertie de la masse d'eau et par la dégradation des fractions organiques (BOUTET-BERRY L., 2000). Ce constat s'adresse principalement aux barrages de cours d'eau. L'impact thermique généré par la surverse aura un effet sur le taux d'oxygène dissous dans le cours d'eau aval. Cependant, une dénivellation placée après la surverse permet de réoxygéner l'eau rapidement (CADIEU G. et JOUAN Y., 2002). Une cascade est un lieu privilégié d'échanges gazeux air-eau puisqu'il allie un étalement de la surface exposée à l'air à des fortes turbulences et brassages résultants de la chute. Il faut environ 1,40 mètre de chute pour émulsionner (engazer) l'eau réceptrice (BELAUD A., 1996). En dessous d'1,40 mètre, il est conseillé de fractionner la cascade pour augmenter le temps d'échange (PETIT J., 1986)

Des mesures sur des étangs du Jura en période estivale ont montré des concentrations d'oxygène allant de 10 à 12 mg/l en surface et diminuant vers le fond à des valeurs comprises entre 2 et 4 mg/l (CADIEU G., 2002). Des valeurs plus faibles sont possibles.

L'apport d'oxygène peut être assuré par la végétation aquatique avec la photosynthèse (**Figure 6**), les précipitations, la grande surface d'échange gazeux par rapport à une relative faible profondeur, un brassage de l'eau soit naturel avec le vent ou artificiel sur de petits étangs via des aérateurs (BELAUD A., 1996; SCHLUMBERGER O., 2002). En contre partie, la respiration des poissons et des végétaux et la dégradation de matières organiques consomment de l'oxygène. Cette consommation sera plus importante avec l'augmentation de la température (BELAUD A., 1996). En effet, la dissolution de l'oxygène augmente avec la pression et diminue avec la température. Les valeurs peuvent donc fluctuer rapidement sur un cycle journalier mais sont en général compatibles avec la vie aquatique car elles s'inscrivent dans le cycle biologique de l'étang. Les teneurs en oxygène sont maximales en fin d'après midi (photosynthèse) et sont minimales souvent en début de matinée et lors d'épisodes orageux (BELAUD A., 1996). La baisse du taux d'oxygène au levée du jour vient principalement de la respiration nocturne des végétaux.

En plus de signes comportementaux du poissons (remontent à la surface), pour des valeurs inférieures à 1,5 mg/l, il y a risque de relargage du phosphore par le sédiment provoquant un déséquilibre du rapport N/P (Cf. III.4.1.a) pouvant entraîner un développement de cyanobactéries indésirables (BERTRU G., 1980 ; SCHLUMBERGER O., 2002 ; COMBROUZE P., 2004).

Une diminution de la densité du cheptel et/ou la mise en place d'aérateurs peuvent limiter ces phénomènes (SCHLUMBERGER O., 2002). A noter que les aérateurs doivent fonctionner plutôt la

nuit. Dans certaines conditions climatiques (quand la pression partielle de l'eau est supérieure à celle de l'air), ils peuvent dégazer l'eau et désoxygéner l'eau (BELAUD A., 1996).

Dans la majorité des cas, en phase d'exploitation, l'impact sur la teneur en oxygène est inexistant sur le milieu aval s'il n'y a pas de communication permanente avec un cours d'eau.

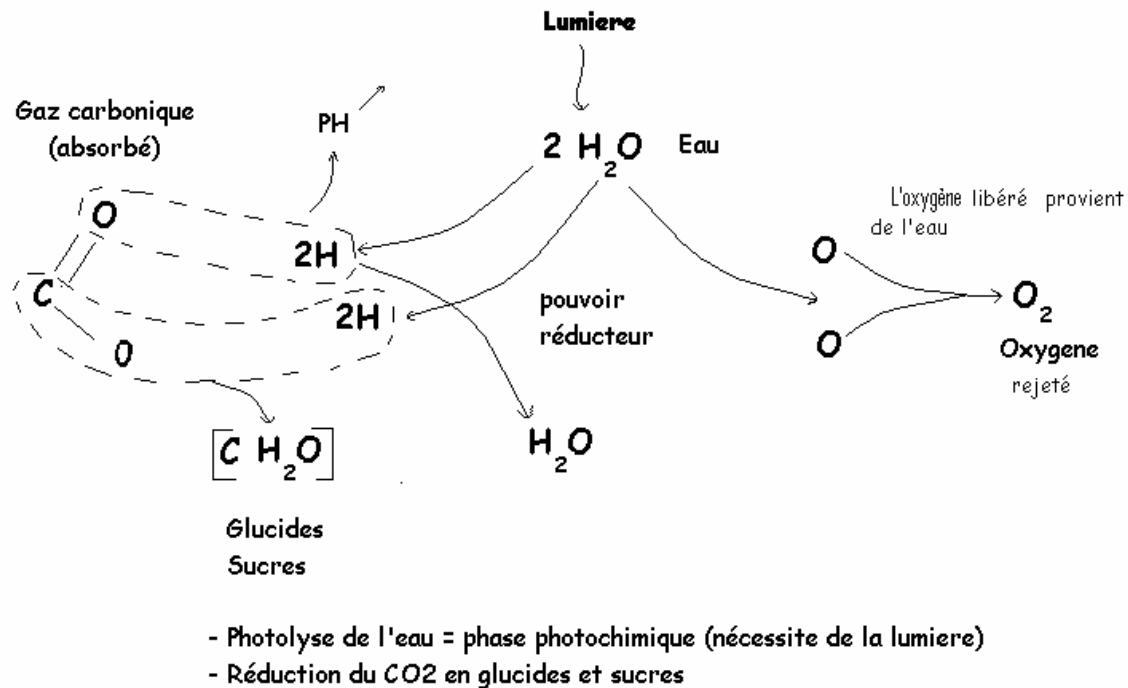


Figure 6 : Mécanismes de la photosynthèse (TRINTIGNAC P., 1998).

II.A.3. Le pH

Une synthèse de la bibliographie montre une tendance générale à l'augmentation de pH bien que quelques diminutions aient pu être observées (MALVAL V., 1998). Cette augmentation peut s'avérer intéressante dans des zones à terrains acides (BOUTET-BERRY L., 2000 ; MARGOLIS B.E., 2001 ; SCHLUMBERGER O., 2002). La valeur du pH commande l'équilibre entre le CO_2 et les formes carbonatées. Le CO_2 en grande concentration (seuil 10 mg/l) et qui est un acide peut devenir toxique pour les poissons (BELAUD A., 1996). Si le pH est inférieur à 5, les poissons ne survivent pas. Entre 5 et 6, les poissons ne se reproduisent pas (VALDEYRON A., 1993).

Au niveau des plans d'eau en général, les variations de pH sont globalement faibles (0,5 unité de pH en moyenne) et leur amplitude est fonction notamment de la minéralisation des eaux et de la végétation

(BOUTET BERRY L., 2000). Les eaux faiblement minéralisées et ayant des taux de calcium inférieurs à 25 mg/l présentent un faible pouvoir tampon et accusent au cours d'un cycle journalier de fortes variations de pH sous l'action de la photosynthèse (STUM W. et MORGAN J.J., 1991 ; LE LOUARN et BERTRU, 1991). Les mécanismes de la photosynthèse engendrent une augmentation de pH (**Figure 6**). Dans les étangs piscicoles, les variations peuvent être un peu plus grandes. En fonction des caractéristiques de l'étang et du bassin versant, les valeurs sont comprises en général entre 6,5 et 9 (SCHLUMBERGER O., 2002). Elles peuvent dépasser localement 9 en période estivale dans des barrages de cours d'eau (FRANCISCO P. *et al.*, 1999) en particulier quand les eaux sont pauvres en bicarbonates et en période intense de photosynthèse (VALDEYRON A., 1993). Le principal danger de trop grandes valeurs de pH (aggravées par une augmentation de la température et une faible teneur en oxygène) vient d'une modification de la forme d'azote ammoniacale vers la forme non ionisée c'est à dire en ammoniac NH_3 (**Figure 7**). Cette forme NH_3 est toxique pour les poissons (BREMOND R. et VUICHARD R., 1973; POIREL A. *et al.*, 1994 ; BELAUD A., 1996) notamment pour des valeurs supérieures à 0,02 mg/l (la truite Fario *Salmo trutta fario* surtout) même si plusieurs espèces peuvent résister à des valeurs plus élevées comme la truite arc en ciel *Oncorhynchus mykiss* (0,13 mg/l), la perche *Perca fluviatilis* (0,35 mg/l), le gardon *Rutilus rutilus* (0,42 mg/l) et la carpe *Cyprinus carpio* (0,6 mg/l) (ALABASTER J.S. et LLOYD R., 1980, MARCEL J., 1996).

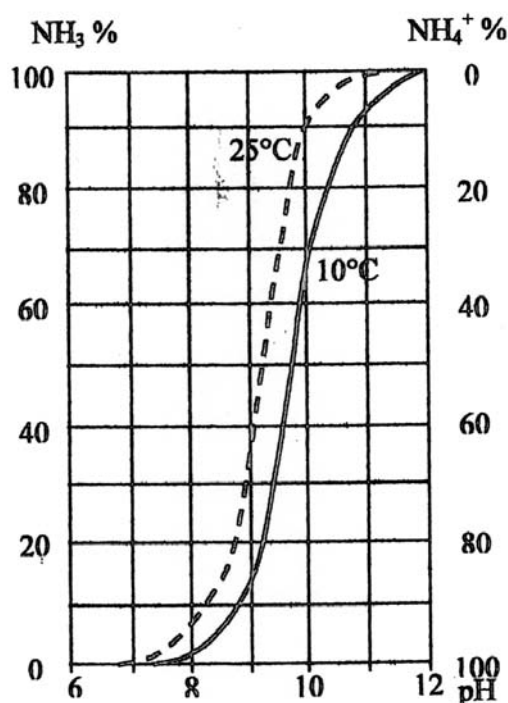


Figure 7 : Diagramme de Woker présentant la répartition des formes NH_3 et NH_4^+ en fonction du pH et de la température.

La présence ou l'apport d'amendements calciques (apports de bases) ainsi que la diminution de la densité de poisson peuvent permettre de stabiliser le pH (SCHLUMBERGER O., 2002). L'apport d'amendements calciques en pleine eau peut s'avérer intéressant et plus facilement réalisable qu'en phase d'assec pour stabiliser le pH (SHAPERCLAUS W., 1962 ; SCHLUMBERGER O., 2002). L'effet « tampon » de l'amendement est en fait dû aux bicarbonates qui ont la propriété de pouvoir jouer à la fois un rôle de base et un rôle d'acide (donneur et capteur d'ions H^+) (VALDEYRON A., 1993).

Dans des conditions extrêmes, le principal impact concerne en phase d'exploitation l'étang lui-même et le cheptel piscicole et non le milieu extérieur à l'exception de barrages de cours d'eau sans gestion restituant des eaux par surverse (LE LOUARN H. et BERTRU G., 1991).

III.A.4. Les nutriments et les MES

III.A.4.a. Les nutriments

Les nutriments souvent mis en avant en terme d'impacts sont l'azote et le phosphore.

- L'azote N

L'azote est présent dans les écosystèmes aquatiques sous trois formes (BANAS D., 2001) :

- moléculaire disponible pour l'activité microbienne et les cyanobactéries
- minérale présente dans l'eau ou les sédiments sous forme d'ions NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^-
- organique constituée par les organismes vivants ou morts.

Les apports d'azote peuvent provenir essentiellement des précipitations atmosphériques, du bassin versant par ruissellement ou encore d'une rivière en particulier sous la forme nitrate mais aussi sous la forme azote ammoniacale (BANAS D., 2001). L'empoissonnement est aussi une source d'azote par l'excrétion principalement sous forme d'ammonium (BRABAND A. *et al.*, 1985) sachant que les mises en charges demeurent relativement faibles. Les apports peuvent aussi provenir d'éventuels fertilisants (BEAUPIED H., 1980). Ces derniers peuvent être apportés afin d'améliorer la productivité de l'étang mais les pratiques restent occasionnelles sinon limitées notamment par rapport aux systèmes américains intensifs de Catfish *Ictalurus punctatus* (4 à 7 tonnes/ha/an) dans lesquels la source artificielle d'azote devient dominante (90%)(HARGREAVES J.A., 1998). Ces systèmes représentent une production jusqu'à 40 fois plus forte que celle observée en étangs piscicoles extensifs (LE QUERE G. et MARCEL J., 1999). Enfin, ces apports peuvent provenir de microorganismes comme

les cyanobactéries capables de fixer l'azote moléculaire et de le transformer en azote ammoniacal (BANAS D., 2001).

Une partie de cet azote va être assimilée dans la chaîne trophique de l'étang. L'azote ammoniacal est la forme préférentielle d'assimilation de l'azote par le phytoplancton (ROBERT R. et TRINTIGNAC P., 1997) alors que les macrophytes absorbent surtout les nitrates NO_3^- (BANAS D., 2001). Cette assimilation sera saisonnière et sera plus forte à partir du printemps avec un pic en fin de printemps et au début d'automne. Néanmoins l'absorption ne serait pas synchrone avec la productivité (LABROUE L. *et al.*, 1995).

Une partie de l'azote va être transformée par lagunage. Un processus de minéralisation se met en place, la nitrification, avec une série d'étapes comprenant l'ammonification puis la nitrification (bactéries nitreuses genre *Nitrosomonas*) et la nitratation (bactéries aérobies genre *Nitrobacter*..) qui conduiront l'azote organique vers des formes combinées minérales (**Figure 8**). Ensuite en fonction de certains paramètres comme le rapport C/N, l'azote minérale sera assimilé par des microorganismes minéralisateurs ou relargué (LESEL R., 1980 ; GOLTERMAN H.L., 1984 ; LABROUE L. *et al.*, 1995).

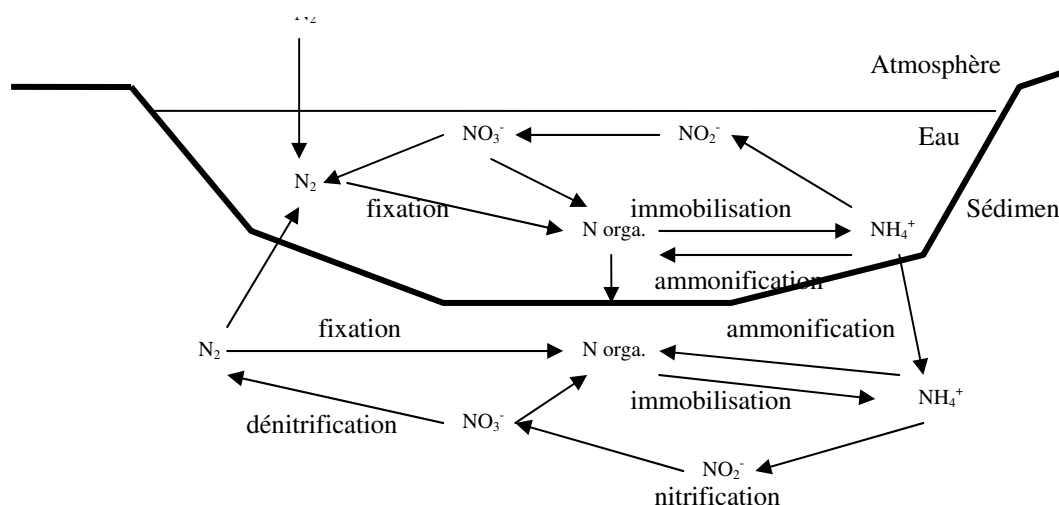


Figure 8 : Cycle de l'azote en étangs (BEAUPIED H., 1980).

Un autre processus permet de diminuer l'azote sous la forme nitrate c'est la dénitrification réalisée par des bactéries du genre *Pseudomonas* et *Bacillus* qui aboutit à la formation d'azote moléculaire (GROSS A. *et al.*, 1999; BANAS D. , 2001). La dénitrification est favorisée dans les sédiments réducteurs et riches en matières organiques (BEAUPIED H., 1980). Des études ont montré, dans certaines conditions (aquaculture intensive), que des ajouts de probiotiques type *Bacillus sp* ont pu

permettre d'accélérer la décomposition de matières organiques et d'avoir eu des incidences positives sur d'autres paramètres physico chimiques. D'autres études ont été plus nuancées (QUEIROZ J.F. et BOYD C.E., 1998 et BOYD C.E. et MASSAUT L., 1999). Enfin, une partie de l'azote sera exportée lors de la vidange (Cf. chapitre III.B.3.a).

BANAS D. en 2001 a montré, à partir de 6 étangs de 2 à 620 hectares lors d'un bilan entrée-sortie, une capacité de rétention et d'assimilation de l'azote total de 65 à 106 Kg/Ha. LE LOUARN H., 1982 a effectué des analyses dans deux étangs situés en série sur un cours d'eau et sur la rivière attenante (**Tableau 1**). Un piégeage des éléments en solution est observé (phosphates, nitrates) et démontre les capacités de lagunage d'un étang.

Tableau 1 : Comparaison des analyses effectuées dans deux étangs et dans la rivière attenante (LE LOUARN H., 1982)

	Rivière	Etang 1	Etang 2
N-NO ₂ mg/l	0.07	0.03	0.04
N-NO ₃ mg/l	9.00	2.30	2.20
N-NH ₄ mg/L	1.00	0.10	0.20
P-PO ₄ µg/l	200.00	105.00	169.00

- Le phosphore

En plus d'une production autochtone, le phosphore peut être apporté par le bassin versant. En milieu aquatique, le phosphore est principalement présent sous forme soit particulaire liée à différents colloïdes ou cations soit soluble mais en proportion beaucoup plus faible (BANAS D., 2001). La fraction soluble (P-soluble < 0,45 µm) peut être considérée comme totalement biodisponible alors que la fraction particulaire ne l'est que partiellement (BARROIN G., 1990). La biodisponibilité du phosphore particulaire varie en fonction de la composition chimique des particules. Sous chaque forme, le phosphore est à la fois organique et minéral ce dernier étant plus abondant (SYERS J.K. *et al.*, 1973 ; LOGAN T.J., 1982).

En milieu aquatique, le phosphore soluble se retrouve au niveau de la masse d'eau mais aussi dans l'eau interstitielle du sédiment (DESPREAUX M., 1990). Le phosphore particulaire est stocké principalement dans les sédiments et peut être transporté sous forme de matière en suspension (**Figure 9**). Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension peuvent perturber l'état d'équilibre

entre les phases dissoutes et particulaires par modification des capacités d'adsorption et de désorption du sédiment (BANAS D., 2001; COMBROUZE P., 2004). Cette capacité d'adsorption du phosphore est dépendante du potentiel d'oxydo-réduction et du pH (DESPREAUX M., 1990). Puisque l'eau interstitielle est généralement plus riche en forme soluble, si cette couche de sédiment est oxydée, l'hydroxyde ferrique accumulé précipite le phosphore à l'interface. Si cette couche est réduite (condition anoxique), le phosphore déjà fixé est relargué entraînant ainsi un enrichissement de la colonne d'eau (LABROUE L. *et al.*, 1995). L'enrichissement des eaux superficielles en phosphore peut être également la conséquence de la remise en suspension des sédiments du fond par le vent, par le comportement fouisseur de certaines espèces de poissons ou par l'activité humaine (HAVENS K.E, 1991 ; MAINSTONE G. *et al.*, 1993). Un enrichissement trop important provoque une pollution dont les conséquences s'apparentent à celles d'une pollution organique : l'eutrophisation (BARROIN G., 1990).

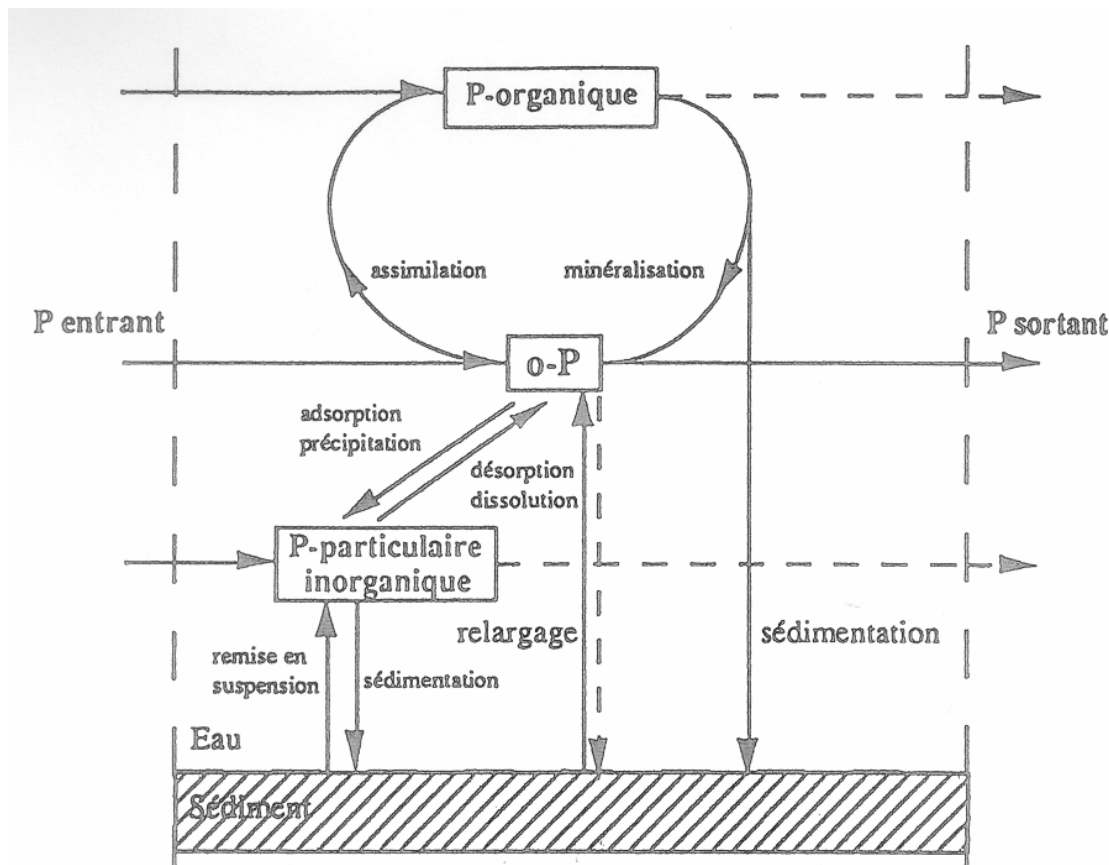


Figure 9 : Cycle du phosphore dans un écosystème aquatique (MOUTIN, 1992).

Une partie du phosphore va être assimilée dans la chaîne trophique de l'étang. Les algues vont absorber préférentiellement l'orthophosphate (PO_4) libre (GOLTERMAN H.L., 1995, LABROUE L. *et al.*, 1995). Le phosphore sous sa forme orthophosphate sera d'autant moins soluble que le milieu est riche en calcium (SCHLUMBERGER O., 2002) d'où l'importance, quand c'est nécessaire, de l'apport d'un amendement calcique. Les hélophytes et les macrophytes puisent leur phosphore essentiellement

dans les sédiments (BARKO J.W. et SMART R.M., 1980 ; MAINSTONE, 1993; LABROUE *et al.*, 1995) et le rendent moins disponible en oxygénant le milieu par leur racine. L'excrétion de phosphore par les plantes est sujette à controverse. LABROUE L. *et al.* (1995) précise que le relargage par les parties vivantes est faible, au contraire des parties mortes dont 45 à 80% du phosphore peut être lessivé en quelques jours. Le plus important, c'est le ratio azote phosphate qui conditionne en particulier le risque de développement de cyanobactéries (Cf. III.A.5) en association avec une turbidité de l'eau, une température et un pH élevé (BANAS D., 2001, SCHLUMBERGER O., 2002).

BANAS D., en 2001, a calculé à partir de 6 étangs de 2 à 620 hectares une capacité de rétention du phosphore total de 1,6 à 8,7 Kg/Ha.

L'apport de calcium provoque la dissolution du phosphore. De même, l'addition de nitrate limite la mobilisation du phosphore à partir des sédiments (HASNAOUI M. *et al.*, 2001, SCHLUMBERGER O., 2002).

III.A.4.b. Les Matières En Suspension

Les Matières En Suspension (MES) ont plusieurs origines soit allochtones c'est à dire provenant du cours d'eau amont et/ou du bassin versant, soit autochtones c'est à dire issues de la biomasse de l'étang. Ces MES sont composées de Matières Organiques (MO) en majorité et de matières minérales.

Diverses études ponctuelles ont montré que la présence d'étangs sur un cours d'eau présentant des teneurs en MES > 50 mg/l se traduit généralement par une réduction de la charge particulaire dans le ruisseau aval (DIREN, 2001).

Un accroissement des phénomènes de sédimentation du fait des modifications des conditions d'écoulement et de l'accroissement de la production organique contribuent à piéger les MES dans les vases du plans d'eau et à alléger ainsi la charge du MES en aval du plan d'eau (BOUTET-BERRY L., 2000). Le taux de sédimentation calculé sur des étangs de Lorraine varie de 37 à 64 g/m²/j (BANAS D., 2001). Le flux particulaire peut être diminué de 50 à 76% entre l'amont et l'aval. Les taux de sédimentation présentent une variation saisonnière. Lors du développement des hydrophytes au printemps, la richesse en nutriments des particules collectées augmente mais les taux de sédimentation sont minima. Ce constat est le même à l'automne. Par contre, un taux élevé de sédimentation de particules riches en MO, C, N et P est observé en juin et juillet lors de la dégradation de la couverture végétale (BANAS D., 2001). Sur plusieurs étangs piscicoles, les valeurs de rétention des MES ont été estimées entre 3,6 et 6,2 T/Ha /an (BANAS D., 2001).

La Matière Organique (MO) constitue la fraction la plus importante des Matières En Suspension (MES). Les MO allochtones arrivant plus ou moins transformées par la consommation animale et la dégradation microbienne lors de son transport sont plutôt de nature réfractaires (BANAS D., 2001). Quand le bassin versant est boisé et le plan d'eau de faible profondeur, les feuilles en sont la source principale. L'importance de ces apports extérieurs va dépendre de la superficie du bassin versant par rapport à la surface du plan d'eau. Néanmoins, en terme quantitatif, les MO allochtones semblent moins participer au processus de sédimentation que les MO autochtones (BANAS D., 2001). Ces dernières comprennent les organismes vivants, bactériens, les animaux (poissons, zooplancton etc..), les végétaux (hélophytes, macrophytes, phytoplancton etc..) mais aussi leurs formes à différents stades de dégradation la fraction vivante ne représentant qu'une faible part (WETZEL, R.G., 1983). Cette MO est reprise et assimilée par les détritivores, souvent benthiques ou par des organismes décomposeurs. La fraction détritique, dissoute ou particulaire, peut être consommée par des détritivores comme certains cyprins (Brème, Carpe, Gardons), des batraciens ou soumise à la dégradation bactérienne dans la colonne d'eau ou au niveau des sédiments (LESEL R., 1980 ; RIEMANN B. et SONDERGAARD M., 1986 ; LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001). Par ces deux mécanismes de récupération, la MO morte est donc réincorporée sous forme vivante à la chaîne directe de production. Le stock de MO dissoute est alimenté aussi par les produits intermédiaires de la composition microbienne et par les composés excrétés par les organismes lors de leur croissance (**Figure 2; Annexe I**). Cette MO est ensuite rapidement assimilée par les bactéries hétérotrophes. Enfin, la fraction réfractaire participe peu au cycle du carbone.

La production phytoplanctonique, qui peut être une source importante de MO (LESEL R., 1980), peut être rapidement consommée par le zooplancton qui lui même va être consommé par les insectes et les poissons alimentant ainsi la chaîne trophique de l'étang ce qui n'est pas le cas totalement de la végétation aquatique qui sera plus facilement décomposée (moins pour les hélophytes). Cette dernière avec les cyanobactéries, les bactéries photo et chimiosynthétiques et hétérotrophes vont produire de la MO essentiellement par photosynthèse à partir du CO₂ atmosphérique (BANAS D., 2001). Par contre, les bactéries autotrophes vont en anaérobiose et par méthanogénèse empêcher l'accumulation de MO (SCHLEGEL H.G. et BOWEN B., 1989).

Chaque étang piscicole a une capacité biologique à assimiler les nutriments et la matière organique (BOYD C.E., 1997, AVNIMELECH Y., 1998, NEVEU A., 2003). Dans les étangs piscicoles équilibrés, la matière produite est entièrement utilisée par les consommateurs, la qualité de l'eau est donc améliorée même si elle était moyenne au départ (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001).

Certaines pratiques comme le chaulage peuvent permettre d'accélérer le processus de minéralisation du sédiment (SHAPERCLAUS W., 1962 ; ARRIGNON J., 1976 ; MARTIN J.L., 1985). Le carbonate de

calcium possède la propriété de provoquer la floculation des matières vivantes ou inertes en suspension dans l'eau (ARRIGNON J., 1976 ; VALDEYRON A., 1993). Lors de période d'assec, un amendement calcique de 0,3 à 1T/ha (SCHLUMBERGER O., 2002 ; TRINTIGNAC P. *et al.*, 2004) peut être recommandé. La plupart du temps, il est suffisant et plus facile d'apporter un amendement calcique comme du carbonate de calcium pulvérisé dans l'étang quand il est en eau par exemple en période estivale (SHAPERCLAUS, 1962 ; PERRIN L. com. pers.).

L'usage constitue un élément fondamental dans la capacité d'un étang à assimiler une partie des nutriments et des MES provenant du bassin versant et de l'étang. Ces éléments ne se retrouveront donc pas dans le milieu récepteur.

III.A.5. L'eutrophisation et l'eutrophication

L'eutrophisation désigne l'enrichissement naturel d'un écosystème aquatique en nutriments (HARPER D., 1992 ; LACAZE J.C., 1996). Quand il y a enrichissement artificiel le phénomène devient l'eutrophication (PETIT LAROUSSE ILLUSTRÉ, 1990, <http://cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosyst/eutrophisat.html>; BARROIN G., 1990). En plus d'une confusion entre le phénomène naturel et le phénomène artificiel, il faut différencier le phénomène artificiel volontaire (fertilisation) et le phénomène artificiel involontaire (pollution) (BARROIN G., 1990).

L'eutrophisation est un phénomène qui peut toucher les plans d'eau ainsi que les rivières même s'il s'observe surtout dans les écosystèmes dont les eaux se renouvellent lentement en particulier dans les lacs profonds (<http://cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosyst/eutrophisat.html>; OTTOBRUC C., 2001). L'eutrophisation, qui est donc un processus naturel, ne devient une nuisance qu'au-delà de certains seuils et le terme « hypertrophisation » ou eutrophication apparaît mieux approprié sachant qu'une partie des nutriments est d'origine anthropique provenant soit d'un cours d'eau et/ ou soit d'un bassin versant (BARROIN G., 1990 ; CARBIENER R. *et al.*, 1990 ; HARPER J.C., 1992).

Le stockage d'eau réchauffée et riche en éléments nutritifs dans les plans d'eau en partie issus du bassin versant favorise une utilisation optimale du phosphore et de l'azote par les végétaux (BOUTET-BERRY L., 2000). Les conséquences, ce sont les blooms de végétaux en particulier de macrophytes ou de microalgues ou encore des blooms de cyanobactéries. Les efflorescences de cyanobactéries peuvent se faire toute l'année, certaines espèces étant adaptées aux eaux froides (SARAZIN G. *et al.*, 2002). L'excès de production végétale peut entraîner une désoxygénation de l'eau mais aussi avec certaines espèces de cyanobactéries du genre *Microcystis*, *Anabaena* ou *Planktothrix* la diffusion de toxines (**Figure 10**) pouvant être dommageables pour la faune, la flore environnante et la santé

humaine (BOUAICHA N., 2001 ; DE MARSAC N., 2001 ; SARAZIN G. *et al*, 2002 ; ANONYME, 2003). Certaines cyanobactéries peuvent aussi nuire à la qualité gustative du poisson (BALVAY G., 1980 ; ROBIN J. et VALLOD D., 2001). Le développement du phytoplancton n'est pas toujours corrélé à l'augmentation du phosphore (CAPBLANCQ J. et DECAMPS H., 2002) alors que le développement des cyanobactéries le serait plus (COMBROUZE P., 2004).

Une étude a montré sur des lacs américains une corrélation entre les concentrations de phosphore soluble et la concentration de toxine chez *Microcystis aeruginosa* (JACOBY J.M. *et al.*, 2000).

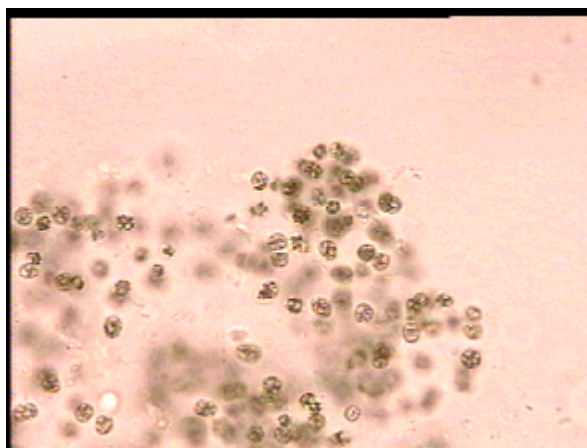


Figure 10 : *Microcystis aeruginosa*, x400 (<http://2.ac-lyon.fr>)

Par contre, un milieu qui s'eutrophie aura tendance à privilégier certaines espèces phytoplanctoniques (BARBE J. *et al.*, 1999 ; SCHLUMBERGER O., 2002). Si les phénomènes d'eutrophisation ou d'eutrophication deviennent récurrents dans un plan d'eau, les peuplements faunistiques et floristiques tendent à s'appauvrir et à s'uniformiser (VAN ES J. *et al.*, 1980).

Pour combattre ces phénomènes « d'eutrophisation », l'aération forcée avec un aérateur est une technique qui fonctionne en augmentant le taux d'oxygène dissous (DESRUES E., 1991, SCHLUMBERGER O., 2002). Un tel système perturbe aussi le développement de cyanobactéries et empêche la formation de composés comme l'ammoniaque (NH_3), le méthane ou l'hydrogène sulfuré (GONAY E. et LAFFORGUE M., 1997). D'autres moyens d'intervention raisonnés et maîtrisés sont possibles faisant appels à des moyens chimiques comme l'apport de cuivre et d'aluminium à partir de sulfate de cuivre et d'aluminium ou encore l'apport d'algicides (BALVAY G., 1980 ; MARTIN J.L., 1985 ; BRIENT L. *et al.*, 2001 ; VAN HULLEBUSCH E., 2003). Des moyens biologiques avec des organismes phytophages sont possibles (ECHIHABI L. *et al.*, 1998 ; BARROIN G., 1999) comme le gardon *Rutilus rutilus* ou la carpe argentée *Hypophthalmichthys molitrix* (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001).

A titre préventif, la gestion piscicole et ses pratiques peuvent permettre de limiter ces phénomènes d'eutrophisation. Les principaux poissons rencontrés dans les étangs présentent des régimes alimentaires variés permettant ainsi de limiter la prolifération végétale (LE LOUARN H. et NEVEU N., 2001). L'impact des bassins versants devient dans certains secteurs agricoles très importants et difficilement maîtrisables (COMBROUZE P., 2004). Si l'excès de nutriments n'est pas maîtrisé, la demande en oxygène devient excessive et tout le système peut régresser (mortalités de poissons,...). Les étangs connaissent des équilibres hydrobiologiques fragiles (INTER AGENCES, 2000) d'où l'importance d'une certaine gestion.

III. B. EN PHASE DE VIDANGE

La vidange constitue une phase sensible en terme d'impacts qualitatifs sur la ressource en eau. Les étangs de piscicultures extensives et leurs impacts ont été moins étudiés que les piscicultures intensives (CHUA T.E. *et al.*, 1989) ou que les grands réservoirs hydroélectriques (FERGUS T., 1997). GIGLEUX M. (1992) présente néanmoins la vidange comme une phase critique du cycle d'exploitation et considère les étangs comme une source potentielle de nutriments et un facteur déterminant pour « l'eutrophisation » des rivières situées en aval. D'autres auteurs indiquent que l'impact des vidanges d'étangs piscicoles est très restreint et de durée limitée soit de 2 à 3 jours par an (MARCEL J., 1996). Cependant, des travaux plus récents ont apporté des résultats concrets concernant les quantités de matière en suspension et de nutriments exportées vers l'aval pendant la phase de vidange d'étangs à gestion piscicole (BANAS D., 2001).

Les paramètres à prendre en compte pour évaluer l'impact qualitatif des vidanges sur la ressource en eau dépendent à la fois de l'étang qui contient certains éléments « polluants » et du **milieu récepteur** qui ne peut en absorber qu'une certaine quantité.

III.B.1. Les paramètres influençant la composition de l'effluent de vidange

La spécificité de chaque étang piscicole est à prendre en compte lorsque l'on veut analyser l'impact de l'effluent sur le milieu récepteur. Plusieurs facteurs agissent sur la variabilité du contenu de l'effluent de vidange (JAMES P., 1998) :

- ⌘ La vocation de l'étang (irrigation, eau potable, étang piscicole
- ⌘ Les caractéristiques de la gestion piscicole (densité, alimentation...)

- ∞ Le déroulement de la vidange (durée, période, fréquence)
- ∞ L'architecture de l'étang
- ∞ Le système de vidange
- ∞ La technique de pêche (pêcherie amont, aval, à contre courant)
- ∞ Le milieu environnant de l'étang

III.B.2. La variabilité des milieux récepteurs

La législation a classé les milieux récepteurs en deux catégories piscicoles (Article L 436-5 du code de l'environnement).

1^{ère} catégorie : *comprend ceux qui sont principalement peuplés de truites ainsi que ceux où il paraît désirable d'assurer une protection spéciale des poissons de cette espèce*. L'article 4 de l'Arrêté du 27 août 1999 interdit la vidange dans des zones de première catégorie piscicole du 30 novembre au 1er avril pour les étangs soumis à déclaration hors piscicultures mentionnées à l'article L.431-6 et hors plans d'eau mentionnés à l'article L. 431-7 du code de l'environnement (**Annexe 2**).

Un Arrêté du 27 août 1999 (décret n° 96-102) limite les concentrations dans l'eau exportées des étangs piscicoles soumis à déclaration situés sur des ruisseaux de première catégorie à 1 g/l de MES total, 2mg/l d'ammonium au cours de la vidange. De plus, la teneur en oxygène dissous ne doit pas être inférieure à 3 mg/l.

2^{ème} catégorie : *comprend tous les autres cours d'eau, canaux et plans d'eau* (la faune et la flore de ces milieux étant plus tolérantes aux variations de certains paramètres physico-chimiques).

Par ailleurs, d'autres paramètres comme la localisation, le nombre d'étangs et le débit de l'éventuel cours d'eau aval, si communication, doivent être pris en compte dans l'analyse de l'impact.

III.B.3. Caractérisation des nuisances provenant de la vidange de l'étang

Certains constituants de la vidange peuvent avoir des conséquences sur le milieu récepteur en diminuant le taux d'oxygène de celui-ci ou en entraînant l'« eutrophisation » du cours d'eau (BOUTET-BERRY L., 2000).

Les paramètres retenus par les auteurs scientifiques pour mesurer ce type d'impact sont : les Matières En Suspensions totales (MES), la Matière Organique (MO) solide ou dissoute généralement quantifiée

par la demande biologique en oxygène (DBO⁶), la demande chimique en oxygène (DCO⁷), l'azote total et le phosphore total.

En France, la vidange des étangs piscicoles a fait l'objet de peu d'études spécifiques (BANAS D., 2001 ; CADIEU G., 2002). Des études réalisées sur l'exportation de sédiments et de nutriments au cours de vidanges au niveau étangs semi-intensifs sont incontournables pour analyser le cas des vidanges extensives :

- Au Etats-Unis, les vidanges d'étangs de production intensive ont fait l'objet de plusieurs travaux complets (BOYD C.E., 1978 ; SCHWARTZ M.F. et BOYD C.E., 1994).
- En Hongrie, les piscicultures semi-intensives où le développement phytoplanctonique est accru à l'aide de fertilisants ont fait également l'objet de recherches (SZABO P., 1994).

Par ailleurs, les études réalisées sur des réservoirs hydroélectriques français ont permis de décrire les quantités de matières exportées et le déroulement de leurs vidanges (GOSSE P., 1991 ; MERLE G. et *al.*, 1994).

III.B.3.a. Les exportations de MES et de nutriments

L'exportation de MES lors de la vidange de plusieurs étangs de l'est de la France a été étudiée (BANAS *et al.*, 2002b, MASSON, 2003) et se déroule en deux phases (**Tableau 2**) :

1. Le début de la vidange

Durant cette période, un pic de MES est observé. Ce pic correspond à l'évacuation d'une couche de sédiment accumulée lors de la vidange précédente par un effet de chasse d'eau souvent dû à l'ouverture d'une vanne de fond. Ce phénomène est limité par un nettoyage de la pêcherie durant l'assec ou par l'emploi de systèmes de vidange comme le moine siphonide (**Figure 11**).

2. Pêche en fin de vidange

Pendant cette période, les teneurs élevées en nutriments (azotés, phosphorés) et en MES sont observées. Ces teneurs sont dues à la remise en suspension des vases durant la pêche mais aussi à l'accroissement de l'activité du poisson concentré dans un faible volume d'eau et aux phénomènes de glissement de talus au niveau de la pêcherie. Les concentrations en MES peuvent atteindre brutalement des valeurs supérieures à 10 g/l pendant un laps de temps court (JAMES P., 1998 ; BANAS D., 2001). Cependant, les débits et les volumes de MES sont faibles à ce moment là. Des techniques permettent de diminuer cette exportation comme la présence d'un fossé d'évacuation, d'un

6. Permet d'apprécier la charge organique des eaux superficielles

7. Quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques.

bassin de décantation en aval de l'étang, la réduction de la vitesse d'abaissement de l'eau ou la réduction de la durée de pêche (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001; SCHLUMBERGER O., 2002, CADIEU G. et JOUAN Y., 2002 ; PERRIN L., 2003 ; TRINTIGNAC P. *et al.*, 2004) ou encore la mise en place d'un batardeau (JOUAN Y. com. pers.).

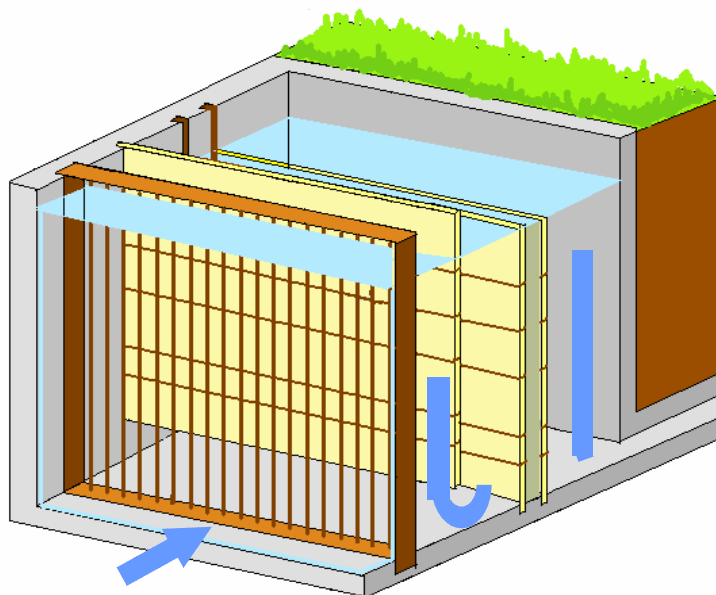


Figure 11 : Un Moine de type « Herrguth » (D'après BRETON, 2001)

BANAS D. (2001) a étudié l'exportation de MES et de nutriments issus de vidanges de 6 étangs de Lorraine possédant une superficie comprise entre 2 et 620 hectares au cours de plusieurs années. Les résultats obtenus sont très variables : 426 à 3880 kg/ha de MES (40 et 400 mg/l), 1.2 à 15.1 kg/ha de phosphore total (0,1 à 1,5 mg/l), 9 à 74 kg N/ha d'azote Kjeldahl (0,9 à 7mg/l). Un bilan en azote et MES a été réalisé en Brenne sur 6 étangs sur trois ans. Des valeurs de rejet inférieures à 1 g/l de MES et pour 8 vidanges sur 10 des valeurs d'ammonium inférieures à 2 mg/l ont été constatées (POLI J.M., 2003). D'autres études font état lors de vidanges d'étangs piscicoles de : MES = 800 Kg/ha (80mg/l) ; DBO₅ = 90 Kg/ha (9mg/l), Azote ammoniacal = 10 Kg/ha (1mg/l) ; Nitrite = 0,6 Kg/ha (0,06 mg/l), Phosphore total = 5Kg/ha (0,5mg/l) (CADIEU G. et JOUAN Y., 2002). Des valeurs comparables ont été mesurées à la suite d'une autre vidange d'un étang de 1 hectare et dont les données sont dans le tableau ci-dessous (**Tableau 2**).

**Tableau 2 : Calcul de l'évacuation de divers éléments au cours de la vidange d'un étang de 1 ha
(LE LOUARN H. et NEVEU, 2001).**

	Ecoulement (1^{er} stade)	Vidange (2^e stade)
Matière en suspension (kg)	133,00	2 495,00
DBO (Kg O ₂)	71,00	25,20
DCO (Kg O ₂)	502,00	299,00
Orthophosphates (Kg P)	0,26	0,52
Phosphore total (Kg)	1,82	0,42
NH ₄ (Kg N)	16,30	2,05
Nitrates (Kg N)	2,66	0,12

La saison de vidange est importante sur la composition des MES rejetées. En fin d'automne, les MES sont essentiellement d'origine minérale avec très peu de phytoplancton à l'inverse d'une vidange estivale où l'eau est plus chargée en matières oxydables (MARCEL J., 1996, BANAS D., 2001).

Ainsi, la vidange représente une période d'exportation massive de sédiments et de nutriments dans un laps de temps relativement court. Dans son étude, BANAS D. (2001) a estimé sur les étangs testés que les exportations de MES ont représentés 5 à 35 % des masses totales charriées par les tributaires durant l'ensemble de l'année. Par ailleurs, les quantités totales de matières en suspension, azote, phosphore totaux déchargées durant la vidange représentent moins d'un tiers des masses totales charriées par le ruisseau en amont durant l'ensemble de l'année. Cependant, des vidanges mal maîtrisées ou des opérations de chasse peuvent être à l'origine de colmatage de fond de rivière et de phénomène d'« eutrophisation » aval en particulier de cyanobactéries (BOUTET-BERRY L., 2000). Ces cas de figure ont été préférentiellement identifiés à partir de barrages de cours d'eau salmonicoles peu ou pas entretenus avec des vidanges irrégulières.

Le bilan entrée/sortie durant un cycle complet de deux étangs piscicoles effectué par BANAS D. (2001) indique que malgré l'exportation remarquable de sédiments durant la vidange, les étangs induisent une rétention de particules et de nutriments réduisant par conséquent les risques d'« eutrophisation » du milieu aval. La capacité auto-épuratrice d'un étang piscicole permet de « digérer » les effluents produits par les poissons mais aussi d'épurer une grande quantité de ceux provenant du bassin versant.

III.B.3.b. L'impact thermique

Les effets négatifs sur un réchauffement de l'eau sont précisés dans le chapitre II.A.1. Ils sont réels lors de vidanges estivales et lorsque le cours d'eau récepteur est de première catégorie avec une température de l'eau qui peut dépasser 20°C devenant ainsi défavorable aux salmonidés (BAGLINIERE J.L., 1999). De même, l'écrevisse à patte blanche *Austropotamobius pallipes* semble sensible aux variations thermiques (NEVEU A., 2000).

Des systèmes aménagés, tel que le moine (**Figure 11**), permettent de vider les étangs en évacuant les eaux plus froides du fond et donc de limiter ce type d'impact (CADIEU G. et JOUAN Y., 2002). Pour les étangs situés dans un bassin versant de seconde catégorie, l'impact est minime (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001).

Les vidanges des étangs piscicoles se font principalement en automne et n'ont donc d'impacts thermiques. Des mesures de températures sur des cours d'eau amont et aval après des vidanges automnales montrent des variations inférieures à 0,5°C alors qu'elles sont de 2°C lorsque les vidanges sont estivales (MARCEL J., 1996). D'autres données font état de variations de 1,5°C à 4°C en moyenne lors de vidanges estivales et d'environ 1°C (refroidissement) en vidange hivernale (BOUTET-BERRY L., 2000). Pour les plans d'eau en barrage de rivière de première catégorie (ceux non vidangeables entre le 01 novembre et le 30 mars), les vidanges sont préférables en fin de printemps notamment par rapport à la température de l'eau mais aussi à la physiologie du poisson (BAU F *et al.*, 2001).

III.B.3.c L'eutrophication aval

La vidange de certains plans d'eau augmente le risque d'eutrophisation ou d'eutrophication de cours d'eau en aval avec le relargage de nutriments (BOUTET-BERRY L., 2000 ; INTER AGENCES, 2000 ; PREFECTURE de VENDEE, 2001). Ce constat s'adresse plus aux vidanges estivales de plans d'eau à usages divers et situés en barrage. La vidange des étangs piscicoles se faisant à partir de l'automne, plusieurs études ont montré que l'exportation de MES et de nutriments pendant un laps de temps court n'avait pas entraîné de phénomènes d'eutrophication en aval (BANAS D., 2001). Une étude semble même montrer une relation entre l'absence de signes eutrophes dans certaines grandes rivières comme la Vienne et la présence d'étangs piscicoles sur le chevelu (COMBROUZE P., 2004).

IV. IMPACTS SUR LA FONCTION BIOLOGIQUE

IV.A. L'ECOSYSTEME ETANG

IV.A.1. La biodiversité d'un étang piscicole.

A l'instar des autres types de zones humides, les étangs sont des espaces multi-usages et multi-fonctionnels (LEFEUVRE J.C., 1993, ALLARDI J. *et al.*, 1997, OTTO-BRUC C., 2001). La présence de plans d'eau en barrage de cours d'eau de première catégorie peut se traduire par une diminution voire une disparition des espèces théoriquement présentes par un remplacement de celles-ci par des espèces situées typologiquement plus en aval (BOUTET-BERRY L., 2000). Cependant, beaucoup d'étangs en plus d'assurer une fonction socio-économique comme l'usage piscicole et de jouer un rôle dans la régulation de la ressource en eau contribuent à la diversité écologique (LE NEVEU C. et LECOMTE T., 1990, OTTO-BRUC C., 2001). Bien que les étangs piscicoles soient avant tout des surfaces productives, ils participent à la sauvegarde du patrimoine faunistique et floristique (GADENNE T. et JOUAN Y., 2003). Des zones étangs font d'ailleurs l'objet de classification en rapport avec la sauvegarde de l'environnement (Parc Naturel, ZNIEFF, Arrêté de biotope...). En particulier, ces écosystèmes abritent un patrimoine naturel de grand intérêt ; la présence d'une transition « terre-eau » conjuguée aux variations des conditions hydriques liées à l'usage piscicole permet l'implantation d'une grande diversité d'espèces végétales comme les végétaux palustres (iris, jonc) ou aquatiques (characées) ou semi aquatiques (nénuphar blanc, flûteau nageant) dont certaines espèces sont rares (BROYER J. *et al.*, 1997 ; INTER AGENCES, 2000 ; OTTO-BRUC C. *et al.*, 2000 ; OTTO-BRUC C., 2001) (*Figure 12*).

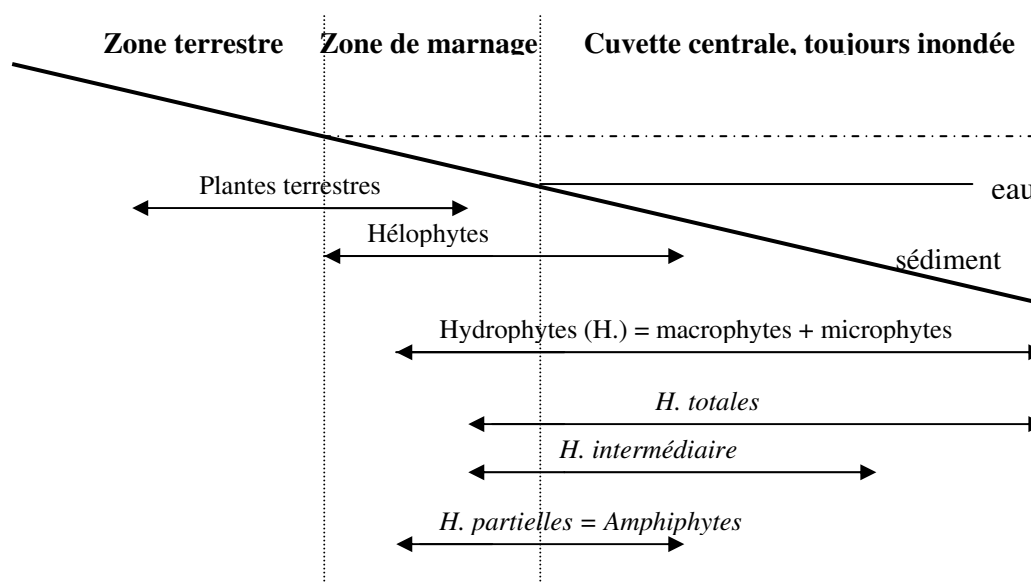


Figure 12 : Schéma représentant les différents types de plantes associées aux milieux aquatiques (d'après OTTO-BRUC C., 2001)

Cette diversité végétale est importante car elle participe (notamment les végétaux palustres) à la capacité auto-épuratrice du plan d'eau (*Annexe I*) en complément des microorganismes contenus dans l'eau (VAN DEN BERG M.S. *et al.*, 1998 ; INTER AGENCES, 2000 ; OTTO-BRUC C., 2001 ; CHASLE J.P. et THIBAUT M., 2004). Si l'entretien des végétaux de bords de l'eau est nécessaire pour éviter leur progression dans l'eau, le maintien de ces zones en bordure de l'étang est indispensable à la diversité du milieu (HUET M., 1970). Cette végétation ne doit pas, en principe, occuper plus de 15 à 20 % de la surface d'un étang (SCHLUMBERGER O., 2002). La gestion piscicole permet un entretien (faucardage etc..) maîtrisé des bords de l'étang (CHASLE J.P. et THIBAUT M., 2004, TRINTIGNAC P. *et al.*, 2004). Certains auteurs ont dénoncé les impacts négatifs de la pisciculture sur des étangs de la Brenne notamment sur la ceinture végétale et sur les roselières du fait de pratiques comme le faucardage, les amendements, les herbicides etc. (GEHU J.M. et FOUCAULT B., 1988 ; INGREMEAU D., 1992). Ces résultats ont fait l'objet de critiques sévères notamment sur la réalité scientifique des affirmations portées ci-dessus (OTTO-BRUC C., 2001).

Les pisciculteurs laissent des zones végétales submersibles pour trois raisons (SCHLUMBERGER O, 2002) :

- physico-chimiques avec la production d'oxygène par photosynthèse,
- biologiques car ces zones sont importantes pour la reproduction de brochets, tanche perche et autres carpes ainsi que pour bon nombre d'invertébrés,
- mécaniques avec les hélophytes qui s'opposent à l'action érosive des vagues.

Cette biodiversité est entretenue par les pratiques culturales. Une étude sur les gardons (*Rutilus rutilus*) et leur croissance a montré qu'une vidange participait à un rajeunissement de l'écosystème aquatique (ANGELIBERT S. *et al.*, 1999). Une biodiversité assure un bon fonctionnement du cycle biologique de l'étang et donc une bonne qualité et croissance du poisson (BALVAY G., 1980).

Ces écosystèmes représentent également un site d'accueil et de reproduction pour de nombreuses espèces animales notamment pour les amphibiens (grenouilles, tritons), les insectes (odonates), les invertébrés aquatiques (anodontes, gammares, l'aselle,...), les oiseaux (fuligules milouins, échassiers...) ou encore les poissons comme le brochet *Esox lucius* (LE LOUARN H. et BIRKAN M., 2000, BROYER J et DALERY G., 2000, INTER AGENCES, 2000 ; OTTO-BRUC C., 2001, BRETON B., 2002, THIBAUT M. et CHASLE J.P., 2002).

Tous les plans d'eau ne correspondent pas toujours au schéma présenté ci-dessus. Une fois de plus, l'usage, la gestion mais aussi la conception et la typologie déterminent clairement la biodiversité d'un étang.

IV.A.2 Les aspects paysagers

Un paysage est une étendue de pays qui s'offre à la vue (PETIT LAROUSSE, 1990.). Un paysage est ressenti à partir d'un double point de vue :

- de l'endroit d'où on regarde ; point de vue localisé,
- de ce qui oriente l'appréciation de l'espace regardé ; point de vue culturel.

L'appréciation d'un espace à partir d'un paysage est donc limitée par ce que nous en voyons et orientée par nos valeurs culturelles (RAYMOND R., 2003).

La lecture d'un paysage permet de saisir les relations entre les zones humides et leur environnement. Mais un paysage, c'est aussi une référence identitaire forte. Les populations qui ont mis en forme les étangs, qui ont organisé les systèmes hydrauliques reconnaissent et apprécient ces traces laissées dans l'espace. Comme nombre d'étangs piscicoles ont plusieurs dizaines d'années d'âge voire plusieurs siècles avec les pratiques, beaucoup de ces paysages appartiennent au patrimoine (BENARROUS R., 2003). Cependant, l'interprétation n'est pas toujours celle des visiteurs qui attendent des paysages aquatiques d'une nature « naturelle » ce qui peut engendrer parfois un ensemble d'incompréhension (RAYMOND R., 2003).

IV.B. LES IMPACTS SUR LA BIOCENOSE EXTERIEURE

IV.B.1. Les impacts sur les peuplement piscicoles

IV.B 1.a L'apport de nouvelles espèces

Les dégâts écologiques résultant de l'introduction d'espèces de faunes exotiques constituent un problème sous estimé par le droit. L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) considère que les introductions d'espèces exotiques sont la principale source d'extinction des espèces de poissons d'eau douce (CIZEL O., 2003).

Un plan d'eau constitue un lieu privilégié de multiplication et de diffusion potentielle quelle que soit l'origine des apports (BILLARD R. et SEVRIN-REYSSAC J., 1993). Lors d'une vidange, des espèces piscicoles indésirables peuvent s'introduire dans le milieu récepteur. L'impact négatif d'un plan d'eau en particulier en barrage de cours d'eau à salmonidés dominants a été mis plusieurs fois en évidence (RAGON C., 1991, COTE E., 1994, LE BROCH M., 1998). Au sujet des étangs piscicoles, l'impact concernant l'apport d'espèces indésirables se distinguent en 3 catégories :

- poissons de 2^{ème} catégorie dans les eaux de 1^{ère} catégorie cyprinidés ou carnassiers,
- espèces exotiques nuisibles : perche soleil, poisson chat,
- espèces d'élevage non indigènes : carpes herbivores, silure glane, esturgeon.

Dans le cas de cours d'eau de première catégorie, l'introduction de cyprinidés rhéophiles comme le goujon *Gobio gobio* ou le chevesne *Leuciscus cephalus* peut modifier les peuplements salmonicoles (BOUTET-BERRY L., 2000). Ce constat est à nuancer car ces espèces se retrouvent naturellement dans les eaux de première catégorie sur un bassin versant sans étangs. Néanmoins, l'apport d'espèces compétitrices comme le gardon, le rotengle peut modifier les espèces compagnes des rivières de première catégorie comme le vairon *Phoxinus phoxinus* et le chabot *Cotus gobio* (PORCHER J.P., 1975, LE LOUARN H. et BERTRU G., 1991 ; LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001). La modification du peuplement salmonicole concerne plutôt l'introduction d'espèces carnassières comme le brochet *Esox lucius*, la perche *Perca fluviatilis* ou le sandre *Stizostedion lucioperca* dans des petits cours d'eau de première catégorie. Ces introductions sont de toute façon interdites (Art L.232-9 du Code Rural). Ce cas de figure concerne en particulier les barrages de cours d'eau. Par exemple, des perches ont été pêchées en aval du barrage de Naussac sur l'Allier en amont alors que cette partie de rivière n'a jamais comporté de percidés. Néanmoins, cette espèce ne s'est, *a priori*, pas maintenue.

L'exportation directe de ces espèces à partir d'étangs piscicoles sans communication directe avec une « eau libre » est sujette à discussion. Des rapports le mentionnent (BOUTET-BERRY L., 2000) alors que d'autres études montrent que ces introductions ne sont pas faisables à partir d'étangs équipés de moines (COMBROUZE P., 2003).



Figure 13 : Perche soleil (Photo Nunez)

L'autre danger concerne l'exportation d'espèces dites nuisibles comme la perche soleil *Lepomis gibbosus* (**Figure 13**) ou le poisson chat *Ictalurus melas* voire des écrevisses exotiques (LAURENT P.J., 1997, BOUTET-BERRY L., 2000, NEVEU A., 2000).

Néanmoins, la présence de certaines espèces exotiques comme les écrevisses américaines ou le poisson chat est largement due aux introductions directes dans les rivières plutôt qu'aux vidanges d'étangs (LAURENT P.J., 1997a ; MACHINO Y., 1999 ; THIBAUT M. et CHASLE J.P., 2002). En

plus de l'impact environnemental, ces espèces représentent un véritable handicap économique pour ceux qui ont une gestion piscicole de leurs étangs.

Des pratiques comme des pêches régulières et l'introduction de carnassiers comme le Black Bass (COMBROUZE P., 2003) peuvent « assainir » un étang mais l'éradication demeure difficile. Contre ces espèces et pour protéger les espèces dites nobles, les pratiques sur les étangs piscicoles aux USA ou dans les marais atlantiques consistent à recourir à un agent chimique d'origine naturelle ; la roténone à des concentrations très faibles. Ensuite, un ré-empeuplement est effectué avec des alevins d'espèces nobles et/ou autochtones (LETARD-BRAULT A.M., 1990 ; GUBLER M., 2000) sans conséquences négatives sur le milieu (BOYD C.E. et MASSAUT L., 1999).

D'une manière générale, la gestion piscicole des étangs implique l'aménagement d'un déversoir correct et d'une pêcherie équipée de grilles limitant ces introductions (HORVATH L. *et al.*, 1984). Dans certains cas de figure sur bassin versant de première catégorie, un lit filtrant composé de graviers d'un diamètre inférieur à 10 cm est demandé pour éviter les fuites (BOUTET-BERRY L., 2000).

IV.B.1.b Le colmatage de frayères et d'habitats

Lors d'une vidange, les MES transportées par le cours d'eau peuvent colmater des frayères ou des habitats et ainsi menacer des espèces sensibles comme la truite *Salmo trutta fario* ou l'écrevisse à patte blanche *Austropotamobius pallipes* (LE LOUARN H. et BERTRU G., 1991; BOUTET-BERRY L., 2000, NEVEU A., 2000).

Des études ont montré que le taux de survie des œufs de la truite *Salmo trutta fario* dépend plus de la granulométrie des sédiments que le taux de MES (MASSA F. *et al.*, 1998). Des sédiments fins altèrent davantage la survie des œufs par diminution des teneurs en oxygène avec comme facteur important la durée du colmatage (DAUBA F. *et al.*, 2001, BAGLINIERE J.L. et MAISSE G., 2002). Des effets d'hypoxies de 3mg/l appliqués d'une façon continue ont un caractère léthal sur le développement d'embryons de truite *Salmo trutta fario* mais pas quand cette hypoxie est appliquée de façon temporaire. A 7 jours, des effets sublétaux apparaissent à partir de la 3^{ème} semaine de développement (MASSA F. *et al.*, 1999).

De même, l'accumulation de sédiments est défavorable aux écrevisses à pattes blanches en particulier aux petites (NEVEU A., 2000). Cependant, le colmatage temporaire de l'habitat en période hivernale (débit important) n'aurait pas altéré la présence et la reproduction de cette espèce dans les cours d'eau suivis même si une certaine réduction des petits a été constatée l'année suivante faute de substrats favorables. Cette baisse a été compensée l'année d'après (NEVEU A. com. pers.). A noter qu'en

Espagne, la population d'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes* disparaît dans les rivières alors qu'elle se trouve en abondance dans certains étangs et mares. Cette espèce semble avoir une affinité écologique pour les eaux froides et dures et avoir une tolérance à l'eutrophisation (DE BIKUMA B.G. *et al.*, 1989, RALLO A. et GARCIA-ARBERAS L., 2000).

Enfin, certains plans d'eau en barrage de cours d'eau en régulant l'expansion de crue en aval ont asséché des zones de frayères à brochet *Esox lucius* (BOUTET-BERRY L., 2000; JOLY P., 2001). Cependant, ces plans d'eau ne sont souvent pas à gestion piscicole. Beaucoup d'étangs piscicoles contiennent de belles frayères à brochet.

BANAS D. (2001) a montré que la vidange d'étangs piscicoles pouvait représenter une exportation importante de MES mais pendant un laps de temps court. Compte tenu de la période automnale et hivernale des vidanges, les impacts sur les frayères, quand elles existent, juste en aval et sur la reproduction semblent faibles en particulier sur un bassin versant de deuxième catégorie. Ces risques sont plus importants à partir d'un plan d'eau en barrage de cours d'eau à salmonidés dominants.

IV.B.1.c Obstacle à la migration

Cet impact ne concerne que les étangs en barrage de cours d'eau à migrants. Différents travaux ont montré que les peuplements de poissons peuvent être perturbés par les obstacles à leur libre circulation (BOUTET-BERRY L., 2000). Les principales espèces pouvant être concernées sont amphihalines comme les lamproies fluviatiles *Lampetra fluviatilis* et marines *Petromyzon marinus*, les aloses grandes *Alosa alosa* et feintes *Alosa fallax*, le saumon atlantique *Salmo salar*, l'anguille *Anguilla anguilla* et la truite de mer *Salmo trutta trutta* (COGEPOMI, 2003). En milieu dulcicole, la truite *Salmo trutta fario* effectue une migration de reproduction vers les ruisseaux amont (OMBREDANE D. *et al.*, 2001). D'autres espèces peuvent migrer pour leur reproduction comme le brochet *Esox lucius* ou la carpe *Cyprinus carpio*. Mais cette migration n'est pas obligatoire (HLADICK M. et KUBECKA J., 2003) et dépend de plusieurs paramètres comme la présence et la qualité de zones de frayères à proximité et le niveau des eaux au moment de la reproduction.

III.B.1.d Les aspects sanitaires

D'après BOUTET-BERRY L. (2000), les risques sanitaires sont non négligeables, les espèces introduites d'étangs pouvant en effet être vecteurs d'agents pathogènes pour les espèces indigènes tel la peste de l'écrevisse *Aphanomyces astaci*, des parasites du type *Piscicola geometra* ou encore *Ligula intestinalis*.

Les pathologies des poissons d'étangs proviennent souvent d'une rupture d'équilibre entre l'animal et ses bio-agresseurs sous l'action d'un facteur isolé lié à son environnement ou le plus souvent sous l'action de l'association de plusieurs de ces facteurs (TRINTIGNAC P. et MOURRIERAS C., Sous presse). Les densités de poissons sont au maximum de quelques centaines de kilos par hectare. Cette faible densité associée à des mesures prophylactiques comme l'assec, le chaulage, un contrôle de son cheptel et à une gestion raisonnée permettent de limiter ces pathologies potentielles (HUET M., 1970 ; ARRIGNON J., 1976 ; MARTIN J.L., 1985 ; POTTS A.C. et BOYD C.E., 1998 ; LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001 ; SCHLUMBERGER O., 2002 ; TRINTIGNAC P. et MOURRIERAS C., Sous presse). Certaines de ces pathologies sont présentes naturellement dans les rivières comme la bucéphalose, la ligule ou encore la NHI (MINIER C. *et al.*, 2000, KENNEDY C.R. *et al.*, 2001, DE KINKELIN P., 2002). Le principal danger concerne plus l'exportation de brochets porteurs sains de SHV dans une rivière à salmonidés. Néanmoins, une étude a montré que le niveau de contamination et de portage de rhabdovirus (SHV et NHI) dans le milieu naturel en relation avec des salmonicultures infectées semble bas (GIRAUD P. *et al.*, 1994).

Un suivi de son cheptel et des vidanges régulières sont des pratiques qui doivent pouvoir attirer l'attention sur tel symptôme. Un guide de bonnes pratiques sanitaires en pisciculture va être réalisé en 2004 (LE BRETON A. et LAUTRAITE A., 2004) et la mise en place d'un registre d'élevage se met en place. La gestion piscicole permet de répondre à ces risques sanitaires.

IV.B.2. Les impacts sur les autres peuplements faunistiques et floristiques

IV B.2.a Les impacts sur les macroinvertébrés

Une diminution des indices biologiques a été constatée en aval de certains plans d'eau traduisant une altération des peuplements d'invertébrés en raison d'un colmatage durable du milieu récepteur en particulier par des sédiments fins (NEVEU A., 1980 ; BOUTET-BERRY L., 2000). Ce constat s'adresse particulièrement à des barrages de plans d'eau vidangés non régulièrement et rapidement.

IV B.2.b L'introduction d'espèces végétales envahissantes.

Une plante envahissante est par définition une espèce exotique naturalisée dans un territoire qui modifie la composition, la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels ou semi naturels dans lesquels elle se propage (CRONK Q.C.B. et FULLER J.C., 1995). Les habitats naturels soumis à des perturbations naturelles (crue, incendie etc..) et surtout artificielles (déforestation, surpâturage) sont généralement les plus sensibles aux invasions végétales (AGENCE MEDITERRANEENNE DE L'ENVIRONNEMENT, 2002). Certaines espèces peuvent concerner les étangs comme le Lagarosiphon *Lagarosiphon major*, le Myriophylle du Brésil *Myriophyllum brasiliense* et la Jussie

Ludwiga sp. (**Figure 14**) avec des croissances importantes. Par exemple, pour la Jussie, la biomasse d'un herbier peut doubler en deux semaines (AGENCE MEDITERRANEENNE DE L'ENVIRONNEMENT, 2002). Les introductions dans le milieu se font souvent accidentellement par manque d'information comme par exemple le Myriophylle du Brésil dans le Marais Breton (CROCHET D., 2003). A noter que ces plantes sont en vente libre dans le commerce. Mais les luttes ont débuté il y a plus de 10 ans sur la Jussie dans des grands plans d'eau du Sud ouest de la France (DUTARTRE A. *et al.*, 1989). Plus les herbiers sont traités précocement, plus rapide sera l'éradication. Même si des introductions de Jussie dans des plans d'eau ont été rapportées, les premières victimes sont les exploitants d'étangs eux-mêmes.

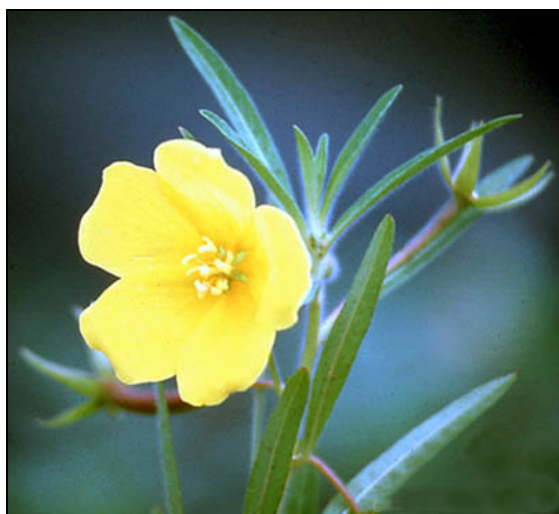


Figure 14 : Jussie (DUTARTRE, CEMAGREF)

La Jussie n'est, *a priori*, pas ou peu présente dans les grandes régions piscicoles de la Dombes et la Brenne malgré les dizaines de milliers d'hectares de plans d'eau mais aussi dans la plupart des étangs à gestion piscicole (AGENCE MEDITERRANEENNE DE L'ENVIRONNEMENT, 2002). La présence sur le territoire d'une activité humaine économique gérant ces écosystèmes est un élément important dans la lutte des plantes envahissantes.

IV.B.3 La destruction de zones humides

Les zones humides regroupent des écosystèmes très variés depuis la tourbière de montagne jusqu'à la mangrove. De nombreux étangs contiennent des zones humides remarquables. Durant les cent dernières années, la France a perdu deux millions et demi d'hectares de zones humides (LECOMTE J., 2003). Certains plans d'eau ont été créés sur des zones humides (BOUTET-BERRY L., 2000) notamment en fond de vallée ou dans des bas fonds considérés comme impropres à l'agriculture (LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001). Ce constat s'est vérifié sur des barrages de cours d'eau où ces aménagements en cantonnant les écoulements dans le lit mineur, ont réduit à la fois les débordements et la connectivité des annexes (JOLY P., 2002). Cependant, d'une manière générale, aucune étude scientifique n'a montré le rôle des étangs piscicoles dans la disparition de zones humides. Bon nombre d'entre eux en particulier au niveau des queues d'étangs et des berges contiennent de véritables zones humides avec une biodiversité remarquable.

Il convient de se méfier du regard que l'on porte sur les espaces de zones humides et des étangs. Ces lieux sont chargés *d'a priori*, sont terres d'idéologie (DEREX et SAJALOLI, 2003).

CONCLUSION

Les plans d'eau et les étangs ont des typologies (barrages, dérivations, retenues collinaires etc..) et des usages (les loisirs, l'irrigation, l'eau potable etc...) différents avec des impacts variés sur l'environnement. Un des usages les plus anciens, la gestion piscicole, est souvent méconnu. Ce travail a permis de recenser plus d'une centaine d'études portant sur les impacts de plans d'eau et des barrages avec souvent une approche spécialisée sur tel ou tel compartiment. Les travaux portant sur les étangs à gestion piscicole sont moins nombreux. Parmi les plus récents, des travaux scientifiques avec une approche à la fois fonctionnelle et globale, montrent que ces étangs et cet usage piscicole associé permettent de diminuer un certain nombre d'impacts négatifs classiquement attribués aux plans d'eau et aussi d'avoir des effets positifs sur l'environnement. En effet, cet usage millénaire requière des pratiques particulières liées aussi bien à la gestion du poisson qu'à celle de l'écosystème dans lequel le poisson évolue à savoir l'étang.

Concernant les impacts sur la ressource en eau en terme quantitatif, les pertes d'eau par évapotranspiration en France d'étangs piscicoles ne sont pas très différentes de celles de champs de céréales. Les infiltrations et fuites sont très limitées par l'usage piscicole et l'entretien. Ces étangs piscicoles n'ont souvent pas de communication permanente avec une eau libre. Etant remplis en hiver, ils n'aggravent pas les crues ou les étiages et peuvent même avoir dans certains cas de figure un rôle régulateur. Les barrages de cours d'eau ont un impact direct qui sera plus ou moins amplifié selon la gestion des ouvrages.

Concernant les impacts sur la qualité de l'eau, la période la plus sensible constitue la phase de vidange. Une gestion piscicole, de bonnes pratiques comme des vidanges régulières permettent de limiter certaines exportations notamment de MES. Si l'étape de vidange est maîtrisée, l'étang peut s'avérer intéressant grâce à une capacité auto-épuratrice notamment pour la matière organique, l'azote et le phosphore dont les taux seront améliorés par la gestion piscicole. Cette capacité auto-épuratrice se manifeste essentiellement sous trois formes : une rétention dans les sédiments, une minéralisation de la matière organique par des microorganismes (effet lagunage) mais surtout une assimilation d'une partie des nutriments dans la chaîne trophique de l'étang aboutissant à la création de biomasse de végétaux et de poisson. Des vidanges régulières, un faucardage maîtrisé, l'apport d'un amendement

calrique, des phases d'assec s'avèrent très intéressants afin d'améliorer encore cette capacité auto-épuratrice largement reprise dans plusieurs pays afin de traiter leurs effluents agricoles (BILLARD R., 1990).

Tous ces constats ne s'appliquent pas toujours quand le plan d'eau est en barrage de cours d'eau et pour d'autres usages. Dans certains systèmes lotiques, la présence d'un barrage peut modifier totalement les caractéristiques physico-chimiques d'une rivière aval avec une modification de la biocénose originelle.

Concernant la fonction biologique en aval des étangs, plusieurs impacts négatifs peuvent être constatés notamment à partir d'une certaine typologie de plans d'eau ou à la suite de vidanges non maîtrisées comme par exemple l'exportation d'espèces nuisibles ou envahissantes, l'entrave à la circulation de poissons migrateurs ou encore le colmatage de frayères ou d'habitats dans certains cas. Même si ces impacts concernent beaucoup moins les étangs piscicoles du fait de pratiques particulières par rapport à d'autres usages et parce que beaucoup n'ont pas de communication permanente avec une « eau libre », ils doivent être pris en compte. Quelque soit la typologie, de bonnes pratiques et de bons aménagements doivent permettre de les éviter.

Le principal impact positif concerne, dans certains cas, la mise en place d'une importante biodiversité liée à l'interface terre eau et au marnage dépendant de l'usage.

D'une manière générale, si certaines études sont contradictoires, s'ils existent des zones d'ombre au niveau du fonctionnement de l'étang et enfin si les conséquences en terme d'impacts cumulés à l'échelle d'un bassin versant sont inconnus, les travaux tendent à montrer l'importance de la gestion d'un étang donc de l'usage en plus de sa typologie. Les étangs et la biodiversité générée sont en relation étroite avec la gestion piscicole. Le patrimoine naturel issu de ces agrosystèmes aurait à pâtir si ces derniers venaient à disparaître (BENARROUS R., 2003). Dans le contexte de son intégration à l'agriculture voire même de son insertion dans l'espace rural, l'étang piscicole joue un rôle souvent positif sur l'environnement (BILLARD R., 1990) même si des pratiques peuvent être encore améliorées.

Il conviendrait d'avoir, à l'échelle d'un district hydrographique et par rapport à la problématique plans d'eau, une approche globale et fonctionnelle des étangs et plans d'eau en ne se limitant pas à un arrêt des créations. Il faudrait donc tenir compte des caractéristiques du bassin versant notamment en terme de rejets. Il faudrait aussi favoriser certains usages comme la gestion piscicole qui peut permettre d'allier l'intérêt écologique en optimisant la capacité auto-épuratrice d'un étang et l'intérêt économique seul garant d'une gestion durable.

BIBLIOGRAPHIE

AGENCE MEDITERRANEENNE DE L'ENVIRONNEMENT, 2002. Pour contrôler la prolifération de jussie (*Ludwigia spp.*) dans les zones humides. Guide technique, AME, 68p.

ALABASTER J.S. et LLOYD R., 1980. Water quality criteria for freshwater fish. London Butterworths, 297p.

ALLARDI J. et al., 1997. Vers une gestion globale des étangs piscicoles. Cadre commun de réflexion. *Soc. Nat. Prot. Nature* – Groupe « Etangs piscicoles », 15p.

ANGELIBERT S., BROSSE S., DAUBA F. Et LEK S., 1999. Changes in roach (*Rutilus rutilus* L.) population structure induced on draining a large reservoir. *C. R. Acad. Sci., Sér. 3, Sci. Vie.*, 322, 331-338.

ANONYME, 2003. Prolifération des cyanobactéries dans les eaux intérieures et conséquences sur les eaux de baignade et de consommation. INF'ODE ; Bulletin de Liaison de l'Observatoire Départemental de l'Environnement (Côte d'Armor), **28**, 23p.

ARRIGNON J., 1976. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Gauthier-Villars, Paris, 340p.

ASSANI A., BUFFIN-BELANGER T. et ROY A.G., 2002. Analyse d'impacts d'un barrage sur le régime d'hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Rev. Sci. Eau* : (Paris), **15**, 2, 557-574.

AVNIMELECH Y., 1998. Minimal discharge from intensive fish pond. EIFA/XX/98/Symp ; E11.

BACHASSON B., 1997. Mise en valeur des étangs. 2nd ed. Paris : Editions Tec et Doc Lavoisier, 176p.

BAGLINIERE J.L., 1999. Introduction : The brown trout (*Salmo trutta*): its origin, distribution and economic and scientific significance : *In* : Biology and ecology of the brown and sea trout, J.L. Baglinière et G. Maisse (Eds), 1-12.

BAGLINIERE J.L. et MAISSE G., 2002. La biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans la rivière Scorff, Bretagne : une synthèse des études de 1972 à 1997. *Prod. Animales*, **15**, 5, 319-331.

BALVAY G., 1980. Fonctionnement et contrôle du réseau trophique en étang. *In* Billard, « La pisciculture en étang ». INRA, Paris, 47-79.

BANAS D., 1997 - Incidence des piscicultures extensives du bassin versant de Lindre - Mémoire de DEA des sciences agronomiques 27 p

BANAS D., 2001 – Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : Rétention, Sédimentation, Exportation. Thèse de l'université de Metz, 237p.

BANAS D., MASSON G., LEGLIZE L. et PIHAN J.C., 2002b. Temporal variations of sedimentation in shallow freshwater systems. *Arch. Hydrobiol.* **153**, 4, 623-634.

BARBE J., SCHLUMBERGER O. et BOURETZ N., 1999. Utilisation du phytoplancton pour estimer la production potentielle des étangs. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **355**, 387-402.

BARKO J.W. et SMART R.M., 1980. Mobilization of sediment phosphorus by freshwater macrophytes. *Freshwater Biol.*, **10**, 229-238.

BARROIN G., 1990. La pollution des eaux par les phosphates. *La recherche*, **221**, 620-627.

BARROIN G., 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. AGENCE de L'EAU, 215p.

BAU F., HAMANT P., FERRONI-CLAVERIE N. et PARENT J-P., 2001. Incidence de différentes modalités de vidanges de retenue sur les paramètres sanguins de plusieurs téléostéens. *Ichthyophysiol. Acta*, **23**, 19-31.

BEAUPIED H., 1980. Le cycle de l'azote dans les étangs. *In* : La pisciculture en étang. Billard R. (Ed), INRA, 81-97.

BELAUD A., 1996. Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Cépadues-Ed, collection POLYTECH, 207p.

BENARROUS R., MARINVAL M.C., 2003. Carpes et zones d'étangs, des histoires étroitement liées. *Zones humides Infos*, SNPN, **42**, 3-4.

BENARROUS R., MARINVAL M.C., HEINTZ S., DERECH J.M. et CIZEL O., 2004 – Histoire des zones humides. *Zones humides infos* (Ed) SNPN 42, 2-9.

BENDJOUDI H., 2003. Fonctionnement hydrologique des zones humides. *Zones humides infos*, SNPN, 41, 4-7.

BERTRU G., 1980. Les échanges sédiments-eau dans les étangs. *In* R. Billard, La pisciculture en Etang, INRA, publ. Paris, 37-46.

BILLARD R., 1980. L'étang et l'agriculture des eaux. La pisciculture en étang, Eds INRA, PARIS, 15-28.

BILLARD R., 1995. Les carpes, biologie et élevage. INRA, Paris ; 387p.

BILLARD R., SEVRIN-RESSAC J., 1993. Les impacts négatifs et positifs de la pisciculture d'étang sur l'environnement – Production, Environnement and Quality. Bordeaux Aquaculture '92, BARNABE G. et KESTEMEONT P. Eds, European Aquaculture Society, **18**, 17-28

BOUAICHA N., 2001. Risques pour la santé publique associés aux cyanotoxines en milieu d'eau douce. *Tech. Sci. méthodes génie urbain génie rural*, **9**, 45-51.

BOUIN N., 2002 - Reconnaissance et valorisation des étangs de production piscicole en région Pays de la Loire - rapport de DESS, université de Metz, 63 p

BOUTET-BERRY L., 2000 – La problématique plan d'eau. CSP Délégation Régionale Centre, Pays de Loire, Poitou-Charentes, 36p.

BOYD C.E., 1978 – Effluents from catfish ponds during fish harvest - *J. Environ. Qual.*, **7**, 59-62

BOYD C.E., 1985. Pond evaporation. *Trans. Amer. Fish Soc.* **114**, 299-303.

BOYD C.E., 1986. Influence of evaporation excess on water requirements for fish farming -In : Proceedings of the conference on climate and water management – American Meteorological Society, Boston, 62-64

BOYD C.E., 1997. Practical aspects of chemistry in pond aquaculture. *Progressive Fish Culturist*, **59**, 85-93.

BOYD C.E et GROSS A., 1998. Water use and conservation for inland aquaculture ponds - EIFAC techn. Pap. E10, 12 p

BOYD C.E., MASSAUT L., 1999. Risks associated with the used of chemicals in pond aquaculture – *Aquacultural Engineering*, **20**, 113-132.

BRABAND A., FAAFENG B.A. et NILSSEN J.P., 1985. Fish and nutrient dynamics in a deep mesotrophic lake. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **22**, 2547-2553.

BREMOND R. et VUICHARD R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux. *Min. Prot. Nature et de l'Environ.*, 178p.

BRETON B., 2001. Créer et gérer son étang de pêche. Les cahier de l'élevage (Ed) Rustica, 127p.

- BRIENT L., RAOULT C., LE ROUZIC B., VEZIE Ch et BERTRU G., 2001.** Conditions d'utilisation du CuSO₄ pour limiter les proliférations de cyanobactéries et réduire ses effets sur l'environnement. *TSM. Tech. Sci. methods genie urbain genie rural*, **9**, 66-74.
- BROYER J. et DALERY G., 2000.** L'habitat de la nette rousse *Netta rufina* sur les étangs piscicoles de l'est de la France en période de reproduction. *Alauda* : (Dijon), **68**, 3, 185-191.
- BROYER J., CURTET L., MAILLIER S et BOVE J-J, 1997.** Incidences de la gestion des étangs piscicoles de la Dombes sur la flore aquatique remarquable. *Ecologie*, **28**, 4, 323-336.
- BRUSLE J. et QUIGNARD J.P., 2001.** Biologie des poissons d'eau douce européens. Collection Aquaculture-Pisciculture J. ARRIGNON-(Ed TEC DOC), Londres-Paris-New York.
- CADIEU G., 2002.** Budget en eau des étangs piscicoles du jura ; Etude quantitative, qualitative et impact sur l'environnement. Syndicat Régional des Exploitants d'étangs de Franche-Comté et de Bourgogne et du Conseil régional de Franche-Comté, 157p.
- CADIEU G. et JOUAN Y., 2002.** Impact des étangs piscicoles pisciculture extensive. FLAC/FAC – 8 p.
- CALVET R., 1988.** Etudes sur les transferts d'eau dans le système sol-plantes-atmosphère. Calvet R. (Ed), INRA, 362pp.
- CAPBLANCQ J. et DECAMPS H., 2002.** L'eutrophisation des eaux continentales : questions à propos d'un processus complexe. *Nat. Sci. soc.* : (Montrouge), **10**, 2, 6-17.
- CARBIENER R., TREMOLIERES M., MERCIER J.L. et ORTSCHKEIT A., 1990.** Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters. *Vegetatio*, **86**, 1-72.
- CHASLE J.P. et THIBAUT M., 2004.** Elaboration d'un guide de bonnes pratiques pour la production d'écrevisses en étangs du Pays Bugeois. APEPEA-SMIDAP, 17p.
- CHUA T.E., PAW J.N. et GUARIN F.Y., 1989.** The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Mar.Pollut.Bull.* **20**, 335-343.
- CIZEL O., 2003.** Introduction d'espèces exotiques et dégâts des espèces protégées. *Zones humides infos*, SNPN, **39**, 19-23.
- COGEPOMI, 2003.** Plan de gestion des poissons migrateurs 2003-2007 ; Bassin de La Loire, Côtiers Vendéens et Sèvre Nantaise. COGEPOMI, 86p.

COMBROUZE P., 2003. Introduction de sandres-Brochets dans des étangs de pisciculture : appréciation du risque de fuite. AQUA-GESTION-LIMOUSIN AQUACULTURE, 5p.

COMBROUZE P., 2004. Plans d'eau du limousin : eutrophisation 2003. AQUA-GESTION-LIMOUSIN AQUACULTURE, 4p.

COTE E., 1994. Impact des étangs sur le Falkenstein. Fédération Départementale de pêche de la Moselle et DDAF 57, 53p.

CROCHET D., 2003. Plan de lutte contre les plantes envahissantes menée par le Syndicat Mixte de Gestion Ecologique du Marais Breton. Colloque Forum des Marais Atlantiques « Les espèces exotiques envahissantes des zones humides, Sallertaine (Vendée), 13 et 14 nov. 2003.

CRONK Q.C.B et FULLER J.L., 1995. Plant invaders. Chapman & Hall, London, 241p.

DAUBA F., AMAT A., BENOIT P. Et BELAUD A., 2001. Evènements limitants de la survie des alevins et truitelles en milieu naturel : exemple de la rivière Ariège., *Ichthyophysiol. Acta.*, **23**, 1-17.

DEGOUTTE G., 1992. Guide pour le diagnostic rapide des barrages anciens (Etude Hydraulique agricole N°13). CEMAGREF, 100p.

DEREX J.M. et SAJALOLI B., 2003. Une histoire pour mieux comprendre le présent. *Zones humides infos*, SNPN, **42**, 1p.

DESPREAUX M., 1990. Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse, Université de Lyon I, 199p.

DESRUES E., 1991. Un aérateur flottant pour combattre l'eutrophisation des eaux de surface. *Eau. Ind. Nuis.*, **145**, 43-44.

DIREN, 2001. Inventaire des plans d'eau de la région Champagne Ardenne et élaboration d'un guide d'évaluation des nouveaux projets, Synthèse des impacts des plans d'eau sur les cours d'eau et les écosystèmes. DIREN Champagne-Ardenne, Châlon en Champagne, 121p.

DUTARTRE A., DELARCHE A. et DULONG J., 1989. Plan de gestion de la végétation aquatique des lacs et des étangs landais. CEMAFREF, Groupement de Bordeaux, GERE, Université de Bordeaux I, 121p

DE BIKUMA B.G., DOCAMPO L. Et ASENSIO R., 1989. Distribution et autoécologie de l'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes* (Ler.) à Bizkaï. *Ann. dimnol.*, **25**, 3, 219-229.

DE KINKELIN P., MICHEL C., GHITTINOP, 1985. Précis de pathologie des poissons. Paris : Ed INRA, Office International des Epizootie, 348p.

DE KINKELIN P., LAUTRAITE A. 2002. La Nécrose Hématopoïétique Infectieuse : le virus et l'infection du poisson. Résumé du rapport rédigé à la FFA, *Le pisciculteur de France*, 261, 5-9.

DE LA FORET DIVONNE C., 1981. Les étangs en Creuse : situation actuelle, comment réglementer leur création. Mem. Fin. Etud. PAMN, ENSA Rennes ; 43p.

DE MARCILY G., 1981. Hydrogéologie quantitative. Masson, Paris, 214pp.

DE MARCILY G., 1986. Quantitative hydrogeology, Groundwater hydrology for engineers. Academic Press, New York, 440pp.

DE MARSAC N., 2001. Etat des connaissances sur les cyanobactéries toxiques et leurs nuisances. *TSM. Tech. Sci. methods genie urbain genie rural*, 9, 41-44...

ECHIHABI L., FOUTLANE A., BOURCHICH L. et BOULLOUD A., 1998. Lutte biologique contre l'eutrophisation des retenues de barrages marocains. *TSM. Tech. sci. méthodes génie urbain génie rural*, 12, 77-81.

FEDERATION FRANCAISE D'AQUACULTURE, 2004. Note socio-économique "filère étangs/pêche de loisir ». FFA, 3p.

FERGUS T., 1997. Geomorphological response of a river regulated for hydropower. RiverFortun, Norway, *Regul. River* 13, 449-461.

FERMOR P.M., HEDGES P.D. et BROWN P.F., 1999. Evapotranspiration of a reedbed within a created surface water fed wetland nature reserve. In : Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands. Vymazal J. (Ed), 165-175.

FRANCISCO P., ESCORIHUELA D., TOURENQ J.N. et PARENT J., 1999. Ammoniac et poissons lors de la vidange d'une retenue. *Hydroécol. Appl.*, 11, 153-162.

GADENNE T. et JOUAN Y., 2003. La pisciculture d'étang ou la culture du poisson. *Zones humides infos*, SNPN, 39, 5-7.

GAUME E., 2000. Hydrologie : cycle de l'eau et modélisation pluie-débit. ENPC, cours hydrobiologie, 43p.

GEHU J.M. et FOUCAULT B. (de), 1988. La végétation aquatique et amphibie des étangs de la Brenne. Originalité, problèmes de gestion et de conservation. Coll. Phytosoc., XV : « Phytosociologie et conservation de la nature », Strasbourg 1987 : 635-666.

GIGLEUX M., 1992. Le développement phytoplanctonique dans la Moselle en aval de Metz et dans la Seille. Thèse, Université de Metz, 147p.

GIRAUD P., FACON J., CATEL J., KNOCKAERT H., GUENOT J. Et SEVIN J.M., 1994. Recherche d'une transmission éventuelle des virus SHV et NHI aux populations naturelles à partir de salmonicultures contaminées. *Bull. fr. pêche piscic.*, **67**, 333, 159-166.

GOLTERMAN H.L., 1984. Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Verh. Int. Verein. Limn.* 22, 23-59.

GOLTERMAN H.L., 1995. The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands : results based on research in the camargue. *Hydrobiologia* 315, 39-58.

GONAY E. et LAFFORGUE M., 1997. Une solution pour lutter contre l'eutrophisation des lacs et les retenues : l'aération par destratification. *TSM. Tech. sci. méthodes génie urbain génie rural*, **9**, 33-45.

GOSSE P., 1991. Prévion et reconstitution par modélisation numérique des concentrations de matières en suspension et d'oxygène dissous dans le Blavet à la fin de la vidange décennale du lac de Guerlédan, septembre 1985. *Hydroécol. Appl.* 3, 257-300.

GROSS A., BOYD C.E. et WOOD C.W., 1999. Ammonia volatilization from freshwater fish ponds. *J. Environ. Qual.*, **28**, 793-797.

GRYGIEREK E. et WASILEWKA B.E., 1979. Possibilités de régulation des biocénoses des étangs à élevage de poissons. *Bull. Cent. Etud. Rech. Sci. Biarritz*, **12**, 441-452.

GUBLER M., 2000. Le rôle de la roténone dans l'empoisonnement des lacs et étangs américains. *Ann. fals.expert. chim. toxicol.*, **93**, 952, 349-358.

HARGREAVES J.A., 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, **166**, 181-212.

HARPER D., 1992. Eutrophication of freshwater. Principles, problems and restoration. Chapman et Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 327p.

HASNAOUI M., KASSILA J., LOUDI KI M., DROUSSI M., BALVAY G. Et BARROIN G., 2001. Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc). *Rev. Sci. eau* : (Paris), **14**, 3, 307-322.

HAURY J., OMBREDANE D. et BAGLINIERE J.L., 1991. L'habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en cours d'eau. In : La truite : biologie et écologie. J.L. Baglinière et G. Maisse (eds) INRA éditions, 47-96.

HAVENS K.E., 1991. Fish induced sediment resuspension : effect on the phytoplankton biomass and community structure in shallow hypereutrophic lake. *J. Plankton Res.*, **13**, 1163-1176.

HELARD I., 1991. Aquaculture, système d'épuration des eaux – Rapport d'ingénieur, Laboratoire écologie aquatique INRA Rennes.

HLADICK M. et KUBECA J., 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* : (Hague), **504**, 251-266.

HORVATH L., TAMAS G. et TÖLG I., 1984. Special methods in pond fish husbandry. J.E. Halver (Ed.), Akad. Kiado. Budapest and Halver Corporation Seattle, 127p.

HUET M., 1970. Traité de pisciculture. De Wyngaert (4^e éd.), Bruxelles, 718p.

INGREMEAU D., 1992. Essai d'analyse de l'impact des méthodes piscicoles actuelles sur l'avifaune nicheuse en Brenne. *Le GEAI, Bulletin Scientifique d'Indre Nature*, **15**, 99-118.

INRA, 1979. L'eau et la production agricole. INRA, p37.

INRA, 1981. La pisciculture en étang. Actes de congrès sur la pisciculture en étang, Arbonne la Forêt, France, 11, 12, 13 mars 1980. Edit R. BILLARD, 434p.

INTER AGENCES, 2000. Les zones humides et la ressource en eau. AGENCES DE L'EAU, Guide technique étude sur l'eau, **89**, CD-ROM.

JACOBY J.M., COLLIER D.C., WELCH E.B., HERDY F.J. et CRAYTON M., 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**, 1, 231-240.

JAMES P., 1998. La vidange des étangs piscicoles – Etablissement national d'enseignement supérieur agronomique de DIJON, 21p.

JOLY P., 2002. Le brochet et les zones humides. *Zones humides infos*, SNPN, **38**, 13-14.

KENNEDY C.R., SHEARS P.C. et SHEARS J.A., 2001. Long-term dynamics of *Ligula intestinalis* and roach *Rutilus rutilus* : a study of three epizootic cycles over thirty-one years. *Parasitology* : (Lond., Print.), **123**, 3; 257-269.

KWAN TUN LEE C., CHANG C., YANG M. et YU W., 2001. Reservoir attenuation of floods from ungauged basins. *Hydrol. Sci. j.*, **46**, 3, 349-362.

LABROUE L., CAPBLANCQ J. et DAUTA A., 1995. Cycle des nutriments : l'azote et le phosphore. *In* : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed), Masson, Paris, 727-764.

LACAZE J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. *MARKETING S.A.*, Paris, 191p.

LAGARRIGUE T., CEREGHINO R, LIM P., REYES-MARCHANT P., CHAPPAZ R., LAVANDIER P. et BELAUD A., 2002. Diel and seasonal variations in brown trout (*Salmo trutta*) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. *Aquat. Living Resour.*, **15**, 2, 129-137.

LALONDE J.D., CHAPLEAU F., BRIND'AMOUR A. et RIDGWAY L.L., 1999. Les métaux (Mn, Cu, Cd, Zn et Hg) des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) et des brochets (*Esox lucius*) de l'amont et de l'aval du barrage Moses-Saunders sur le fleuve Saint Laurent près de Cornwall (Ontario) et Masséna (New York). *Can. J. fish. Aquat. Sci.*, **56**, 12, 2240-2247.

LALLEMENT C., HIRTH R. et SCHITTLY J., 2000. La prévision hydrométéorologique et la conduite en crue des ouvrages EDF de production d'électricité : l'exemple des crues de février et mai 1999 sur le Rhin. *Houille blanche* : (Grenoble), 3-4.

LAURENT P.J., 1997a. Introductions d'écrevisses en France et dans le monde, historique et conséquences. *Bull. Fr. Pêche et Pisc.*, **345**, 345-356.

LECOMTE J., 2003. L'exploitation des ressources naturelles des zones humides. *Zones humides infos*, SNPN, **39**, 3-4.

LEFEUVRE J.C., 1993. Les zones humides : espaces en voie de disparition ? *In* "Actes du colloques sur les zones humides du littoral aquitain", Le Teich, septembre 1985, DRAE d'Aquitaine, 27p.

LESEL R., 1980. Détritiques et décomposeurs dans les écosystèmes aquatiques. *In* R. Billard, La pisciculture en Etang, INRA, Publ. Paris, 31-36.

LETARD-BRAULT A.M., 1990. Fiches biotechniques d'élevage de la crevette Pénéide en marais atlantiques. *SMIDAP*, 52p.

LOGAN T.J., 1982. Mechanisms for release of sediment-bound phosphate to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiologia* 92, 519-530.

LUTUN A., 1979. Rôle des plans d'eau dans l'équilibre piscicole du département de l'Orne. Mem. Fin Etud., ENITEF-Nogent sur verrisson ; 66p.

LE BRETON A. et LAUTRAITE A., 2004. Bonnes pratiques sanitaires piscicoles. FFA - AL2 – Sous presse.

LE BROCH M., 1998. Etude de l'impact des étangs sur les peuplements piscicoles-Application au RHP Loire-Bretagne. CSP DR de Rennes, 42p.

LE LOUARN H., 1982. La prolifération des étangs et les problèmes posés - *Bull. Scient. Techn.* INRA, 19 p

LE LOUARN H. et BERTRU G., 1991. Influence des élevages extensifs en étangs sur les rivières. *Revue des Sci. Eau* 4, 315-327.

LE LOUARN H. et BIRKAN M., 2000. The impact of physicochemical and biological characteristics of ponds on the nesting of the common pochard (*Aythya ferina*) in Mayenne. *Game & wildlife science*, 17,3,129-146.

LE LOUARN H. et NEVEU A., 2001. Les étangs et les ressources en eaux - Evolution et gestion de la qualité des écosystèmes aquatiques - INRA, 151-168.

LE NEVEU C. et LECOMTE T., 1990. La gestion des zones humides par le pâturage extensif. L'Atelier Technique des espaces naturels, Ministère de l'Environnement, Direction de la Protection de la Nature, 83p.

LE QUERE G. et MARCEL J., 1999. Influence des élevages extensifs sur les rivières. ITAVI, 57p.

MACHINO Y., 1999. Introductions clandestines de *Pacifastacus* dans la région Rhône-Alpes. *L'Astaciculteur de France*, 60, 2-4.

MAINSTONE G., GULSON J. et PARR W., 1993. Phosphate in freshwater, Standards for nature conservation. *English Nature Research Reports* 73, 91p.

MAOUCHE K., 1998. L'exploitation piscicole des étangs dans la région des Pays de la Loire. Mémoire de DEA droit et sciences politiques, Université de Nantes, 102p.

MALVAL V., 1998 – L'impact des petits plans d'eau et les problèmes posés : Etude à partir du bassin de la Flume. DDAF de La Mayenne, 68p.

- MARCEL J., 1989.** La pisciculture en étangs. In BARNABE G. « Aquaculture » 2^{ème} Ed TEC DOC ; 615-652.
- MARCEL J., 1990.** L'aquaculture en eaux stagnantes – *Aquarevue*, **80**.
- MARCEL J., 1996.** Production piscicole maîtrisée en plan d'eau - cellule technique aquacole ITAVI, Paris, 61 p.
- MARGOLIS B.E., CASTRO M.S et RAESLY R.L., 2001.** The impact of beaver impoundments on the water chemistry of two Appalachian streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**, 11 ; 2271-2283.
- MARTIN J.F., 1985.** Minéralisation des eaux d'étangs. Les apports calciques en étangs. *Etangs*, **3**, 23-30.
- MASSA F., DELORME C., BAGLINIERE J.L., PRUNET P. et GRIMALDI C., 1999.** Exposition d'œufs de truite commune (*Salmo trutta*) à des hypoxies temporaires ou continues : Effets sur la branchie, la résorption de vésicule vitelline et les caractéristiques morphométriques des alevins. *Bull. fr. pêche piscic.*, **72**, 355, 421-440.
- MASSA F., GRIMALDI C., BAGLINIERE J.L. et PRUNET P., 1998.** Evolution des caractéristiques physico-chimiques de deux zones de frayères à sédimentation contrastée et premiers résultats de survie embryonnaire de truite commune (*Salmo trutta*). *Bull. fr. pêche piscic.*, **71**, 350, 359-376.
- MASSON G., 2003.** Vidanges d'étangs et MES. Colloque « impact des étangs sur l'environnement » Société Expérimentale Interrégionale Piscicole au BLANC (INDRE) 09/10/03.
- MERLE G., MOSNIER D. et TOURENQ J.N., 1994.** La vidange de la retenue de Pareloup en 1993 : une étape clef dans la vie du lac. *Hydroécol. Appl.*, **6**, 1-2, 427-446.
- MINIER C., CALTOT G., LEBOULANGER F. et HILL E.M., 2000.** An investigation of the incidence of intersex fish in Seine-Maritime and Sussex regions. *Analysis* : (Impr.), **28**, 8; 801-806.
- MOUILLE J., 1982.** Influence des plans d'eau sur les eaux courantes superficielles. SRAE Lorraine, 38p.
- MOUTIN T., 1992.** Contribution à l'étude du cycle du phosphore dans les écosystèmes lagunaires. Thèse, Université de Montpellier, 164p.
- NEVEU A., 1980.** Influence d'une fine sédimentation dans un canal expérimental sur la densité du macrobenthos, sa composition et sa consommation par les salmonidés. *Bull. Fra. de Pisc.*, **276**, 104-122.
- NEVEU A., 2000.** Etude des populations d'*Austropotamobius pallipes* dans un ruisseau forestier de Normandie. Répartition en fonction des habitats : stabilité et variabilité au cours de 5 années. *Bull. fr. pêche pisci.*, **73**, 356, 99-122.

NEVEU A., 2000. L'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) : réservoir permanent et vecteur saisonnier de l'Aphanomycose dans un petit étang de l'ouest de la France. *L'astaciculteur de France*, **63**, 7-11.

NEVEU A., 2003. Eau de vie, vie de l'eau. *Zones humides infos*, SNPN, **41**, 1-3.

OMBREDANE D, BAGLINIERE J.L. et MARCHAND F, 1998. The effects of passive integrated transponder tags on survival and growth of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) and their use for studying movement in a small river. *Hydrobiologia* : (Hague), **371**, 99-106.

ORTLEPP J. et MÜRLE U., 2003. Effects of experimental flooding on brown trout (*Salmo trutta fario* L.): The River Spöl, Swiss National Park. *Aquat. Sci.*, **65**, 3, 232-238.

OTTO-BRUC C., 2001. Végétation des étangs de la Brenne ; influence des pratiques piscicoles à l'échelle des communautés végétales et sur une espèce d'intérêt européen : *Caldesia parnassifolia* (L.) Parl. Thèse du Muséum National d'Histoire Naturelle, 431p.

OTTO-BRUC C., HAURY J., LEFEUVRE J-C, DUMEIGE B. et PINET F., 2000. Variations temporelles des populations de *Caldesia parnassifolia* (L.) dans les étangs de la Brenne (Indre, France). *Acta bot. Gallica*, **147**, 4, 375-397.

PALISSON A., 1974. Influence de la présence d'étangs ou enclos de pêche sur les caractères physico-chimiques et hydrobiologiques d'un cours d'eau. Cas du Florent. Pub. SRAE, Lorraine ; 105p.

PAPA F., ADAMS B.J. et YIPING G., 1999. Detention time selection for stormwater quality control ponds. *Can. J. Civ. Eng.*, **26**, 1, 72-82.

PERRIN L., 2003. Gestion piscicole des étangs. Syndicat des Propriétaires et Fermiers Exploitants d'Etangs Poitou-Vendée, 22p.

PETIT J., 1986. L'approvisionnement en eau, le traitement de l'eau et le recyclage en aquaculture. *In : Aquaculture*, BARNABE, Ed Techniques et documentation **1**, 2, 45-181.

PETIT LAROUSSE ILLUSTRÉ, 1990. Langue française, culture générale. Dictionnaire 1990, 1680p.

PIERRE D. et ALBIGES C., 1991. La pisciculture d'étang, une voie de diversification pour l'agriculture. CEMAGREF/DICOVA, 40p.

POIREL A., VINDIMIAN E. et GARRIC J., 1994. Gestion des vidanges de réservoirs, mesures prises pour préserver l'environnement et retour d'expérience sur une soixantaine de vidanges. 18^{ème} Congrès des Grands Barrages, Commission Internationale des Grands Barrages, Q.69-R.9. Durban 1994, 321-349.

POLI J.M., 2003. Impact des pratiques piscicoles. Colloque « impact des étangs sur l'environnement » Société Expérimentale Interrégionale Piscicole » au BLANC (INDRE) 09/10/03.

PORCHER J.P., 1975. Déséquilibres écologiques liés à l'implantation de ballastières sur des cours d'eau de première catégorie piscicole. Communication présentée au 20 congrès de l'AFL.

POURRIOT R., MEYBECK, 1995. Limnologie générale. Masson, Paris, Milan, Barcelone, 956p.

POTTS A.C. et BOYD C.E., 1998. Chlorination of channel catfish ponds. *J. World Aquac. Soc.*, **29**, 432-440.

PREFECTURE de la VENDEE, 2001. Les plans d'eau; règles et conseils. Plaquette, 5p.

QUEIROZ J.F. et BOYD C.E., 1998. Effects of a bacterial inoculum in channel catfish ponds. *J. World Aquac. Soc.*, **29**, 67-73.

RAGON C., 1991. Observations concernant l'impact des étangs établis sur des ruisseaux salmonicoles. CSP, 7p.

RALLO A. et GARCIA-ARBERAS L., 2000. Population structure and dynamics and habitat conditions of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in a pond : A case study in basque country. *Bull. Fr. pêche pisci.*, **73**, 356, 5-16.

RAYMOND R., 2003. Variabilité des paysages d'eaux. Zones humides infos, 41, 8-9.

RIEMMAN B. et SONDERGAARD M., 1986. Bacteria in carbon dynamics in eutrophic temperates lakes. Riemman B. et Sondergaard M. (ed), Elsevier, Paris, 127-197.

ROBERT R. et TRINTIGNAC P., 1997. Substitutes for live microalgae in marine culture : a review. *Aquat. Living Resour.* 10, 315-327.

ROBIN J. et VALLOD D., 2001. L'off-flavor en aquaculture continentale – Synthèse bibliographique. ISARA-OFIMER; 33p.

RYCHNOVSKA M., 1978. Water relations, water balance, transpiration and water turn-over in selected reedswamp communities. In : Pond littoral ecosystems. Dykyjova D. et Kvet J.(Ed),springer,New York,246-256.

SARAZIN G., OUBLIER-LLOBERAS C., BERTRU G., BRIENT L., VEZIE C., BERNARD C., COUTE A., HENNION M.C., ROBILLOT C. et TANDEAU DE MARSAC N., 2002. Première évaluation du risque toxique aux cyanobactéries d'eau douce en France : Le programme « EFFLOCYA ». *Rev. Sci. eau* : (Paris), **15**, 1 ; 315-326.

SHAPERCLAUS W., 1962 - Traité de la Pisciculture d'étang - Vigot Frères Ed., Paris, 620 p.

SCHEMA D'AMENAGEMENT ET DE GESTION DES EAUX DU BASSIN DE L'LOUDON, 2003.

Protéger, partager, valoriser l'eau et les milieux aquatiques. CLE SAGE Oudon, 53p.

SCHLEGEL H.G. et BOWIEN B., 1989. Autotrophic bacteria. SCHLEGEL H.G. et BOWIEN B. (Ed), Springer New York, 528p.

SCHLUMBERGER O., 2002. Mémento de pisciculture d'étang. 4^e édition CEMAGREF, 237p.

SCHWARTZ M.F., BOYD C.E., 1994. Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed ponds - *Progress. Fish Cult.* **56**, 25-32

SHRESTHA M.K., LIN K-C. 1996 a - Determination of phosphorus saturation level in relation to day content in formulated pond muds – *Aquacultural Engineering*, **15**, 441-449.

STUM W. Et MORGAN J.J., 1981. Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2nd Ed., J. Wiley and sons; 790p.

SYERS J.K., HARRIS R.F. et AMSTRONG D.E., 1973. Phosphate chemistry in lake sediments. *J. Environ. Qual.* **2**, **1**, 1-14.

SZABO P., 1994. Quality of effluent from eathern fish ponds in Hungary. *J. Appl. Ichtyol.* **10**, 326-334.

TESTARD P., 1995. Rôle des macrophytes littoraux dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres. In : Pourriot R. et Meybeck M. (eds), Limnologie générale. Masson, Paris, 295-326.

THIBAUT M. et CHASLE J.P., 2002. Biodiversité et développement durable dans les écosystèmes du Baugeois, l'exemple des Odonates et des écrevisses. APEPEA, 30p.

TRINTIGNAC P., 1998. Facteurs influençant les cultures en grands volumes de la microalgue *Skeletonema costatum* sur eaux souterraines salées (en Vendée). SMIDAP, 38p.

TRINTIGNAC P., BOUIN N. et KERLEO V. 2004 - Guide des Bonnes Pratiques de gestion d'étangs piscicoles des étangs - SMIDAP, Sous presse.

TRINTIGNAC P. et MOURRIERAS C., 2005. Prévention sanitaire et pathologies en étang. SMIDAP-Sous presse.

VALDEYRON A., 1993. L'apport des amendements calciques. *Aqua revue*, **50** ; 12-17p.

VAN DEN BERG M.S., COOPS H., MEIJER M.L., SCHEFFER M. et SIMONS J., 1998. Clear water associated with a dense Chara vegetation in the shallow and turbid lake Veluwemeer, The Netherlands. In « the structuring role of submerged macrophytes in lakes », Jeppesen E., Sondergaard M. Christoffersen K, 1998. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, *Ecological Studies*, 339-352.

VAN HULLEBUSCH E., AUVRAY F., COMBROUZE P., DELUCHAT V., CHAZAL P et BAUDU M., 2003. Etude du devenir et de la mobilité du cuivre et de l'aluminium utilisés pour le traitement des plans d'eau eutrophes. Cas du lac de Courtille (Creuse, France). *TSM. Tech. sci. méthodes génie urbain génie rural*, 10, 66-74.

VAN ES J., PAILLISSON J.M. et BUREL F., 1980. Impacts de l'eutrophisation de la végétation des zones humides de fonds de vallées sur la biodiversité des rhopacocères (Lepidoptera). *Vie milieu*, 49, 107-116.

WETZEL R.G., 1983. Periphyton of freshwater ecosystem. Wetzel R.G. (Ed), *Dev. Hydrobiol.*, Junk publishers, 346 p.

YOO K.H. et BOYD C.E., 1994 – Hydrology and water supply for pond aquaculture. Chapman and Hall, New York, 483 p.

SITES INTERNET

<http://www.meteofrance.fr>

<http://www.hydram.epfl.ch>

<http://www.epfl.ch/edrologie/chapitres 1.html>

<http://www.ec.gc.ca/Science.html>

<http://www.inra.fr>

<http://cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosyst/eutrophisat.htm>

<http://2.ac-lyon.fr>

<http://.ac-toulouse.fr/meteo/cycledelelo.html>

ANNEXES

ANNEXE 1

FONCTIONNEMENT DE L'ETANG PISCICOLE

Précipitations

Cycle biologique (période de réchauffement des eaux)

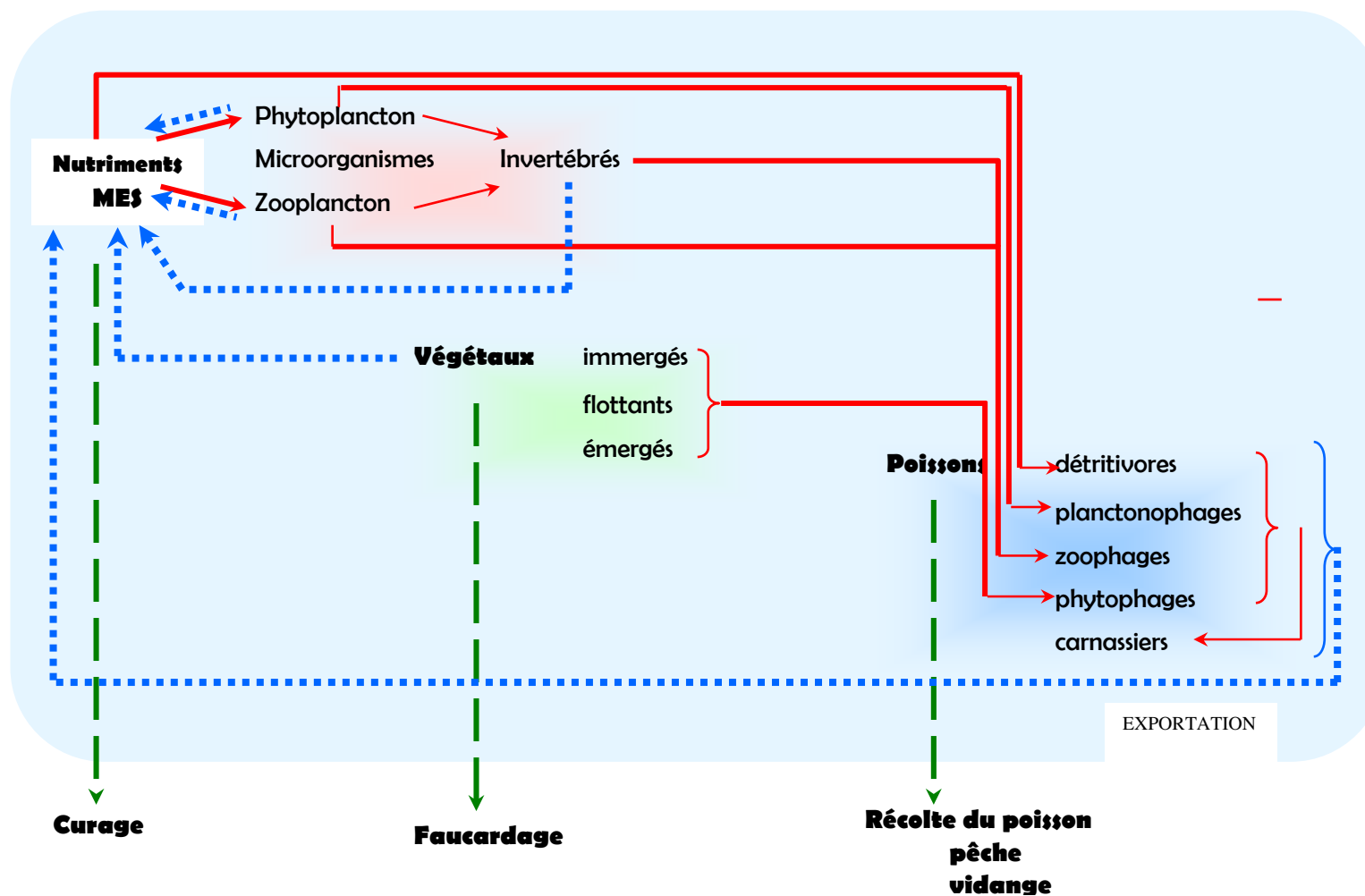
ALIMENTATION

Eaux de ruissellement
et rejetée par les
terres saturées d'eau,
et chargées en
sédiments et M.E.S.

REJETS D'EAU, de
MES et de
NUTRIMENTS
EXEDENTAIRES

REJETS D'EAU, de
MES et de
NUTRIMENTS
EXEDENTAIRES

VIDANGE



ANNEXE 2

UNION NATIONALE

DES

SYNDICATS DE L'ÉTANG

PROCÈS-VERBAL

de l'Assemblée générale tenue au Ministère de l'Agriculture,
les 6 et 7 mai 1920, sous la présidence d'honneur de
M. Dabat, directeur général des Eaux et Forêts.

(suite)

SEANCE DU 6 MAI

III. — *Les étangs du Limousin. — Observations du Syndicat central d'aquiculture. — Projet de loi préparé par la direction générale des Eaux et Forêts. — Vœu.*

M. du Puytison, président du Syndicat central d'aquiculture du Limousin, vice-président de l'Union, s'exprime ainsi sur la nécessité de la réorganisation de l'aquiculture dans la région du Centre :

MESSIEURS ET CHERS COLLÈGUES,

Permettez à un aquiculteur (aquiculteur de lignée) de vous dire la vérité sur les étangs de sa région.

Certains, fort importants, remontent à la domination romaine et la légende mentionne l'apparition sur leurs chaussées de marchands de mercure venant d'Espagne.

Nous savons que les Romains venaient chercher leur or en Gaule et que les quartz aurifères du Limousin, extraits par leurs prisonniers, étaient traités au mercure après avoir été broyés par des marteaux-pilons.

C'est au moyen âge que la plupart de nos étangs ont été créés par les seigneurs et les moines, qui seuls, avaient le privilège de ce genre d'exploitation.

L'on rapporte que la carpe de l'époque, originaire d'Asie Mineure, aurait été introduite en Europe par les Croisés, qui avaient le droit, dans leurs servages, de créer, par des digues, des étangs là où ils le

jugeaient à propos, c'est-à-dire à l'endroit où la configuration du sol et l'apport des eaux permettaient de les mieux établir.

Malgré tout, ces digues furent bien accueillies, car elles permettaient la création de prairies généralement assez vastes et abondamment irriguées. De plus, les récoltes en poissons, qui étaient fort abondantes alors, arrivaient à un moment où des guerres continuelles avaient fait du Limousin une région presque inculte.

Le cheptel avait été tellement réduit qu'il y eut certains édits, à Limoges, interdisant l'abatage des animaux et ensuite l'usage de la viande, certains jours, en dehors des jours maigres.

Le poisson rendant des services signalés, l'on s'occupa de plus en plus des étangs et l'on peut dire que leur ordonnance en était vraiment remarquable. De tout petits étangs, bien exposés et placés sur bon fond, servaient de frayères ; d'autres, plus grands, remplissaient le rôle d'étangs de deuxième été ; ils étaient établis en grand nombre à proximité des grands pour les alimenter en alevins, et des réservoirs murés étaient édifiés près du lieu de pêche pour la sauvegarde du poisson en attente.

La plupart de ces digues soigneusement construites, quelques-unes avec art, existent encore. Les bondes et canaux de vidanges sont en granit taillé pour les étangs fortement alimentés, et pour ceux dont le débit est moindre, l'on avait employé des châtaigniers gigantesques creusés en forme de bac et d'une seule pièce : ces bois immergés ont défîé les siècles et paraissent susceptibles de durer encore longtemps.

Quant aux soins à donner, nous savons par tradition que certains étangs étaient curés par intervalles ; pour d'autres, les vases délayées et entraînées par des vidanges successives servaient d'engrais aux prairies adjacentes et permettaient de détruire les végétations envahissantes.

Il n'est pas jusqu'aux fossés des manoirs, qui, à Saint-Pardoux (Haute-Vienne), notamment, servaient jadis de frayères ; en dehors des débris et des restes, l'on servait en été, aux poissons, une pâtée de grains crevés où le blé noir dominait.

Enfin, l'on s'occupait de les protéger contre leurs ennemis.

En 1793 beaucoup d'étangs furent détruits par haine du privilège de l'ancien régime ; d'autres, provenant de la vente des biens des émigrés, furent acquis à des prix dérisoires, et, la plupart du temps, lorsque le fond était bon, convertis en prairies. Les nouveaux propriétaires, ne connaissant pas l'aquiculture et n'ayant du reste plus les moyens de la faire, puisque l'ancien ensemble voulu était détruit, se contentèrent du produit venant seul ; bien entendu, aucune sélection ne fut faite et beaucoup d'étangs ne s'empoissonnèrent que par eux-mêmes, provoquant l'abâtardissement de la race.

(Il existe encore des étangs communaux affectés à des villages et la trop minime part des copartageants les fait s'en désintéresser complètement.

L'on prétendit ensuite que les étangs étaient malsains ; bientôt ils furent la cause de tous les maux ; l'on ne connaissait pas alors le rôle

ues poissons, épurateurs des eaux et grands destructeurs de moustiques, propagateurs de la fièvre et de la mort !

Enfin, ils furent considérés comme propriété de luxe et durent supporter l'impôt le plus élevé.

En 1862, lorsque l'Empire voulut établir des échelles à poisson, il confiait les Eaux et Forêts du service de la pêche pour le donner aux Ponts et Chaussées; ces derniers, inexpérimentés dans leur nouveau service, firent fausse route en voulant appliquer aux étangs la jurisprudence de 1837. Les vives protestations qui se produisirent furent atténuées par la très large tolérance mise en usage par les Ponts et Chaussées à l'égard des propriétaires d'étangs. Ils ne faisaient du reste, en s'y prenant de la sorte, que respecter les vœux du législateur; ce que nous montrent l'étude des travaux préparatoires à la loi et les ouvrages de ceux qui firent notre code de pêche.

Ce fut en 1898 que le coup le plus terrible fut porté à notre aquiculture. Après qu'on eut rendu aux Eaux et Forêts l'administration des rivières non navigables ni flottables, l'inspecteur qui fut chargé de reléver l'aquiculture de notre pays ne sut, en fait d'amélioration, que tirer au pillage la plus grande partie de nos étangs et provoquer leur dessèchement.

Partisan des « eaux libres » et grand partisan des sociétés de pêche dont il se faisait un soutien, il fit supprimer les braies et anguillères dont l'on faisait un fréquent usage pour les pêches d'étangs, ainsi que es râteaux et les grilles. Puis, il fut interdit aux propriétaires de cueillir comme ils l'avaient fait jusqu'alors, en vidant leurs étangs, sur récolte de poisson, ces étangs étant devenus « cours d'eau... largis » et le code de la pêche s'opposant à ce que l'on barre, soit avec les grilles, soit avec des filets, plus des deux tiers de celui-ci.

Par contre, les pêcheurs furent « chez eux » dans ces étangs devenus rivières et profitèrent de droits auxquels ils n'auraient jamais pu opposer pouvoir prétendre.

Les propriétaires traqués isolément ne surent pas s'organiser et, depuis, ils ont été impitoyablement condamnés.

Nous signalions l'an dernier, à l'Union Nationale des Syndicats de Etang, le cas de pauvres gens qui furent littéralement pillés et... verbalisés, pendant que les profiteurs ne furent pas inquiétés.

Néanmoins, nous rendons hommage à M. le Directeur général des Eaux et Forêts qui a bien voulu écouter nos doléances et envoyer une partie de son personnel, l'invitant « à aider les propriétaires du Limousin où les étangs sont traversés par des cours d'eau, à se défendre contre les braconniers », et si, cette année, notre collègue M. Piquet a été l'objet d'un procès-verbal pour avoir pêché son étang, au moins les braconniers ou pêcheurs qui avaient profité de la vidange pour prendre du poisson ont-ils été traités de la même façon que le propriétaire; c'est un progrès; mais, car il y a un mais, les procès-verbaux dressés contre trois délinquants n'ont pas eu de suite !

CONCLUSION. — Il n'est pas douteux qu'il y a une richesse à exploiter dans nos étangs et un très gros intérêt à examiner sérieusement une question qui peut augmenter énormément notre ravitaillement.

Si autrefois le poisson a été une ressource véritable et a permis par son abondance de reconstituer notre cheptel appauvri par les guerres fréquentes, nous sommes certains, qu'au moment où l'intensité de production est indispensable, l'aquiculture actuelle du Limousin serait prête à donner vraiment de très grandes ressources, si l'Administration se prêtait à ses besoins.

Déjà, certains étangs abandonnés sont remis en eaux et l'on peut prévoir que la crise de la main-d'œuvre agricole sera la cause du rétablissement de beaucoup d'autres.

Les étangs d'Alsace-Lorraine que nous avons vus en novembre dernier grâce à l'heureuse initiative de M. Poher et qui sont des modèles d'industrie aquicole, à rendements énormes, ne sont plus des choses nouvelles pour nous, pas plus que les poissons d'espèces précoces et sélectionnés qu'ils renferment, et, nous pouvons, comme nos chères provinces recouvrées, tirer les plus grandes ressources de nos exploitations aquicoles, à condition que l'administration nous laisse travailler comme là-bas.

« Les eaux de pêche ou eaux libres, comme les dénomme l'éminent inspecteur des eaux et forêts, M. de Drouin de Bouville, sont celles dans lesquelles la récolte n'exige ni entretien, ni semences. Elles sont « l'équivalent des terrains de chasse » et sont aujourd'hui d'un rapport « insignifiant malgré tous les efforts tentés par l'administration. »

« Par contre, les eaux de culture ou eaux closes, sont des fonds en « nature d'eau aménagés en vue de l'obtention de récoltes de poissons; l'homme s'ingénie à en améliorer le rendement; aussi, comme pour « les terrains de culture, ce qu'il retire des eaux est, pour bonne « part, le fruit de son travail. »

Ce sont bien en effet les « eaux de culture » de nos vieux étangs, affectées depuis un temps immémorial à la production du poisson, qui sont d'un grand rapport, et susceptibles d'un bien plus grand encore, sur lesquelles seules l'on peut compter.

Le rôle de l'administration doit donc être de veiller à l'augmentation de la production, de l'encourager, de la protéger comme cela se faisait en Alsace-Lorraine et ailleurs.

Or, le contraire se produit et par suite d'une interprétation singulière de la loi du 15 avril 1829, qui ne s'applique pas et ne peut s'appliquer à nos étangs (car s'ils eussent été des rivières, les cartes et les plans cadastraux ne les eussent pas dénommés ainsi et on ne les eût pas imposés si généreusement); nos « eaux closes » sont subitement devenues soit-disant « libres » et, n'étant plus garanties par l'application de l'article 388 du Code pénal sont publiques et subissent toutes les dépredations et malversations possibles.

Les propriétaires ne peuvent plus en tirer parti par des travaux

appropriées à l'aquiculture moderne et sont privés de droits exercés librement de tout temps, et de revenus pour lesquels ils payent l'impôt.

En vertu de l'article 17 du décret du 5 septembre 1837 qui leur est appliqué, ils ne peuvent plus vider leurs étangs et recueillir en temps opportun la récolte de poissons qu'ils y ont immergés, ni effectuer leurs pêches dans des conditions et aux époques favorables.

Enfin, l'article 24 de la loi de 1829 n'est pas appliqué. En effet, on laisse certains industriels établir d'immenses barrages qui arrêtent complètement la circulation des poissons migrateurs, alors qu'on interdit à un aquiculteur qui veut exploiter son fond d'eau, le droit d'entretenir des grilles d'un usage coutumier et indispensables à sa culture.

La jurisprudence ainsi établie en Limousin bien longtemps après le vote de la loi de 1829 ne semble l'avoir été que là, tandis que toute liberté d'exploitation a été laissée aux propriétaires dans les autres régions.

Si une pareille situation devait se prolonger, les propriétaires n'auraient plus qu'à dessécher leurs étangs pour en tirer un parti quelconque, ou si, dans certains cas, les droits d'eau ou choses anciennes, s'opposaient à ce dessèchement, au moins jugeraient-ils inutile d'acheter de l'empoisonnement dont ils ne pourraient profiter.

Quel rendement serait alors celui de ces étangs ?

A quelle production peut-on vraiment prétendre dans ces conditions, tous les avantages étant réservés aux pêcheurs, déprédateurs et braconniers, au plus grand détriment du producteur, entravé, molesté et dépossédé ?

Une expérience de 22 années a surabondamment démontré que seules les « eaux closes » sont vraiment productrices, il y a un très grand intérêt à ce qu'elles soient aussi nombreuses que possible.

Il est donc temps de rendre aux aquiculteurs leur indépendance et leurs droits. Un tel état de choses qui n'est ni normal, ni moral, doit être révisé rapidement, car en aquiculture comme en agriculture, il faut plusieurs années pour produire et nous n'avons pas le droit de négliger pareille ressource alimentaire.

M. Gallois. — Nous sommes tous désireux de sortir de la situation lamentable que M. du Puytison vient de nous exposer.

Pour donner satisfaction aux réclamations légitimes des propriétaires d'étangs du Limousin, il faut connaître que la question depuis longtemps à l'étude à la Direction des Eaux et Forêts avec le grand désir de la voir tranchée au mieux des intérêts de tous, se trouverait résolue par la modification sous forme de projet de loi qui va être présentée aux Chambres, de certains articles des lois du 15 avril 1829 et du 31 mai 1865. Sans pouvoir préciser devant l'Assemblée puisque le Parlement n'a pas encore été appelé à en connaître, il peut indiquer que les nouvelles dispositions consacreront les droits fondés sur titre, et autoriseront à aménager en enclos un fond d'eau courante, en vue de son exploitation

par l'aquiculture pour une durée et dans des conditions déterminées. Ces autorisations seraient renouvelables.

Sur une observation de *M. de Monicault* relative à certains termes employés par *M. Gallois* dans sa communication, ce dernier répond qu'il en sera tenu compte dans le projet.

M. le Président. — Il faut qu'on puisse empêcher le poisson de sortir de l'étang et que l'empoisonnement qu'on y mettra ne puisse s'en aller.

M. Caron. — Dans la Somme, où nos étangs sont fermés, il doit y avoir entre les grillages un jour de 14 millimètres.

M. de Tarade. — Ce que vous demandez, c'est de pouvoir exploiter vos étangs ; le projet vous donne satisfaction.

M. Poher. — Il y a deux choses à envisager : les droits anciens et les créations nouvelles.

Pour les droits anciens, je crois que ces Messieurs auront satisfaction. Pour les créations nouvelles, ils devront obtenir une autorisation.

M. Gallois. — Le projet vous permet la culture de vos eaux. Il vous défend contre le braconnage en assimilant à un vol, la pêche dans les eaux closes et vous permet de pêcher en temps prohibé avec justification de provenance.

M. Poher. — Le service des Eaux et Forêts demande en somme au législateur de lui donner toute liberté pour pouvoir apprécier si certains de vos cours d'eau sont susceptibles de donner naissance à des eaux closes ou non, et par suite, en respectant les droits anciens, d'autoriser la création d'étangs nouveaux là où cela lui paraîtra possible. Etant donné l'esprit de bienveillance du service des Eaux et Forêts, il y a lieu de lui faire confiance et de voter un vœu acceptant le projet proposé.

M. le baron du Peyrat. — Il faut que nous puissions pecher nos étangs comme avant 1894.

M. Poher. — Il y aurait peut-être lieu, afin de donner toute quiétude aux intéressés, de prévoir accessoirement la création d'une commission consultative dans laquelle l'Union serait représentée.

M. Caron. — Nous avons le même cas dans la Somme, l'interprétation de la loi n'est pas la même. On nous reconnaît la propriété de nos étangs, et nous pouvons pêcher en tous temps ; il rappelle l'arrêt de la Cour de cassation du 21 février 1893 rejetant un pourvoi formé par le Préfet de la Somme contre un arrêt de la Cour d'Amiens et confirmant cet arrêt qui semble bien s'appliquer aux étangs du Limousin et donner raison à leurs propriétaires.

L'Assemblée consultée par le Président émet le vœu que le projet de loi préparé par l'administration générale des Eaux et Forêts soit déposé sur le bureau de la Chambre et soit rapporté dans le plus bref délai possible ;

Qu'en attendant ce vœu, toutes facilités soient données aux propriétaires du Limousin pour la libre exploitation de leurs étangs.

RESUME

Les plans d'eau et les étangs ont des typologies et des usages différents avec des impacts variés sur l'environnement. Un des usages les plus anciens, la gestion piscicole liée au terme étang, requière des pratiques particulières qui auront des effets sur les impacts générés. Cette étude a pour but de répertorier les références techniques et scientifiques portant sur les impacts de ces étangs piscicoles sur l'environnement. Les principaux impacts concernent l'eau et la fonction biologique.

Concernant les impacts sur la ressource en eau en terme quantitatif, les pertes d'eau par évapotranspiration en France d'étangs piscicoles ne sont pas très différentes de celles de champs de céréales. Les infiltrations et fuites sont très limitées par l'usage piscicole et l'entretien. Etant remplis en hiver, ces étangs n'aggravent pas les crues ou les étiages et peuvent même avoir dans certains cas de figure un rôle régulateur. Concernant les impacts sur la qualité de l'eau, la période la plus sensible constitue la phase de vidange. Une gestion piscicole, de bonnes pratiques comme des vidanges régulières permettent de limiter certaines exportations notamment de sédiments. Si l'étape de vidange est maîtrisée, l'étang peut s'avérer intéressant grâce à une capacité auto-épuratrice notamment pour la matière organique, l'azote et le phosphore dont les taux seront améliorés par la gestion piscicole. Concernant la fonction biologique en aval des étangs, plusieurs impacts négatifs peuvent être constatés notamment à partir d'une certaine typologie de plans d'eau ou à la suite de vidanges non maîtrisées comme par exemple l'exportation d'espèces nuisibles ou envahissantes. Quelque soit la typologie, l'usage piscicole, de bonnes pratiques et de bons aménagements doivent permettre de les éviter.

D'une manière générale, si certaines études sont contradictoires, les travaux tendent à montrer que l'impact d'un étang ou d'un plan d'eau dépend en grande partie de l'usage qu'on en fait en plus de sa typologie. La gestion piscicole est un des usages qui peut permettre de diminuer un certain nombre d'impacts négatifs classiquement attribués aux plans d'eau et d'avoir des impacts positifs sur l'environnement

Mots clés : étang, gestion piscicole, impact, environnement, eau, fonction biologique

