



HAL
open science

Analyse des peuplements ichtyologiques des plans d'eau français et perspectives de gestion piscicole

Olivier Pronier

► **To cite this version:**

Olivier Pronier. Analyse des peuplements ichtyologiques des plans d'eau français et perspectives de gestion piscicole. Sciences de l'environnement. Doctorat Sciences agronomiques, INP ENSAT, Toulouse, 2000. Français. NNT: . tel-02579541

HAL Id: tel-02579541

<https://hal.inrae.fr/tel-02579541v1>

Submitted on 14 May 2020

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

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



Analyse des peuplements ichthyologiques des plans d'eau français et perspectives de gestion piscicole

Par Olivier Pronier



Soutenu le 15 Novembre 2000

Composition du jury

BELAUD, A.	ENSAT	<i>Président</i>
LEFEUVRE, J.C.	Université de Rennes	<i>Rapporteur</i>
PHILIPPART, J.C.	Université de Liège	<i>Rapporteur</i>
ARGILLIER, C.	Cemagref	<i>Membre</i>
ELIE, P.	Cemagref	<i>Membre</i>
SIMIER, M.	I.R.D.	<i>Membre</i>
VIGNEUX, E.	Conseil Supérieur de la Pêche	<i>Membre</i>

Avant-propos

Ce travail effectué au sein de l'Unité Ressources Ichtyologiques en Plans d'eau du Cemagref de Montpellier, a bénéficié du soutien financier du Conseil Supérieur de la Pêche, ainsi que du Conseil Régional du Languedoc-Roussillon.

Depuis avril 1997, date à laquelle j'ai entamé cette thèse, de nombreuses personnes, parfois devenues collègues ou amis m'ont apporté leurs conseils et soutiens dans les différentes phases de ce travail. Il est donc venu le moment, où par ces quelques lignes, je peux leur témoigner dignement de toute ma gratitude.

Merci au professeur Alain Belaud pour avoir accepté d'inscrire cette thèse dans son laboratoire de l'ENSAT et pour les précieux conseils prodigués au cours des années et surtout lors de cette lourde tâche qu'est la rédaction.

Je remercie également messieurs Jean-Claude Philippart et Jean-Claude Lefeuvre pour avoir bien voulu accepter la charge d'être les rapporteurs de cette thèse et pour leurs remarques constructives.

Je remercie M. Erick Vigneux pour son rôle d'examineur et son point de vue de gestionnaire, ainsi que M. Thomas Changeux pour avoir servi d'interlocuteur avec les CSP et sa contribution lors de la diffusion de l'enquête.

Merci à Mme Monique Simier d'avoir accepté de "valider" le travail d'analyse de données en siégeant parmi les membres du jury.

Que M. Pierre Elie, qui avait déjà accordé sa confiance à l'étudiant de Maîtrise et de DEA, accepte ces remerciements pour avoir également accepté de suivre ce travail durant plus de 3 ans.

Merci à toutes les personnes côtoyées au sein de l'Unité R.I.P.E. du Cemagref de Montpellier, Jean-Pierre Proteau en tant que chef d'Unité. Merci à Messieurs Cadic et Schlumberger pour les quelques discussions informelles enrichissantes, ainsi que tous les membres de l'unité qui ont participé, même inconsciemment, au bon déroulement de ce travail.

Mes plus vifs remerciements s'adressent à Christine Argillier pour son organisation et ses remarques formatrices, et Pascal Irz, dont l'esprit rigoureux d'ingénieur a permis de guider mes premiers pas dans cette recherche, en particulier en analyse de données.

Que Samir Messad, reçoive également toute ma gratitude pour les heures passées à se pencher sur mes problèmes statistiques et pour sa "formation" au logiciel ADE4.

Merci enfin, à tous ces stagiaires qui passent dans les locaux, qui font aussi le dynamisme d'une UR et dont le travail apporte plus qu'on ne le croit. Merci donc, entre autre, à Arnaud Laurent et Olivier Molinier pour la qualité de leur travail en relation étroite avec cette thèse, et leur sympathie.

Toute ma gratitude à Marie-ange Roger pour les relectures fastidieuses et sa maîtrise de Word.

Je remercie également, tous les présidents des A.A.P.P.M.A. et Fédérations, et ils sont nombreux, qui ont, parfois très gentiment, permis à cette étude d'aboutir, en espérant qu'ils puissent en bénéficier.

Merci enfin, à tous les proches, mes parents, famille, "bientôt-famille" et plus particulièrement à Anne-Sophie, qui a partagé une vie de doctorant, pour toutes les concessions faites et le soutien affectif, en particulier lors de la dernière ligne droite.



Résumé

L'objectif de ce travail est d'étudier, de manière globale, la structure des peuplements piscicoles des lacs naturels et retenues artificielles français, en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Le manque de connaissances des ichtyocénoses en milieux lentiques, est apparu comme l'un des obstacles majeurs à la mise en place de protocoles de gestion piscicole raisonnés. Cette gestion doit répondre à une demande croissante de l'activité halieutique en eau douce.

Une enquête nationale effectuée auprès des gestionnaires a permis d'évaluer les modes de gestion appliqués aux plans d'eau. Son exploitation souligne le besoin de connaissances sur ces milieux. Elle montre aussi l'importance des déversements de poissons, en particulier en lacs naturels.

Les abondances relatives issues des inventaires piscicoles scientifiques de 98 plans d'eau français (55 lacs naturels et 43 retenues artificielles) ont été étudiées par analyses factorielles (AFC). Les résultats ont mis en évidence une distinction nette entre les plans d'eau "d'altitude" (> 1 500 m) et les retenues et lacs naturels de "plaine" (< 1 500 m). La structure du peuplement de ces deux groupes de plans d'eau a été mise en relation avec plusieurs caractéristiques mésologiques par analyse canonique des correspondances (ACC).

Les peuplements d'un sous-échantillon de 45 plans d'eau ont également été comparés aux données d'empeuplement par une analyse de co-inertie.

Les plans d'eau d'altitude abritent principalement 5 espèces de Salmonidés. Leur présence s'explique principalement par diverses introductions. Ces peuplements sont peu corrélés aux descripteurs de milieu et bénéficient toujours, pour la majorité des sites, d'un soutien d'effectifs important.

Les sites de plaine comportent une diversité spécifique plus élevée et des caractéristiques plus variées. Leurs peuplements semblent s'ordonner suivant une structure commune aux retenues et aux lacs naturels, selon une organisation proche de celle mise en évidence sur les cours d'eau (Verneaux, 1981). D'autres espèces permettent de distinguer ces deux types de plans d'eau suivant une opposition entre les poissons d'eau calme (lacs naturels) et d'eau courante (réservoirs). Sur les retenues artificielles, la construction d'un gradient longitudinal comparable au concept de "river continuum", a aussi permis d'expliquer une part de la structure des peuplements.

Grâce à ces données de pêche, une approche complémentaire a pu être menée sur les populations de perche et de gardon. Un indice de condition de référence (W_r = poids relatif, Wege & Anderson, 1978) a été élaboré et a permis d'observer que les abondances des espèces au sein d'un peuplement, soumises aux facteurs environnementaux, pouvaient également s'exprimer par des différences de condition des populations.

Les résultats des différentes analyses ont servi de base pour préconiser des mesures de gestion en accord avec les potentialités écologiques des différents écosystèmes lacustres.

Mots-clés : Plans d'eau, Peuplements piscicoles, Facteurs environnementaux, Gestion piscicole, Analyse de données.

Summary

The aim of this thesis is to make a global study of fish assemblages' structures in french natural and dam lakes, relating them to environmental and human factors.

The main obstacle in setting up suitable fish management tools seems to be the lack of knowledge in water bodies fish communities.

With the increase in fisheries' activities, such tools are now necessary. In order to assess the current fish management applied on french water bodies, public managers were interviewed throughout the country.

It appeared that there was a great need for information on such ecosystems. It also showed the importance of fish stocking, particularly in natural lakes.

Data on relative abundancy collected through scientific samplings on 98 French water bodies (55 natural lakes and 43 reservoirs) were studied using Factorial Analysis (FA). It showed a clear distinction between altitude water bodies (> 1 500 m) and lowland natural and dam lakes (< 1 500 m).

For each of these water bodies groups, the community structure was related to various mesological characteristics using Canonical Correspondence Analysis (CCA).

On a 45 water bodies sub-sample, fish assemblages have been compared with fish stocking data using co-inertia analysis (CoA).

The results show that altitude lakes and reservoirs are mainly populated by 5 salmonids species. Such assemblages are not correlated to sites' descriptors and fish stocking mostly explains such a structure. Nowadays, in the majority of sites, fish stocking is still high.

Lowland sites have higher species diversity and more varied characteristics. Their fish assemblages have a similar structure in natural and dam lakes. This ordination seems close to that pointed out in rivers (Verneaux, 1981). With some species, the distinction can be made between the two types of water bodies: stream fishes are found in reservoirs whereas stagnant water fishes are specific to natural lakes. On reservoirs only, the elaboration of a gradient, similar to the "river continuum concept" (Vannote, 1980), helps to explain a part of the assemblages structure.

Such data sampling has enabled us to build a physiological condition index for the perch and the roach ($Wr = \text{poids relatif}$, Wege & Anderson, 1978). This parameter has permitted a comparaisn between the abundance of roach and perch in lakes and the modifications of their condition index.

In our conclusions, the recommendations we proposed to improve fish management are based on all those results, and take into account the ecological potential of the different lacustrine ecosystems.

Keywords : Water bodies, Fish populations, Environmental factors, Fish management, Data analysis.

SOMMAIRE GENERAL

CHAPITRE 1. INTRODUCTION : OBJECTIFS ET CONTEXTE.....	1
1.1. LE CONTEXTE ÉCOLOGIQUE	3
1.2. LE CONTEXTE INSTITUTIONNEL	5
1.2.1. <i>les structures associatives.....</i>	<i>5</i>
1.2.2. <i>les organismes à caractère administratif.....</i>	<i>6</i>
1.3. LES DOCUMENTS CADRES DE LA GESTION PISCICOLE	6
1.4. ORGANISATION DE LA RECHERCHE	8
CHAPITRE 2. DEFINITIONS DES MILIEUX ET DES FACTEURS ETUDIÉS	10
2.1. DÉFINITIONS ET CARACTÉRISTIQUES DES PLANS D'EAU.....	11
2.1.1. <i>zonation écologique et stratification des masses d'eau</i>	<i>14</i>
2.1.2. <i>niveau trophique et évolution des écosystèmes lentiques</i>	<i>15</i>
2.2. LA RESSOURCE PISCICOLE.....	18
2.2.1. <i>les Principales espèces lacustres.....</i>	<i>19</i>
2.2.2. <i>approches typologiques des peuplements piscicoles.....</i>	<i>20</i>
2.3. LES FACTEURS ABIOTIQUES STRUCTURANT LES ASSEMBLAGES	21
2.3.1. <i>influence des caractéristiques de la cuvette lacustre sur la richesse des peuplements piscicoles.....</i>	<i>22</i>
2.3.2. <i>effet de la localisation et du degré de connexion au réseau hydrographique sur les peuplements piscicoles</i>	<i>24</i>
2.3.3. <i>effet de l'hydrodynamique sur l'abondance et la qualité du peuplement piscicole</i>	<i>26</i>
2.3.4. <i>influence de la qualité de l'eau sur le peuplement.....</i>	<i>27</i>
2.4. LES FACTEURS BIOTIQUES STRUCTURANT LES ASSEMBLAGES	30
2.5. LES FACTEURS ANTHROPIQUES	35
2.5.1. <i>impacts de l'activité halieutique</i>	<i>35</i>
2.5.2. <i>impacts de la gestion piscicole</i>	<i>37</i>
CHAPITRE 3. EVALUATION DE LA GESTION PISCICOLE EN PLAN D'EAU.....	39
3.1. MISE EN ŒUVRE ET PREMIÈRE EXPLOITATION DE L'ENQUÊTE.....	40
3.1.1. <i>conception et diffusion du questionnaire</i>	<i>40</i>
3.1.2. <i>taux de retour.....</i>	<i>41</i>
3.1.3. <i>résultat global des actions de gestion menées.....</i>	<i>42</i>
3.2. BILAN DÉTAILLÉ DES ACTIONS MENEES.....	43
3.2.1. <i>les déversements d'espèces.....</i>	<i>43</i>
3.2.2. <i>l'aménagement de frayères</i>	<i>50</i>
3.2.3. <i>les inventaires piscicoles en plans d'eau.....</i>	<i>51</i>

3.2.4. <i>les destructions d'espèces</i>	55
3.2.5. <i>autres types d'actions</i>	56
3.2.6. <i>les actions envisagées par les gestionnaires</i>	57
3.2.7. <i>autres observations</i>	58
3.3. ANALYSE DES MESURES PRIORITAIRES	58
3.4. BILAN	60
CHAPITRE 4. NATURE DES DONNÉES FAUNISTIQUES ET ENVIRONNEMENTALES ÉTUDIÉES	64
4.1. APPORTS ET LIMITES DES ÉTUDES DE CAS	66
4.2. PRÉSENTATION DES PLANS D'EAU	67
4.3. LES DONNÉES FAUNISTIQUES	69
4.3.1. <i>les inventaires piscicoles récupérés</i>	69
4.3.2. <i>les inventaires piscicoles effectués par l'unité RIPE</i>	70
4.3.3. <i>sélection des espèces étudiées</i>	71
4.3.4. <i>quantification des empoisonnements</i>	73
4.4. LES FACTEURS ABIOTIQUES ÉTUDIÉS	76
4.5. ORGANISATION DES DONNÉES	77
4.6. PRÉ-TRAITEMENT DES DESCRIPTEURS DU PEUPLEMENT	78
4.6.1. <i>richesse spécifique et présence-absence</i>	78
4.6.2. <i>codage des abondances relatives</i>	79
CHAPITRE 5. TYPOLOGIE DES PEUPEMENTS PISCICOLES LACUSTRES	80
5.1. MÉTHODE	81
5.2. ANALYSE DU JEU GLOBAL	82
5.3. ÉTUDE DU PEUPLEMENT PISCICOLE DES PLANS D'EAU DE PLAINE	85
5.3.1. <i>analyse des peuplements des retenues artificielles de plaine</i>	87
5.3.2. <i>analyse des peuplements des lacs naturels de plaine</i>	88
5.3.3. <i>mise en évidence d'une structure faunistique commune</i>	90
5.4. ÉTUDE DES PEUPEMENTS PISCICOLES DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE	91
5.5. DISCUSSION	94
CHAPITRE 6. ÉTUDE DES RELATIONS PEUPEMENTS-MILIEU DES PLANS D'EAU	98
6.1. MÉTHODE	101
6.1.1. <i>étude de la richesse spécifique</i>	101
6.1.2. <i>analyse des Paramètres de milieu</i>	102
6.1.3. <i>couplages de tableaux</i>	102
6.2. INFLUENCE DES FACTEURS ÉTUDIÉS SUR LA RICHESSE SPECIFIQUE DES PLANS D'EAU DE PLAINE	104

6.3.	ÉTUDE DES PLANS D'EAU DE PLAINE	106
6.3.1.	<i>descripteurs des plans d'eau de plaine.....</i>	106
6.3.2.	<i>relations peuplements-descripteurs des plans d'eau de plaine.....</i>	108
6.3.3.	<i>étude des retenues artificielles de plaine.....</i>	110
6.3.4.	<i>étude des lacs naturels de plaine.....</i>	116
6.4.	ÉTUDE DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE	119
6.4.1.	<i>descripteurs des plans d'eau d'altitude.....</i>	119
6.4.2.	<i>relations peuplements-descripteurs des plans d'eau d'altitude.....</i>	120
6.5.	DISCUSSION	121
CHAPITRE 7. RELATIONS EMPOISSONNEMENT- PEUPLEMENT.....		126
7.1.	MÉTHODE.....	128
7.2.	LES PLANS D'EAU D'ALTITUDE	130
7.3.	LES PLANS D'EAU DE PLAINE	133
7.4.	DISCUSSION	135
CHAPITRE 8. POPULATIONS PISCICOLES LACUSTRES		139
8.1.	CARACTÉRISATION DE LA POPULATION	141
8.1.1.	<i>définition du poids relatif (W_r).....</i>	142
8.1.2.	<i>détermination du poids standard (W_s).....</i>	143
8.1.3.	<i>application au gardon.....</i>	144
8.1.4.	<i>détermination du poids standard de la perche.....</i>	149
8.1.5.	<i>adaptation des protocoles d'échantillonnage.....</i>	150
8.2.	RELATIONS INDICES D'ABONDANCES – POIDS RELATIF	153
8.2.1.	<i>méthode.....</i>	153
8.2.2.	<i>étude des populations de gardon.....</i>	153
8.2.3.	<i>étude des populations de perche.....</i>	154
8.2.4.	<i>comparaison inter-sites.....</i>	155
8.3.	DISCUSSION	156
CHAPITRE 9. CONCLUSION ET PERSPECTIVES		158
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		166
LISTE DES FIGURES		182
LISTE DES TABLEAUX.....		186
ANNEXES		189

CHAPITRE 1. INTRODUCTION : OBJECTIFS ET CONTEXTE

1.1.	LE CONTEXTE ÉCOLOGIQUE	3
1.2.	LE CONTEXTE INSTITUTIONNEL	5
1.2.1.	<i>les structures associatives</i>	<i>5</i>
1.2.2.	<i>les organismes à caractère administratif</i>	<i>6</i>
1.3.	LES DOCUMENTS CADRES DE LA GESTION PISCICOLE	6
1.4.	ORGANISATION DE LA RECHERCHE	8

1 – INTRODUCTION : OBJECTIFS ET CONTEXTE

Cette recherche s'inscrit dans le cadre d'une problématique de définition des connaissances nécessaires et préalables à la mise en œuvre de la gestion de la ressource ichtyologique en milieu lacustre.

Elle consiste, par une approche analytique globale, à dégager la part relative des facteurs physiques (altitude, superficie...) et anthropiques (gestion hydraulique et piscicole...) des plans d'eau et de leur environnement (bassin versant) dans la structuration des peuplements piscicoles.

Sur la base de ces connaissances, il s'agira ensuite de préconiser des modes de gestion adaptés aux potentialités écologiques des milieux et aux besoins des gestionnaires et utilisateurs de cette ressource piscicole.

Ce travail est motivé par le fait que les plans d'eau et les grandes retenues en particulier, représentent au travers de la ressource piscicole des enjeux socio-économiques importants. La pêche récréative représente 15% des activités en plein air et dégage un bénéfice très important lié à une multitude d'équipements. En 1994, en raison des divers secteurs d'activités auxquels elle est associée, un chiffre d'affaires de 11 Milliards de francs était attribué à la pêche de loisir (Arrignon, 1998). La part relative aux plans d'eau n'est pas estimée mais, on peut penser, compte tenu des superficies qu'ils occupent, qu'elle est importante. Dans les pays industrialisés comme la France, la pêche récréative est un véritable phénomène socio-économique au regard du nombre de pratiquants et de leur répartition dans toutes les classes sociales et toutes les classes d'âges (Changeux, 1999). Elle répond à un véritable besoin qui s'exprime autant par le désir de pratiquer l'activité pêche que par le souhait d'être en harmonie avec la nature.

La pêche professionnelle dégage un chiffre d'affaire estimé à 21 MF correspondant à la capture de 715 t de poissons et crustacés d'eau douce dans les fleuves, leurs affluents et les lacs. Comme pour la pêche récréative, la part revenant à l'exploitation des ressources en milieu lentique n'est pas connue mais on peut penser que, hormis dans les étangs littoraux ne concernant qu'un faible nombre de plans d'eau et de pêcheurs professionnels, elle est relativement faible. Régionalement, cette activité a cependant une importance forte.

La pêche et les activités associées ne sont pas les seuls facteurs socio-économiques liés aux plans d'eau. Ces milieux sont généralement des sites sur lesquels les activités sont multiples ce qui se traduit d'ailleurs par des difficultés de gestion. C'est plus particulièrement le cas sur les retenues artificielles.

En 1970, Arrignon écrivait que la pression démographique des pêcheurs se faisait de plus en plus sentir et qu'il était important de concevoir des programmes d'exploitation raisonnés des plans d'eau (Arrignon, 1970). En réalité, hormis quelques études de cas, ces milieux sont restés en marge des investigations scientifiques et techniques développées ces dernières années dans les hydrosystèmes courants. En conséquence, les références font souvent défaut lorsqu'il s'agit de dresser les bases méthodologiques d'une gestion raisonnée des peuplements piscicoles qui tiennent compte des contraintes environnementales et humaines.

Les contextes écologique et institutionnel dans lesquels s'est inscrite cette réflexion sont brièvement exposés ci-dessous afin de préciser le cadre et les limites de l'étude.

1.1. LE CONTEXTE ECOLOGIQUE

Au sens limnologique, le terme de lac désigne des milieux dont la superficie peut varier entre $374,10^3$ km² pour la mer Baltique à moins de 1 ha pour les plus petits. Ce travail concerne les plans d'eau français dont la superficie totale est évaluée à 100 000 ha (sans compter les marais littoraux et les étangs de pisciculture).

Les plans d'eau se différencient des fleuves, entre autre, par des possibilités de stratification thermique et l'absence de gradient gravitaire (Pourriot & Meybeck, 1995).

Au sein de ces plans d'eau, les peuplements de poisson sont issus des diverses colonisations à partir des autres systèmes aquatiques ou des introductions.

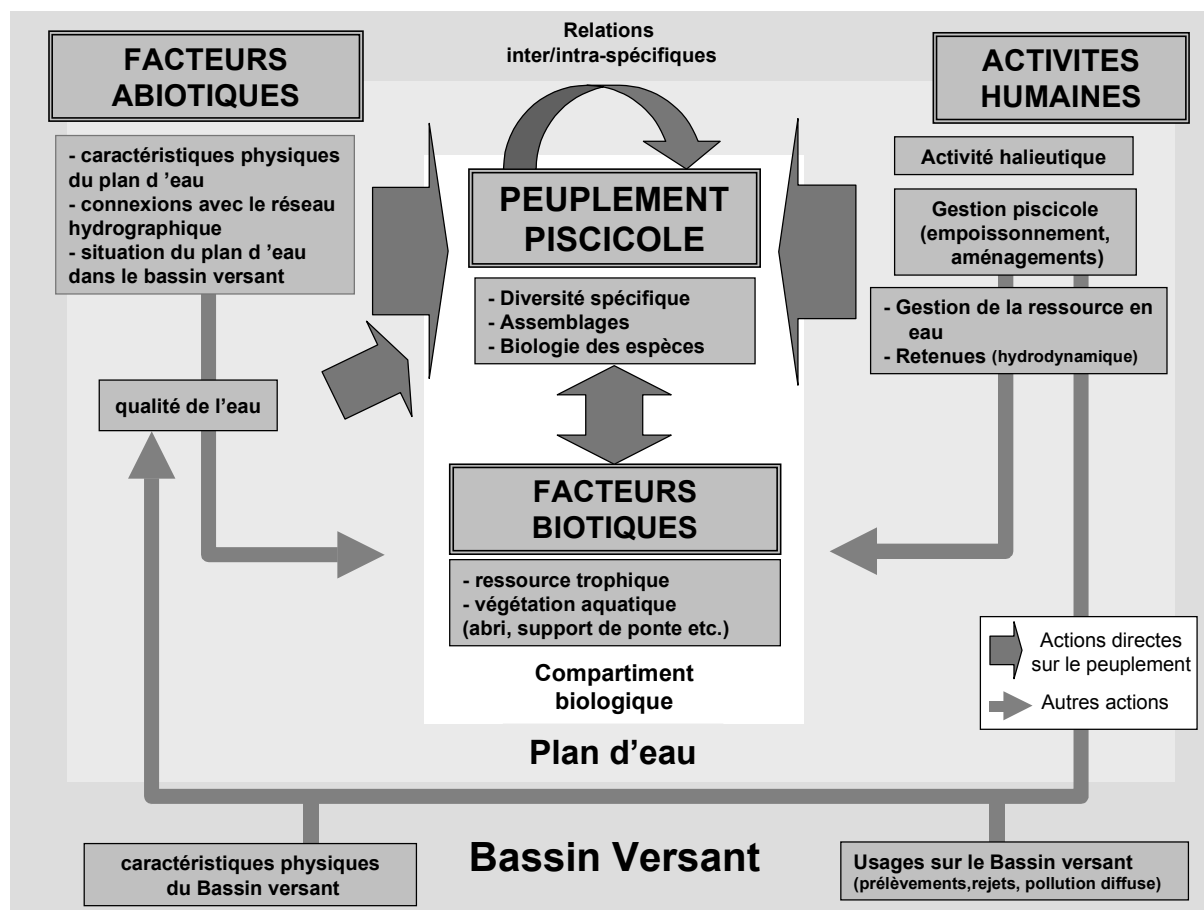
Nous pouvons schématiser l'ensemble des compartiments ayant une influence sur la structure des peuplements (Juget *et al.*, 1995). On distingue selon deux échelles spatiales emboîtées, le bassin versant et le plan d'eau. Il est en effet important de replacer le plan d'eau dans son bassin versant car le rapport de la surface de l'aire d'alimentation et celle du milieu aquatique varie en moyenne entre 10 et 20 voire même beaucoup plus (300 selon Wetzel, 1990) ce qui est considérable. A titre de référence, ce rapport est de l'ordre de 0,3 pour les océans (Meybeck, 1995). Les usages anthropiques au sein du bassin versant ainsi que ses caractéristiques physiques vont agir de manière forte sur la qualité de l'eau et l'hydrodynamisme du plan d'eau, et par conséquent, sur le compartiment biologique.

L'ensemble des activités humaines sur le lac ou la retenue et ses caractéristiques physiques, vont également agir sur ce compartiment biologique, et constituent un ensemble de facteurs restreint à une échelle plus locale.

Enfin, interviennent les relations entre le poisson et le reste de la faune et de la flore ainsi que les relations inter et intra spécifiques. Pour le poisson, l'environnement se limite à son habitat aquatique défini comme le cadre écologique dans lequel il vit en tant qu'organisme,

espèce, population ou groupe d'espèce. Cette faune piscicole va réagir aux modifications de son habitat et structurer les peuplements de manière distincte.

Le schéma suivant, qui sera repris en introduction aux parties ou chapitres pour mettre en valeur (en grisé) les compartiments ou facteurs auxquels ils se rapportent, montrent bien la complexité des phénomènes impliqués dans la structuration des peuplements. Il laisse présager des limites et de la difficulté de la gestion de ces milieux et de ces populations.



1.2. LE CONTEXTE INSTITUTIONNEL

La gestion piscicole peut se définir globalement comme "l'ensemble des dispositions qui permettent d'exploiter au meilleur niveau une ressource ichthyologique tout en maintenant sa pérennité" (Heland, 1989). La notion de gestion piscicole est donc indissociable de la notion de qualité des milieux aquatiques dans leur ensemble (Arrignon, 1998). Ceci est par ailleurs retranscrit dans l'article L 232-1 du code rural qui stipule que : "Tout propriétaire d'un droit de pêche est tenu de préserver les milieux aquatiques et les ressources piscicoles associées".

Le fonctionnement et l'organisation de la pêche en France dépendent en grande partie du bénévolat. Il se fait autour de structures associatives et des organismes à caractère administratifs (Figure 1).

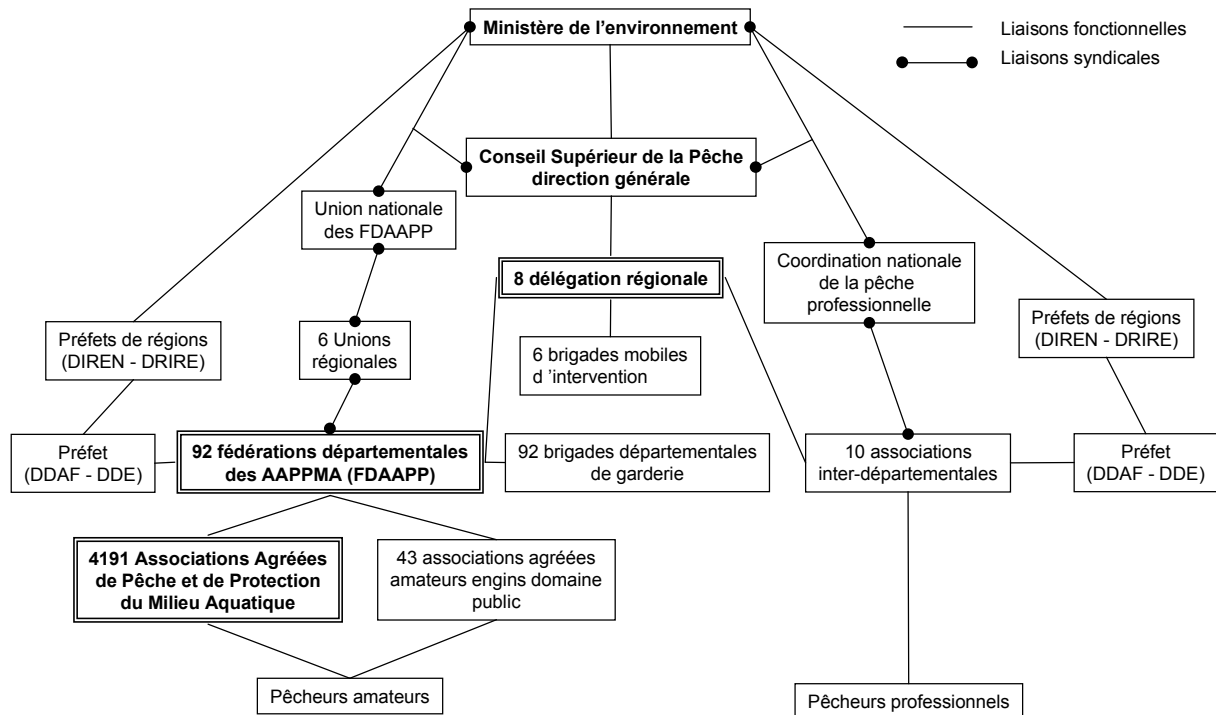


Figure 1 - Organisation de la pêche en eau douce en France (d'après Porcher, 1992).

1.2.1. LES STRUCTURES ASSOCIATIVES

Il existe actuellement plus de 4 000 Associations Agréées de Pêche et de Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA) en France. Ces associations ont la charge directe (responsabilité juridique) de la gestion piscicole. Leurs tâches sont multiples et comprennent, entre autre, la participation à la protection du patrimoine piscicole et des milieux aquatiques, la surveillance, la gestion et l'exploitation équilibrée de ses droits de pêche, la mise en valeur des sites, la promotion de l'éducation dans le domaine de la gestion ...

Ces associations sont fédérées à l'échelon départemental. La fédération départementale a pour objet la définition et la coordination des actions des associations qu'elle fédère, le développement de la pêche amateur et la collecte de la taxe piscicole.

De plus, il existe 6 unions régionales et une union nationale. Le but principal des unions régionales, qui n'ont pas de capacité juridique, est la réflexion et le dialogue autour des expériences départementales. Les actions de l'union nationale rentrent dans le cadre des politiques d'aide administrative, budgétaire ou juridique, d'information et de communication, de promotion du loisir pêche...

1.2.2. LES ORGANISMES A CARACTERE ADMINISTRATIF

La politique de gestion et de protection des milieux aquatiques et des ressources piscicoles relève de la compétence de la Direction de l'eau du ministère de l'Environnement. Celui-ci prépare la réglementation, après avis du conseil d'administration du Conseil Supérieur de la Pêche (commission consultative), coordonne la mise en valeur des milieux aquatiques, exerce la tutelle du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP).

A l'échelon régional, c'est la DIREN qui assure les missions relevant de ce ministère. Ces missions sont effectuées sous l'autorité du Préfet de région.

Le CSP (sous la tutelle du ministère de l'environnement) est un établissement public dont les principales missions sont l'assistance technique aux fédérations et associations de pêche, la participation à la recherche, la contribution à la formation, la promotion de la pêche et des travaux de mise en valeur.... Il est à l'origine du Réseau Hydrobiologique et Piscicole (R.H.P.). Ce réseau (stations de référence) en action depuis 1997 permet de dresser une image des peuplements de poissons dans les cours d'eau français et d'assurer une veille écologique des milieux aquatiques. Ces données ne concernent actuellement que les cours d'eau, mais une réflexion est actuellement engagée sur l'opportunité de l'étendre au domaine lentique. Ce type d'indicateur doit permettre d'évaluer la qualité des peuplements et la restauration des fonctionnalités de milieux soumises à des dégradations diverses et s'inscrit dans une véritable gestion patrimoniale. Le peuplement sera finalement en équilibre avec les caractéristiques physiques du milieu (Auxière, 1996).

1.3. LES DOCUMENTS CADRES DE LA GESTION PISCICOLE

Depuis 1994, le CSP incite les Fédérations Départementales des A.A.P.P.M.A. à mieux coordonner les actions de gestion de leurs associations et à établir une méthodologie permettant d'élaborer un document cadre : le **Plan Départemental de Protection des milieux aquatiques et de Gestion des ressources piscicoles ou P.D.P.G.**

L'élaboration de ce document, qui prend en compte aussi bien les cours d'eau que les plans d'eau, se décompose en 6 phases :

- ↪ la délimitation des contextes qui définissent les territoires aquatiques dans lesquels une population d'une espèce repère fonctionne de manière autonome. La notion d'espèce repère tient compte de l'intérêt halieutique et d'un haut niveau d'exigence par rapport au milieu.
- ↪ le diagnostic de l'état du milieu en considérant l'espèce comme bio-indicateur du milieu dont la qualité conditionne les phases de son cycle biologique (éclosion, croissance et reproduction).
- ↪ les solutions de restauration du milieu et du peuplement si les contextes ne sont pas conformes.
- ↪ l'évaluation des différentes actions proposées agissant sur les facteurs limitants ainsi que la détermination du niveau d'action à réaliser pour que l'augmentation de l'effectif de l'espèce repère soit perceptible par les pêcheurs.
- ↪ l'évaluation des coûts et avantages comme outil d'aide à la décision pour définir la politique de gestion.
- ↪ le Programme des Actions Nécessaires (P.A.N.) regroupe pour les 5 années suivant la mise en place du P.D.P.G. les différentes actions proposées.

Chaque association constitue alors un Plan de Gestion Piscicole (P.G.P.) en tenant compte des P.A.N. et des actions particulières destinées à mieux adapter l'offre pêche à la demande des membres de l'association (repeuplement, aménagements sur les parcours de pêche, parking etc.).

C'est à ce niveau que les demandes des usagers sont effectivement prises en compte et confrontées au programme départemental avec lequel elles ne doivent pas interférer.

Les premiers P.D.P.G. initiés en 1995 dans dix départements pilotes sont maintenant au nombre de vingt six. Sur ce nombre, seuls trois ont fait l'objet d'un engagement de la fédération dans le P.A.N. et aucune association ne s'est prononcée sur la mise en œuvre des actions du P.A.N. (Hazemann, 1998).

Notons qu'il existe également un document cadre destiné à planifier sur une durée de 5 ans les actions ciblées sur le loisir pêche, avec notamment une transposition sur un "contexte loisir". Il s'agit du **Plan Départemental pour la Promotion et le développement du Loisir pêche ou P.D.P.L.** Ses limites peuvent être différentes de celles du contexte du P.D.P.G., mais les actions ne doivent cependant pas être en contradiction avec les P.A.N.

Ces plans d'actions s'inscrivent dans le contexte plus large des **Schémas Départementaux de Vocation Piscicole (S.D.V.P.)** qui définissent à moyen terme les objectifs et orientations de gestion des milieux aquatiques des départements.

A l'échelle des grands bassins hydrographiques, la préservation des milieux aquatiques a aussi suscité l'élaboration des Schémas Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) mis en place conjointement par les DIREN et les Agences de l'eau. Néanmoins, les agences de l'eau consacrent à peine plus de 2% de leur financement soit 1,5 Milliards de Francs, à l'entretien et à la restauration des milieux aquatiques, et encore moins pour la restauration des peuplements et des populations piscicoles.

1.4. ORGANISATION DE LA RECHERCHE

Le travail proposé s'inscrit donc dans un contexte écologique particulièrement complexe et dans un cadre institutionnel faisant intervenir de nombreux acteurs. Pour répondre aux objectifs d'amélioration des connaissances nécessaires à la compréhension des structures des ichtyocénoses lacustres du territoire français, la démarche suivante a été adoptée :

Bilan des connaissances

Une synthèse bibliographique destinée à faire le point sur l'état des connaissances relatives à l'écologie des plans d'eau, des peuplements qu'ils abritent et des relations entre ces deux composantes constituera la première partie de ce travail. Les principaux concepts relatifs aux milieux concernés par cette étude seront présentés. Elle permettra de définir les descripteurs déjà identifiés comme structurant vis à vis des peuplements piscicoles et d'analyser leur mode d'action. Cette analyse servira de base à la discussion des résultats mis en évidence dans les chapitres suivants.

Modalités de la gestion piscicole en plan d'eau

L'analyse des contextes développée précédemment met en évidence d'une part l'importance des plans d'eau en tant qu'objet de la gestion et d'autre part l'absence de réseau de suivi et d'informations particulières relatives à ces milieux. Face à ce constat et afin de mieux orienter cette étude, nous avons mis en place, avec le concours du CSP, un protocole destiné à évaluer les pratiques de la gestion piscicole dans ces milieux particuliers. Ce protocole a aussi été conçu pour nous apporter des informations sur des inventaires piscicoles réalisés en plans d'eau et susceptibles d'être utilisées dans la phase expérimentale de ce travail.

Structure des peuplements piscicoles lacustres

Cette partie du travail repose sur la collecte et l'organisation de données faunistiques et environnementales présentées dans le chapitre 4.

La phase d'analyse qui constitue le corps de ce travail est basée sur ces informations. Elle s'organise schématiquement en quatre parties, chacune d'elle faisant l'objet d'un chapitre :

- Typologie des peuplements piscicoles en plans d'eau,
- Caractère structurant des facteurs environnementaux sur les assemblages piscicoles
- Impact des déversements d'espèces sur leur abondance dans le milieu
- Relation entre l'abondance des espèces et leur condition

Perspectives

L'ensemble de résultats sont ensuite discutés dans le cadre de préconisations en matière de gestion piscicole, en accord avec les particularités faunistiques et environnementales des principaux types de plans d'eau.

Face à la complexité des phénomènes abordés et des modes d'acquisitions des descripteurs permettant de les étudier, les perspectives devront mettre en évidence les approches complémentaires nécessaires à l'amélioration de la connaissance de peuplements lacustres.

CHAPITRE 2. DEFINITIONS DES MILIEUX ET DES FACTEURS ETUDIES

2.1. DÉFINITIONS ET CARACTÉRISTIQUES DES PLANS D'EAU.....	11
2.1.1. <i>zonation écologique et stratification des masses d'eau</i>	14
2.1.2. <i>niveau trophique et évolution des écosystèmes lentiques</i>	15
2.2. LA RESSOURCE PISCICOLE.....	18
2.2.1. <i>les Principales espèces lacustres.....</i>	19
2.2.2. <i>approches typologiques des peuplements piscicoles.....</i>	20
2.3. LES FACTEURS ABIOTIQUES STRUCTURANT LES ASSEMBLAGES	21
2.3.1. <i>influence des caractéristiques de la cuvette lacustre sur la richesse des peuplements piscicoles</i>	22
2.3.2. <i>effet de la localisation et du degré de connexion au réseau hydrographique sur les peuplements piscicoles.....</i>	24
2.3.3. <i>effet de l'hydrodynamique sur l'abondance et la qualité du peuplement piscicole.....</i>	26
2.3.4. <i>influence de la qualité de l'eau sur le peuplement.....</i>	27
2.4. LES FACTEURS BIOTIQUES STRUCTURANT LES ASSEMBLAGES	30
2.5. LES FACTEURS ANTHROPIQUES	35
2.5.1. <i>impacts de l'activité halieutique</i>	35
2.5.2. <i>impacts de la gestion piscicole</i>	37

2 - DEFINITIONS DES MILIEUX ET DES FACTEURS ETUDIES

Ce chapitre de définitions a pour but de présenter les milieux étudiés ainsi que les différents paramètres écologiques et anthropiques abordés dans l'ensemble du travail. Cette thèse, appliquée à un sujet aussi complexe, nous contraint à définir les termes et concepts ainsi que la classification des écosystèmes lacustres étudiés et à exprimer des choix des échelles spatiales sur lesquelles seront envisagés les phénomènes structurants.

2.1. DEFINITIONS ET CARACTERISTIQUES DES PLANS D'EAU

L'ensemble des plans d'eau français se répartit grossièrement sur 13 bassins de drainage (Figure 2) ou grands bassins versants. Le bassin de drainage constitue l'unité spatiale d'organisation la plus globale. En revanche, les plans d'eau, et plus particulièrement les lacs, peuvent être *a priori* assimilés à des habitats insulaires (Juget *et al.*, 1995, Tonn *et al.*, 1995) si on considère leur isolement des milieux courants.

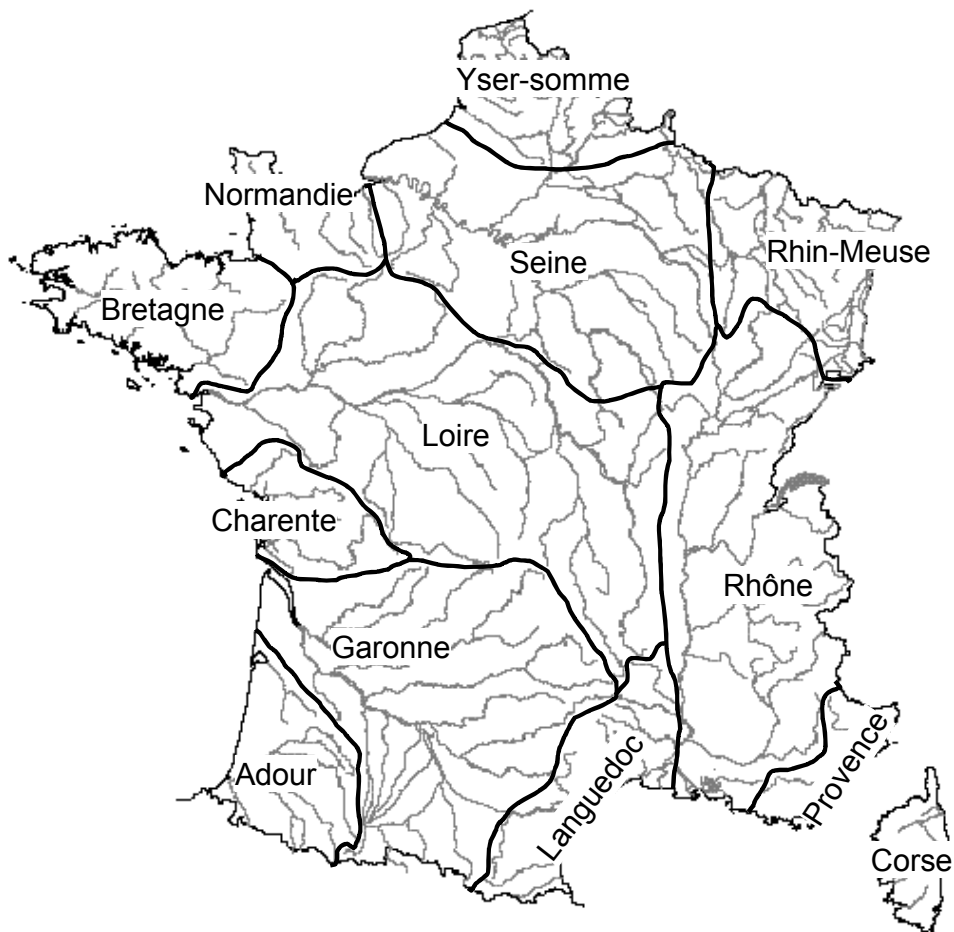


Figure 2 – Représentation synthétique des 13 grands bassins versants fluviaux français

La terminologie proposée par l'Institut International de Gestion et de Génie de l'Environnement (I.I.G.G.E.) (1988) est intéressante pour définir les deux grands types de plans d'eau étudiés dans cette thèse :

↳ **Lac naturel** : plan d'eau d'origine naturelle pour lequel une durée de séjour des eaux relativement longue et une profondeur suffisante permettent de définir une zone pélagique où s'établit, à certaines époques de l'année, une stratification thermique stable (I.I.G.G.E., 1988). L'ensemble de ces plans d'eau naturels représente environ 50 000 ha en France.

↳ **Retenue artificielle** : plan d'eau d'origine artificielle à vocation prioritaire spécifique : hydroélectricité, écrêtement des crues, soutien des étiages, irrigation, alimentation en eau potable, loisirs. Elle peut être aménagée sur des cours d'eau (barrages), à la sortie d'un petit bassin (retenues collinaires) ou être alimentée par le bassin versant (réservoirs). La dynamique des eaux peut s'apparenter à celle des lacs (profondeur et temps de séjour suffisants) ou présenter des caractéristiques bien particulières (faible profondeur, marnage important, temps de séjour court). Dans la plupart de ces cas, la retenue comporte une vanne de fond.

La création des retenues d'eau artificielles est une pratique dont l'existence remonte à 4 000 ans avant J.-C (Balvay, 1985). A la différence des lacs, leur construction est motivée par une fonction utilitaire. On distingue ainsi :

Les retenues hydroélectriques

La capacité de stockage des retenues par rapport aux apports d'eau permet de distinguer 3 régimes hydrauliques :

- journalier : le volume d'eau stocké est de l'ordre de grandeur des apports journaliers,
- saisonnier : l'eau est stockée pendant la saison de forts débits et utilisée en période de forte consommation,
- inter annuel : le volume stocké est supérieur aux apports annuels. Il permet de stocker l'eau des années humides et de la restituer lors des années sèches (cas rare).

Le plus remarquable est que quelles que soient les modalités de stockage de l'eau, toutes les retenues hydroélectriques sont soumises à des fluctuations du niveau d'eau qui nuisent à leur intégrité écologique (Agences de l'eau, 1999).

En 1996, les retenues artificielles supérieures à 10 ha mises en eau pour les besoins d'EDF, étaient au nombre de 250 et représentaient une surface de 50 800 ha (Poirel *et al.*, 1996).

Les retenues pour l'irrigation

Elles peuvent être dans un talweg, sur un cours d'eau ou en dérivation. L'amplitude des phénomènes de marnage peut être également forte suivant l'importance des apports et des besoins en eau.

Les retenues pour l'eau potable

Construites en général à proximité de villes, ces retenues destinées à l'alimentation en eau potable ont parfois des usages multiples ce qui rend difficile la distinction avec les deux types précédents. Néanmoins, leur vocation impose des mesures parfois très restrictives pour les activités de loisir, telles que le maintien d'un périmètre de protection. Les normes de qualité définies pour l'eau potable sont en effet exigeantes.

Les autres plans d'eau

Les gravières et ballastières : Ces types de plans d'eau artificiels sont des excavations créées à la suite d'extraction de granulats, généralement en contact direct avec la nappe phréatique. De faible profondeur (<10m), ils constituent un ensemble de systèmes voués à l'activité halieutique.

Ces plans d'eau seront classés avec les retenues artificielles dans leur ensemble.

Les étangs d'eau douce sont des plans d'eau de faible profondeur ne présentant pas de stratification thermique stable.

Ils sont classés suivant leur origine en étangs naturels ou artificiels. Les uns résultent de l'accumulation de l'eau dans une dépression de terrain, les autres proviennent d'aménagements réalisés par l'homme et utilisés à des fins piscicoles. Ces derniers peuvent être ou non vidangeables.

Citons également les marais agricoles aménagés des côtes de la Manche et de l'Atlantique, qui résultent à la fois du passé géologique et des aménagements humains, ainsi que les marais et lagunes côtiers, principalement méditerranéens plus ou moins en communication avec la mer. L'ensemble de ces systèmes totalisent une surface de 110 000 ha.

En 1999, 543 plans d'eau supérieurs à 10 ha étaient répertoriés en France et répartis selon trois types (Figure 3) :

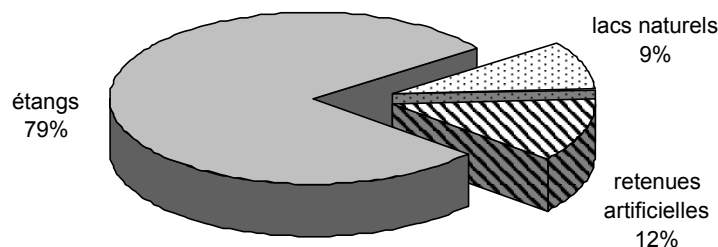


Figure 3 – Proportion des 3 principaux types de plans d'eau français, supérieurs à 10 ha (source M.A.T.E.)

Les étangs sont en grande majorité destinés à la pisciculture. Bien que plus nombreux, ils sortent du cadre de cette étude ciblée sur la gestion des peuplements et non sur la production.

2.1.1. ZONATION ECOLOGIQUE ET STRATIFICATION DES MASSES D'EAU

Afin de subdiviser l'écosystème lacustre en compartiments écologiques standards, une zonation inspirée du milieu marin a été adoptée. Les différents faciès lenticques (Figure 4) ainsi définis, exercent une certaine attractivité pour les poissons, notamment grâce aux organismes associés.

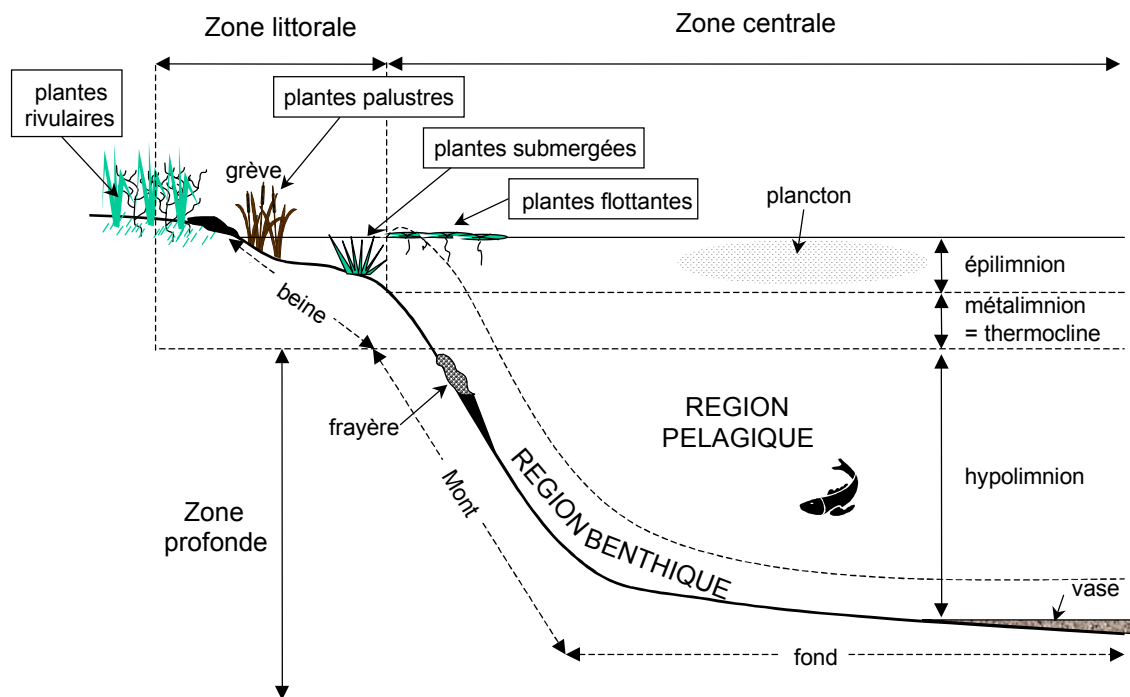


Figure 4 – Schéma de la zonation en faciès lenticques (d'après Verneaux, 1968)

On distingue ainsi :

une zone littorale d'eaux calmes, limitée en profondeur par un niveau d'éclairement suffisant pour la croissance des macrophytes enracinés. Le périphyton désigne l'ensemble des organismes vivant au sein des herbiers.

une zone centrale divisée selon la profondeur de pénétration de la lumière en deux couches, euphotique et aphotique. L'immobilisation plus ou moins importante des masses d'eau détermine les caractéristiques thermiques des plans d'eau. Celles-ci conditionnent leur fonctionnement biologique et leur capacité en terme de production piscicole. En période estivale, sous l'action du rayonnement solaire, du vent et des courants induits, le réchauffement des eaux de surface provoque une stratification de la masse d'eau plus ou moins prononcée suivant la morphologie du plan d'eau et de son hydrodynamisme. On distingue habituellement 2 zones, l'épilimnion et l'hypolimnion, séparées par une barrière universelle appelée métalimnion ou thermocline (ou barocline) (Tableau I).

Tableau I – Détails des zones de la stratification estivale.

Zones	Situation	Température	Gradient thermique
épilimnion	Surface	Elevée et stable	Moyen
métalimnion*	Profondeur donnée	Saut thermique	Très fort
hypolimnion	fond	Froide et stable	nul

Cette thermocline qui isole le fond de la surface, empêchant tout mélange des couches d'eau, est mise en évidence grâce à des profils de températures qui marquent un saut thermique. La présence de particules et nutriments qui sédimentent depuis la surface et stagnent à ce niveau lui confère le nom de nutricline. Celle-ci permet parfois d'expliquer la concentration de poissons que l'on observe à cette profondeur, notamment grâce aux échosondeurs. Les périodes de stratifications (ou micticité) sont apparues très tôt comme essentielles dans le fonctionnement des plans d'eau et ce critère a été pris en compte pour définir des grands types de plans d'eau (Annexe 1) (Hutchinson & Löffler, 1956 cités par (Lemmin, 1995)).

Les plans d'eau français, situés en climat tempéré entre 51°5'N et 42°2'N de latitude, présentent beaucoup plus de variations thermiques dues à l'altitude qu'à la latitude. Ils sont généralement monomictiques chauds en plaine et dimictiques en altitude.

On distingue également une distinction verticale entre la région pélagique, qui constitue une zone de plein eau, et la région benthique. Cette dernière joue un rôle très important au niveau des échanges situés à l'interface eau-sédiment et n'est pas limitée aux seules zones profondes mais concerne l'ensemble du plan d'eau, y compris la zone littorale.

Ces zones délimitent des habitats différents que les espèces piscicoles vont coloniser de manière plus ou moins prolongée tout au long des différentes phases de leur cycle de vie.

L'attractivité pour les poissons de ces différentes zones au sein d'un plan d'eau sont des caractéristiques largement prises en compte dans les échantillonnages scientifiques. Elle permet une stratification et un découpage de l'espace dans la recherche des indicateurs de densité de populations.

2.1.2. NIVEAU TROPHIQUE ET EVOLUTION DES ECOSYSTEMES LENTIQUES

Les plans d'eau sont souvent classés en fonction de leur niveau trophique (Tableau II). Ces niveaux résultent des différents phénomènes qui conduisent à l'élaboration de matière organique à partir des substances minérales, à travers les cycles des producteurs (organismes photosynthétiques), des consommateurs et des décomposeurs (Dussart, 1966).

Tableau II – Principaux niveaux trophiques des plans d'eau.

Niveau trophique	Oxygénation	Production primaire	caractéristiques
Oligotrophe	forte	faible	milieux jeunes, facteurs physico-chimiques dominants
Mésotrophe	bonne	bonne	Harmonie entre biologique et minéral
Eutrophe	très faible	très forte	Forte biomasse végétale
Dystrophe	très faible	faible	Lacs acides, chargés en substances humiques

Dans un état dit d'équilibre, plusieurs modifications de la matière organique peuvent intervenir, notamment au travers des grands cycles biogéochimiques du carbone, de l'oxygène, de l'azote et du phosphore conduisant à une dégradation de la matière organique sans qu'il y ait accumulation. C'est le cas dans les plans d'eau mésotrophes.

En dehors de cette situation, on observe des états d'oligotrophie, bien représentés en altitude, caractérisés par une faible dégradation de la matière organique mais une bonne oxygénation. A l'inverse, en situation d'eutrophisation, les apports extérieurs importants vont induire une productivité exacerbée.

Le phosphore a longtemps été l'indicateur principal de l'état trophique d'un lac, aux dépens d'autres paramètres (Schröder, 1991) tels que l'azote, la matière organique, l'oxygène ou la transparence, pris actuellement en compte dans les diagnostics (Tableau III).

Tableau III - Particularité des plans d'eau oligotrophes et eutrophes (d'après Matthews, 1998).

Plan d'eau oligotrophe	Plan d'eau eutrophe
Eau pauvre en nutriments	Eau riche en nutriments
Azote inorganique < 200 µg/l	Azote inorganique > 700 µg/l
Phosphore total < 10 µg/l	Phosphore total > 30µg/l
Profond, pentes abruptes	Peu profond, zone littorale étendue
Epilimnion mince, hypolimnion épais	Hypolimnion réduit
Eau transparente, bleue ou légèrement verte	Eau trouble, verte, jaune à jaune-marron
Sédiment faible en MO	Sédiments riches en MO
Eau bien oxygénée à tous niveaux	Oxygène épuisé dans l'hypolimnion en été
Végétation littorale faible	Végétation littorale envahissante
Phytoplancton peu abondant	Blooms phytoplanctoniques
Faune benthique diversifiée, dépendante de l'oxygène	Faune benthique peu diversifiée, préférant les faibles valeurs d'oxygène
Biomasse benthique faible	Biomasse benthique forte

La caractérisation d'un lac nécessite donc un grand nombre de mesures. La détermination de son niveau trophique ne donne pourtant qu'un aperçu de son fonctionnement.

A l'origine, l'eutrophisation désigne un processus naturel de vieillissement d'un lac qui reçoit ses apports hydriques du bassin versant et dont l'impact est reflété par une certaine qualité d'eau (matière organique, azote et phosphore concentrés) et un type de communauté biologique (bloom algal) (Rast & Ryding, 1994).

D'un point de vue écologique, on admet qu'un plan d'eau est oligotrophe lors de sa formation, qu'elle soit tectonique, glacière, éruptive ou anthropique. Il se caractérise par une flore littorale réduite, une production primaire faible ainsi que par une bonne oxygénation et une dégradation bactérienne réduite.

Avec le temps (plusieurs milliers d'années), le lac se remplit de sédiments et d'autres substances. Il se transforme en marécage puis en écosystème terrestre (Figure 5).

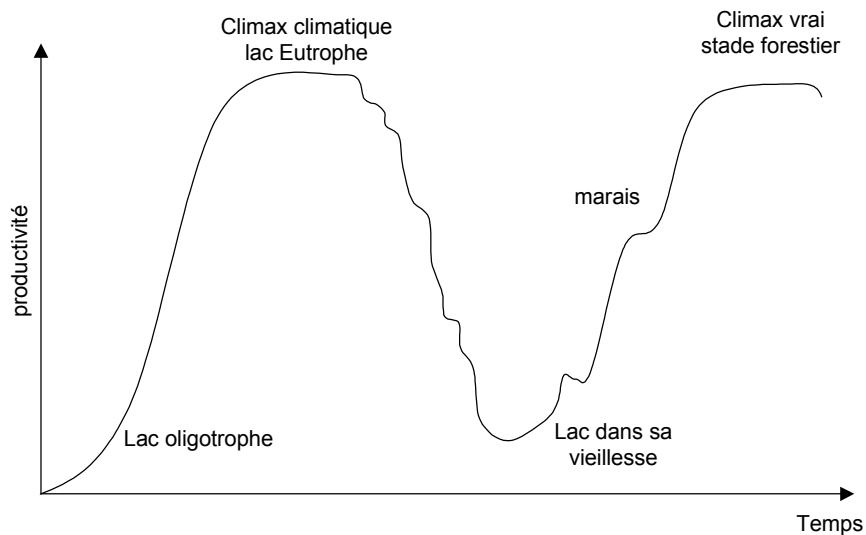


Figure 5 - Evolution hypothétique d'un écosystème lacustre en climat tempéré (d'après Lindeman, in Verneaux, 1968).

Il faut distinguer ce phénomène naturel et irréversible de celui communément appelé eutrophisation "accélérée" ou "anthropique", conséquence de la colonisation du bassin versant par l'homme et des activités qui en découlent (défrichage, agriculture, implantations de villes...).

L'eutrophisation se traduit par un enrichissement accéléré des eaux en matières nutritives (composés phosphorés et azotés) entraînant une série de changements symptomatiques qui aboutissent à un accroissement de la production d'algues, de macrophytes et à la dégradation de la qualité de l'eau (OECD, 1982). Les données actuelles, bien qu'insuffisantes, indiquent que les caractéristiques des plans d'eau oligotrophes et eutrophes des régions tempérées sont les mêmes pour les systèmes tropicaux et sub-tropicaux.

D'un point de vue physique, c'est la sédimentation et l'assèchement qui constituent l'aspect visible de l'évolution d'un plan d'eau (Meybeck, 1995). Les lacs naturels sont soumis à une accumulation des sédiments qui peut provenir des cours d'eau mais aussi de la sédimentation verticale inhérente à la destruction de la biomasse.

Les réservoirs, quant à eux, subissent un véritable colmatage dû à la quantité de sédiments que charrient les cours d'eau souvent à fort débits, bloqués par les barrages. Ils ont tendance à subir un "vieillissement" plus rapide que les lacs naturels.

La distinction entre ces deux types d'écosystèmes est basée principalement sur des différences en terme d'évolution plutôt que de manière purement qualitative (Rast *et al.*, 1994).

D'une manière générale :

"Les lacs sont des pièges à substances nutritives dont ils sont également les victimes"(Dussart, 1966).

Ainsi, les plans d'eau sont des hydrosystèmes présentant un certain nombre de particularités en terme physique mais aussi de fonctionnement.

2.2. LA RESSOURCE PISCICOLE

La connaissance de la faune piscicole dulçaquicole en France date du XVI^{ème} siècle avec la parution quasi simultanée des inventaires ichtyologiques de Bellon en 1555 et Rondelet en 1558 (Persat & Keith, 1997). A l'époque, le nombre d'espèces était estimé à 47.

Au cours des siècles et en particulier au XX^{ème} siècle, on assiste à une modification de la richesse spécifique du fait des introductions d'espèces en Europe de l'Ouest (Cowx, 1998, Holcik, 1991, Welcomme *et al.*, 1983). Quarante huit pour cent des espèces introduites en France proviennent du continent Nord-Américain et 33% d'Europe centrale (Keith, 1998). Cet auteur signale que 36% des introductions ont été réalisées pour le loisir pêche. La curiosité scientifique motive 19% des introductions et la lutte biologique 19%. Les nombreuses introductions de Salmonidés au cours des 60 dernières années ont conduit à une adaptation de ces poissons mais seules quelques espèces lacustres font preuve d'une véritable naturalisation¹ (Delacoste *et al.*, 1997).

La richesse spécifique des lacs du monde entier montre une grande variabilité, des lacs arctiques peu diversifiés voire monospécifiques à ceux des milieux tropicaux qui peuvent héberger plus de 250 espèces.

On estime à 87 le nombre d'espèces de poissons dulçaquicoles en France (Billard, 1997). Vingt sept d'entre elles ont été introduites au cours des siècles précédents (Keith & Allardi, 1997). Parmi celles-ci, seulement quelques unes sont uniquement lacustres. Les plans d'eau français ont donc en moyenne une richesse spécifique relativement faible. Pourtant les connaissances sur les peuplements piscicoles de l'Ouest Européen restent encore fragmentaires (Billard, 1994).

En terme de biomasse, 23% du patrimoine piscicole est contenu dans les plans d'eau naturels et artificiels (Figure 5).

¹ Acclimatation naturelle et durable des poissons dans un lieu éloigné de leur région d'origine, consécutive à leur introduction.

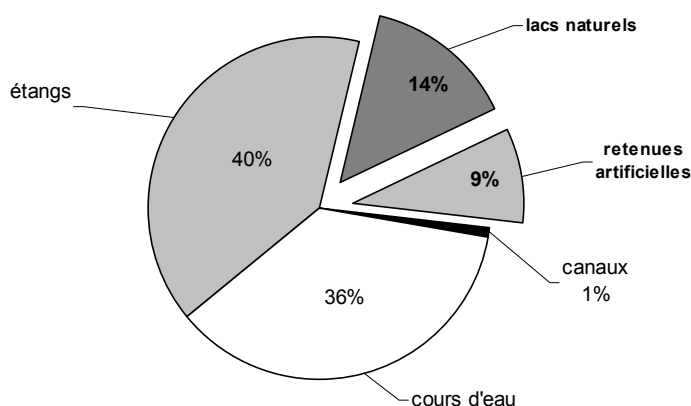


Figure 6 – Importance en biomasse du patrimoine piscicole dans le réseau hydrographique français (d'après Arrignon, 1998).

La part importante de la biomasse dans les étangs s'explique par l'absence de distinction entre les étangs naturels de ceux destinés à l'aquaculture.

Les canaux ne représentent que 1% dans cette répartition mais leur rôle a été très important dans la colonisation de l'ensemble du réseau hydrographique (Keith & Allardi, 1997).

2.2.1. LES PRINCIPALES ESPECES LACUSTRES

Certaines espèces appartiennent aux familles dites "majeures" de par leur intérêt halieutique, l'importance de leur occurrence (Tableau IV) leur succès pour la pêche sportive, leur co-actions et interactions au sein des écosystèmes aquatiques (Arrignon, 1998).

Tableau IV - Espèces dulçaquicoles majeures en France (d'après Arrignon, 1998).

Famille	Espèce	Nom latin
Centrarchidés	black bass à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i>
	perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>
Salmonidés	truite commune	<i>Salmo trutta</i> *
	omble chevalier	<i>Salvelinus alpinus</i>
	saumon de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>
	truite arc-en-ciel	<i>Onchorhynchus mikiss</i>
Corégonidés	corégone	<i>Coregonus sp</i>
Percidés	perche	<i>Perca fluviatilis</i>
	sandre	<i>Stizostedion lucioperca</i>
Cyprinidés	carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>
	barbeau méridional	<i>Barbus meridionalis</i>
	goujon	<i>Gobio gobio</i>
	tanche	<i>Tinca tinca</i>
	hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>
	toxostome ou soffie	<i>Chondrostoma toxostoma</i>
	rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	
	ablette	<i>Alburnus alburnus</i>
	brème	<i>Abramis brama</i>
Esocidés	brochet	<i>Esox lucius</i>

* La très grande plasticité de la truite a longtemps posé des problèmes de systématique. Aujourd'hui on parle d'une espèce *Salmo trutta* L. (Maisse & Baglinière, 1991) présentant trois formes : truite de lac, truite de mer et truite commune. Nous ne retiendrons que la dernière sans tenir compte des genres *fario*, *lacustris* ou *trutta*.

2.2.2. APPROCHES TYPOLOGIQUES DES PEUPEMENTS PISCICOLES

Qu'elles soient introduites ou autochtones, les espèces ne se développent pas au hasard du temps et de l'espace. Elles possèdent des exigences particulières pour accomplir l'ensemble des phases de leur cycle de vie. C'est de l'adéquation entre les caractéristiques des sites et les exigences des poissons que vont résulter, dans un premier temps, les assemblages piscicoles observés. Dans l'absolu, il existe autant de cas que de plans d'eau et d'espèces. A une échelle nationale, on peut cependant caractériser les peuplements en grands "types".

Pour la gestion piscicole, il y a en pratique 3 grandes classes d'associations d'espèces recouvrant tous les types de peuplements (CSP, 1994) qui sont les zones à truite, à ombre et à barbeau. Ces grandes classes issues des typologies de Huet (1949) et Verneaux (1981) ont pour but de décrire la composition des peuplements ichtyologiques des cours d'eau, de la source jusqu'à l'embouchure.

En domaine lentique, en 1987, Le *Cemagref* dégageait à partir de 25 plans d'eau, une typologie basée sur 3 familles (Salmonidés, Corégonidés, Cyprinidés et/ou Percidés) et introduisait une notion d'évolution des plans d'eau d'un type à l'autre (CEMAGREF, 1987).

En Amérique du Nord, d'autres exemples de classification en fonction des espèces montrent les différences de répartition des taxons et expriment l'importance du facteur géographique. Sur 18 lacs du Wisconsin, Tonn et Magnuson (1982) observent 2 assemblages distincts :

- "ombre-Cyprinidés" où le niveau d'oxygène hivernal est le facteur déterminant de la richesse spécifique.
- "brochet-Centrarchidés" pour lequel la complexité des habitats, la productivité et l'isolement du lac déterminent la richesse spécifique.

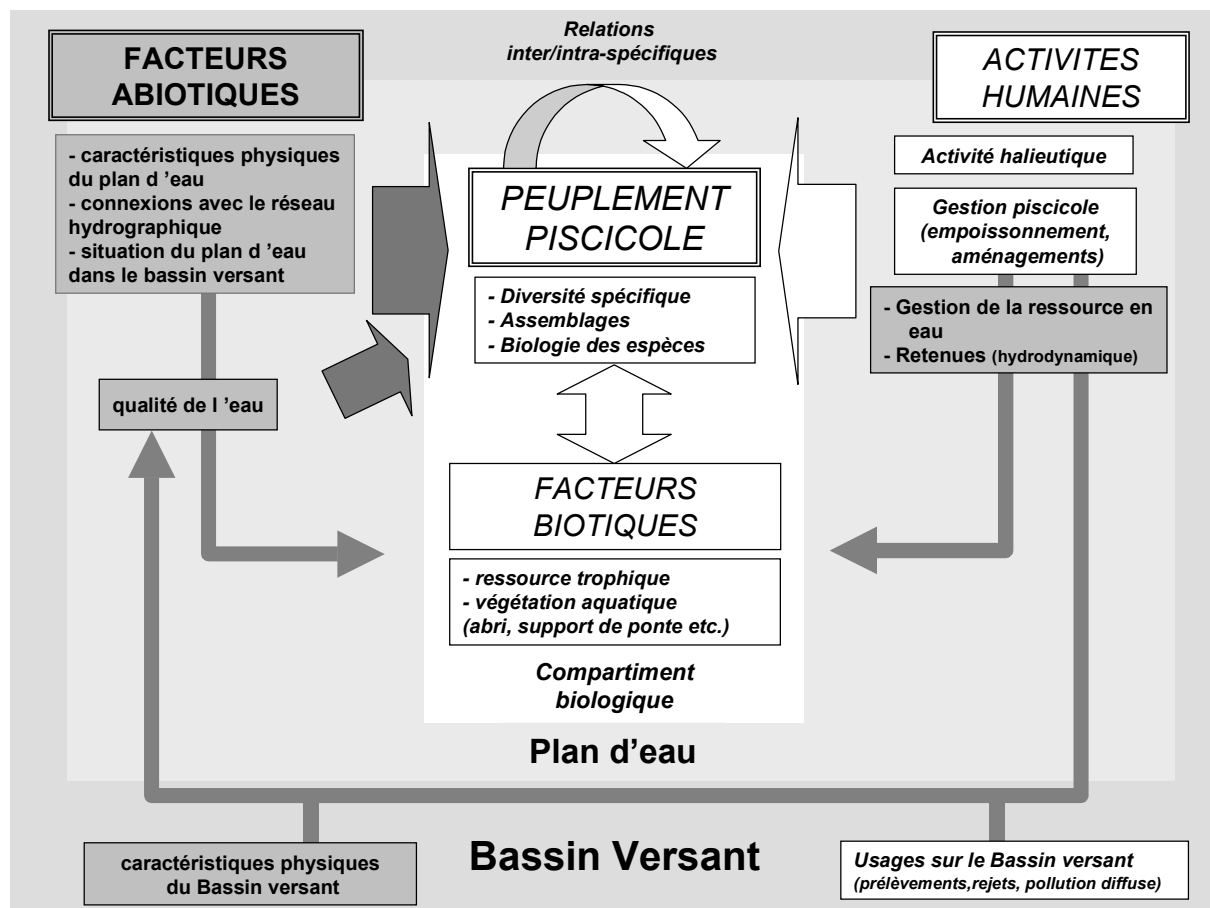
Rahel (1984) met également en évidence 3 assemblages et sépare les Centrarchidés, les Cyprinidés et les populations d'ombres et perches associées de 43 lacs du Wisconsin. Les concentrations hivernales en oxygène semblent être à l'origine de ces dissociations.

Enfin, les lacs canadiens sont désignés comme lacs à Salmonidés, Percidés et Centrarchidés selon un gradient trophique croissant (Ryder & Kerr, 1978).

2.3. LES FACTEURS ABIOTIQUES STRUCTURANT LES ASSEMBLAGES

De nombreux travaux portent l'influence des descripteurs environnementaux sur la richesse spécifique des peuplements piscicoles (Barbour & Brown, 1974, Quiros, 1990, Rahel, 1984, Tonn & Magnuson, 1983, Tonn & Magnuson, 1982) ou sur des analyses à l'échelle micro-spatiale portant de la répartition d'espèces en particulier (Brabrand & Faafeng, 1993, Casselman & Lewis, 1996, Chick & McIvor, 1997, Diehl, 1993, Nagiec, 1977).

Un certain nombre des descripteurs abiotiques, présentés dans ce chapitre, seront pris en compte dans les chapitres suivants de ce travail. Les informations présentées ici serviront donc de base à la discussion des résultats obtenus.



2.3.1. INFLUENCE DES CARACTERISTIQUES DE LA CUVETTE LACUSTRE SUR LA RICHESSE DES PEUPELEMENTS PISCICOLES

De nombreux auteurs ont montré un effet de la **superficie** des lacs sur la richesse spécifique mais le mode d'action reste l'objet de controverses (Rago & Wiener, 1986).

Barbour et Brown (1974) ont mis en évidence une corrélation positive entre la superficie et le nombre d'espèces présentes dans les lacs à une échelle spatiale bien plus importante que l'aire géographique française (Figure 7).

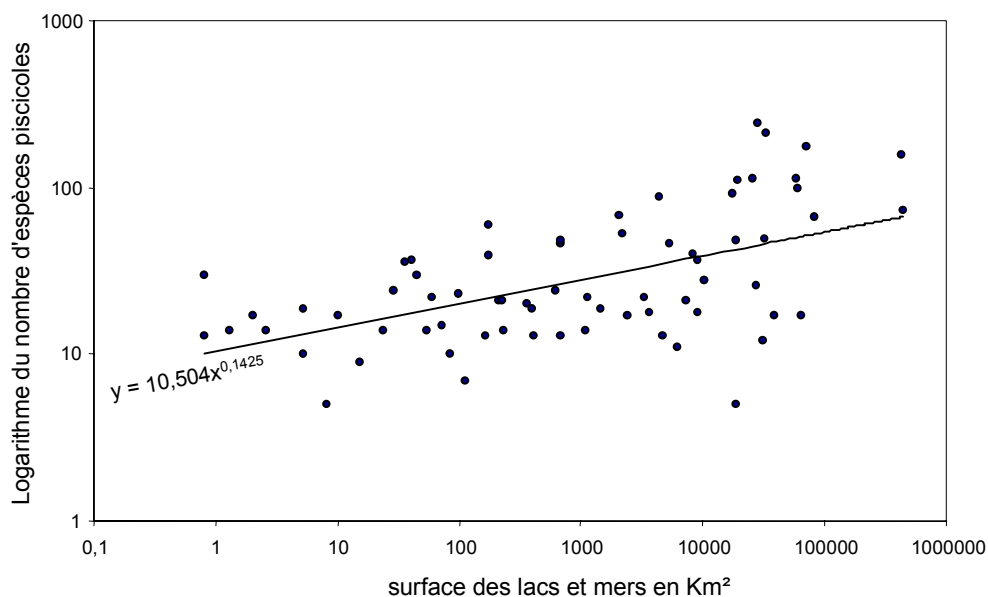


Figure 7 - Relation entre la superficie et la richesse spécifique de 70 lacs et mers du monde (d'après Barbour & Brown, 1974).

Ces auteurs attribuent cet effet à une augmentation de la diversité du biotope induite par une augmentation de la superficie du lac.

Cette hypothèse est également développée par (Juget *et al.*, 1995) qui montre que les lacs de grande surface, fortement digités, situés à faible altitude, offrent une plus grande richesse spécifique que les petits lacs d'altitude.

Ce phénomène a aussi été mis en évidence sur les lacs de l'Ontario (Eadie & Keast, 1984).

La surface des plans d'eau agit également sur l'abondance des espèces comme cela a été montré en Finlande (Persson, 1996).

L'étude des autres facteurs est illustrée par les spécificités des lacs naturels et les retenues artificielles (Figure 8). Celles-ci sont principalement liées à leur fonctionnement hydrodynamique.

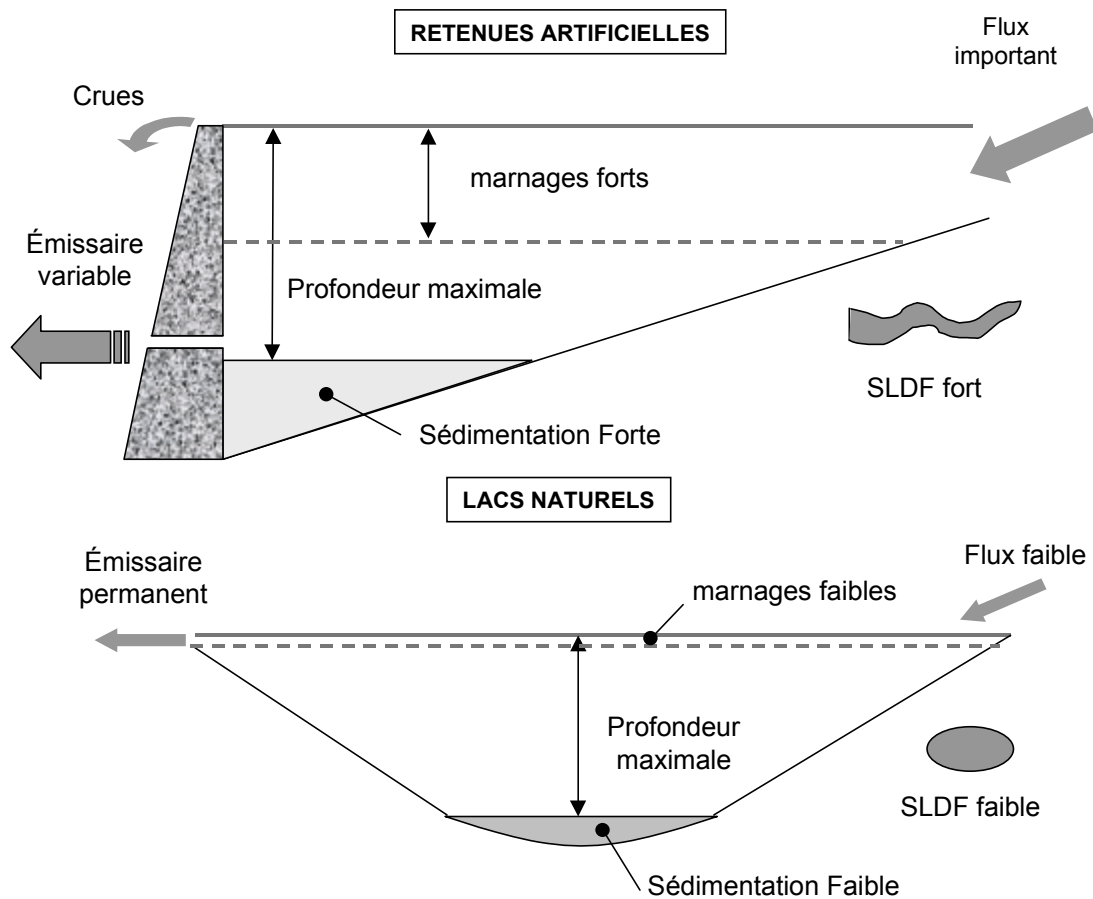


Figure 8 - Principales différences entre retenues artificielles et lacs naturels.

La **superficie** et le **périmètre** sont souvent combinés par l'intermédiaire de l'indice de développement de berge ou SLDF (ShoreLine Development Factor) (Dussart, 1966, Meybeck, 1995). Le SLDF est le rapport entre P, la longueur de côte et A la superficie du plan d'eau (Eadie & Keast, 1984, Minns, 1989).

$$SLDF = \frac{P}{\sqrt{4 \times \pi \times A}} \quad \text{Équation 1}$$

Cet indice supérieur à 1 (valeur pour un plan d'eau circulaire) et proche de 2 ou 3 pour les lacs naturels prend des valeurs importantes (de 13 ou 14) dans le cas des retenues artificielles fortement digitées qui gardent en général la forme allongée des cours d'eau originels. Le SLDF est très dépendant de l'échelle à laquelle on mesure le périmètre du plan d'eau qui possède une dimension fractale.

Kent & Wong (1982) insistent sur le fait que cet indice dissocie l'effet de la taille du lac et celui de la diversité des végétaux sur le nombre d'espèces piscicoles (Kent & Wong, 1982).

Une corrélation entre le développement de la végétation sur les rives (plantes aquatiques) et le nombre d'espèces (R=0,42) a été mis en évidence (Eadie & Keast, 1984).

La **bathymétrie**, mais surtout la zone de profondeur maximale, se situe au centre des lacs naturels et près du barrage dans les retenues artificielles.

Une étude portant sur 6 lacs du Wisconsin a montré que la variation intralacustre du gradient de profondeur était corrélée à la diversité spécifique (Benson & Magnuson, 1992).

Les habitats centraux dont les strates subissent une désoxygénation importante sont désertés au profit des habitats moins profonds dont le sédiment est mieux oxygéné donc plus biogène (Degiorgi, 1994).

Cette dernière remarque renforce l'idée que la profondeur d'un plan d'eau peut être un facteur indirect puisqu'elle intervient en grande partie dans la physico-chimie de l'eau par le biais de phénomènes comme la thermocline, la luminosité etc.

Dans l'état de New York, l'apport de sédiments de dragage dans une retenue de 3 600 ha a augmenté la surface des habitats de faible profondeur, faisant passer une large zone d'une profondeur moyenne de 18 m à 8 m. On note que localement le nombre d'espèces piscicoles a augmenté, principalement grâce à la colonisation du benthos par de nouveaux invertébrés. Ces apports en matériaux ont donc diminué la profondeur et augmenté la richesse spécifique des communautés piscicoles et benthiques (Chipps *et al.*, 1997).

Plus simplement, les études sur la répartition verticale montre un ségrégation nette entre les espèces piscicoles montrant des préférences écologiques vis à vis de la profondeur. Certaines espèces, comme l'omble chevalier, fraient essentiellement à de grandes profondeurs.

2.3.2. EFFET DE LA LOCALISATION ET DU DEGRE DE CONNEXION AU RESEAU HYDROGRAPHIQUE SUR LES PEUPELEMENTS PISCICOLES

L'**altitude** d'un plan d'eau détermine une grande partie de son régime thermique. En France et dans la plupart des pays tempérés, l'élévation intègre un grand nombre de facteurs (température, distance à la source, qualité d'eau, disponibilité trophique etc...).

Ce paramètre est couramment utilisé dans les études globale visant à mettre en évidence des typologies de plans d'eau et de leurs peuplements lacustres (Godinho *et al.*, 1997, Le Cren, 1965, Margenau *et al.*, 1998, Matuszek & Beggs, 1988, Minns, 1989, Petr, 1975, Rahel, 1984, Rivier, 1996).

D'une manière générale, la richesse spécifique des milieux aquatiques décroît à mesure que l'on s'éloigne de la mer. Les peuplements piscicoles des cours d'eau sont soumis à un certain **gradient longitudinal** (Changeux, 1995, Kratz *et al.*, 1997, Sedell *et al.*, 1989, Sheldon, 1968, Vannote *et al.*, 1980) montrant une richesse spécifique s'amenuisant vers l'amont. Une structure longitudinale similaire a été mise en évidence par Godinho sur les retenues portugaises (Godinho *et al.*, 1998) et l'on peut penser que les plans d'eau sont

aussi plus soumis à cette tendance, même s'ils sont moins sujets aux migrations et aux colonisations des espèces piscicoles.

Même si l'organisation sociale se fait au sein de communautés qui comprennent les espèces prépondérantes, le passage d'une communauté à l'autre se fait progressivement sur les cours d'eau alors qu'il peut être brutal d'un plan d'eau à son émissaire ou de sa partie amont à sa partie aval (Arrignon, 1998).

L'isolement d'un plan d'eau et même son éloignement par rapport à un cours d'eau ou à un autre lac a été également étudié pour expliquer les assemblages piscicoles (Tonn & Magnuson, 1982).

Ces auteurs expliquent que l'introduction de poissons depuis le bassin versant des petits lacs forestiers est fortement influencée par le degré d'isolement.

La structure des communautés dans les habitats de petits lacs forestiers est déterminée par 2 processus : l'immigration des espèces formant la communauté et l'extinction des espèces originelles.

Même si ces processus se déroulent sur des pas de temps bien supérieurs aux études (~10 000 ans), il est possible d'appréhender ces phénomènes. L'immigration domine lors de la formation des lacs, puis devient un phénomène rare et épisodique contrairement à l'extinction qui est pratiquement continue et principalement due à des facteurs abiotiques : variation de pH, hivers très froids (Tonn *et al.*, 1995).

L'analogie sur le territoire français concerne les lacs d'altitude dont l'isolement permet à certaines espèces de ne subir aucune migration ni prédation. Nous verrons dans la suite de l'étude que la plupart des lacs de haute altitude, peuplés par l'homme conserve un peuplement stable durant plusieurs années, notamment par absence d'activité halieutique ou d'introduction sauvage.

Selon Tonn *et al.* (1995), on peut expliquer, dans certains cas, l'apparition, le maintien ou l'extinction d'une espèce en fonction de l'isolement du lac par rapport aux moyens de communication (routes). Certains lacs de montagne (Pyrénées, Alpes, Corse) jusqu'alors difficiles d'accès, possèdent des populations de poissons qui risquent d'être menacées par des projets d'aménagement touristiques et hydroélectriques ou des introductions incontrôlées (Rivier, 1996).

Enfin, les lacs et retenues reçoivent leurs matières dissoutes et particulières et une partie de leur énergie mécanique du bassin versant (Meybeck, 1995). Les caractéristiques thermiques, dynamiques, chimiques, sédimentologiques et même biologiques des plans d'eau sont largement dépendantes de ces apports qui seront d'autant plus importants que le rapport entre l'aire du bassin versant et celle du plan d'eau sera élevé.

Dans la plupart des cas, les tributaires sont formés d'un ou plusieurs systèmes dont le régime est essentiellement fonction du climat et de l'altitude (Meybeck, 1995).

Seuls les systèmes lacustres de faible taille et de rapport surface du bassin versant/surface du lac < 3 reçoivent une contribution importante par ruissellement direct.

2.3.3. EFFET DE L'HYDRODYNAMIQUE SUR L'ABONDANCE ET LA QUALITE DU PEUPEMENT PISCICOLE

D'une manière générale, les débits entrant et sortant dans un plan d'eau ont tendance à perturber la structure stratifiée de la masse d'eau.

Les retenues artificielles ont la particularité de posséder des débits sortant modulables, liés à l'utilisation de la masse d'eau. Cette exploitation provoque des variations du niveau d'eau parfois brusques et importantes appelées marnage.

Ce marnage constitue un facteur d'instabilité des berges et limite le développement des macrophytes en zone littorale (Agences de l'eau, 1999, Pourriot & Meybeck, 1995). On peut résumer son impact sur la faune piscicole selon quatre modes principaux (Travade *et al.*, 1985) :

- le déracinement des végétaux supprime le support de ponte pour les espèces phytophiles,
- l'absence de ces végétaux ne permet pas une bonne protection des juvéniles soumis à une forte prédation, observation confirmée par (Garnaas & Hesthagen, 1982),
- l'accès aux frayères peut-être bloqué pour les espèces se reproduisant dans les cours d'eau afférents (Salmonidés). Une étude du peuplement piscicole de 49 lacs de Norvège exposés à différents marnages, a montré une légère corrélation négative ($r = -0,21$) entre les captures de truite et l'importance des marnages (Garnaas & Hesthagen, 1982).
- Il existe également un risque d'assèchement de la ponte lorsqu'elle a eu lieu dans des zones d'herbiers inondées, comme c'est le cas pour le brochet.

Le marnage constitue parfois le mode de sélection le plus évident pour expliquer la présence des espèces présentant le plus de plasticité vis à vis du support de ponte.

Les périodes de frai (Tableau V) des poissons constituent souvent la phase sensible de leur développement dans certains plans d'eau et une constante avec laquelle le gestionnaire doit composer pour assurer la pérennité de la population.

Tableau V - Périodes de reproduction des principales espèces des plans d'eau français (d'après Arrignon, 1998)

	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
truite fario												
truite arc-en-ciel												
saumon de fontaine												
omble chevalier												
perche												
sandre												
gardon												
rotengle												
tanche												
carpe												
goujon												
ablette												
hotu												
brème												
chevesne												
barbeau												
brochet												

En fonction de leur cycle de reproduction annuel ou fractionné, les espèces n'ont pas la même sensibilité aux marnages (Gerdeaux, 1985).

Ces différentes remarques sur le lien entre la reproduction et le marnage mettent en évidence l'importance de considérer ce facteur à partir de la période à laquelle il a lieu et de sa fréquence, en plus de son amplitude.

2.3.4. INFLUENCE DE LA QUALITE DE L'EAU SUR LE PEUPLEMENT

Par ce terme générique de qualité d'eau, nous désignerons les principaux paramètres physico-chimiques qui agissent de diverses manières sur le métabolisme des organismes aquatiques.

L'importance des apports du **bassin versant** induisent un dépôt sédimentaire et une dégradation de la qualité d'eau en relation avec une concentration importante en matières organiques (Balvay, 1985, Barbier, 1984, Carrel & Rivier, 1989, Travade *et al.*, 1985). Ces apports sont liés aux activités anthropiques développées sur l'ensemble du bassin versant et concernent de façon moins importante les lacs naturels qui possèdent des flux entrant et sortant bien plus modestes. Ceci est principalement dû à la superficie du bassin versant. Celui des lacs naturels est en général en forme de cuvette avec un rapport de 10 sur 1 entre sa superficie et celle du plan d'eau, alors que celui des retenues artificielles est grand, allongé, et le rapport est entre 100 et 300 sur 1 (Wetzel, 1990).

Nous présenterons également les problèmes liés aux agents pathogènes et aux polluants auxquels les poissons sont soumis ainsi que leur rôle dans les phénomènes de bioaccumulation.

2.3.4.1 LA TEMPÉRATURE

Il existe une littérature volumineuse sur les effets biologiques de la température sur les espèces piscicoles et sur leur distribution dans les plans d'eau.

On regroupe généralement les poissons d'eau froide, les poissons d'eau "fraîche", pouvant être eurythermes² ou sténothermes et les poissons thermophiles ou très eurythermes.

D'après Brandt & al (1980) en milieu bien oxygéné, les espèces ont un préférendum thermique qui lié aussi aux problèmes de compétition trophique, détermine leur répartition.

L'action de la température se situe a plusieurs niveaux :

- sur le métabolisme, comme sur l'incubation des œufs (Diamond, 1985, Gillet, 1991, Treasurer, 1983), le développement embryonnaire (Broughton & Jones, 1978, Hokanson *et al.*, 1973, Jensen, 1990, Mooij & van Nes, 1998). De même, l'âge de la maturité sexuelle peut diminuer consécutivement à de fortes variations thermiques (Gerdeaux, 1985),
- sur la croissance des juvéniles (Jensen, 1990, Staggs & Otis, 1996, Wieser *et al.*, 1988) et des adultes (Cavalli & Chappaz, 1996, Draulans *et al.*, 1985, Goldspink, 1978) par l'intermédiaire des mécanismes de prise de nourriture. Ainsi, l'augmentation du taux de croissance avec l'augmentation de la température s'explique par une plus forte productivité des organismes proies et une efficacité accrue de l'alimentation et de la conversion des aliments. On observe des accroissements pondéraux jusqu'à quatre fois plus importants que la moyenne chez des individus soumis à des températures voisines de leur optimum thermique,
- sur le mouvement (Haeseker *et al.*, 1996, Le Cren, 1958) et les répartitions densitaires dans le milieu.

2.3.4.2 L'OXYGÈNE

L'oxygène est à la vie des poissons. La présence d'oxygène est liée aux échanges atmosphériques et à la photosynthèse et de dégradation de la matière organique et à la stratification thermique qui limite la diffusion. Le renouvellement des eaux ajoute des transports d'oxygène par convection.

Rombough en 1988 a mis en évidence une limite létale inférieure de la teneur en oxygène lors de l'incubation de certaines espèces. Ces teneurs s'échelonnent entre 1,6 mgO₂/l à 10°C pour la truite arc-en-ciel et 3,0 mgO₂/l pour le sandre ou la carpe respectivement à 12,3°C et 25°C (Billard, 1997). Chez les adultes, on observe un gradient de tolérance plus ou moins marqué vis à vis de la teneur en oxygène (Quiros, 1990, Ranta & Lindstrom, 1998).

Le cristivomer ou l'omble chevalier sont des espèces très exigeantes nécessitant en permanence des teneurs en oxygène supérieures à 5-7 mgO₂/l. La truite, la vandoise, le chevaine supportent durant de courtes durées des teneurs en oxygène dissout de l'ordre de 2,5 à 3 mgO₂/l. Les carnassiers sont absents des lacs dont les teneurs hivernales en O₂ sont

² eurytheme: se dit d'un organisme qui supporte les variations de température du milieu. ant.: sténotherme

faibles. Viennent ensuite les Cyprinidés, regroupant des espèces rustiques et peu exigeantes (gardon, rotengle, brème) à très peu exigeantes (tanche, carpe). Ces dernières à l'état adulte sont susceptibles de se maintenir avec des concentrations en oxygène dissous inférieures à 2mg/l (Barla, 1998, Carrel, 1993).

De plus, une carence en oxygène dissous entraîne chez certaines espèces, une diminution du poids des gonades et un blocage de la frai.

Notons que la température agit sur la solubilité de l'oxygène et qu'il est parfois difficile de dissocier les effets respectifs de ces 2 facteurs.

2.3.4.3 LA VALEUR DE pH

Le potentiel hydrogène (pH) est la résultante des concentrations en composés minéraux et organiques dissous dans l'eau et entrant dans une réaction acido-basique. Outre l'effet Bohr³, les poissons subissent ce que les Anglo-saxons appellent "root effects" lié au système d'échanges entre les branchies et l'eau.

Même s'il a été montré que de faibles pH dans les plans d'eau pouvaient diminuer la diversité des espèces (Rago & Wiener, 1986, Rahel, 1986) voire induire des mortalités dans la ponte (Hulsman *et al.*, 1983), ce facteur ne constitue généralement pas un paramètre limitant de la survie des poissons de nos régions tempérées (excepté pour quelques valeurs extrêmes sur les juvéniles de brochet (Le Louarn & Webb, 1998)). Il peut en revanche influencer la reproduction par diminution de la fécondité ou en perturbant la phase finale du cycle reproducteur (McCormick & Leino, 1999) notamment dans certains milieux acides

Retenons également que les faibles croissances des poissons peuvent être le fait d'une disponibilité alimentaire réduite liée au pH acide de l'eau des régions granitiques ou des secteurs forestiers.

2.3.4.4 AGENTS PATHOGENES, POLLUTION ET BIOACCUMULATION

Les principaux parasites affectant les poissons d'eau douce sont généralement présents en plans d'eau. Leur détection apporte souvent une aide à l'interprétation lors des études de cas. Notons qu'à l'heure actuelle il n'existe aucun réseau d'épidémiologie-surveillance des maladies des poissons en France (Girard, 1998).

Certaines pollutions sur les poissons sont amplifiées par le phénomène de bioaccumulation. Outre le caractère toxique sur la faune piscicole elle-même, la rémanence de certaines substances pose un problème de contamination du milieu tout entier par l'intermédiaire des différents compartiments de la chaîne trophique. Néanmoins, les concentrations sont

³ diminution de la capacité sanguine à fixer l'oxygène consécutive à la diminution du pH sanguin

d'autant plus élevées que le poisson se trouve en situation apicale de la chaîne trophique et que les composés sont stables et non biodégradables (Girard, 1998).

L'exemple du lac Léman est caractéristique d'une prise de conscience et de la mobilisation des spécialistes sur la dégradation de la qualité du milieu lacustre induite par l'homme (Rapin *et al.*, 1995). Les conclusions des nombreuses études depuis 1950 mettent en évidence des pollutions d'origine urbaine et agricole ayant entraîné une diminution de la qualité d'eau ainsi qu'une pression halieutique forte (25 kg/ha) sur certaines espèces (corégone, perche) dont la résilience est très faible.

2.4. LES FACTEURS BIOTIQUES STRUCTURANT LES ASSEMBLAGES

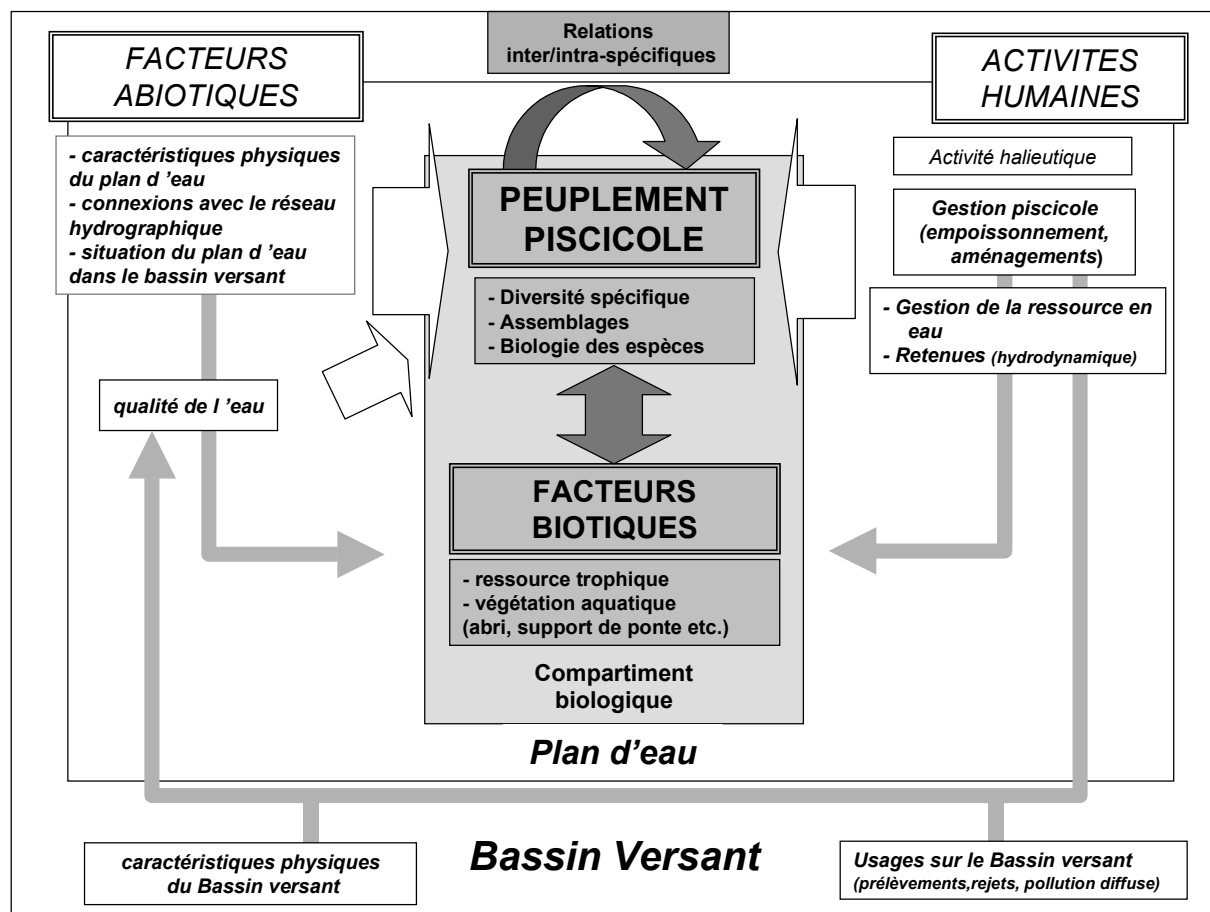
Les facteurs biotiques se résument par les relations existant au sein du compartiment biologique du plan d'eau. Leur action sur le peuplement piscicole influence soit le cycle de vie d'une espèce en particulier, soit les associations entre plusieurs espèces qui forment les communautés, soit plus généralement la richesse spécifique du peuplement.

La compétition interspécifique, lorsqu'elle est définie comme la recherche d'une même ressource du milieu par 2 ou plusieurs espèces, permet d'appréhender les mécanismes trophiques au sein de certains assemblages. Par exemple, la truite commune et l'omble chevalier ont le même régime alimentaire lorsqu'ils sont dans des plans d'eau séparés mais celui-ci se modifie lorsque ces deux espèces sont réunies. Chacune ne va plus alors cibler qu'un certain type de proies avec un avantage nutritif pour la truite (Nilsson, 1963). Cette compétition peut également se modifier en fonction des classes de tailles des différentes espèces comme cela a été montré entre le gardon et la brème (Lammens *et al.*, 1986). Parfois, cette lutte pour la ressource n'existe qu'à certains stades du cycle de vie comme c'est souvent le cas pour les juvéniles (Beauchamp, 1990, Fausch & White, 1986, Wieser *et al.*, 1988).

Cette compétition interspécifique peut également concerner l'habitat. Le gardon et la brème (Diamond, 1985) ou la truite commune et la truite arc-en-ciel (Hayes, 1987) ont, par exemple, une aire de reproduction identique.

Il existe également une compétition intraspécifique qui dépend principalement de la densité des populations (Persson & Johansson, 1992) et qui s'exprime entre différentes classes de taille (Persson & Greenberg, 1990). Cette compétition se manifeste par un fractionnement de la ressource comme cela a été montré sur la perche (Chappaz *et al.*, 1989). Le degré de carence peut conduire à certaines situations de cannibalisme des adultes sur les juvéniles

chez certains carnassiers comme le sandre [(Campbell, 1992, McElman & Balon, 1979, Mehner *et al.*, 1996), la perche (Goldspink & Goodwin, 1979, Holcik, 1977, Treasurer, 1990, Treasurer, 1989) ou le brochet (Eklov, 1997).



Les relations prédateurs/proies décrites dans la littérature constituent également des mécanismes explicatifs de certains assemblages piscicoles. La prédation peut s'effectuer à différents stades du développement des proies : œufs, juvéniles ou adultes. Au sein des plans d'eau, la prédation est bien plus importante dans les zones littorales que dans la zone pélagique (Chick & McIvor, 1997, Lyons & Magnuson, 1987).

Le sandre est souvent cité pour sa prédation, que ce soit sur la brème (Van Densen & Grimm, 1994), la perche (Nielsen, 1980) ou l'ablette (Barral, 1999). L'introduction du sandre dans un lac de Norvège a eu pour conséquence une diminution dramatique des stades juvéniles de gardon qui ont vu de plus leur refuge pélagique occupé de plus en plus par les adultes majoritaires, entraînant un déséquilibre de la population (Brabrand & Faafeng, 1993). La partie Est du lac Erié a également vu sa composition spécifique diminuée par l'augmentation des densités de ce carnassier (Knight & Vondracek, 1993).

Le brochet fait également partie des carnassiers les plus susceptibles de modifier la structure des assemblages piscicoles (Adams, 1991, He & Wright, 1992), tout comme la perche (Flesch, 1994).

D'autre part, on peut admettre que cet aspect de contrôle par la prédation ("top-down control") permet d'envisager une modification des systèmes aquatiques par biomanipulation (Lazzaro & Lacroix, 1995). Si l'on admet que les poissons proies régulent les communautés ("bottom-up control"), il est plus difficile de quantifier l'impact de la prédation des poissons planctonophages sur la composition du zooplancton et le métabolisme de l'ensemble des espèces planctoniques.

L'augmentation de la productivité d'un plan d'eau se traduit généralement par une augmentation de la masse végétale. Ces végétaux immergés forment des caches, des supports de pontes et même une ressource alimentaire pour certaines espèces de poissons. Il est admis que l'abondance relative de la plupart des espèces est toujours supérieure au sein de zones végétalisées (Dewey, 1992) surtout dans les lacs naturels où ces habitats sont moins affectés par les marnages (Degiorgi, 1994). L'étude de la présence des différentes classes de taille montre la forte dominance des juvéniles (Rossier *et al.*, 1996) pour la plupart des espèces excepté pour le brochet (Casselman & Lewis, 1996, Grimm, 1989, Vollestad *et al.*, 1986) ou la perche en période de reproduction (Diehl, 1993, Flesch, 1994). Néanmoins, cette attractivité est fortement dépendante des variations saisonnières qui déterminent l'importance de la ceinture végétale et la présence de poissons à différentes périodes de leur cycle de vie.

La production de masse végétale d'un plan d'eau, que l'on considérera comme la quantité de matières organiques produite dans un volume donné, montre de bonnes liaisons avec l'abondance des peuplements pisciaires.

Persson *et al.* (1990) montrent qu'il existe une bonne corrélation entre la productivité d'un plan d'eau et la biomasse phytoplanctonique moyenne. Les modèles mis au point aussi bien pour les habitats benthiques que pélagiques, permettent de prédire les changements de l'abondance des communautés pisciaires.

Généralement dans un lac, le long d'un gradient de productivité mesuré à l'aide de la concentration en Chlorophylle *a*, on observe la succession des Salmonidés, des Percidés eux-mêmes remplacés par les Cyprinidés (Persson *et al.*, 1991).

Cela peut se schématiser de la manière suivante :

Chl *a* < 2mg/m³ = productivité faible → Corégonidés

Chl *a* < 10mg/m³ productivité moyenne → Cyprinidés + Percidés

Chl *a* > 90mg/m³ forte productivité → Cyprinidés

Dans les lacs naturels, les Corégonidés et les Percidés ont une valeur maximale de biomasse pour un même niveau de productivité, surtout dans les habitats pélagiques. Les données suggèrent que l'augmentation des Cyprinidés apparaît après une disparition des Corégonidés, accompagnée par une diminution simultanée des Percidés.

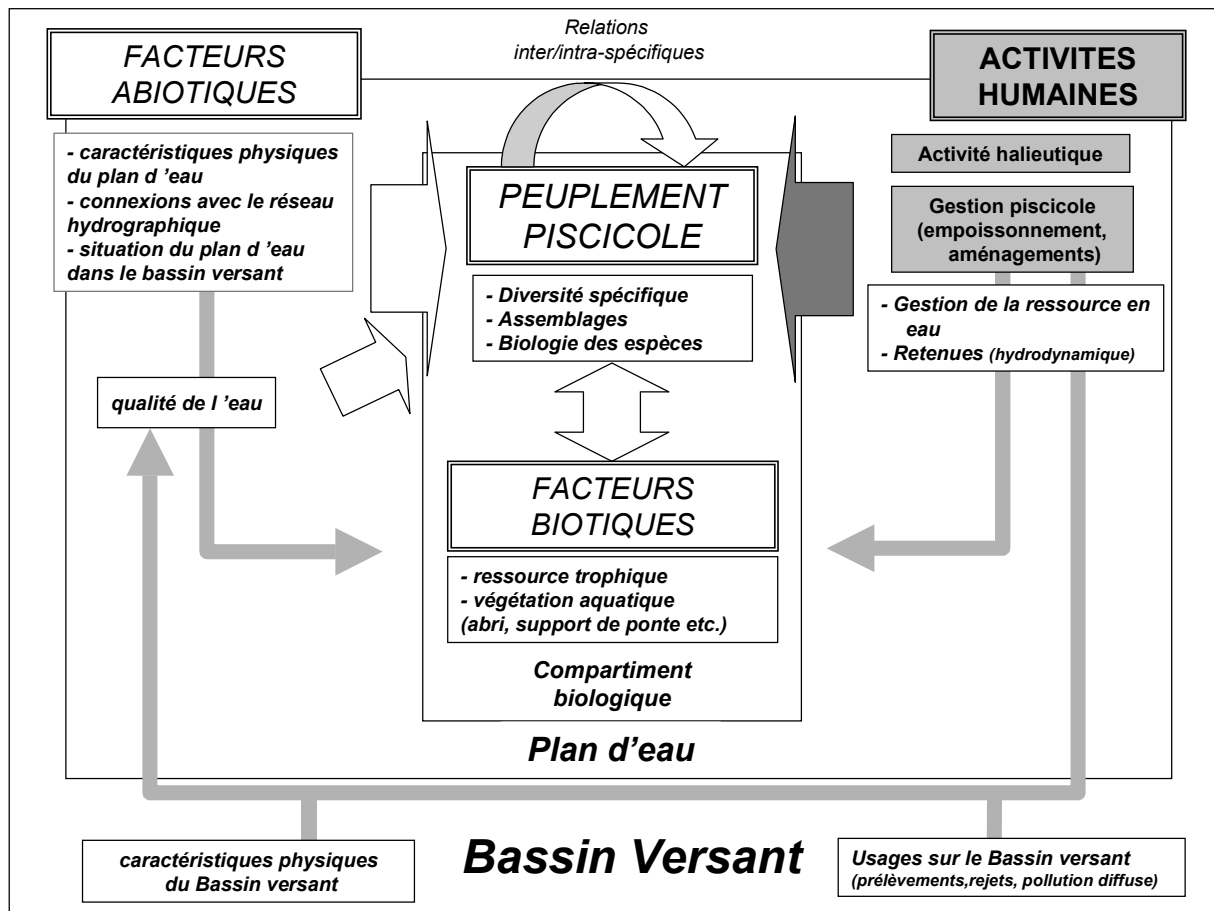
Dans les lacs à faible ou moyenne productivité, la perche est l'espèce dominante, alors que dans la plupart des lacs productifs on trouve plus de grémilles et de sandres.

La présence de grémille et de sandre dans les lacs productifs est décrite comme une adaptation de ces espèces à se nourrir dans des conditions d'éclairage faible, ce qui est le cas dans ces systèmes (Persson *et al.*, 1991).

Ce passage d'une population de Salmonidés à une population de Cyprinidés a aussi été observé de façon flagrante sur la retenue de Tolla (2A).

Les peuplements piscicoles sont donc structurés à la fois par les caractéristiques de l'habitat et par un certain nombre de facteurs biotiques plus ou moins en relation avec les propriétés du milieu.

Un troisième groupe de facteurs influence également les communautés piscicoles. Il s'agit des activités anthropiques qui s'exercent sur les plans d'eau.



2.5. LES FACTEURS ANTHROPIQUES

Parmi les activités humaines, la gestion hydraulique des retenues peut avoir une forte influence sur la nature et l'abondance des communautés piscicoles. Cependant, cette gestion agit indirectement par effets des marnages et des flux, effets qui ont déjà été exposés.

De même, les activités humaines sur le bassin versant du plan d'eau induisent une modification de la qualité d'eau par ses effets indirects.

Ces aspects abordés dans le §2.3 ne seront donc pas repris ici.

Cette partie concerne donc les deux principales actions directes sur le poisson à savoir la pêche et les mesures de gestion des communautés piscicoles dont les impacts sur les communautés sont directs.

On considérera la pêche comme une source de modification des peuplements de part l'importance de la pression halieutique qui peut s'exercer sur les plans d'eau, alors que la gestion piscicole sera abordée à travers la définition du schéma nécessaire au maintien de la ressource.

2.5.1. IMPACTS DE L'ACTIVITE HALIEUTIQUE

L'activité halieutique a un impact plus ou moins marqué sur la ressource selon les plans d'eau et les activités pratiquées. L'activité halieutique est souvent réduite à la pêche de loisir ; la pêche professionnelle n'est pratiquée que sur quelques plans d'eau.

La pêche de loisir est accessible à toute personne titulaire de la carte de pêche qui prouve son appartenance à une A.A.P.M.A et son acquittement de la taxe piscicole. Cette relative facilité montre que la pêche est un loisir à la portée de tous. D'une manière générale, la pêche pratiquée par les amateurs est liée à une valeur de convenance des milieux aquatiques relative à l'ensemble des activités de détente et de loisir (Arrignon, 1998).

Au sein des **pêcheurs amateurs** on distingue les pratiquants utilisant des lignes, des pêcheurs aux engins et aux filets (Tableau VI).

Il est difficile de connaître le nombre exact de pêcheurs mais il est estimé à une valeur comprise entre 5 (Arrignon, 1998) et 6 millions (Porcher & Holl, 1992), et en diminution depuis quelques années. L'apparition d'autres loisirs plus prisés, la diminution du nombre d'ouvriers et d'agriculteurs, l'augmentation du prix des taxes et de la pêche privée, sont citées parmi les explications les plus plausibles (Changeux, 1999).

Tableau VI – Principales caractéristiques des pêcheurs amateurs en France.

	Pêcheurs aux lignes	Pêcheurs aux engins et filets
type de pêche	Regroupés par grand type de proie recherchée : Cyprinidés, Carnassiers, Salmonidés. Trois catégories : pêche grand public (50%), sportive (25%) et "nature"(25%).	Grande diversité des engins utilisés (épervier, Carrelet, coul, nasse, bosselle, verveux) mais limitation en nombre et en dimension.
Economie estimée en fonction du nombre de pêcheurs et du montant moyen des dépenses	On estime le chiffre d'affaire du secteur à 3,6 Milliards de francs à partir des 1,7 millions de pêcheurs qui acquittent leurs taxes piscicoles, sur les 2,5 millions dits actifs.	On estime à 30 Millions de Francs le poids de cette activité grâce aux 8 000 pêcheurs du domaine public dépendent en moyenne 3 800 FF par an et par pêcheur.
Evolution suivie au travers des taxes perçues	Effectif de 3 millions en 1964 expliqué par la mise en place du système associatif en 1942 Diminution constante du nombre de taxes perçues (mise en place d'une taxe supplémentaire pour les Salmonidés qui ne compensera pas ces pertes).	Concentration des taxes engins relativement forte sur la partie Ouest, principalement en Gironde, Loire aval et bassin du Rhône Pratique globalement en déclin depuis 1952, date des premières statistiques pour ce secteur, malgré un regain consécutif à la loi pêche.

Le nombre de pêcheurs étant peu précis et les captures effectuées rarement évaluées, il est difficile d'estimer l'impact de cette activité sur la ressource. Même s'il existe peu de références sur ces impacts, les informations que nous possédons et notre expérience du terrain laissent penser que cette activité peut induire des modifications importantes des peuplements. Par exemple, au travers des déversements de vifs qui se développent ensuite ou par les prélèvements importants sur certaines populations dont la densité diminue alors beaucoup entraînant des déséquilibres prédateurs/proies, on a observé des modifications de la structure des peuplements.

La pêche professionnelle se distingue de la pêche de loisir par 3 critères principaux qui sont la possibilité de commercialiser les prises, une activité dans les eaux continentales avec droit de pêche professionnelle et une cotisation à la mutuelle des travailleurs agricoles non salariés sur une base minimale de 6 mois par an (Castelnaud & Babin, 1992). Une étude récente dénombre 510 pêcheurs professionnels fluviaux et lacustres dont la majeure partie se situe dans les parties basses de fleuves (Castelnaud *et al.*, 2000)

En terme démographique, la diminution des effectifs de pêcheurs professionnels est comparable à celle des pêcheurs amateurs. Les pêcheurs professionnels des lacs alpins (Léman, Bourget et Annecy) sont passés de 71 en 1989 à 62 en 1998 (Castelnaud *et al.*, 2000), et Adam signale une diminution des pêcheurs du lac de Grand-Lieu de 120 en 1920 à 6 en 1997 (Adam, 1997).

Sur quelques uns des plans d'eau (Léman et Annecy) sur lesquels cette activité s'est développée, le suivi des captures sur les populations exploitées a permis d'adapter la gestion afin de maintenir la ressource.

En domaine maritime, au cours du XIX^{ème} siècle, ce sont les données de pêche commerciale, qui ont permis de mettre en évidence l'effondrement des captures que les scientifiques ont été appelés à expliquer. La connaissance des captures associée à une meilleure compréhension des dynamiques de population en milieu marin est aujourd'hui unanimement reconnue comme étant un élément indispensable à la gestion des pêcheries (Chancerel, 1996). Si ces captures constituent le seul moyen de connaître les peuplements marins, en milieu continental ces données pourraient s'ajouter aux échantillonnages piscicoles.

Les statistiques de pêche sont donc à considérer comme le mode d'évaluation d'une partie de la mortalité mais peuvent également permettre d'estimer les rendements des mesures de gestion comme, par exemple, les empoissonnements effectués entre 1971 et 1980 dans les cours d'eau du canton de Genève (Pattay & Gerdeaux, 1985).

La pêche professionnelle est de plus en plus mentionnée comme un moyen d'équilibrer les peuplements et les populations par rapport à une pêche de loisir souvent ciblée sur certaines espèces et classes d'âge (Castelnaud & Babin, 1992 , CSP, 1994).

D'une manière générale, les lacunes existantes dans l'acquisition des données issues de l'exploitation de la ressource privent le gestionnaire de renseignement précieux en terme de surveillance des peuplements, de connaissances de l'organisation et du développement de la pêche, et d'évaluation des dommages éventuels.

2.5.2. IMPACTS DE LA GESTION PISCICOLE

De la même manière que les cours d'eau, les lacs naturels et les retenues artificielles peuplés de Salmonidés appartiennent à la 1^{ère} catégorie piscicole, les autres sont classés en 2^{ème} catégorie. Cette classification sous-entend la présence dans le milieu d'un type de peuplement piscicole qui va influencer les directives aux pêcheurs, comme les périodes d'interdiction de la pêche fixées par décret, les heures de pêche, les tailles de capture et parfois même le nombre de capture.

Il existe également une réglementation spécifique des "grands lacs intérieurs". La pêche dans les grands lacs intérieurs (lac d'Annecy, du Bourget) et de montagne peut être réglementée de manière particulière. Edictée par le préfet, elle est auparavant soumise à une commission spécifique au lac ainsi qu'au délégué du Conseil Supérieur de la Pêche et aux représentants des Associations de Pêche.

A l'exception de ces derniers, les plans d'eau sont donc soumis aux mêmes règles de pêche que les cours d'eau.

Il est cependant difficile de définir un principe général de la gestion piscicole puisque les motivations des gestionnaires peuvent être guidées par un contentement du pêcheur autant que par un souhait de conservation du patrimoine. Ce principe s'oppose au courant en vogue dans la seconde moitié du siècle dernier qui prônait l'introduction et l'acclimatation d'espèces nouvelles (Thibault, 1992).

Compte tenu des facteurs identifiés dans les paragraphes précédents et connus pour avoir une influence sur les ichtyocénoses, on peut penser que la gestion piscicole concerne les différents compartiments présentés sur la Figure 9.

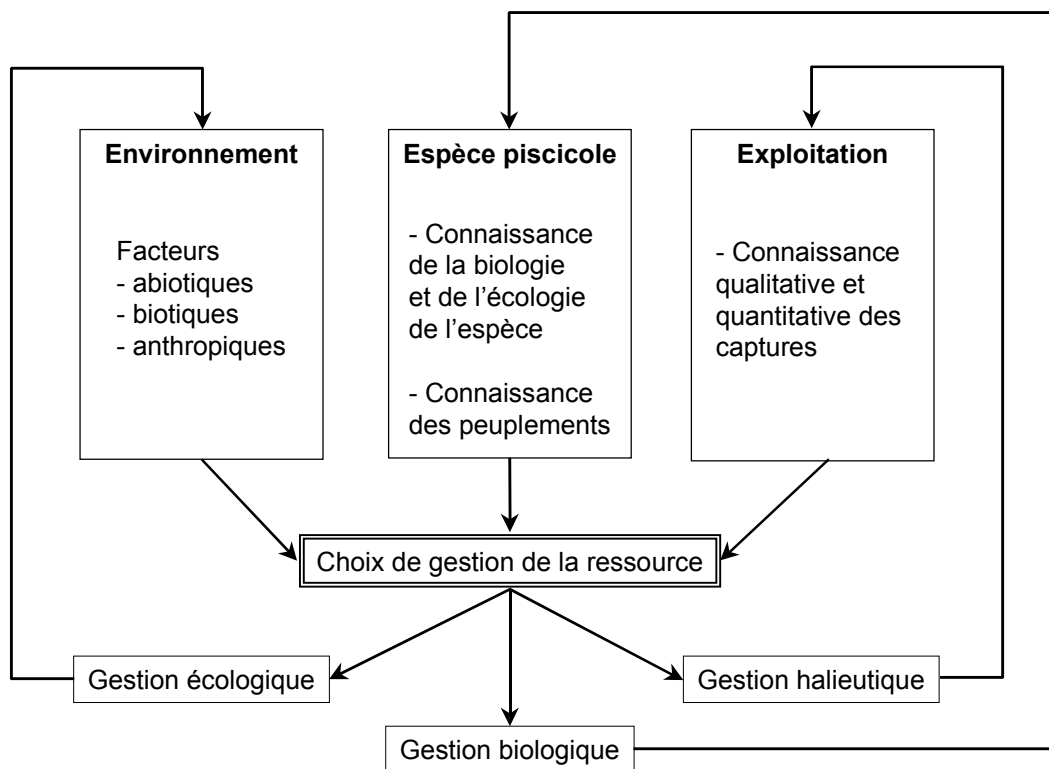


Figure 9 – Schéma général du processus de gestion piscicole.

La gestion peut être multiple ou adaptée en fonction du type de problème et de la demande exprimée par la société. Dans la pratique, ce schéma théorique n'est pas appliqué dans son ensemble même si cette démarche est admise comme nécessaire à une gestion durable.

Les effets des actions de gestion sont difficiles à évaluer car le temps de réponse de l'écosystème est parfois long (Adam, 1997). Des déversements sont cependant effectués et ils agissent très certainement sur la structure des peuplements et sur les équilibres au sein des communautés. Les actions sur l'habitat vont aussi agir au travers des mécanismes décrits précédemment.

CHAPITRE 3. EVALUATION DE LA GESTION PISCICOLE EN PLAN D'EAU

3.1.	MISE EN ŒUVRE ET PREMIÈRE EXPLOITATION DE L'ENQUÊTE	40
3.1.1.	<i>conception et diffusion du questionnaire</i>	40
3.1.2.	<i>taux de retour</i>	41
3.1.3.	<i>résultat global des actions de gestion menées</i>	42
3.2.	BILAN DÉTAILLÉ DES ACTIONS MENEES	43
3.2.1.	<i>les déversements d'espèces</i>	43
3.2.2.	<i>l'aménagement de frayères</i>	50
3.2.3.	<i>les inventaires piscicoles en plans d'eau</i>	51
3.2.4.	<i>les destructions d'espèces</i>	55
3.2.5.	<i>autres types d'actions</i>	56
3.2.6.	<i>les actions envisagées par les gestionnaires</i>	57
3.2.7.	<i>autres observations</i>	58
3.3.	ANALYSE DES MESURES PRIORITAIRES	58
3.4.	BILAN	60

3 - EVALUATION DE LA GESTION PISCICOLE EN PLAN D'EAU

Notre étude ciblée sur les pratiques de gestion en milieu lacustre, intéresse plus particulièrement les personnes ayant en charge la mise en œuvre de cette gestion piscicole. Les A.A.P.P.M.A. et les fédérations départementales d'A.A.P.P.M.A. ont donc été consultées par l'intermédiaire d'un questionnaire grâce au soutien logistique du CSP.

Les résultats issus de l'exploitation de ces questionnaires ont permis une approche plus concrète de la gestion piscicole telle qu'elle est actuellement considérée et une meilleure évaluation des attentes des personnes interrogées.

Cette enquête a été ciblée sur le thème "gestion piscicole des plans d'eau" afin de guider la mise au point d'outils de gestion raisonnés (conformes aux attentes des gestionnaires) et qui prennent en compte les expériences de chacun.

Plus précisément, l'objectif est d'identifier :

- ✓ les actions de gestion piscicole menées actuellement sur les plans d'eau,
- ✓ les espèces concernées par ces actions,
- ✓ les problèmes rencontrés dans leur mise en œuvre,
- ✓ les préoccupations majeures des gestionnaires de ces milieux.

3.1. MISE EN ŒUVRE ET PREMIERE EXPLOITATION DE L'ENQUETE

3.1.1. CONCEPTION ET DIFFUSION DU QUESTIONNAIRE

Le questionnaire est constitué de 11 rubriques. Il a été préparé conjointement par le service technique du Conseil Supérieur de la Pêche et le *Cemagref*.

Les 7 premières rubriques sont ciblées sur des actions de gestion particulières, les 2 suivantes sont des questions ouvertes visant à identifier d'autres actions de gestion effectuées ou prévues et les problèmes éventuellement rencontrés dans leur mise en œuvre.

Une partie est spécifiquement destinée à traiter les domaines d'intérêt des gestionnaires.

Une partie "Observations complémentaires" laissait la possibilité aux gestionnaires de s'exprimer sur des questions qui n'avaient pas été abordées dans les rubriques précédentes.

L'enquête (présentée en Annexe 2) a été diffusée le 29 septembre 1997 par la Direction Générale du Conseil Supérieur de la Pêche (Figure 10) dans les 92 Fédérations d'A.A.P.P.M.A..

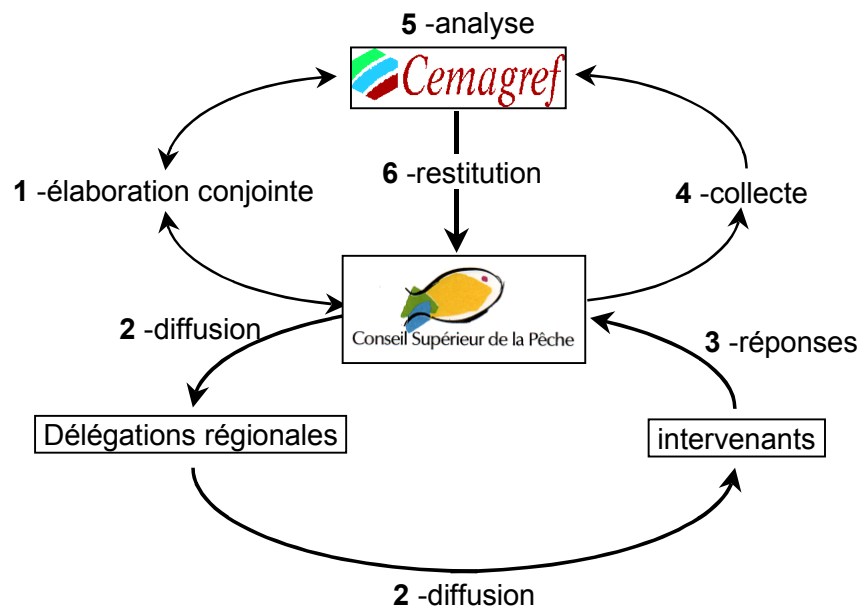


Figure 10 - Schéma de diffusion et d'exploitation de l'enquête.

Chacune des fédérations était libre de diffuser le questionnaire auprès des A.A.P.P.M.A. si elles n'étaient pas en possession des renseignements.

3.1.2. TAUX DE RETOUR

Au 25 février 1998, date du dernier retour, cette enquête avait donné lieu à 112 réponses se répartissant de la façon suivante :

- ✓ 108 questionnaires retournés
- ✓ 2 réponses globales par courrier
- ✓ 2 réponses de Fédérations non concernées.

Ces réponses proviennent de 68 départements (Figure 11) ce qui porte à 74% le taux de réponse global. Les départements laissés en blanc représentent l'absence de réponse.

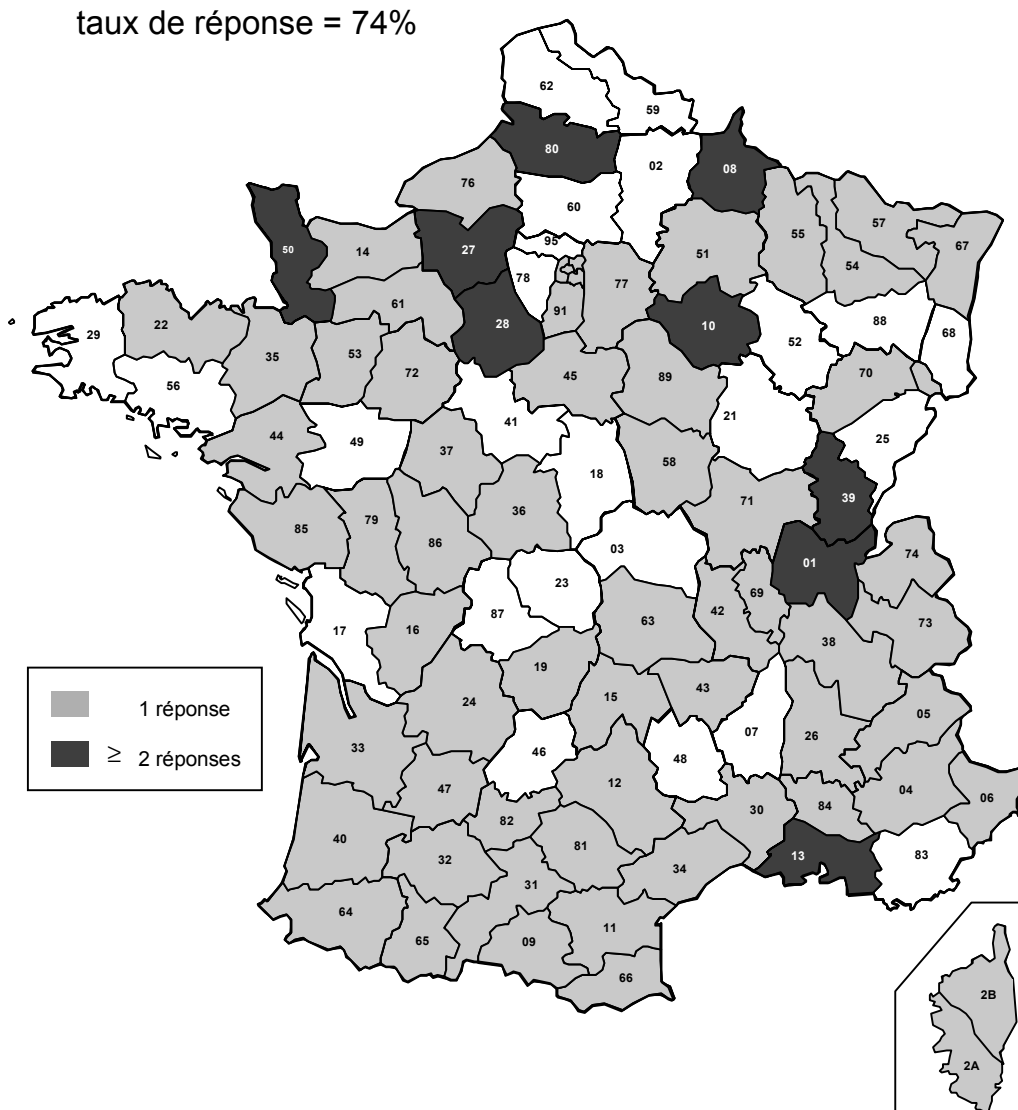


Figure 11 – Quantification des réponses des fédérations départementales.

Cent dix questionnaires ont été exploités. La moitié d'entre eux émane des Fédérations (54) et l'autre moitié (56) des A.A.P.P.M.A.

Il est à noter que certaines réponses concernent plusieurs plans d'eau. C'est le cas lorsque les fédérations rendent compte des mesures de gestion de plusieurs A.A.P.P.M.A.

3.1.3. RESULTAT GLOBAL DES ACTIONS DE GESTION MENEES

Le nombre de plans d'eau concernés par chacune des actions de gestion est présenté Figure 12.

La période 94-97, à laquelle la plupart des données font référence, a été dissociée de l'ensemble des données qui s'échelonnent sur 20 ans, afin de mettre en évidence l'importance de ces 3 années dans l'ensemble des résultats.

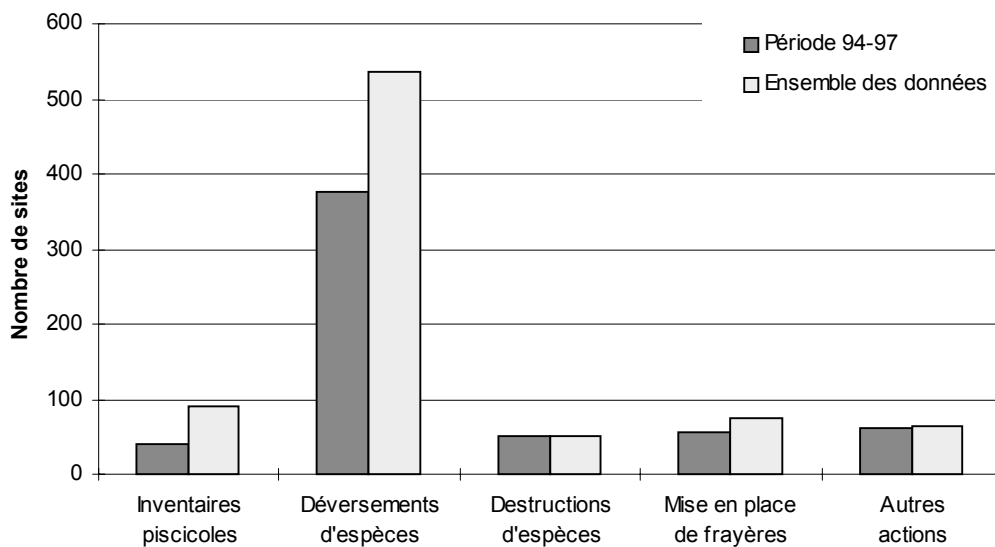


Figure 12 - Fréquences des différentes interventions.

Sur l'ensemble des données, le déversement d'espèces est la mesure de gestion la plus fréquente. Elle a touché un minimum de 535 plans d'eau répartis dans 61 départements sur l'ensemble de la période. Les données relatives aux inventaires piscicoles (91 plans d'eau échantillonnés) arrivent en deuxième position.

Sur la période 1994 – 1997, le thème "autres actions" regroupant beaucoup d'interventions de diverses natures et l'aménagement de frayères (qu'il s'agisse de modifications sur le milieu ou de mises en place de frayères artificielles) ont constitué le deuxième type d'intervention le plus fréquent. Sur cette même période, les destructions d'espèce et la réalisation d'inventaires piscicoles arrivent respectivement en 3^{ème} et 4^{ème} position.

Si l'on prend en compte, non plus le nombre de plans d'eau, mais le nombre d'interventions, ce même classement est observé, avec des écarts encore plus importants entre les déversements d'espèce et les autres actions. Cela montre l'importance de cette mesure qui peut avoir été mise en œuvre à plusieurs reprises sur certains sites.

Les déversements de poissons semblent donc être la mesure de gestion des populations la plus pratiquée sur les plans d'eau français.

3.2. BILAN DETAILLE DES ACTIONS MENEES

3.2.1. LES DEVERSEMENTS D'ESPECES

On entend par déversement de poisson l'introduction d'une espèce dans un milieu à un instant donné. La plupart des informations concernent la période 1994-1997 car les valeurs antérieures à 1994 sont souvent trop peu nombreuses pour donner une image fiable de

l'importance de ces pratiques. Ces quatre années de données sont détaillées dans le Tableau VII.

Tableau VII – Détails des déversements d'espèces renseignés.

Année	Nombre de plans d'eau	Nombre de déversements
1994	108	349
1995	190	468
1996	241	628
1997	255	704

On observe une relative stabilité de cette pratique sur la période 1995-1997 (entre 2,5 et 2,7 déversements par plan d'eau et par an) puis une valeur légèrement supérieure en 1994 (3,2).

On note que sur l'ensemble des plans d'eau où des déversements d'espèces ont été effectués, moins de 10% ont fait l'objet d'un inventaire piscicole (calcul réalisé sur la base des réponses à la première question de l'enquête).

Dans l'analyse de cette partie du questionnaire, nous avons pris en compte un certain nombre d'informations globales auxquelles nous avons attribué la signification suivante :

Tableau VIII – Interprétation de certaines réponses aux rubriques du questionnaire.

Rubrique	Réponse	Interprétation
Nom du plan d'eau	Une dizaine	10 plans d'eau
Date de déversement	Annuel	Sur toute la période 1994-1997
Espèces déversées	Toutes Cyprinidés	Données non traitées dans la partie "espèces concernées par les déversements"

Cette simplification permet de prendre en compte certaines réponses malgré leur manque de précision. Cette situation se rencontre généralement lorsque les fédérations répondent elles même à des questions concernant un grand nombre de sites.

3.2.1.1 IMPORTANCE DES ESPÈCES DÉVERSÉES PAR TYPE DE MILIEU

Le type de plan d'eau concerné par les déversements était renseigné dans 281 cas. L'évolution des déversements sur les 3 types de plan d'eau est représentée sur une période comprise entre 1994 et 1997. Quelle que soit l'année, les retenues artificielles sont toujours les plans d'eau les plus concernés par les empoisonnements.

Tableau IX - Evolution annuelle des milieux concernés par les déversements d'espèces en%.

	1994	1995	1996	1997
Retenues (%)	55,7	42,5	42,6	59
Gravières (%)	32	24	24,1	31
Lacs naturels (%)	12,3	33,5	33,3	10

La liste complète des espèces déversées dans les lacs naturels, retenues et gravières est présentée en Annexe 3.

Ces espèces sont nombreuses, cependant, sur l'ensemble des données (tous milieux confondus), 6 d'entre elles seulement représentent environ 70% des déversements : le brochet, le gardon, la truite arc-en-ciel, la carpe commune, la tanche et la truite commune. Vingt six autres espèces ne représentent que moins de 1% de ces derniers.

3.2.1.1.1 Les lacs naturels

Nous avons recueilli les données sur 64 lacs naturels dont 61 de superficie connue. Il s'agit pour la plupart de lacs d'altitude (Corse et Pyrénées-Orientales en particulier) et de plans d'eau de petite superficie (60% et 88% des lacs ont des superficies inférieures respectivement à 5 ha et 20 ha) ; ces données ne concernent que 2 lacs naturels de plus de 100 ha.

Les espèces déversées dans les lacs naturels sur la période 1994-1997 sont au nombre de 15 mais 9 espèces seulement représentent plus de 90% des déversements (Figure 13).

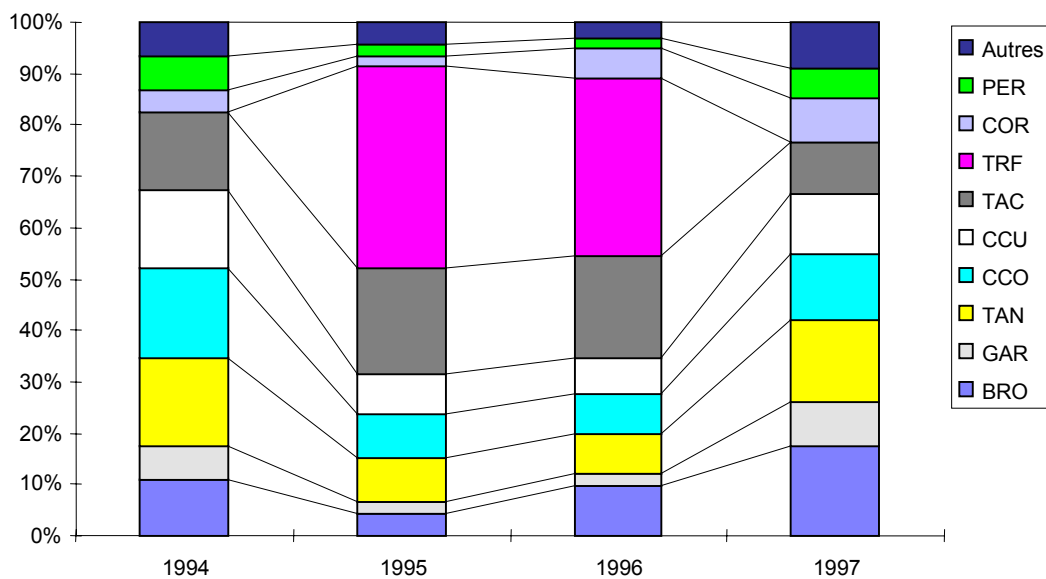


Figure 13 - Les principales espèces déversées dans les lacs naturels au cours de la période 1994-1997.

Les années 1995 et 1996 sont marquées par une forte proportion de déversements de truite commune qui correspondent aux alevinages effectués dans les lacs d'altitude des Pyrénées. Indépendamment de ces interventions, les autres déversements (espèces et fréquence) varient peu sur la période 1994-1997. Cela dénote, sur les lacs naturels, une relative stabilité des empoissonnements.

3.2.1.1.2 Les retenues artificielles

Cent quarante et une retenues artificielles sont concernées, dont la moitié a une superficie inférieure à 20 ha et 9%, une superficie supérieure à 500 ha.

Le nombre d'espèces déversées dans les gravières et surtout dans les retenues est plus important que sur les lacs naturels (Tableau IX). Cependant sur les 34 espèces introduites dans les retenues, 10 (SDF, CAS, CAA, HOT, PES, VAI, VAN, SPI, BAM et CAR) ne l'ont été qu'une fois à l'occasion d'une remise en charge de plans d'eau et sont donc peu représentatives des déversements effectués à intervalles réguliers.

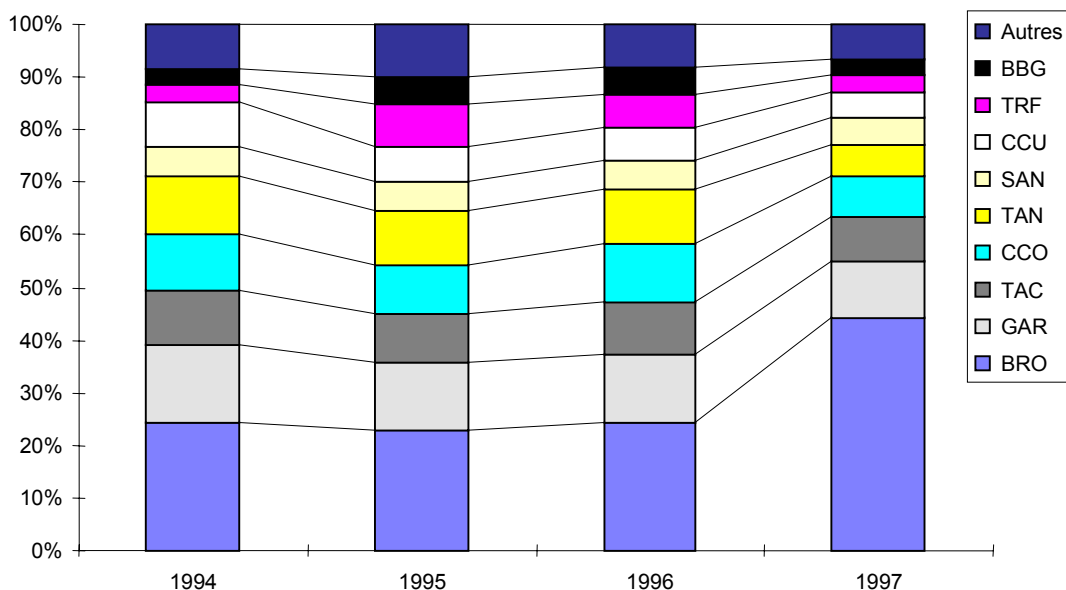


Figure 14 - Les principales espèces déversées dans les retenues artificielles au cours de la période 1994-1997.

Globalement, on n'observe pas beaucoup de variations annuelles entre 1994 et 1996, par contre, en 1997, le brochet a été déversé en plus grande quantité que les années précédentes. Les 9 espèces citées (Figure 14) représentent plus de 90% des déversements effectués au cours de ces 4 dernières années. Le brochet a toujours été l'espèce la plus déversée, souvent associée à des empoisonnements en gardon, tanche et carpes (CCO et CCU). Ces trois espèces et la truite arc-en-ciel, représentent chacune environ 10% des introductions.

3.2.1.1.3 Les gravières

Enfin, les déversements effectués sur 76 gravières dont la plupart (80%) de superficies inférieures à 20 ha ont été indiqués.

L'introduction simultanée des 4 espèces, brochet, gardon, carpe et tanche, est encore plus importante que dans les retenues et ces déversements sont majoritaires.

L'évolution des déversements des principales espèces au cours des 4 dernières années montre en 1997, une diversification des introductions, visible sur la Figure 15, par l'augmentation de la proportion "Autres" et l'apparition d'un déversement de truite de lac.

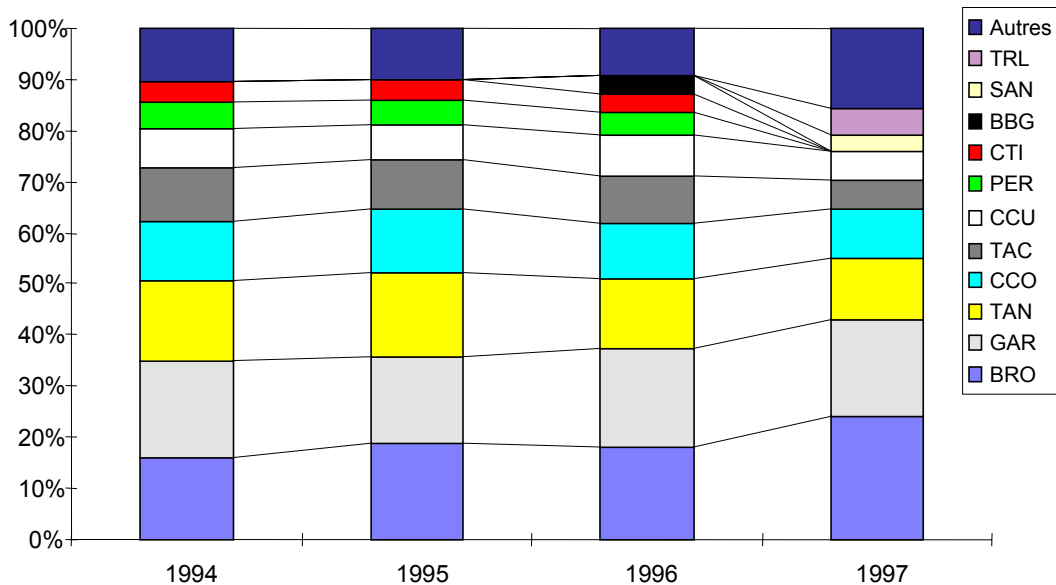


Figure 15 - Les principales espèces déversées dans les gravières au cours de la période 1994-1997.

On observe aussi une diminution des introductions de perche et d'amour blanc et une augmentation des déversements de brochet et de sandre, cette dernière espèce représentant moins de 3% des déversements les années précédentes. Cette observation peut certainement être mise en parallèle avec une demande ponctuelle des pêcheurs pour ces carnassiers.

3.2.1.2 LES TYPES DE DÉVERSEMENT

Après avoir détaillé l'importance des déversements à la fois sur les plans d'eau et par espèce, il est important de décrire s'il s'agit d'introductions de nouvelles espèces, d'alevinages ou de reempoisonnements. Les alevinages concernent les déversements de poissons en vu d'augmenter la fraction non exploitable du stock (alevins ou juvéniles), alors que les reempoisonnements concernent des individus capturables par les pêcheurs (exemple des truites "portions").

3.2.1.2.1 L'introduction de nouvelles espèces

Au cours de la période 1994-1997, les introductions de nouvelles espèces ont été rares sur les lacs naturels. Les seules données communiquées concernent l'introduction d'amour blanc (*Ctenopharyngodon idella*) pour lutter contre l'envahissement de la végétation sur un petit lac du Jura, et l'introduction du cristivomer puis de la carpe cuir et de la perche sur le lac du Bouchet dans la Loire.

Par contre, sur cette même période sur les retenues et les gravières, les données sur les introductions d'espèces non présentes localement ont concerné :

- ✓ 11 espèces et 25 retenues d'une part,
- ✓ 6 espèces et 11 gravières d'autre part.

La liste de ces espèces est présentée en Annexe 4. Ces introductions semblent donc assez peu nombreuses et en diminution : une dizaine en 1994 et 1995 et seulement 3 en 1996 et en 1997. Sur l'ensemble des données, le black-bass a été l'espèce la plus introduite dans ces milieux artificiels.

Après le black-bass et par ordre d'importance décroissant, les espèces nouvelles les plus introduites dans les retenues sont : le sandre, le brochet puis le corégone et la carpe cuir.

Dans les gravières il s'agit de la tanche, du brochet et du gardon puis de la carpe miroir et du silure. Il faut noter que, dans le cas des gravières et pour quelques retenues de petite superficie, les données d'introduction de nouvelles espèces correspondent parfois à la mise en charge du plan d'eau et n'ont donc pas la même signification que pour les lacs naturels.

3.2.1.2.2 Alevinages et repoissonnements

Les fréquences d'intervention suivant les espèces ne prennent pas en compte l'importance en nombre ou en biomasse des poissons déversés. De plus, elles ne concernent pas l'ensemble des déversements, la rubrique "type de déversements" n'ayant pas été systématiquement renseignée. Le traitement global montre que dans les lacs naturels, les déversements se font le plus fréquemment sous forme d'alevinages. Dans les retenues et les gravières, le mode de déversement le plus fréquent est le repoissonnement (Tableau X).

Tableau X - Mode de déversement des espèces dans les plans d'eau.

	Lacs naturels	Retenues	Gravières
Alevinages (%)	79	27	11
Repoissonnements (%)	21	73	89

Un total d'environ 1 350 valeurs a cependant été traité. Les plus anciennes datent de 1971. Treize pour cent d'entre elles concernent les déversements effectués en lacs naturels, 40% les déversements en gravières et 47% les déversements en retenues artificielles.

(a) Les alevinages

Dans les lacs naturels, 7 espèces seulement sont déversées par alevinages (Annexe 5). Soixante pour cent de ces alevinages sont de la truite de rivière ; les autres concernent par ordre d'importance décroissant, la truite arc-en-ciel (19%), le brochet (8%), le corégone (6%), le saumon de fontaine (5%) puis le gardon et le sandre dans moins de 1% des cas.

Dans les retenues et les gravières, les alevinages concernent principalement le brochet : respectivement 67% et 73% des alevinages dans ces 2 types de milieu. Les deux autres

espèces les plus concernées dans les gravières sont le gardon (8.5%) et le sandre (5%). Dans les retenues, il s'agit de la truite commune (8%), du sandre (7%) et du gardon (5%). Les alevinages concernent beaucoup plus d'espèces en retenues artificielles (16) qu'en gravières (8) et en lacs naturels (7).

(b) Les rempoissonnements

Dans les gravières et les lacs naturels, les rempoissonnements concernent plus d'espèces que les alevinages et l'inverse est observé dans les retenues. D'autre part, les rempoissonnements sont moins ciblés sur une espèce (Annexe 6).

Les principales espèces faisant l'objet de rempoissonnements dans les milieux naturels sont le brochet (22%), le gardon (20%), la tanche (19%) et la perche (19%), les trois premières d'entre elles étant souvent associées. Ces déversements concernent aussi 8 autres espèces dans moins de 7% des cas.

Dans les retenues et les gravières, à cette association brochet, gardon, tanche s'ajoutent les carpes (CCO et CCU). Ces espèces contribuent pour 70% à la totalité des empoissonnements. Ceux-ci concernent aussi dans plus de 10% des cas la truite arc-en-ciel et dans moins de 5% des cas, 7 autres espèces (Annexe 6).

(c) Fréquences et modes de déversement des principales espèces

Pour les principales espèces, le mode de déversement principal a été calculé en fonction des types de plans d'eau (Figure 16).

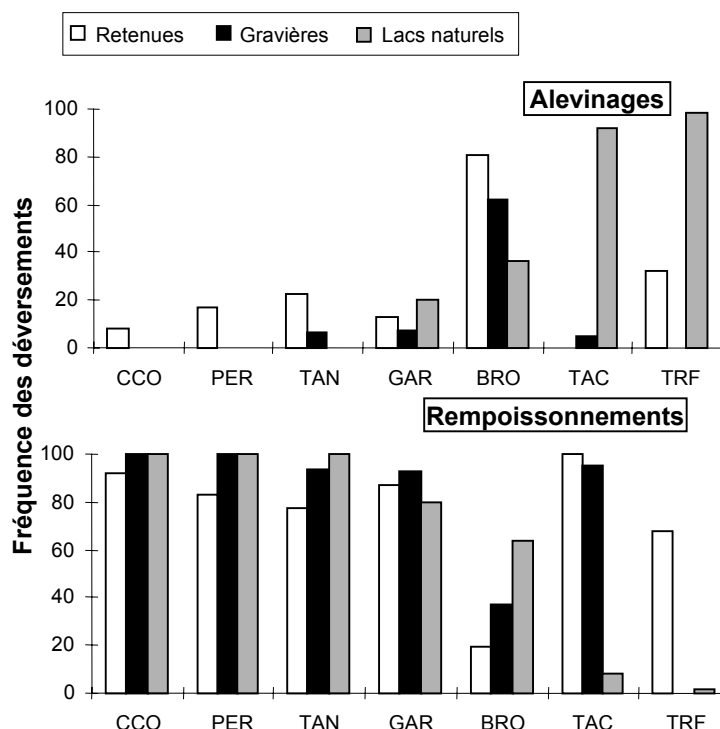


Figure 16 - Mode de déversement des espèces en fonction des milieux.

Les déversements de gardon, carpe, tanche et perche sont presque toujours réalisés sous forme de rempoissonnements.

Par contre, les truites communes et arc-en-ciel sont, dans la plupart des cas, déversées sous forme d'alevins dans les lacs naturels, ce qui n'est pas le cas en retenues et en gravières.

La situation inverse est observée pour le brochet.

Ainsi, les différences observées dans la Figure 16 sont liées à la nature des espèces déversées mais aussi à des différences de comportement des gestionnaires en fonction des milieux.

3.2.1.3 OBJECTIFS DE CES DÉVERSEMENTS

Cette question n'a été renseignée que dans environ la moitié des cas (soit pour 230 plans d'eau) et les réponses sont souvent très succinctes.

Globalement, lorsqu'il ne s'agit pas d'une mise en charge du plan d'eau, les déversements d'espèces sont motivés d'abord par un soutien aux peuplements (60% des réponses) nécessaire pour compenser les prélèvements par pêche et/ou pallier les problèmes de la reproduction du brochet et/ou de la gestion des marnages.

Les introductions de nouvelles espèces correspondent à des tentatives d'acclimatation souvent motivées par un désir de diversification et/ou de développement du loisir pêche.

Le désir de satisfaire le pêcheur a été évoqué dans 30% des cas.

3.2.2. L'AMENAGEMENT DE FRAYÈRES

Des aménagements de frayères ont été effectués sur 76 plans d'eau (essentiellement retenues et gravières) et dans 37 départements. Les données traitées s'échelonnent sur la période 1984-1997 mais la plupart sont postérieures à 1994.

La majorité des frayères sont mises en place sur des retenues de superficie supérieure à 20 ha et sur des gravières de 10 à 20 ha. Seulement 3 lacs naturels sont concernés par cette mesure.

3.2.2.1 LES TYPES DE FRAYÈRES

Dans les retenues, la restauration de frayères existantes est à peu près aussi fréquente que la mise en place de frayères artificielles (42% et 56% des cas respectivement sur 68 données analysées). Dans les gravières, les deux tiers des aménagements se font sous forme de mise en place de frayères artificielles (17 cas répertoriés).

Les données sur les frayères aménagées et sur leurs effets sont peu nombreuses. Il semble toutefois que la restauration du milieu consiste à travailler sur la végétation rivulaire et que la plupart des frayères artificielles soient flottantes et à base de substrat artificiel.

3.2.2.2 LES ESPÈCES VISÉES

L'ensemble des espèces visées par la mise en place de frayères est présenté sur la Figure 17.

Sur l'ensemble des milieux, le brochet, le gardon et la perche sont les trois principales espèces concernées.

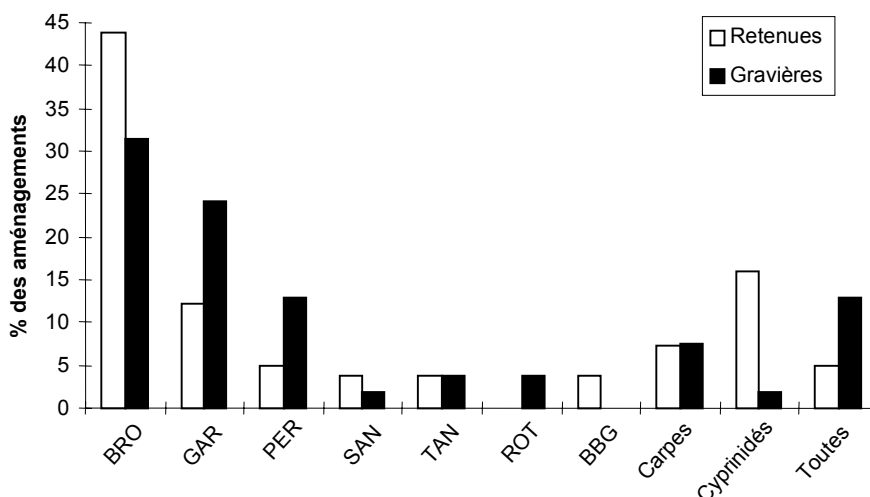


Figure 17 - Proportion relative des espèces visées par la mise en place de frayères.

Globalement, 17% des aménagements ne ciblent pas une espèce mais, soit les Cyprinidés, soit toutes les espèces, en particulier lorsqu'il s'agit d'une restauration du milieu. Par ailleurs, cette proportion d'actions non ciblées est plus importante en retenue (20% des aménagements) qu'en gravière (14%) ce qui est lié au fait que la restauration du milieu y est plus fréquente.

3.2.3. LES INVENTAIRES PISCICOLES EN PLANS D'EAU

Nous avons également demandé aux gestionnaires d'indiquer si des inventaires piscicoles avaient été pratiqués sur les plans d'eau dont ils ont la charge. Ces inventaires apparaissent en deuxième position dans le bilan global des actions de gestion citées. Leur utilité sur les cours d'eau a été largement démontrée pour favoriser une gestion basée sur une connaissance des peuplements en place.

Trente départements ont répondu avoir effectué des inventaires piscicoles mais 60% des inventaires cités ont été réalisés dans seulement 7 départements (Figure 18). Les données recueillies couvrent la période 1980-1997. Ces inventaires au niveau national concernent 91 plans d'eau identifiés, plus un certain nombre (non communiqué) de lacs d'altitude du département de l'Isère.

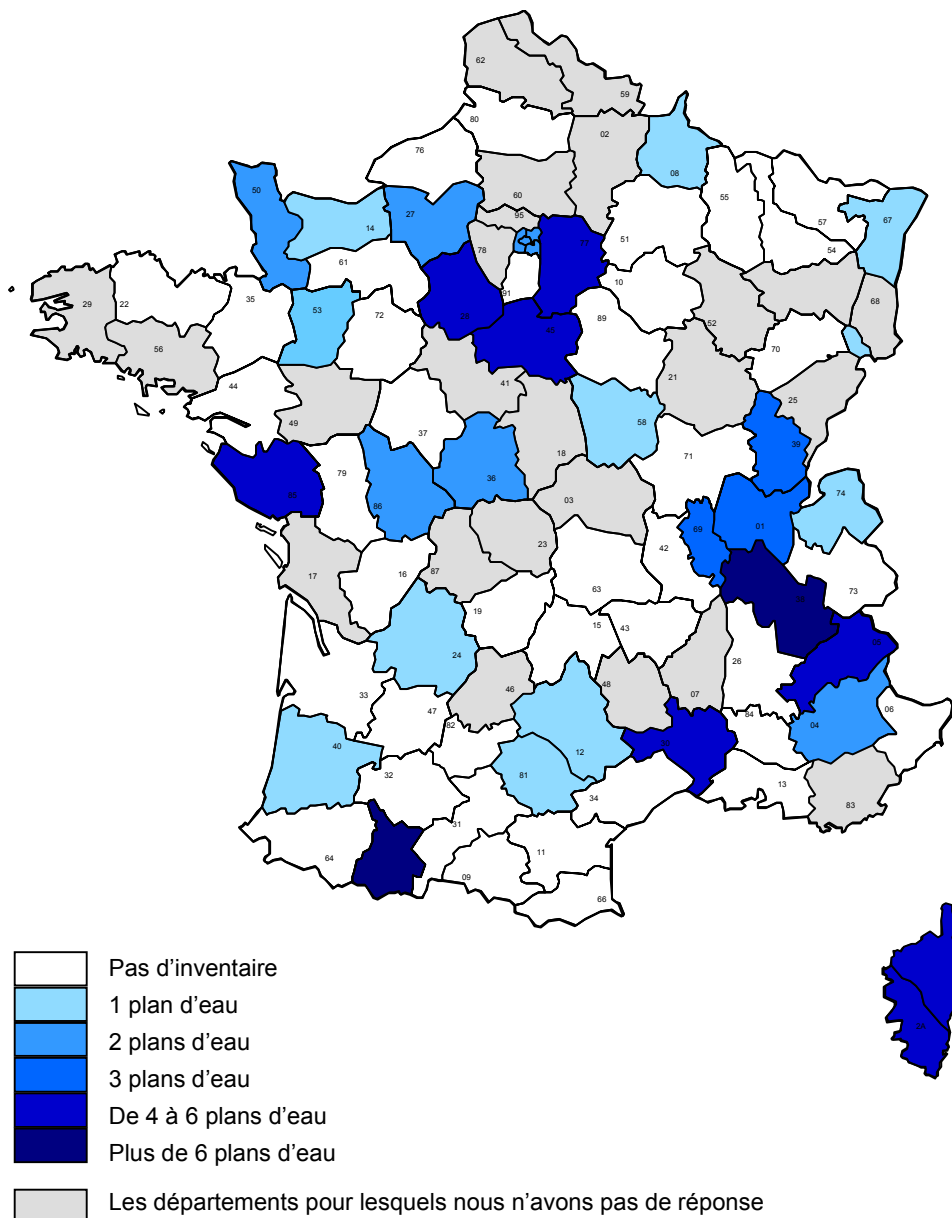


Figure 18 – Localisation et importance par département des inventaires piscicoles dans les plans d'eau.

La plupart des gestionnaires ayant répondu positivement à cette question ont été contacté afin de collecter des informations. Les données d'une dizaine de plans d'eau ayant fait l'objet d'inventaires piscicoles ont ainsi pu être récupérées.

Ces contacts nous ont également permis de constater que les protocoles utilisés pour obtenir ce type d'information étaient très divers (de la simple enquête auprès des pêcheurs à l'exhaustivité lors de vidanges). Il apparaît également des différences dans les objectifs de cette mesure de gestion (cf. §3.2.3.3).

3.2.3.1 LES PLANS D'EAU CONCERNÉS

Sur la base des 91 plans d'eau identifiés comme ayant fait l'objet d'un échantillonnage piscicole, 43% de ces inventaires ont été réalisés sur des retenues, 18% sur des gravières et 37% sur des lacs naturels.

Ce dernier pourcentage concerne principalement des lacs d'altitude (30%) ; il est, par ailleurs, sous-estimé par le manque d'informations précises sur les lacs d'altitude de l'Isère ayant pourtant fait l'objet de pêches d'échantillonnages qui ne nous ont pas été communiquées.

Quel que soit le type de milieu (retenue, gravière ou lac naturel), le nombre d'inventaires diminue avec la superficie des plans d'eau. Plus de la moitié (54%) des inventaires sont réalisés sur des plans d'eau de superficie inférieure à 15 ha et seules quelques grandes retenues ont été échantillonnées (6%) (Figure 19). Ce traitement concerne 68 plans d'eau pour lesquels nous connaissons la superficie.

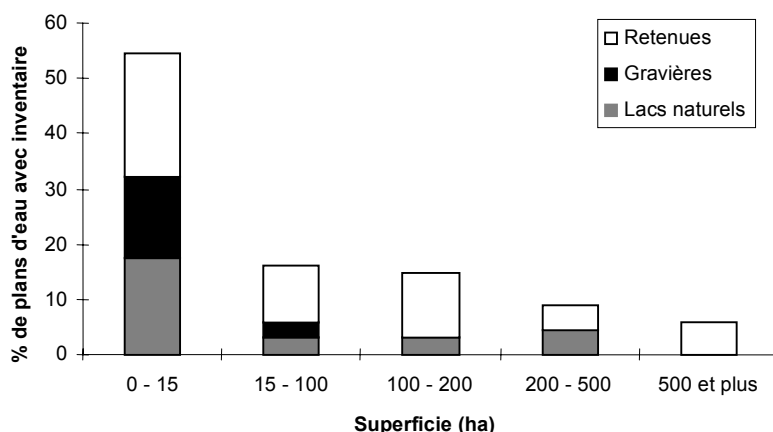


Figure 19 - Répartition des inventaires piscicoles en fonction de la superficie des plans d'eau.

3.2.3.2 LES DATES D'INVENTAIRES ET LEUR FRÉQUENCE

Les dates d'inventaires ont été obtenues sur 86 plans d'eau. Ces données couvrent, à l'exception de 2 réponses, la période 1984 – 1997. Une seule donnée, relative à 1998, est peu représentative de la majorité des questionnaires retournés fin 1997.

L'interprétation de l'évolution annuelle du nombre d'inventaires présentée Figure 20 est délicate car l'enquête ne précisait pas de période à considérer. Cette figure montre cependant le poids des travaux d'inventaires sur les lacs d'altitude des Hautes Pyrénées au cours des années 1987 et 1993. Il semble également que, hormis les inventaires effectués sur ces lacs, les échantillonnages sur les autres milieux soient relativement constants depuis 1992, voire en légère augmentation depuis 1995.

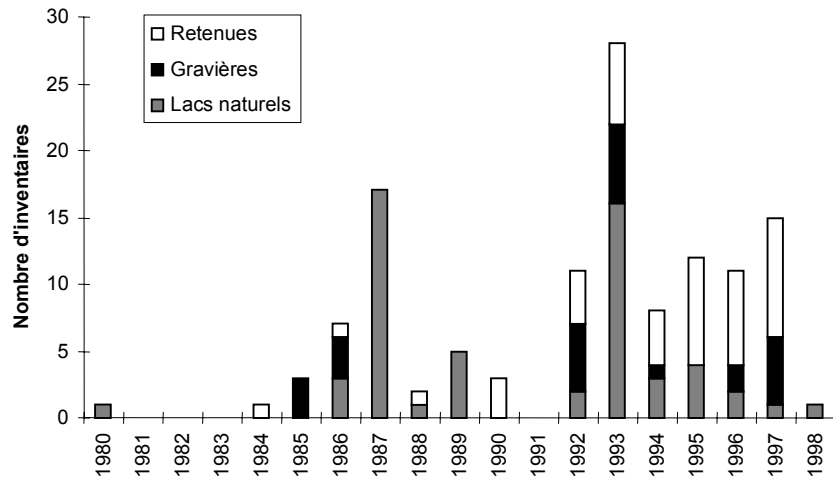


Figure 20 - Evolution annuelle du nombre d'inventaires piscicoles.

D'autre part, sur les 86 plans d'eau concernés, 35 (dont 23 lacs naturels) ont fait l'objet de 2 inventaires piscicoles, parfois 3 et même 4 pour un site.

Certains de ces inventaires ont été réalisés au cours de 2 années consécutives mais plus fréquemment à 5 ou 6 ans d'intervalle.

3.2.3.3 LES MESURES PRISES SUITE AUX INVENTAIRES

Les inventaires piscicoles des lacs naturels donnent suite, dans 95% des cas, à l'application de mesures de gestions spécifiques. Dans les milieux artificiels, ce pourcentage est plus faible (74% en retenues et 55% en gravières) ce qui semble pouvoir s'expliquer par le caractère plus opportuniste de ces inventaires qui sont en fait des comptages réalisés lors des vidanges totales des retenues de barrage.

Les mesures de gestion prises suite à un inventaire ont été classées en 3 catégories selon qu'elles concernent le poisson, le milieu ou la réglementation (Figure 21).

- Les actions concernant le **poisson** sont les plus fréquentes. Elles consistent en général à ajuster les alevinages et/ou les déversements d'espèces (parfois nouvelles) en fonction des connaissances nouvellement acquises sur le peuplement en place dans le plan d'eau.

- Les **mesures réglementaires** concernent le classement des plans d'eau (2^{ème} catégorie ou grand lac intérieur) et la limitation des captures (taille minimale, nombre d'engins...). Ces mesures, et en particulier celles destinées à réguler les prélèvements par la pêche, s'appliquent essentiellement à des lacs naturels (dont 8 dans les départements de Corse). Aucune gravière n'est concernée par ces mesures.

- Les actions sur **l'habitat** sont plus diverses. Il peut s'agir d'aménagement de zones de frayères, d'apport de matière organique pour améliorer la productivité du milieu, de travaux de consolidation des berges... Après inventaire piscicole, ces mesures ne sont prises que sur les "milieux artificiels".

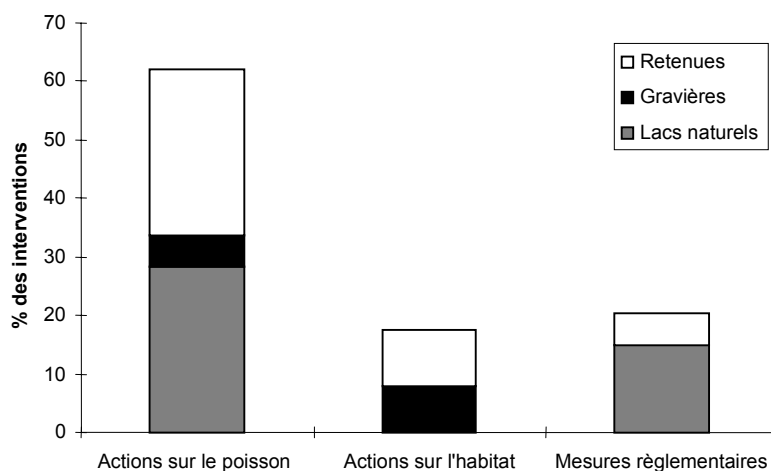


Figure 21 - Importance des mesures de gestion consécutives à la réalisation d'inventaires piscicoles.

Ainsi, les inventaires piscicoles réalisés sur les gravières se traduisent dans les deux tiers des cas par des actions sur l'habitat alors que les inventaires réalisés sur les retenues ou les lacs naturels conduisent plus généralement à des actions directes sur les peuplements, soit au travers des déversements, soit par la limitation des captures.

3.2.4. LES DESTRUCTIONS D'ESPECES

Le poisson chat (*Ictalurus melas*) est la principale espèce visée par cette mesure de gestion en particulier dans les retenues et les gravières, plus rarement en lac naturel.

Des tentatives de destructions ont été conduites à son encontre dans plus de 50 plans d'eau. Les moyens employés sont, soit son élimination lors de vidanges, soit l'utilisation de nasses (avec ou sans appâts), soit la récupération de boules de juvéniles à l'épuisette.

Les brèmes communes et bordelières (*Blicca bjoerkna*) et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) sont les 3 autres principales espèces de poisson ayant fait l'objet de destructions. Il semble cependant que ces destructions soient plus opportunistes et liées en particulier aux vidanges.

On note aussi :

- l'élimination de deux espèces d'écrevisse : *Orconectes limosus* et surtout *Procambarus clarkii* dans quelques plans d'eau (4 au total),
- l'élimination de l'omble chevalier suite à l'observation d'un phénomène de nanisme (2 lacs de montagne de l'Isère (38)) et du saumon de fontaine pour protéger le triton alpestre (les Prelles (05)).

3.2.5. AUTRES TYPES D'ACTIONS

Cette question a été renseignée pour 21 départements et les interventions décrites concernent une soixantaine de plans d'eau.

Ces interventions ont été regroupées en 4 rubriques principales (Figure 22).

Les **aménagements destinés à améliorer l'habitat**, indépendamment de la reconstitution de zones de frayères, sont les plus fréquents. Ces aménagements regroupent des actions de nature diverse : traitement chimique ou mécanique de la végétation, consolidation de berges, minéralisation de la matière organique... Ces actions sont entreprises sur tous les milieux mais principalement sur les gravières dont une quinzaine sont situées dans le département de la Gironde.

Les **aménagements destinés à favoriser le tourisme pêche** : mise en place de pontons ou amélioration de l'accessibilité, constituent le deuxième type d'action décrit. Ils ne concernent qu'un seul lac naturel, 2 retenues et 10 gravières.

D'autre part, au moins 15% des autres interventions sont destinées à améliorer les **connaissances** sur le comportement des espèces (croissance, suivi de la frai...) ou sur les peuplements (enquêtes halieutiques). De plus cette valeur est sous estimée car des études sur le régime alimentaire de 2 espèces ont été conduites sur des lacs d'altitude des Hautes-Alpes, sans que cela ait pu être pris en compte dans cette analyse, le nombre de sites concernés et les fréquences d'intervention n'ayant pas été renseignés. Ces mesures ne concernent qu'une seule gravière.

Les **mesures réglementaires** citées sont par ordre d'importance décroissante : la limitation de la taille des captures (4 gravières et 2 retenues), le classement de 3 retenues en grand lac intérieur, le déclassement d'une retenue en 2^{ème} catégorie.

La rubrique "Autres actions" concerne uniquement la mise en place de cages flottantes sur 3 sites pour améliorer le repeuplement.

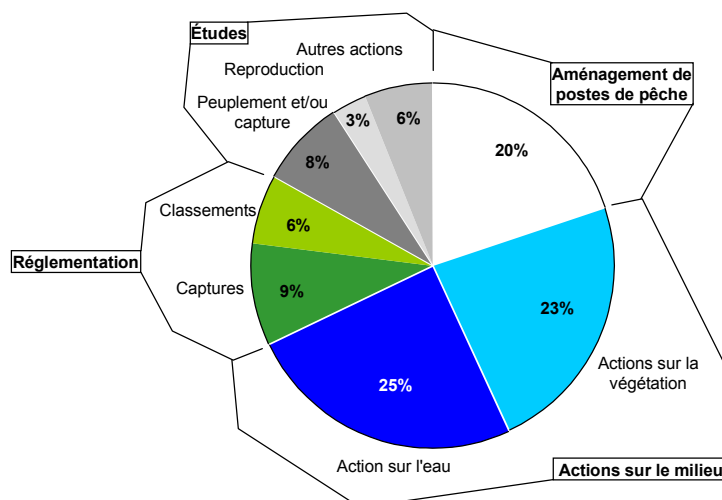


Figure 22 - Occurrence des autres actions de gestion.

Nous pouvons donc classer par ordre d'importance décroissant de l'occurrence ces autres actions entrant dans le cadre de la gestion piscicole :

- 1 - Amélioration de l'habitat (48%)
- 2 - Aménagements de postes de pêche (20%)
- 3 - Mesures réglementaires (15%)
- 4 - Etudes des espèces et/ou des peuplements (11%)

Les 2 premiers thèmes concernent plutôt les gravières, le troisième thème les retenues et le quatrième les lacs naturels et les retenues.

Ces résultats montrent l'intérêt des gestionnaires des plans d'eau pour des actions en faveur d'une amélioration de la qualité du milieu et une prise en compte des problèmes de fonctionnement des écosystèmes lacustres dus au développement de végétaux nuisibles.

3.2.6. LES ACTIONS ENVISAGEES PAR LES GESTIONNAIRES

Les réponses traitées proviennent de 25 départements et sont relatives à une cinquantaine de sites. Elles concernent une grande majorité de retenues et de gravières (plus de 80%).

La mise en place du plan de gestion (P.D.P.G.) et la poursuite des déversements d'espèces étaient deux réponses récurrentes à cette partie du questionnaire.

Nous n'avons pas pris en compte ces informations car la mise en place du plan de gestion regroupe beaucoup d'actions qui n'étaient pas explicitées dans le questionnaire et les programmes d'alevinages et/ou de rempoissonnements n'y étaient pas précisés. L'analyse fait donc principalement ressortir les actions un peu "exceptionnelles" qu'il est prévu de mener dans un proche avenir.

A ce titre, la mise en place d'études destinées à mieux connaître le milieu, les espèces ou les captures, représente plus de la moitié des actions prévues (Figure 23).

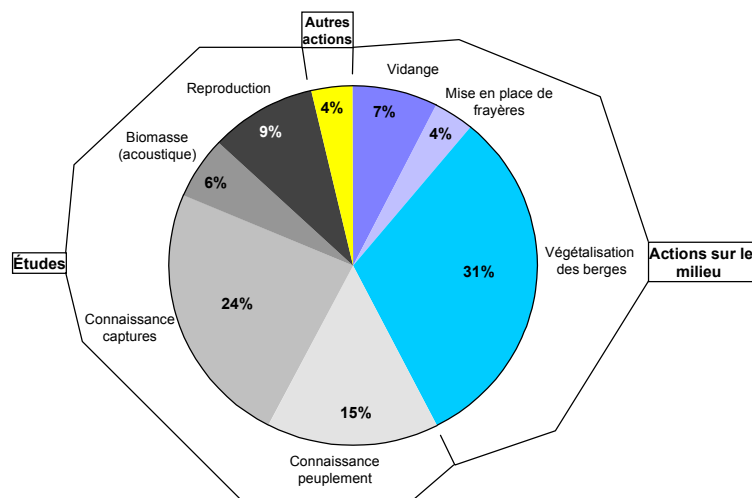


Figure 23 - Interventions futures (hors déversements d'espèces) et mise en place du plan de gestion.

L'amélioration du milieu et la végétalisation des berges en particulier semble aussi constituer un objectif à court terme pour une bonne partie des gestionnaires, ce qui va dans le sens des actions déjà entreprises et présentées dans le paragraphe précédent.

La rubrique "Autres actions" fait référence à l'introduction de nouvelles espèces, à la limitation de la prédation aviaire (cormorans) et à l'aménagement de pontons de pêche.

3.2.7. AUTRES OBSERVATIONS

Cette partie du questionnaire a été renseignée par une vingtaine de départements et surtout par les Fédérations des A.A.P.P.M.A.

L'ensemble des commentaires fait apparaître de façon flagrante un certain désarroi (qui s'accompagne parfois de mécontentement) des gestionnaires face au problème de la gestion piscicole des plans d'eau et des retenues en particulier. L'absence d'une réelle volonté de gestion et/ou le manque de conseils sont invoqués dans 80% des observations. Des problèmes relationnels (communication, organisation et cohérence des interventions) entre les partenaires de la gestion sont aussi soulevés. Certains gestionnaires considèrent cet état de fait à l'origine de la pauvreté piscicole de ces milieux et du désintéressement des pêcheurs.

Le manque de connaissances de la ressource (ou du milieu au sens large) et la gestion des marnages en retenues sont des problèmes récurrents considérés comme des entraves à la mise en œuvre de procédures de gestion efficaces et raisonnées. La mise en place d'un programme régional sur ce dernier point a été demandé par la Fédération de la Haute Garonne.

Quelques autres demandes spécifiques ont été formulées. Elles concernent :

- ✓ La régulation des populations de Cormoran (Manche)
- ✓ Des études typologiques des plans d'eau d'altitude (Ariège)
- ✓ Un inventaire départemental des plans d'eau (Haute Saône)
- ✓ Etude du lac de Vouglans (Jura) et de la gravière J. Paradis (Eure).

3.3. ANALYSE DES MESURES PRIORITAIRES

Il était demandé aux gestionnaires de classer, pour chaque type de milieu, 5 thèmes de gestion par ordre d'intérêt décroissant ou bien de préciser une mesure non citée qui leur semblait prioritaire. La fréquence avec laquelle chaque thème était classé en première position a ensuite été calculée pour chaque milieu. Le traitement a porté sur 64 réponses concernant les retenues, 45 réponses sur les gravières et 36 sur les lacs naturels. Les résultats sont présentés sur la Figure 24.

La demande des gestionnaires pour une meilleure connaissance du peuplement piscicole et des prélèvements par pêche (qui contribue aussi à une meilleure connaissance des peuplements) est forte et, ceci, quelque soit le type de plan d'eau. Elle est cependant particulièrement marquée sur les lacs naturels où plus de la moitié des gestionnaires ont classé l'une de ces mesures en première position. Il faut noter que la forte proportion de lacs naturels concernés par les inventaires piscicoles (réponses à la question 1 de l'enquête) ainsi que les actions de gestion envisagées, sont assez représentatives de cette préoccupation.

La nécessité d'améliorer l'habitat est, pour tous les milieux, la deuxième préoccupation des gestionnaires. Elle est cependant d'autant plus forte que le milieu est "artificialisé" ce qui apparaît aussi dans les réponses aux questions précédentes aussi bien au niveau des aménagements de frayères que des autres actions effectuées ou prévues.

La maîtrise des repeuplements et les mesures réglementaires apparaissent en 3^{ème} et 4^{ème} position. La nécessité de mieux maîtriser les repeuplements est cependant plus forte en milieux artificiels et en gravières en particulier qu'en lacs naturels où ces deux mesures sont classées de même importance.

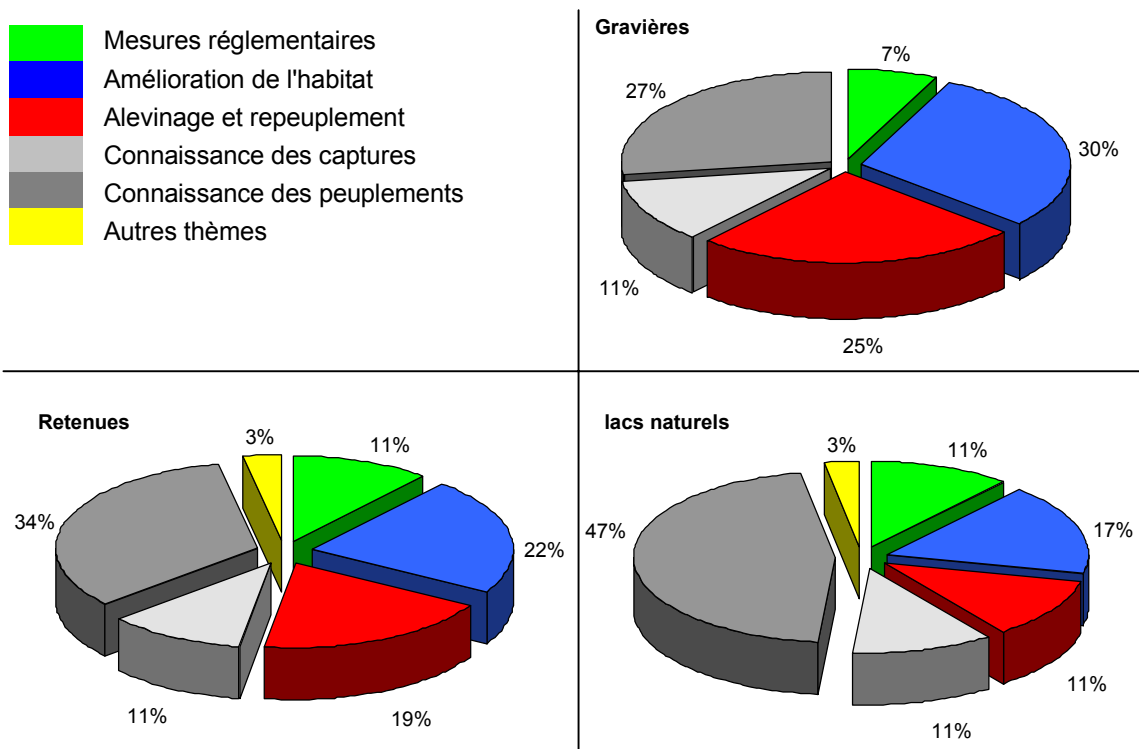


Figure 24 - Fréquence des réponses concernant les domaines d'intérêt sur les 3 types de plans d'eau.

Quelques autres actions de gestion ont été jugées plus ou moins prioritaires dans 7 départements. Elles font référence, dans 3 cas, à la promotion du loisir pêche, puis à l'anthropisation des retenues, à la gestion des conflits d'usages et à la gestion patrimoniale des lacs d'altitude.

3.4. BILAN

D'une manière générale, les préoccupations majeures concernent la connaissance des peuplements et l'amélioration de l'habitat. Les observations relevées dans la dernière partie du questionnaire confirment cette préoccupation. Il est important d'insister sur le sentiment désabusé des Fédérations des A.A.P.P.M.A dont les commentaires font apparaître les problèmes de la gestion piscicole des plans d'eau et des retenues en particulier.

La grande majorité des observations expriment un manque de communication, d'organisation et de cohérence des interventions entre les différents partenaires de la gestion.

Le manque de connaissances des peuplements, du milieu et de la gestion des marnages en retenues sont des problèmes récurrents qui semblent concerner le plus grand nombre de sites et de départements.

Nous pouvons dresser un bilan global de cette enquête en fonction des différentes mesures identifiées.

Les actions sur le poisson

Ces actions de gestion sont actuellement les plus importantes sur les plans d'eau.

Sur le terrain, la méconnaissance de la faune piscicole se traduit par des déversements d'espèces effectués sur la base d'un savoir empirique du milieu et/ou des captures visant à soutenir les effectifs

La phase d'analyse préconisée en préalable à ces déversements (Cowx, 1997) n'est quasiment jamais respectée. De plus, les conséquences de ces déversements ne sont que rarement évaluées si ce n'est au travers de la satisfaction des pêcheurs.

Cependant, ces manipulations concernent un nombre important d'espèces autochtones ou acclimatées mais de moins en moins d'espèces introduites. Ce choix traduit un changement des habitudes par rapport à celles observées au début du XX^{ème} siècle où les introductions d'espèces étaient massives et montre la prise en compte de plus en plus forte de la valeur patrimoniale de cette ressource.

Deux principaux objectifs sont visés par ces déversements dont le côté médiatique à d'ailleurs été évoqué : le soutien de population en réponse à une dégradation de la qualité

des habitats et la satisfaction des pêcheurs. Ceci montre que ces déversements sont aussi effectués dans une optique de gestion halieutique. En France, ces manipulations de poisson sont rarement des bio-manipulations compris dans le sens d'une modifications des équilibres prédateurs-proies (Gerdeaux & Jestin, 1982).

Les actions sur le milieu

A l'heure actuelle, en plans d'eau, les actions sur le milieu restent ponctuelles et sont souvent effectuées à titre expérimental. L'aménagement de frayères apparaît comme la mesure la plus fréquente, en particulier dans les retenues où l'on observe souvent des marnages importants (Arrignon, 1991). Ces aménagements suggèrent une bonne connaissance de la part des gestionnaires, du milieu et du cycle de vie de l'espèce ciblée. Notons également que l'installation de passes à poissons, est souvent pris comme exemple mais que ce type d'action concerne davantage la gestion des migrateurs pour pallier les problèmes de franchissement dus aux ouvrages, qu'une réelle action ciblée sur les peuplements de plans d'eau.

Comparés aux résultats d'une enquête destinée à évaluer, sur l'ensemble des milieux aquatiques continentaux, les préoccupations majeures des gestionnaires (CSP, 1996), nos résultats montrent les particularités liées aux milieux lenticques.

En ce qui concerne la réhabilitation et la préservation du milieu, les mesures sont jugées largement prioritaires à l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique (Figure 25), alors qu'elles ne sont considérées que comme une priorité de deuxième ordre sur les plans d'eau.

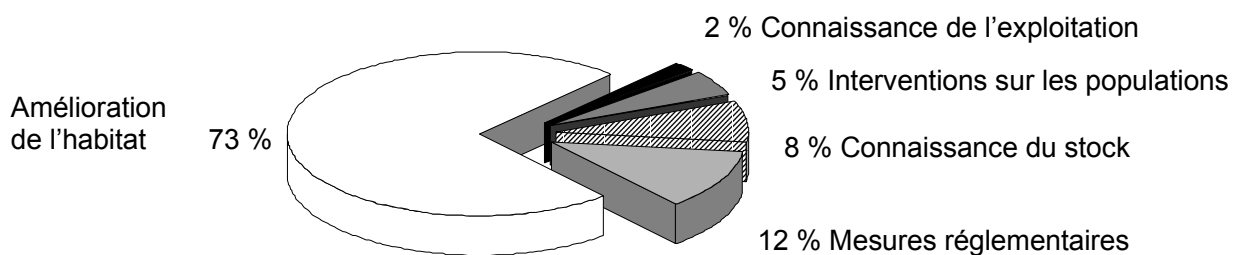


Figure 25 – Importance relative des mesures de gestion piscicole exprimées en 1996.

Les mesures réglementaires

Les plus répandues sont les mesures législatives et administratives qui consistent à limiter l'exploitation. Telles que les a énumérées Gulland en 1971, ces actions concernent l'instauration de saisons de fermeture, de réserves de pêche et de quotas, des limitations de tailles de capture et du nombre d'engins et la protection de certaines espèces. Elles sont issues du Code Rural et mises en place soit par arrêté préfectoral, soit par application du

règlement intérieur des associations agréées et ce sont toutes des interventions sur les modalités de l'exercice de la pêche.

Ces mesures réglementaires ont été peu étudiées dans le cadre de l'enquête. Elles ne sont pas spécifiques aux plans d'eau à l'exception de celles relatives aux classements en grand lac intérieur. Dans ce cas précis, la réglementation est particulière et définie par le gestionnaire.

Approche diagnostique et connaissance des peuplements

Le manque de connaissances sur les peuplements et les prélèvements est unanimement reconnu comme une entrave à la gestion rationnelle des plans d'eau, bien que quelques départements semblent avoir privilégié ces phases d'étude dans la mise en place de protocoles de gestion (lacs d'altitude en particulier dans les Hautes-Pyrénées).

Les inventaires piscicoles et, plus généralement les études particulières de milieu ou d'espèce, concernent cependant un nombre assez important de plans d'eau ce qui va dans le sens des préoccupations mentionnées par les gestionnaires. Compte tenu des informations en notre possession, il semblerait, de plus, que les réponses à la question des inventaires piscicoles aient été partielles et le nombre d'inventaires piscicoles serait, de ce fait, sous estimé. Cette observation semble illustrer les problèmes de communication entre les services abordés dans les commentaires libres, mais ne peut expliquer seule, l'origine du manque d'information

Néanmoins, ces inventaires piscicoles sont coûteux et lourds et nombre d'associations de pêche ou de fédérations n'ont pas les moyens financiers de les mettre en œuvre. En effet, l'utilisation des filets maillants constitue la méthode la plus fréquentes dans les milieux profonds et calmes que sont les plans d'eau (Degiorgi & Grandmottet, 1993, Guyard *et al.*, 1989).

Il ne faut pas négliger l'expérience des acteurs de la gestion qui ont souvent une bonne connaissance empirique du milieu. Les discussions avec ces gestionnaires sont souvent fructueuses même si les renseignements consignés sortent rarement du cadre local.

En ce qui concerne les exportations, c'est à dire la mortalité induite par la pêche, les informations semblent inexistantes sur la plupart des sites.

Dans le cadre de la pêche amateur, les déclarations, qu'elles soient obligatoires ou non, sont souvent considérées comme peu fiables. Pourtant, les enquêtes "paniers" lors des journées de pêche ont déjà montré qu'elles pouvaient constituer une base satisfaisante d'aide à la gestion des peuplements (Ayton, 1976). Des déclarations de capture des pêcheurs amateurs

de plusieurs rivières du Yorkshire (R.U.) sont également utilisées par les chercheurs pour étudier les populations piscicoles depuis 1971 (Axford, 1979).

Par ailleurs, les statistiques de pêche sont de plus en plus utilisées dans l'évaluation et la gestion des stocks exploités (Babin, 1993, Pattay & Gerdeaux, 1985). Les pêcheurs professionnels ont l'obligation de déclarer leurs captures, parfois de manière journalière. En France, les captures des pêcheurs à la traîne ont été utilisées sur le lac du Bourget (Champigneulle, 1999). La pêcherie du lac d'Annecy est aussi suivie (Castelnaud & Babin, 1992).

Remarquons toutefois que ce type de suivi n'apporte qu'une information partielle sur le peuplement puisqu'il ne concerne que les populations exploitées.

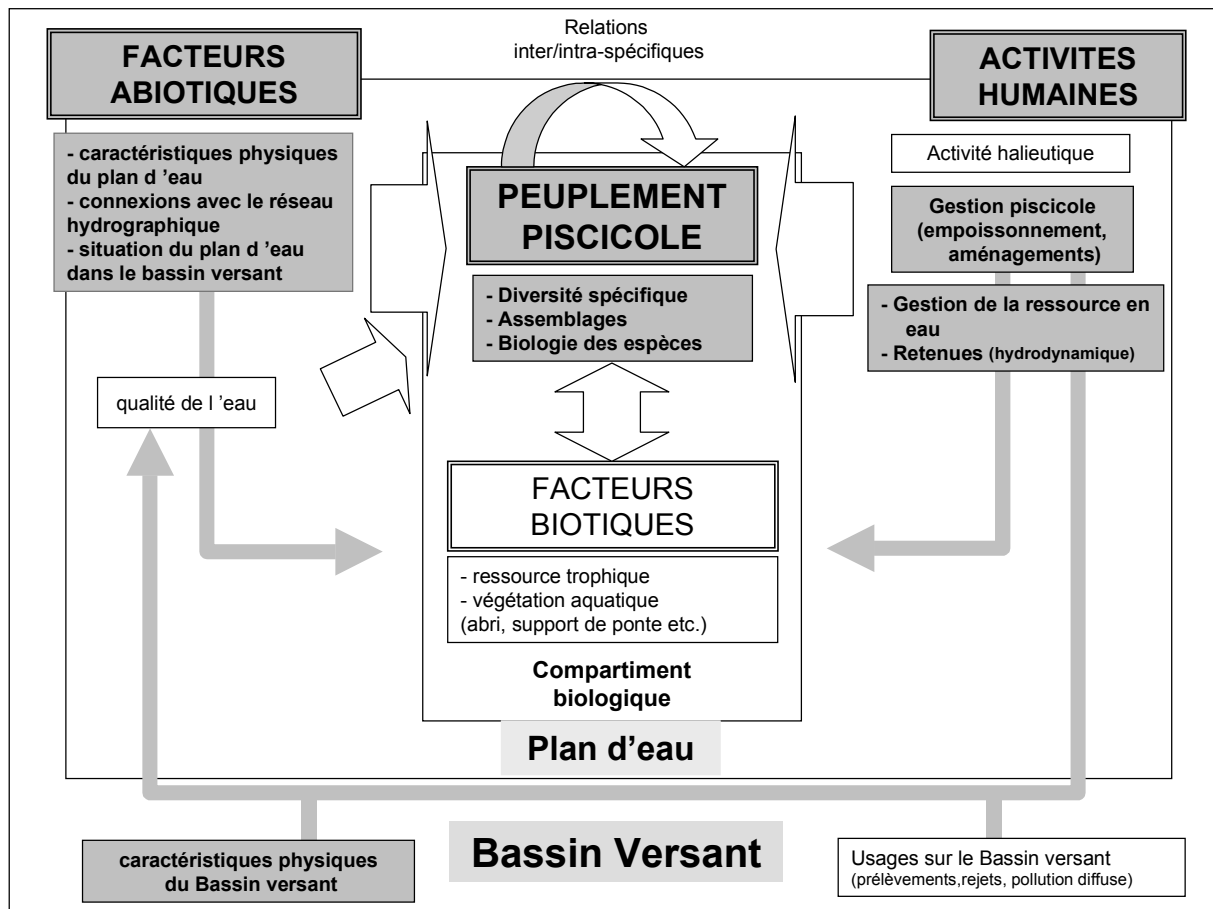
En conclusion, nous pouvons retenir de cette étude que l'ensemble des gestionnaires ont une activité soutenue sur les plans d'eau, en particulier en ce qui concerne les déversements de poissons.

Cependant, la plupart des pratiques sont effectuées sur la base d'une connaissance générale empirique des peuplements lacustres dans leur écosystème. Ils l'ont largement exprimé chaque fois qu'ils en ont eu l'occasion.

A l'heure actuelle, il semble donc que l'amélioration des pratiques de gestion passe par l'acquisition de ces connaissances. C'est dans cette optique qu'ont été effectués les travaux exposés dans les chapitres suivants.

CHAPITRE 4. NATURE DES DONNEES FAUNISTIQUES ET ENVIRONNEMENTALES ETUDIEES

4.1.	APPORTS ET LIMITES DES ÉTUDES DE CAS	66
4.2.	PRÉSENTATION DES PLANS D'EAU	67
4.3.	LES DONNÉES FAUNISTIQUES.....	69
4.3.1.	<i>les inventaires piscicoles récupérés</i>	<i>69</i>
4.3.2.	<i>les inventaires piscicoles effectués par l'unité RIPE.....</i>	<i>70</i>
4.3.3.	<i>sélection des espèces étudiées.....</i>	<i>71</i>
4.3.4.	<i>quantification des empoisonnements.....</i>	<i>73</i>
4.4.	LES FACTEURS ABIOTIQUES ÉTUDIÉS	76
4.5.	ORGANISATION DES DONNÉES.....	77
4.6.	PRÉ-TRAITEMENT DES DESCRIPTEURS DU PEUPLEMENT.....	78
4.6.1.	<i>richesse spécifique et présence-absence.....</i>	<i>78</i>
4.6.2.	<i>codage des abondances relatives</i>	<i>79</i>



4 - NATURE DES DONNEES FAUNISTIQUES ET ENVIRONNEMENTALES ETUDIEES

Ce chapitre présente les données environnementales et faunistiques qui seront utilisées dans la partie expérimentale de ce travail.

L'ensemble des facteurs, qu'ils soient d'origine anthropique (activités humaines) ou environnementale (facteurs abiotiques), sera étudié au regard des peuplements de poisson. L'obtention d'informations sur les peuplements piscicoles a été le critère de sélection des plans d'eau étudiés.

L'une des difficultés majeures de cette thèse fut d'exploiter des données issues de travaux réalisés avec des objectifs divers.

4.1. APPORTS ET LIMITES DES ETUDES DE CAS

Les études de cas constituent la base de la plupart des données acquises au cours des ans sur les milieux naturels. Elles répondent en majorité à un besoin ponctuel de connaissances sur le milieu exprimé par les gestionnaires ou les usagers des plans d'eau. Nos informations sont surtout issues d'études entrant dans le cadre de diagnostics de l'état écologique du lac ou de la retenue et prenant en compte assez largement le volet piscicole.

Le principal avantage de ces études est la rigueur et la précision apportée aux analyses en relation avec l'objectif du travail.

L'inconvénient majeur est le caractère ciblé des protocoles d'échantillonnage piscicole. Ces études isolées sont destinées à fournir une réponse à un problème donné. L'objectif étant, dans la plupart des cas, la mise en évidence d'un phénomène particulier ou la compréhension du fonctionnement d'une population, les actions ciblées et les informations recueillies sont alors précises et peu exhaustives.

Il n'existe donc pas, à proprement parler, de protocole standardisé et reproductible utilisé par tous les intervenants. Or, le caractère uniforme de l'information pour l'approche biologique diagnostique et les comparaisons inter-systémiques semblent dorénavant indispensables.

De plus, ces études sont difficiles à quantifier en raison du nombre important de structures susceptibles de les effectuer.

Il a fallu parfois identifier un interlocuteur privilégié pour obtenir ces rapports et se heurter à des refus en raison du caractère confidentiel des résultats. Plus simplement, il existe un problème de communication des résultats de la recherche au niveau national, y compris lorsqu'elle implique des organismes publics. Il est apparu au cours de ce travail que la centralisation des données acquises au cours des années par les études scientifiques fait

partie de la réflexion de nombreux organismes pour qui la transparence des résultats de la recherche devrait être une priorité.

Nous avons par exemple eu la possibilité de récupérer la base de données de l'Institut Français de l'ENvironnement (I.F.E.N.) concernant des données relatives à un grand nombre de plans d'eau européens. Ainsi, Il a été possible de récupérer les caractéristiques de certains plans d'eau renseignés dans cette base de données.

4.2. PRESENTATION DES PLANS D'EAU

En 1987, le *Cemagref* a réalisé une première typologie des plans d'eau français basée sur les échantillonnages de 25 sites (CEMAGREF, 1987) qui a constitué un point de départ de cette base de connaissances.

D'autres inventaires piscicoles en milieu lentique ont été réalisés pour les besoins d'études ichtyologiques. Ils émanent des bureaux d'études privés, des DIREN, du CSP, de laboratoires universitaires ou d'organismes de recherche qui répondent à des demandes de la part de fédérations de pêche, de gestionnaires de plans d'eau, d'EDF etc.

Ce sont finalement les peuplements de 119 lacs naturels, retenues artificielles et gravières qui ont été étudiés. L'échantillonnage le plus ancien date de 1974 et concerne la retenue de Vouglans (39) ; le plus récent a été réalisé sur la retenue des Olivettes (34) en mars 2000.

La liste complète des plans d'eau est fournie en Annexe 7. Chaque site est identifié par un code constitué des 3 premières lettres du nom et des 2 chiffres du département dans lequel il est localisé. Une colonne "Source" renseigne sur la provenance des données d'échantillonnage.

Le fichier concerne 56 lacs naturels, 60 retenues artificielles et 3 gravières. Ces dernières, trop peu nombreuses pour constituer un groupe à part entière seront, par la suite, considérées comme des retenues.

L'ensemble des plans d'eau étudiés se répartit sur 36 départements localisés en majorité dans le sud est de la France en relation avec les caractéristiques topographiques du territoire (Figure 26).

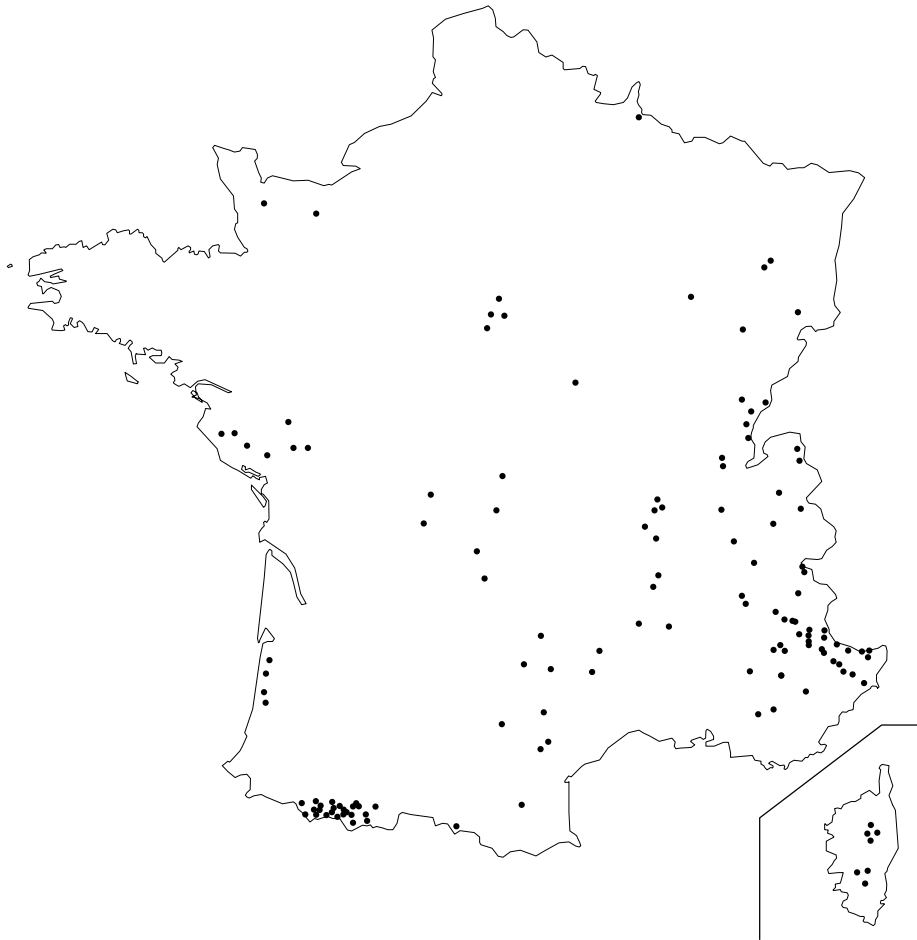


Figure 26 - Localisation sur le territoire des sites étudiés.

On remarque la concentration des sites du massif pyrénéen principalement représentés par les 18 plans d'eau du département de Hautes-Pyrénées (65) et des 12 plans d'eau alpins du parc national du Mercantour (06). Cette répartition hétérogène de notre jeu de données semble en accord avec la répartition des inventaires piscicoles effectués sur l'ensemble du territoire §3.1.2.

4.3. LES DONNEES FAUNISTIQUES

L'Unité de Recherche RIPE a effectué 7 inventaires piscicoles entre 1997 et 2000, pris en compte dans ce travail ; la plupart des données ont cependant été récupérées à partir d'études antérieures à 1997.

Tableau XI – Récapitulatif des sources et de la nature des données faunistiques.

Origine des inventaires	méthode		type de données	
	filets maillants	vidange	abondances relatives	présence-absence
Récupérés	99	13	91	112
Effectués	7	0	7	7
total	106	13	98	119

Le Tableau XI résume à la fois la part relative des deux principales sources de renseignements ainsi que les méthodes d'échantillonnage. Les données récupérées faisant généralement l'objet d'un pré-traitement, notamment en ce qui concerne les abondances relatives, la nature de celles-ci sera précisée dans le §4.6.

4.3.1. LES INVENTAIRES PISCICOLES RECUPERES

Quatre vingt dix neuf échantillonnages piscicoles sont issus des données de pêche expérimentales effectuées dans le cadre d'études ichtyologiques par le *Cemagref*, l'*ENSAT*, l'agence de l'eau RMC ou le CSP. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de filets maillants, à partir de protocoles diversement précisés. Pour 68 plans d'eau, la description des engins et des temps de pose permet une saisie des effectifs et des Captures par Unité d'Effort de Pêche (C.U.E.P.) destinés aux approches semi-quantitatives des espèces piscicoles échantillonnées.

Quatorze inventaires nous fournissent les effectifs de chaque espèce voire directement les abondances relatives.

Par manque de précision, 17 échantillonnages ne permettent qu'une approche qualitative de la structure des peuplements.

De plus, en France, les barrages sont soumis à une réglementation obligeant son exploitant à vidanger le plan d'eau dans le but de vérifier l'état de l'ouvrage.

Les informations issues de 13 récupérations piscicoles lors de vidanges ont été collectées.

Sur 9 de ces retenues, la quantification des espèces a été effectuée. Sur les 4 restantes, seules les données de présence/absence ont pu être récupérées.

4.3.2. LES INVENTAIRES PISCICOLES EFFECTUES PAR L'UNITE RIPE

Entre 1997 et 1999, les retenues artificielles de Treignac (19), Naussac (48), Charpal (48) Castillon (04), Chaudanne (04), La Ravière (34) et les Olivettes (34) ont été échantillonnées par l'unité de recherche RIPE dans le cadre de son activité scientifique. Ces études ichtyologiques ont suivi une méthode largement inspirée du protocole développé par (Guyard *et al.*, 1989) et repris par Degiorgi (1994) à l'aide de filets verticaux et d'araignées multimailles.

Ce protocole nécessite de prospecter les différents habitats littoraux et d'établir la bathymétrie du plan d'eau avant la pose des deux types de filets (Figure 27).

- Les **filets verticaux** sont montés, selon le procédé décrit par Guyard *et al.* (1989), sur des enrouleurs en PVC faisant office de flotteurs, permettant leur utilisation à des profondeurs variables et équipés de raidisseurs distants de 10 m destinés à prévenir le vrillage de la nappe.

Les ralingues sont graduées, de sorte que la profondeur de capture de chaque poisson puisse être notée. Les nappes de 2 m de large montées sont déroulées jusqu'au fond, à la verticale des habitats sub-littoraux et centraux définis selon leurs profondeurs. La batterie posée comporte 7 dimensions de maille de nœud à nœud de 10, 15, 20, 30, 40, 50 et 60 mm et prospecte l'ensemble de la colonne d'eau.

- Les **araignées multimailles**, basées sur le même principe que les araignées traditionnelles, sont constituées de panneaux de 2 m de large également, dans les mêmes gammes de mailles que les filets verticaux. Elles sont tendues parallèlement à la berge dans différents habitats littoraux (2 à 3 m de fond) définis sur des critères morphologiques et de description du substrat.

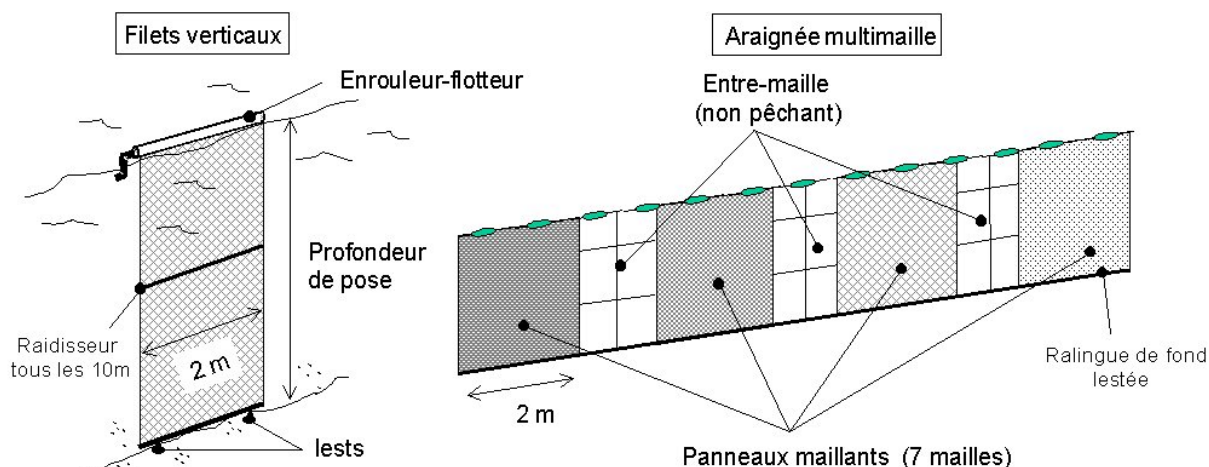


Figure 27 – Caractéristiques des filets verticaux et des araignées multimailles.

L'utilisation des filets verticaux reste assez difficile, notamment sur les grands plans d'eau par jour de grand vent. Les poissons sont démaillés à la remontée et biométrés à bord pour permettre une relâche des individus en fonction de leur état de santé.



Figure 28 – Relève et démaillage d'un filet vertical sur le lac de Naussac (48).

L'utilisation d'une telle méthode permet une prospection systématique des différents compartiments du plan d'eau et confère un caractère reproductible au protocole.

Les études sur les plans d'eau prévoient 3 campagnes de pêche, au printemps, en été et en automne, afin de tenir compte de la différence de mobilité saisonnière des poissons.

On retiendra de l'ensemble de cette description que le jeu de données est constitué par les abondances relatives des différentes espèces de 98 plans d'eau, même si nous pouvons caractériser la présence ou l'absence des poissons sur 119 lacs naturels et retenues artificielles.

4.3.3. SELECTION DES ESPECES ETUDIEES

Les échantillonnages des 98 plans d'eau ont permis de capturer un total de 121 299 individus répartis selon 39 espèces. Un tri a alors été effectué afin d'éliminer des poissons pouvant poser un problème d'interprétation.

En premier lieu, 10 taxons ont été considérés comme anecdotiques, représentés par des effectifs faibles, voire unique, sur un seul site. Ces espèces ne sont donc pas prises en compte car leur rareté encombre inutilement les analyses.

Un espèce, l'anguille (*Anguilla anguilla*) n'a également pas été retenue pour des problèmes de capturabilité par les techniques de pêche utilisées.

D'autre part, 6 taxons ont été groupés en 3 espèces en raison des doutes sur leur identification lors des inventaires dus à un certain homomorphisme et compte tenu de leurs exigences écologiques proches.

Tableau XII – Récapitulatif des espèces non étudiées et regroupées.

Principe de sélection	Nom commun	Nom latin	Code retenu
Espèces non Etudiées	able de heckel	<i>Leucaspilus delineatus</i>	Néant
	blennie	<i>Blennius fluviatilis</i>	
	black bass	<i>Micropterus salmoides</i>	
	carassin doré	<i>Carassius auratus</i>	
	épinochette	<i>Pungitius pungitius</i>	
	gambusie	<i>Gambusia affinis</i>	
	hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>	
	loche franche	<i>Nemacheilus barbatulus</i>	
	lotte	<i>Lotta lotta</i>	
	spirilin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	
anguille	<i>Anguilla anguilla</i>		
Espèces regroupées	brème commune	<i>Abramis brama</i>	BRE
	brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i>	TRF
	truite commune	<i>Salmo trutta fario</i>	
	truite de lac	<i>Salmo trutta lacustris</i>	
	vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	VAN
vandoise rostrée	<i>Leuciscus leuciscus burdigalensis</i>		

Ce sont donc en tout 25 espèces piscicoles lacustres concernant 121 282 individus qui seront pris en compte dans la suite du travail. Les noms ainsi que les codes CSP (utilisés dans les analyses) de ces espèces sont détaillés en Annexe 8.

Seulement 25 349 de ces poissons, représentant 23 espèces, ont été biométrés (Figure 29). Le vairon et la perche soleil, identifiés lors des inventaires, n'ont jamais fait l'objet de mesures taille/poids.

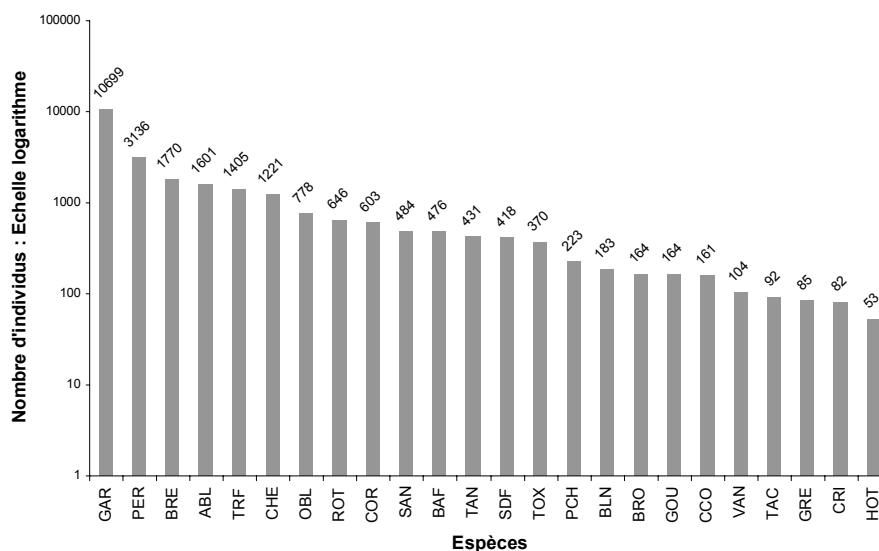


Figure 29 – Effectifs par espèce des poissons étudiés ayant fait l'objet de mesures de poids et de longueur.

L'échelle logarithmique est choisie en raison d'une grande variabilité des effectifs. On remarque l'importance du gardon puis de la perche par rapport aux autres poissons mesurés et pesés dans l'ensemble des échantillonnages. En terme de proportion d'individus biométrés, c'est la famille des Salmonidés qui est majoritaire. Plus de 80% des saumons de

fontaines et des cristivomer capturés ont été pesés et mesurés alors que pour le gardon ce pourcentage n'est que de 18%. Ces informations sont résumées en Annexe 9.

4.3.4. QUANTIFICATION DES EMPOISSONNEMENTS

Sur la base des données d'échantillonnage en notre possession, nous avons contacté chaque gestionnaire des plans d'eau afin de collecter les données d'empoissonnement sur les 10 ans précédant la pêche scientifique. Cet intervalle de temps s'est avéré trop ambitieux dans certains cas compte tenu des problèmes d'archivages des procès verbaux de déversement de poissons de certaines fédérations et A.A.P.P.M.A.

Suite à de nombreuses communications avec les gestionnaires et à l'issue d'un délai de réponse de 3 mois, les données de déversement sur 27 lacs naturels et 18 retenues artificielles ont été collectées. Ces données concernent un total de 45 plans d'eau parmi les 119 renseignés dans la base de données. Cette différence s'explique principalement par le caractère relativement ancien de certaines données d'échantillonnage (jusqu'à 26 ans) qui accentue la difficulté pour le gestionnaire à retrouver les archives.

Ces données d'empoissonnements sont par ailleurs de natures très différentes car il n'existe à l'heure actuelle aucune standardisation dans les procès verbaux. Les déversements peuvent être décrits par des nombres d'individus (les plus courants), des biomasses, voire des "nombres de sacs".

Les données exprimées en poids totaux déversés comprenaient également une indication de l'intervalle de taille des individus. Ces poids ont été convertis en nombre d'individus à partir relation taille/poids de l'espèce issue des données de biométrie en notre possession sur l'ensemble des plans d'eau. En effet, la croissance des poissons obéit à une relation du type $M = a L^b$ (Nielsen & Johnson, 1983) avec :

- M = masse
- L = longueur
- b = coefficient d'allométrie.

La relation a été établie sur l'ensemble des individus mesurés et pesés de la base de données.

Exemple du saumon de fontaine (SDF) :

Tableau XIII – Valeurs des différents termes de la relation taille/poids pour le saumon de fontaine et coefficient de corrélation.

Nombre ind	a	b	R ²	Sig
416	2,8 10 ⁻⁶	3,253	0,969	0,000

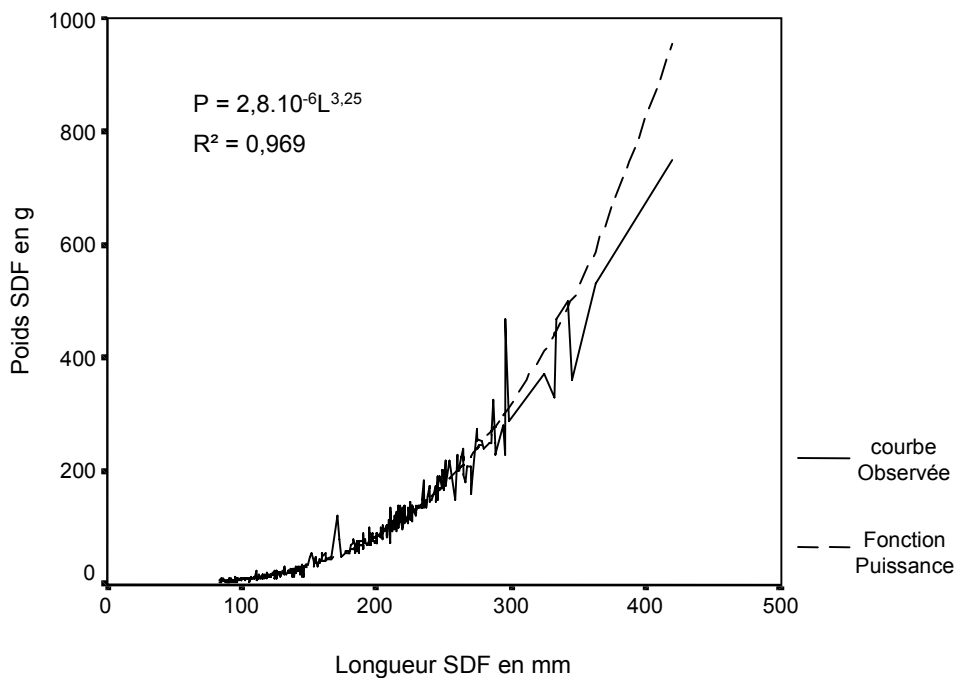


Figure 30 – Relation taille-poids et modélisation par une fonction puissance pour le saumon de fontaine

En 1976, par exemple, 20 kg de saumon de fontaine d'une taille moyenne de 200 mm ont été déversés dans le lac de Gérardmer (88), soit environ 232 individus de 86 grammes.

Pour les déversements d'alevins, l'impact sur la biomasse existante a été considéré comme négligeable. Pour les effectifs résultants des empoissonnements, nous avons donc appliqué une mortalité de 90% pour estimer le nombre d'individus supplémentaires capturables, que l'alevinage a permis.

Le nombre total d'individus par hectare a été retenu comme indice commun d'abondance par rapport à la taille du plan d'eau.

CHAPITRE 4. NATURE DES DONNEES FAUNISTIQUES ET ENVIRONNEMENTALES ETUDIEES

Tableau XIV – Données d'empoisonnements pour 15 espèces exprimées en nombre d'individus par hectare des 45 plans d'eau étudiés.

lacs	ABL	BBG	BRO	CCO	COR	CRI	GAR	GOU	OBL	PER	SAN	SDF	TAC	TAN	TRF
ALL04															
ARA65															24,13
ARD65						0,18									7,73
AUB09									78,71						139,53
BAR65						0,83						0,83			7,83
BAS06													0,31		0,31
BAS2B												1,00			4,55
BOU73			0,48						0,12				1,66		0,45
CAP2B												0,64			
CAR06													2,83		2,83
CAR65													8,33		458,33
CAS04			0,18	0,94				0,26						1,64	1,11
CDL65						0,68			0,83				0,13		1,27
CHA39			0,68												
CHA48													15,75		11,11
CHO04				3,63					3,64					8,41	31,43
DIV01			2,27				51,25			11,95				1,38	
ESC65									35,00				7,50		48,75
EST65															2,94
FOU06													1,67		1,67
GAU65									1,84			1,32			4,74
GER88												0,58	0,63		3,86
GES65															8,00
LAU65												0,83	5,00		22,50
LLS06													1,54		1,54
LMO06													3,96		3,96
MEL2B												0,43			1,78
MON11		0,85	0,73	0,13			0,43						2,63	0,43	3,91
NAU48													19,48		3,80
NIN2B															
NOI06													4,48		4,48
OES65															18,21
ONC65									3,57						177,14
OUR65															
PAL38	0,67				4,49				2,56				0,38		0,79
PAN58	6,12		1,23	4,65	0,19		79,95	1,28		1,18	0,51		1,54	26,97	
PBI65															13,46
PDC65													5,00		25,00
PLA65									2,59				1,72		1,43
QUI04									11,26				5,82		74,57
SCR04															7,29
TAV06													0,62		5,54
TIG73						486,11							83,78		78,51
TRE19			6,89	0,38			5,95			0,36	0,15			0,42	
VIT2A												1,67			13,33
moyenne	3,4	0,85	1,78	1,95	2,34	122	34,4	0,77	14	4,5	0,33	0,91	7,94	6,54	32,91

Ces données représentent une moyenne des déversements sur les 10 dernières années. On remarque l'importance des déversements en truite commune (TRF) et d'une manière générale en Salmonidés.

4.4. LES FACTEURS ABIOTIQUES ETUDIES

La plupart des facteurs abiotiques recueillis sont notés dans le Tableau XV. Ils ont été obtenus par études bibliographiques ou auprès des équipes ayant réalisé les études ichtyologiques. D'autres ont été récupérés auprès de divers organismes utilisateurs ou gestionnaires de l'eau comme EDF, les DIREN des régions concernées et les Agences de l'eau.

La plupart des valeurs mesurables sur support cartographique ont été soit vérifiées soit déterminées à partir de cartes IGN au 25 000^{ème} et 50 000^{ème}. Le calcul des superficies des plans d'eau et des bassins versant a été réalisé sur Autocad® pour partie ainsi qu'à l'aide d'un planimètre à unité Vernier. Certains paramètres manquent encore. Il s'agit principalement des caractéristiques des plans d'eau pour lesquels seules les données de présence-absence des espèces avaient été fournies. Ceci n'a pas été un obstacle majeur dans les analyses de couplage entre facteurs abiotiques et peuplement.

Tableau XV – Effectifs et valeurs extrêmes des caractéristiques des 119 plans d'eau.

Caractéristique	nombre de valeurs	Valeur maximale	Valeur minimale
Altitude (m)	119	2 571	8
Surface du bassin versant (ha)	116	652 000	8
Superficie du plan d'eau (ha)	119	5 800	0,6
Périmètre (m)	117	107 000	388
Volume (millions de m3)	106	3 614,220	0,032
Marnage (m)	111	60	0
Profondeur maximale (m)	118	145	2
Profondeur moyenne (m)	106	96,1	1,0
SLDF	98	0,56	8,50
distance à la mer (km)	98	5,6	820
distance à la source (km)	98	0	177,5
Temps renouvellement en jours	54	2 555	7
Année de mise en eau	101	1 987	1 500

Le temps de renouvellement des lacs naturels n'est pas renseigné faute de mesures hydrologiques.

4.5. ORGANISATION DES DONNEES

L'ensemble des caractéristiques environnementales et faunistiques des plans d'eau a été structuré selon un système de gestion en base de données (S.G.B.D.).

Cette organisation consiste à structurer les données pour faciliter la saisie informatique mais surtout pour optimiser la sélection de l'information en fonction des besoins (Technique "Query By Exemple" (Q.B.E.)).

Cette base de données informatisée a été conçue sur un support logiciel proposé par Corel®: Paradox® version 8 pour Windows.

L'unité choisie pour organiser les données est le plan d'eau puisqu'il est caractérisé par plusieurs types de paramètres et a fait l'objet de plusieurs interventions.

La structure de la base de données est représentée sur la Figure 31

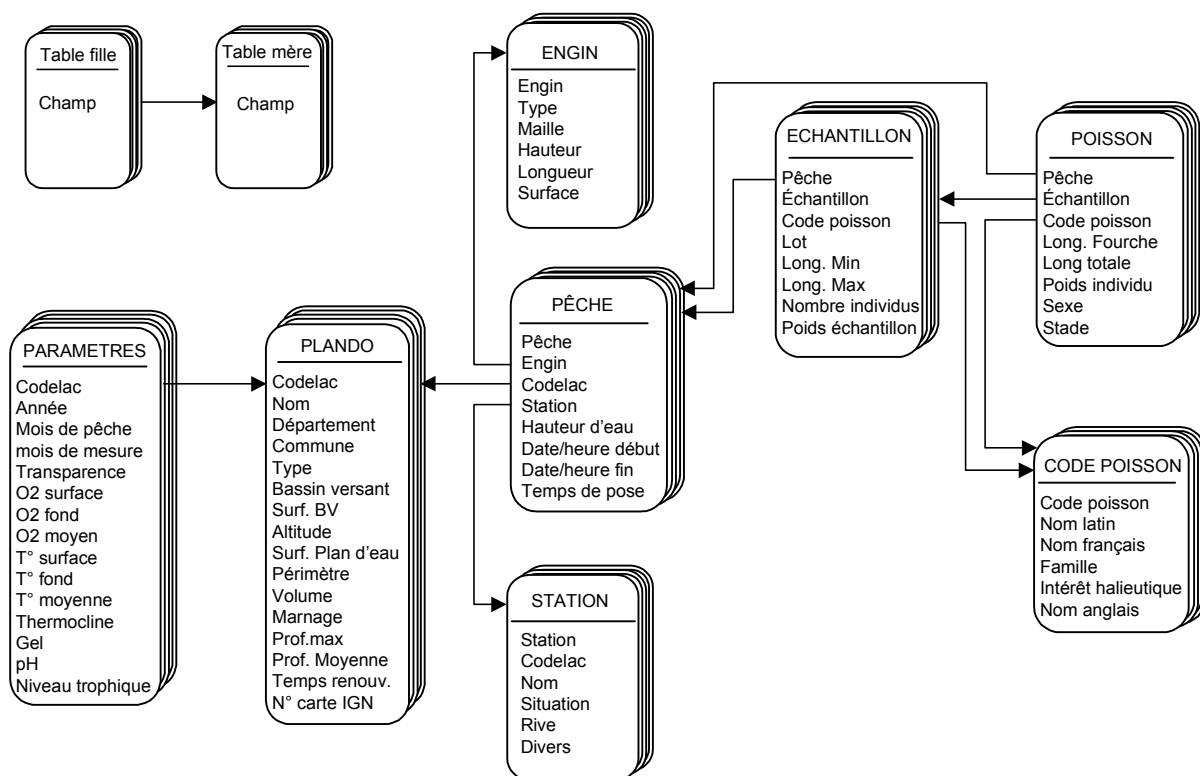


Figure 31 – Représentation de la structure de la base de données conçue pour stocker les informations relatives aux inventaires piscicoles et aux caractéristiques des plans d'eau.

La table "Plando" concerne toutes les caractéristiques morphologiques du lac ou de la retenue, ainsi que de son bassin versant.

La table "Paramètres" regroupe les mesures physico-chimiques effectuées ou non lors d'inventaires piscicoles. Cette table est la moins bien renseignée, en raison de la perte de certaines données et des protocoles ne prenant pas en compte ces mesures.

La table "Pêche" (3 600 lignes) concerne les échantillonnages piscicoles aux filets et les vidanges de retenues. Elle est reliée à la fois à la table "Engin" qui tient compte des caractéristiques du filet, à la table "Station" repérant les sites de pose lorsqu'ils sont suffisamment précis et à la table "Echantillon". Un échantillon correspond à une espèce piscicole capturée dans un engin donné. Ces échantillons concernent donc des poissons regroupés par lots dont le contenu est parfois détaillé dans la table "Poisson" (individus biométrés). Cette table regroupant les données de biométrie représente le degré le plus élevé en terme de précision.

Cette base de données n'est pas figée. Les tables présentées ont été complétées tout au long de l'étude et peuvent encore évoluer. De plus, il est envisageable de créer et de renseigner de nouvelles tables. Des extensions ultérieures ont été prévues dans ce sens.

4.6. PRE-TRAITEMENT DES DESCRIPTEURS DU PEUPEMENT

L'ensemble des données disponibles issues des échantillonnages piscicoles sont exprimées sous forme de descripteurs qualitatifs ou semi-quantitatifs.

Ces descripteurs, résumés dans le Tableau XVI, suivent un niveau d'information de plus en plus précis.

Tableau XVI – Les trois types de descripteurs faunistiques des inventaires piscicoles.

Descripteur	Richesse spécifique	Présence-absence	Abondance relative
Nature des données	n	1 ou 0	AR = n_i/N_{total}
	Indice lié au plan d'eau	qualitatif	Semi-quantitatif
Type de renseignement fourni par le descripteur	Nombre d'espèces dans le plan d'eau	Structure spécifique du peuplement	Importance des différentes espèces au sein du peuplement

En fonction des besoins des différentes analyses, nous avons déterminés quelques indicateurs.

4.6.1. RICHESSE SPECIFIQUE ET PRESENCE-ABSENCE

La richesse spécifique désigne le nombre d'espèces présentes dans un écosystème donné ou dans une aire préétablie de ce dernier (Ramade, 1993). Cet indicateur du peuplement piscicole est parmi les plus représentés dans la littérature (Barbour & Brown, 1974, Barla, 1991, Benson & Magnuson, 1992, Green & Vascotto, 1978, Huston, 1979, Matuszek & Beggs, 1988, Minns, 1989, Oberdorff *et al.*, 1993, Tonn & Magnuson, 1982) en raison de son caractère synthétique et relativement indépendant des techniques d'échantillonnage. Cette valeur est d'autant plus intéressante que les plans d'eau de nos régions tempérées sont

caractérisés par une richesse spécifique relativement faible (Pourriot & Meybeck, 1995) et que cette information est plus facile à acquérir que les données quantitatives.

Les données de présence-absence précisent la structure du peuplement et discriminent les milieux dans lesquels certains taxons sont associés ou non. Cette information permet de dégager certaines particularités écologiques des espèces (Allardi, 1994) et de comparer différents milieux de manière relativement robuste (Belaud *et al.*, 1990).

4.6.2. CODAGE DES ABONDANCES RELATIVES

L'abondance relative d'une espèce est définie comme l'importance numérique relative d'une espèce dans un peuplement (Ramade, 1993).

L'abondance relative encore appelée probabilité d'occurrence P de l'espèce i s'exprime de la façon suivante :

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{Équation 2}$$

avec n_i : nombre d'individus d'une espèce i

N : nombre total d'individus que comporte le peuplement

Ce mode de calcul, qui ne tient pas compte des efforts de pêche déployés sur les sites, a été adopté pour conserver le plus grand nombre de plans d'eau.

Le but de cette estimation est de conserver une certaine homogénéité des données destinées à caractériser et à comparer les peuplements des plans d'eau.

Dans un souci de diminuer la variabilité due à des protocoles distincts, les valeurs sont codées en trois classes d'abondance :

0 = absence, 1 = abondance moyenne, 2 = abondance forte. Le mode de détermination de ces trois classes pour chaque espèce est basé sur le calcul de la moyenne des valeurs non nulles. Cette moyenne représente la borne supérieure de la classe d'abondance moyenne (classe 1). Ces classes tiennent ainsi compte de la distribution des abondances des espèces dans l'ensemble des sites (bornes des classes différentes pour chaque espèce).

CHAPITRE 5. TYPOLOGIE DES PEUPEMENTS PISCICOLES LACUSTRES

5.1.	MÉTHODE.....	81
5.2.	ANALYSE DU JEU GLOBAL.....	82
5.3.	ETUDE DU PEUPEMENT PISCICOLE DES PLANS D'EAU DE PLAINE.....	85
	5.3.1. <i>analyse des peuplements des retenues artificielles de plaine.....</i>	87
	5.3.2. <i>analyse des peuplements des lacs naturels de plaine</i>	88
	5.3.3. <i>mise en évidence d'une structure faunistique commune.....</i>	90
5.4.	ÉTUDE DES PEUPEMENTS PISCICOLES DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE	91
5.5.	DISCUSSION	94

5 - TYPOLOGIE DES PEUPELEMENTS PISCICOLES LACUSTRES

Cette partie constitue une première exploration globale du jeu de données faunistiques des plans d'eau français.

Si le nombre d'espèces dulçaquicoles en France n'est pas encore connu avec précision (Billard, 1997, Keith, 1998) et fluctue entre 75 et 80, leur répartition en domaine lentique n'a jamais été décrite de manière globale. Les principales espèces citées dans ce chapitre forment les peuplements piscicoles représentatifs des lacs naturels et retenues artificielles. Cette faune est formée d'espèces indigènes encore présentes et d'espèces introduites qui se sont maintenues jusqu'à l'époque des échantillonnages. Les phénomènes de colonisation, d'introduction et de dynamique des populations sont à l'origine de la structure des peuplements au sein des plans d'eau. Nous proposons de mettre en évidence la structure et la répartition globale de ces peuplements par analyse factorielle.

5.1. METHODE

L'objectif de cette partie est de regrouper les espèces et les sites présentant les caractéristiques les plus proches. Les abondances relatives codées sont renseignées sur 98 plans d'eau, soit 55 lacs naturels et 43 retenues artificielles légendées en Annexe 10 et Annexe 11.

Le tableau de données est donc composé des 98 relevés (en ligne) et des 25 variables (en colonne) que constituent les espèces. Cette matrice est traitée par une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). La ressemblance entre deux lignes ou entre deux colonnes est définie par une distance entre les deux modalités utilisant la métrique du χ^2 . Elle permet de réaliser l'ordination des relevés (plans d'eau) par les espèces et celle des espèces par les relevés (Chessel & Mercier, 1993). Les espèces présentes sur moins de 4 plans d'eau ont été systématiquement éliminées des analyses. En effet, la rareté de ces variables nuit à la signification globale de l'AFC. Certaines parties comportent des tableaux récapitulatifs des espèces étudiées pour chaque type de plan d'eau, ainsi que les valeurs de leur occurrence et abondances relatives.

Les résultats s'interprètent comme une décomposition de l'inertie totale par les différents axes factoriels, porteurs de l'information synthétique. Nous avons représenté la position des plans d'eau et des espèces sur les cartes factorielles des AFC car l'objectif est à la fois de regrouper les plans d'eau possédant les assemblages les plus proches et de les discriminer des autres groupes. La part de variabilité est maximale sur les axes F1 et F2 qui sont le plus

souvent représentés, même si les autres axes sont observés dans la recherche de phénomènes complémentaires.

Afin d'exprimer les corrélations existantes entre les différentes espèces, un test de rang de Spearman est effectué sur les données d'abondances relatives des espèces montrant les contributions à l'analyse factorielle les plus importantes. Ce test permet ainsi de confirmer les associations d'espèces sur l'ensemble des plans d'eau étudiés.

Nous nous efforcerons de comparer la structure des peuplements des lacs naturels et des retenues artificielles afin de dégager les distinctions faunistiques des deux types de plans d'eau.

5.2. ANALYSE DU JEU GLOBAL

L'AFC effectuée sur les classes d'abondance montre une décomposition de l'inertie bien représentée sur l'axe F1 (25%). Le reste se répartit de manière relativement homogène sur les autres facteurs avec l'axe F2 représentant 8,6% de l'inertie.

Nous avons positionné les espèces sur le plan F1/F2 (Figure 32), permettant donc d'expliquer 33,6% de la variabilité totale.

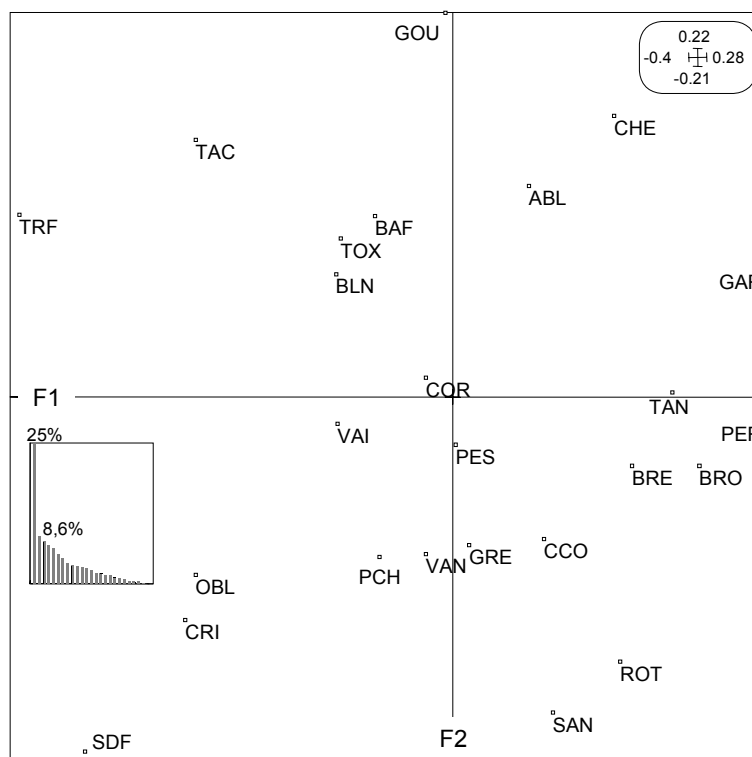


Figure 32 - Représentation des 25 espèces sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les données faunistiques des 98 plans d'eau.

On observe que tous les Salmonidés, truite commune, truite arc-en-ciel, omble chevalier, cristivomer et saumon de fontaine, sont regroupés sur une partie de l'axe F1 et s'opposent

aux peuplements composés de gardon, de tanche ou de brème qui constituent un groupe de Cyprinidés, ainsi que de perche et de brochet.

Cet axe met en évidence une scission du jeu de données, plutôt qu'une structure de l'ensemble des peuplements lacustres.

Sur l'autre axe, on observe une ordination des espèces comme le sandre, le rotengle, le saumon de fontaine et de manière moins significative le poisson chat, vers des poissons plus rhéophiles tels le goujon, le chevine ou le barbeau fluviatile.

Nous avons représenté les plans d'eau sur cette même AFC afin d'observer leur répartition les uns par rapport aux autres.

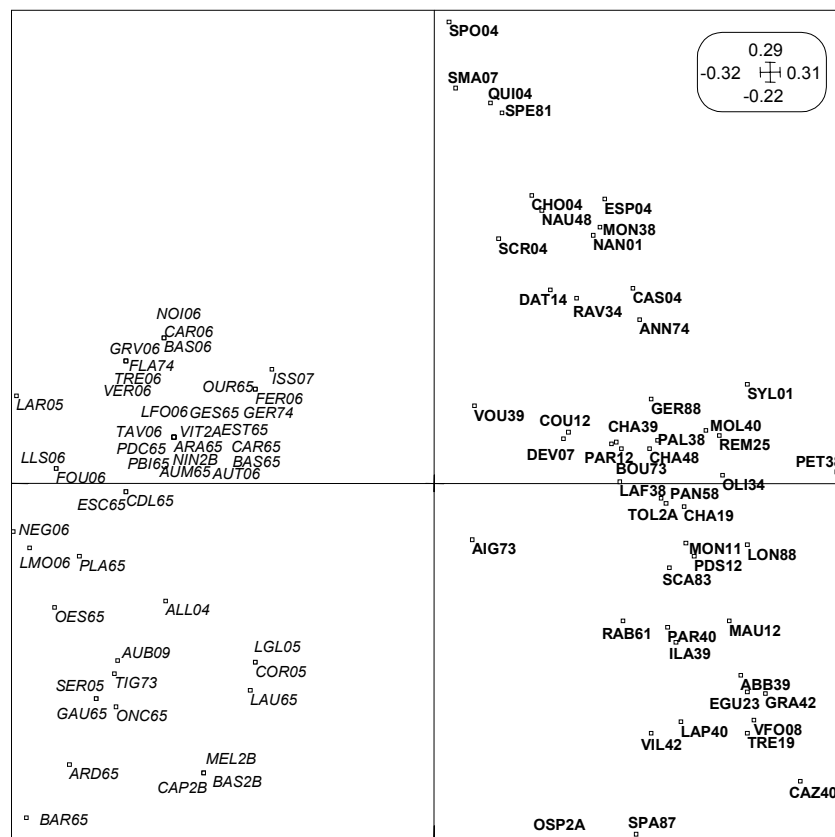


Figure 33 – Représentation des 98 plans d'eau sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les classes d'abondance.

Il existe un intervalle relativement important entre le lac d'Aiguebelette (73) et le lac d'Issarles (07) qui constituent les deux plans d'eau les plus proches de part et d'autre de l'axe factoriel.

L'AFC fait apparaître une opposition forte entre deux groupes de plans d'eau. Les plans d'eau en italique sont considérés comme le groupe 1, les autres, à l'opposé sur l'axe F1, forment le groupe 2 (Figure 33). Un quart de la variabilité de cette AFC est expliqué par cette scission, qui, de fait, masque les autres phénomènes.

Les valeurs d'altitude des plans d'eau de chaque groupe ont été observées grâce à une représentation dite en boîte à moustache (Figure 34a).

On remarque la répartition très distincte des deux groupes. Nous avons donc considéré le groupe 1 comme celui des plans d'eau "d'altitude", situés à plus de 1 500 m et le groupe 2 représentatif des plans d'eau de "plaine", situés au dessus de 1 500 m. Cette dénomination sera adoptée dans la suite de la thèse pour départager ces deux groupes de plans d'eau. La position de deux plans d'eau mérite d'être interprétée. Il s'agit des lacs d'Estaing (65) et d'Issarles repérés sur la Figure 34. Le premier est situé à 1 161 m d'altitude mais son peuplement est constitué uniquement de truite commune, ce qui explique sa présence au sein des plans d'eau d'altitude discriminés par l'AFC. Nous l'avons considéré comme un plan d'eau d'altitude dans la suite de l'étude.

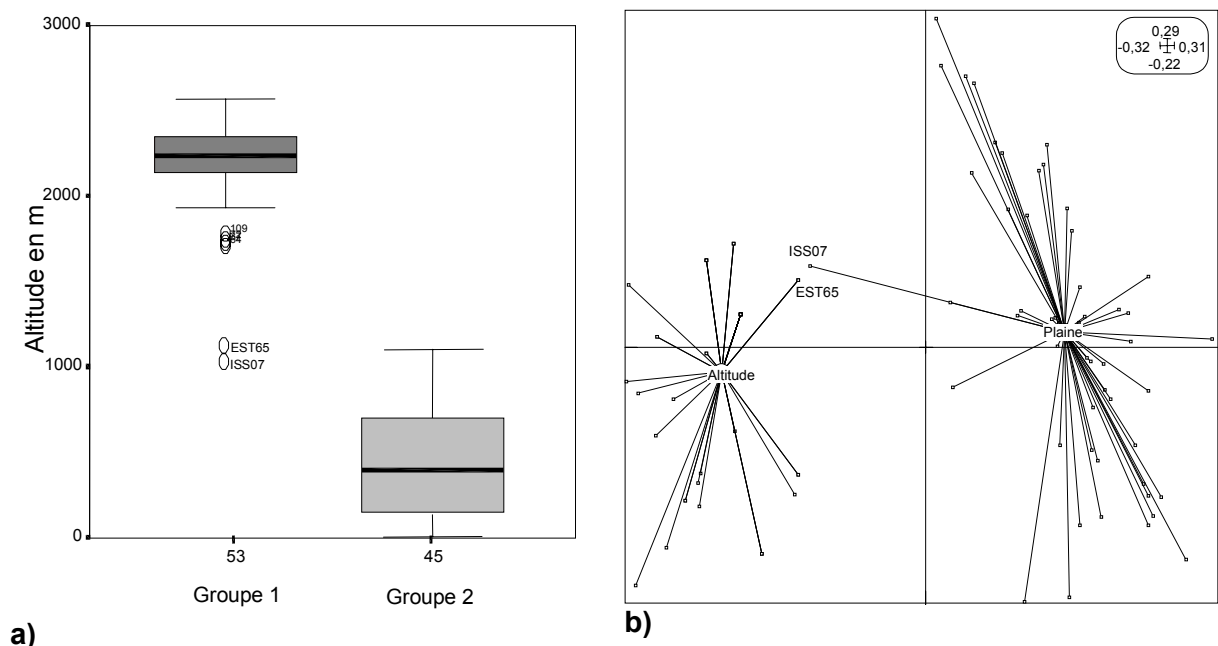


Figure 34 – a) Répartition des valeurs d'altitude des 2 groupes en boîte à moustache et b) représentation barycentrique des 98 plans d'eau de plaine et d'altitude sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les classes d'abondance.

Issarles est situé à 1 000 m d'altitude, mais son peuplement est composé à 80% de corégone, 10% de truite commune et 10% de goujon. Le corégone représente en moyenne 4% des abondances relatives dans les autres plans d'eau. L'AFC exprime cette absence de relation avec les peuplements des plans d'eau de plaine, et le relie aux plans d'eau d'altitude par la présence de la truite commune. Nous avons conservé ce plan d'eau mais il sera considéré comme un plan d'eau de plaine dans la suite des analyses.

Les deux groupes ainsi identifiés ont été représentés sur l'AFC sous forme d'un diagramme barycentrique (Figure 34b).

Ce résultat montre que la séparation des deux groupes de plans d'eau par les seules variables faunistiques, trouve également une justification selon les valeurs d'altitude. Ces plans d'eau se caractérisent par une distinction basée sur les peuplements, marquée aux alentours de 1 500 m. La comparaison des valeurs moyennes de richesse spécifique des

plans d'eau montre également une différence importante entre les plans d'eau de plaine, peuplés en moyenne par 9 espèces contre 2 en altitude.

5.3. ETUDE DU PEUPELEMENT PISCICOLE DES PLANS D'EAU DE PLAINE

L'ensemble des plans d'eau de plaine de notre jeu de données est composé de 33 retenues et 19 lacs naturels soit un total de 52 relevés.

Sur ces 52 plans d'eau, seules 21 espèces ont été conservées selon la sélection adoptée. En effet, les très faibles occurrences du blageon, du cristivomer, du saumon de fontaine et du vairon nous ont conduits à ne pas conserver ces espèces dans les données (Tableau XVII).

Tableau XVII - Liste des 21 espèces ou groupes d'espèces étudiés sur les plans d'eau de plaine avec fréquence de présence et abondance relative numérique moyenne.

Nom commun	Code	occurrence	abondance relative moyenne (%)	abondance relative moyenne si présence de l'espèce (%)
Ablette	ABL	46,15	4,88	10,58
Barbeau	BAF	15,38	0,77	5,01
Brème	BRE	59,62	6,09	10,21
Brochet	BRO	71,15	0,84	1,18
Carpe commune	CCO	46,15	0,71	1,53
Chevaine	CHE	71,15	2,96	4,16
Corégone	COR	21,15	4,48	21,17
Gardon	GAR	96,15	42,38	44,07
Goujon	GOU	40,38	2,49	6,16
Grémille	GRE	23,08	1,28	5,53
Omble chevalier	OBL	9,62	0,10	1,00
Poisson chat	PCH	9,62	1,07	11,09
Perche	PER	96,15	19,62	20,40
Perche soleil	PES	26,92	0,23	0,86
Rotengle	ROT	51,92	3,97	7,64
Sandre	SAN	38,46	1,27	3,31
Truite arc-en-ciel	TAC	28,85	0,64	2,23
Tanche	TAN	78,85	3,30	4,19
Toxostome	TOX	9,62	0,62	6,48
Truite commune	TRF	51,92	1,61	3,10
Vandoise	VAN	17,31	0,26	1,50

Ces 21 espèces ont été étudiées par AFC dont le résultat est représenté sur le plan F1/F2 expliquant 30% de la variabilité totale (Figure 35).

La projection des espèces permet de dégager une typologie des peuplements sur la totalité des sites.

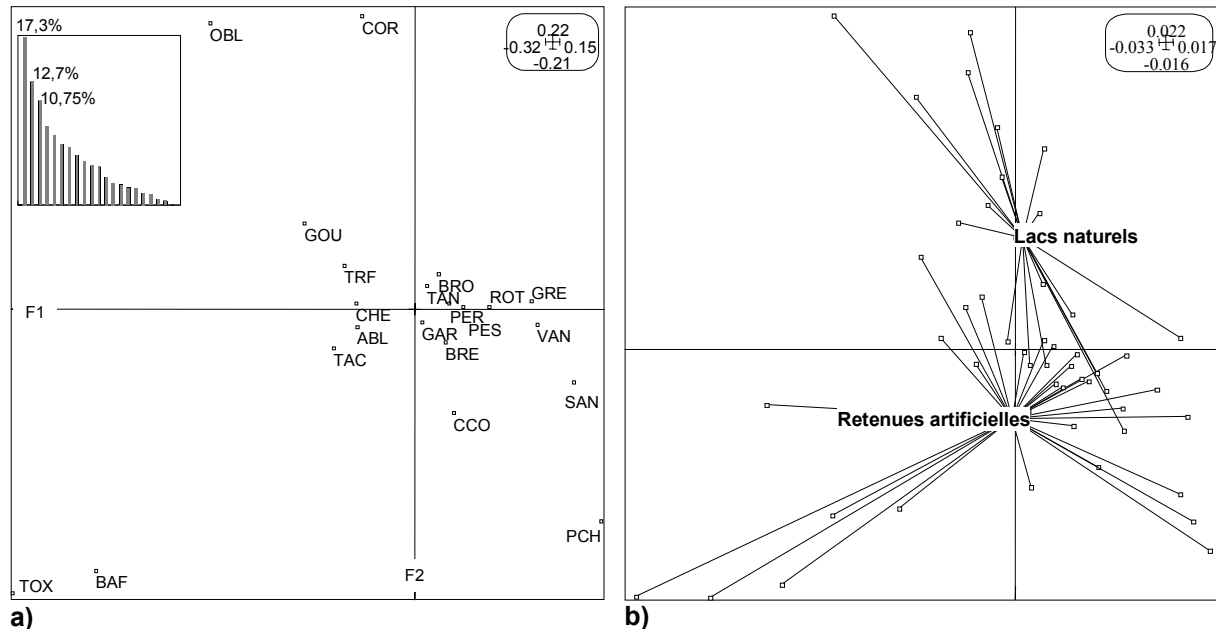


Figure 35 – a) Représentation des espèces sur le plan F1/F2 de l'AFC des 52 plans d'eau de plaine et b) projection par catégorie de milieu.

L'axe 1 oppose le sandre et le poisson chat, espèces limnophiles au toxostome et au barbeau fluviatile, espèces plus inféodées aux cours d'eau.

L'axe 2, oppose ces deux dernières à l'omble chevalier et au corégone.

La projection des plans d'eau selon leur type Figure 35b, permet de visualiser la différence entre les lacs naturels et les retenues artificielles du point de vue faunistique.

L'axe 2 discrimine assez nettement les lacs naturels, liés au corégone et à l'omble chevalier et les retenues artificielles en relation étroite avec l'importance du barbeau, du toxostome et du poisson chat au sein de leurs assemblages. Cette AFC permet donc, dans une certaine mesure, d'identifier les poissons "marqueurs" des deux types de plan d'eau.

Selon un raisonnement similaire qui nous a conduit à étudier distinctement les plans d'eau d'altitude et de plaine, nous allons également différencier les lacs naturels et les retenues artificielles de plaine, dans le but de faire ressortir leurs particularités faunistiques.

5.3.1. ANALYSE DES PEUPELEMENTS DES RETENUES ARTIFICIELLES DE PLAINE

Les 33 retenues artificielles possèdent 19 espèces sur les 21 des plans d'eau de plaine, car aucune n'est peuplée d'omble chevalier ou de corégone, espèces hautement inféodées aux lacs naturels, comme nous l'avons vu dans le paragraphe précédent.

Le résultat de l'analyse factorielle des correspondances effectuée sur les indices d'abondance de ces 19 espèces est représenté sur le plan F1/F2 (32,4% de l'inertie totale).

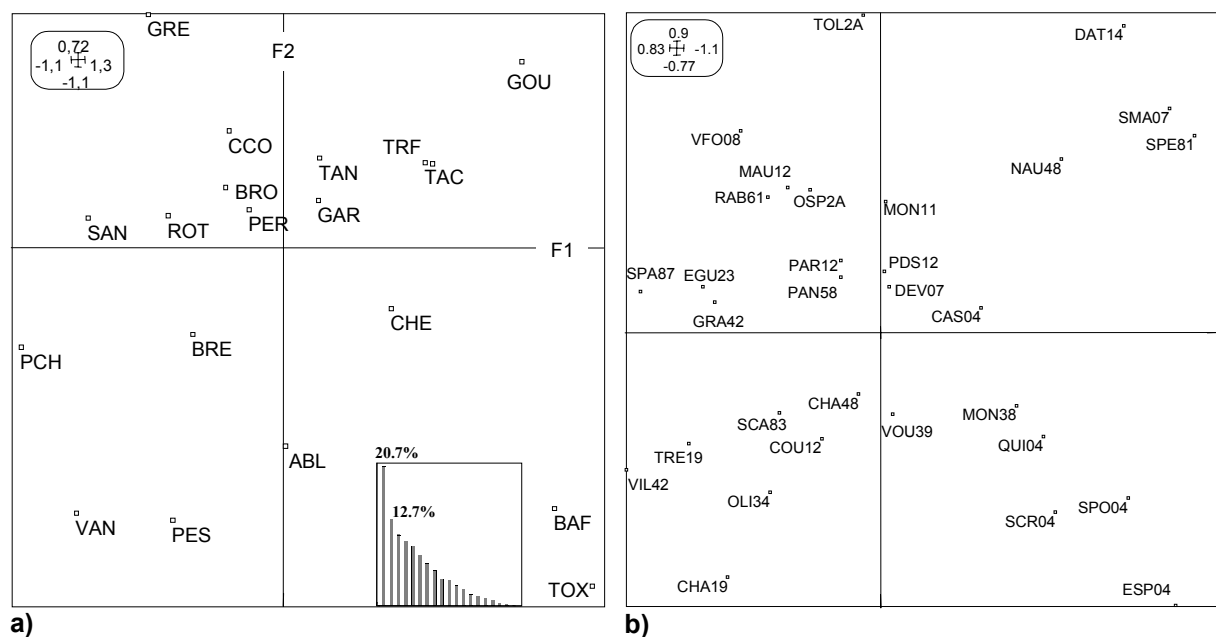


Figure 36 - Représentation sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les indices d'abondance des espèces des 33 retenues artificielles de plaine

Les espèces largement distribuées comme le gardon, la perche ou le rotengle ne ressortent pas dans cette analyse. Les interprétations portent essentiellement sur des poissons plus rares qui contribuent à l'élaboration des axes factoriels.

Le goujon, le barbeau et le toxostome s'opposent au poisson chat, à la vandoise, au sandre et à la grémille. Le premier groupe associe des espèces rhéophiles pouvant provenir des tributaires ou présentes dans la rivière avant la construction du barrage. De fortes corrélations inter-spécifiques entre le barbeau et le toxostome sont mises en évidence par la méthode des rangs de Spearman exprimant leurs associations fréquentes au sein des peuplements (Tableau XVIII). D'autres espèces sont également corrélées de manière significative ($p < 0,001$) telles la truite commune avec le chevaine et le goujon ou le barbeau avec le chevaine, ainsi que la brème et l'ablette.

Le deuxième groupe concerne des espèces plus lacustres mais qui se répartissent le long de l'axe 2 de manière distincte, exprimant leur présence au sein de peuplements différents.

Tableau XVIII - Corrélations de Spearman entre les abondances relatives des espèces des retenues de plaine contribuant le plus à l'élaboration des deux premiers axes factoriels de l'AFC

	ABL	BAF	BRE	CHE	GOU	PER	ROT	TAC	TAN	TOX
ABL	1000									
BAF	328*	1000								
BRE	476**	-6	1000							
CHE	221	583**	-180	1000						
GOU	94	388*	-143	281	1000					
PER	66	-319*	-60	-185	-283	1000				
ROT	-100	-185	159	-144	-237	400*	1000			
TAC	-75	126	21	193	294*	-115	34	1000		
TAN	-285	84	-157	52	112	-8	1	-63	1000	
TOX	225	745**	129	469**	351*	-228	-124	343*	153	1000
TRF	131	422**	-130	538**	473**	-274	-157	258	409**	264

** : La corrélation est significative au seuil de 1% (bilatéral).

* : La corrélation est significative au seuil de 5% (bilatéral).

La projection des plans d'eau permet de mettre en évidence la présence d'espèces particulières au sein de leur peuplement. On remarque, par exemple, le lien entre la retenue d'Esparron et la présence du toxostome et d'une manière globale le regroupement des retenues du département des Alpes de Haute-Provence dont les peuplements montrent des dominances en barbeau, toxostome, chevaine et ablette. Les retenues de Sainte-Croix, Esparron et Quinson ont été construites sur la rivière du Verdon dont l'importance peut expliquer la présence des espèces rhéophiles. A l'opposé, les retenues comme la Dathée (14) ou Tolla (2A) montrent des liens avec la grémille, plus limnophile.

5.3.2. ANALYSE DES PEUPEMENTS DES LACS NATURELS DE PLAINE

Une nouvelle AFC a été réalisée sur le tableau spécifique des classes d'abondance des 16 espèces présentes sur au moins 4 lacs de plaine.

L'histogramme des valeurs propres suggère une étude de la variabilité exprimée par les 5 premiers axes factoriels (Figure 37). Si ces axes ont été observés, seule l'analyse des deux premiers (représentant 45,4% de l'inertie totale) sera exposée ici, compte tenu des difficultés d'interprétation des axes de plus grand ordre.

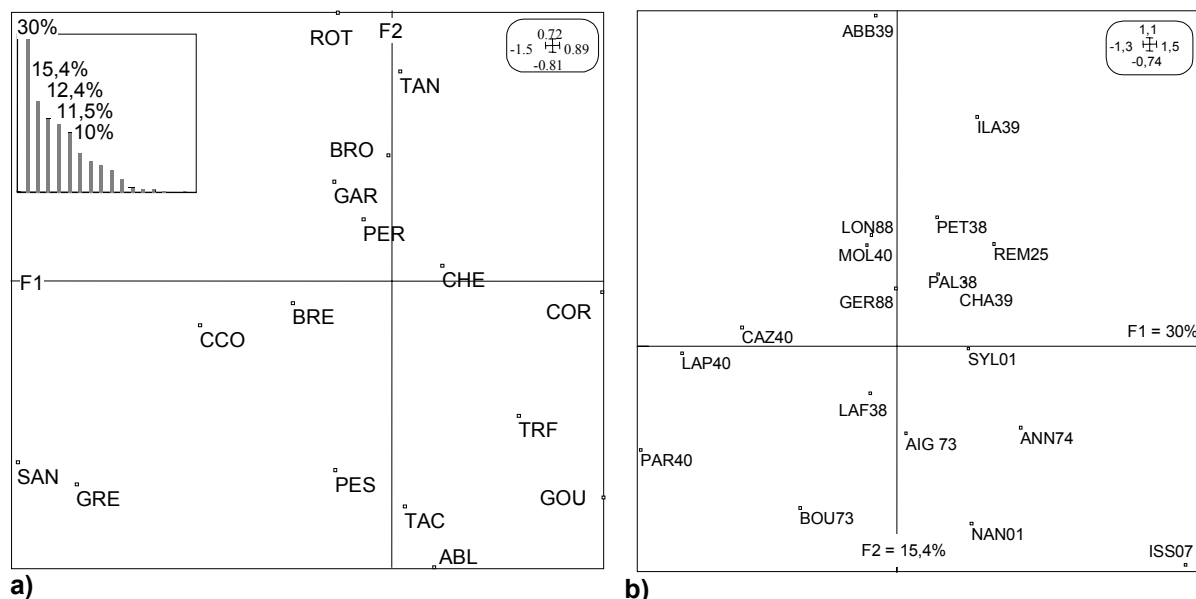


Figure 37 – a) Représentation des espèces et b) des plans d'eau sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les variables faunistiques des 19 lacs naturels de plaine.

Deux groupes d'espèces se distinguent sur le premier axe factoriel : le sandre et la grémille s'opposent au corégone, au goujon et à la truite commune.

En terme de tendance, cet axe opposerait un groupe d'espèces, associées de façon très significative (corrélation de Spearman = 0,79, $p < 0,001$) (Tableau XIX), vivant en eau plutôt chaude et en milieux dégradés (SAN, GRE), à des espèces d'eau froide de bonne qualité, le goujon et la truite commune également associés de manière significative ($p < 0,001$).

Sur le second axe, le rotengle et la tanche, s'opposent au groupe ablette, goujon, truite arc-en-ciel et perche soleil.

Tableau XIX - Corrélations de Spearman entre les abondances relatives des espèces des lacs naturels de plaine contribuant le plus à l'élaboration des deux premiers axes factoriels de l'AFC

	ABL	BRO	GOU	GRE	PES	ROT	SAN	TAC	TAN	COR
ABL	1000									
BRO	328	1000								
GOU	609**	91	1000							
GRE	581**	309	245	1000						
PES	572**	216	456*	538**	1000					
ROT	125	425*	155	404	351	1000				
SAN	420*	191	264	790**	609**	396	1000			
TAC	680**	373	559**	480*	684**	325	519**	1000		
TAN	4	496*	-47	135	354	597**	14	132	1000	
COR	363	87	382	-40	212	-60	-78	166	53	1000
TRF	513*	332*	532**	244	457*	74	144	584**	290	276

** : La corrélation est significative au seuil 1% (bilatéral).

* : La corrélation est significative au seuil 5% (bilatéral).

La projection des plans d'eau sur le plan F1/F2 permet d'exploiter ces particularités faunistiques en terme de relations inter-sites. Certains plans d'eau occupent des positions

extrêmes liées à la composition particulière de leurs peuplements piscicoles. Sur l'axe F1, les lacs des landes comme Cazaux, Parentis ou Laprade s'opposent au lac d'Issarles (07). Les premiers sont, en majorité, peuplés en sandre et grémille alors qu'Issarles abrite un peuplement dominé par le corégone, ce qui le discrimine de l'ensemble du jeu, comme on l'a montré précédemment.

Le long du deuxième axe factoriel, le lac de l'Abbaye (39), lié à l'association rotengle/tanche, occupe une position opposée à Nantua (01) et au lac du Bourget (73). Ces deux lacs sont peuplés de sandre et grémille, comme les lacs landais, mais la forte représentation de l'ablette les situent à une position légèrement distincte.

Le plan F1/F3 a également été construit (Annexe 12) (42,1% de l'inertie totale). Cette carte factorielle montre que la brème et la carpe commune s'expriment nettement sur l'axe F3 sachant qu'elles présentent une association forte (corrélation de Spearman = 0,58, $p < 0,001$).

5.3.3. MISE EN EVIDENCE D'UNE STRUCTURE FAUNISTIQUE COMMUNE

Outre certaines espèces permettant de distinguer les lacs naturels des retenues artificielles, il existe une structure faunistique commune à ces deux types de plans d'eau. Les deux premiers axes factoriels issus des AFC de leurs données faunistiques respectives, ont été mis en relation.

La représentation bidimensionnelle de ces axes a permis de comparer par régression linéaire les 15 espèces communes des deux types de plan d'eau (Figure 38).

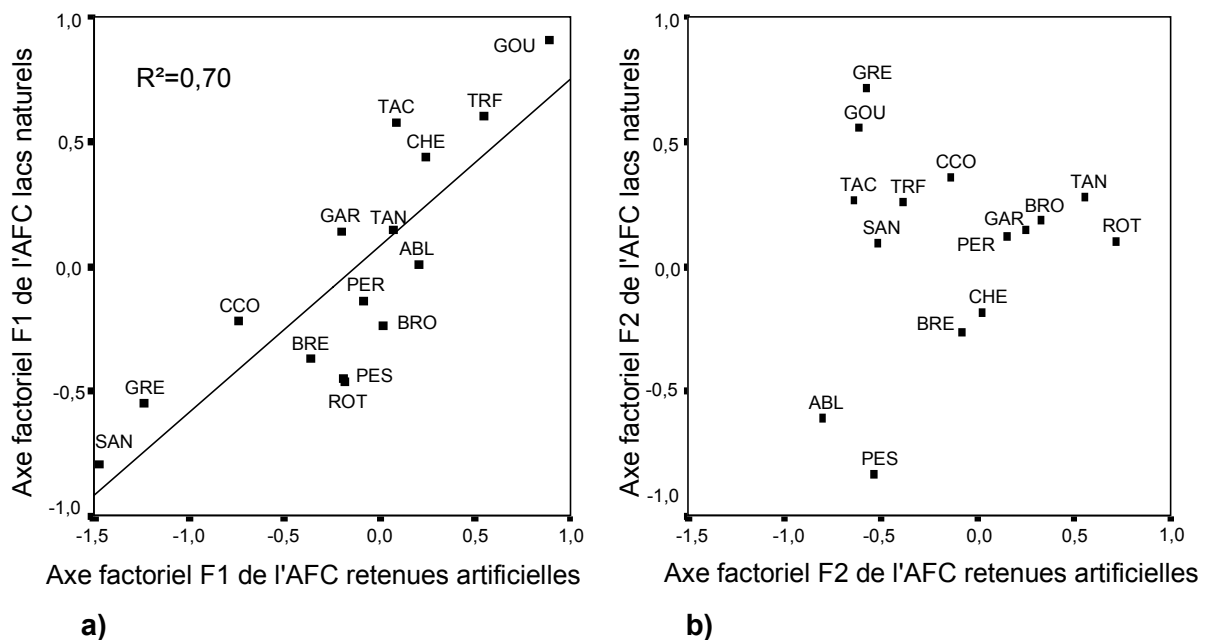


Figure 38 – Représentation bidimensionnelle des coordonnées factorielles F1 (a) et F2 (b) issues des AFC séparées des 15 espèces communes aux lacs naturels et retenues de plaine.

Nous observons une corrélation importante entre les deux facteurs F1 ($R^2 = 0,70$). L'ordination principale, selon cet axe, a tendance à organiser les espèces sur un gradient allant des Percidés vers les Cyprinidés jusqu'aux Salmonidés, et ce quel que soit le type de plans d'eau considéré. Il existe donc une certaine stabilité de la structure d'ordination des espèces communes des réservoirs et des lacs naturels.

En revanche, il n'existe aucune relation particulière entre les facteurs F2 qui pourraient donc exprimer certaines différences faunistiques existant entre les milieux naturels et artificiels.

Ces résultats confirment l'observation de l'AFC des peuplements des plans d'eau de plaine (Figure 35) montrant l'absence de discrimination des deux types de plans d'eau sur l'axe F1.

Cette structure commune des espèces peut-être également représentée sur les 21 espèces grâce à la fonction *TabMeanVar* sur l'axe F1 des AFC, permettant de visualiser les abondances relatives moyennes des différentes espèces ainsi que leurs occurrences (Annexe 13). Cette représentation met en évidence une continuité dans la structure des peuplements piscicoles lacustres, que l'on peut relier observation faites sur les cours d'eau, notamment en Franche-comté. .

5.4. ETUDE DES PEUPELEMENTS PISCICOLES DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE

Cette partie concerne les 46 plans d'eau situés à une altitude moyenne de 2 163 m.

Sur les 25 espèces présentes sur l'ensemble des plans d'eau, nous avons conservé seulement 5 Salmonidés (Figure 32).

Tableau XX - Liste des 5 espèces ou groupes d'espèces étudiés sur les plans d'eau d'altitude avec fréquence de présence et abondance relative numérique moyenne

Nom commun	Code	Occurrence	Abondance relative si espèce présente (%)	Abondance relative moyenne (%)
Cristivomer	CRI	19,57	40,42	7,91
Omble chevalier	OBL	21,74	53,58	11,65
Saumon de fontaine	SDF	28,26	41,01	11,59
Truite arc-en-ciel	TAC	32,61	49,39	16,11
Truite commune	TRF	80,43	65,58	52,75

Cette sélection masque la présence rare de certaines espèces comme le chevaine présent sur Aubé (06), Allos (06) et Tavel (06), le blageon capturé sur Allos et sur le grand lac Monnetier (05) ainsi que le vairon échantillonné sur Aubé.

Les abondances relatives codées du cristivomer, de l'omble chevalier, du saumon de fontaine, de la truite arc-en-ciel et de la truite commune ont été analysées en AFC. La Figure 39 représente le plan F1/F2 expliquant 56% de l'inertie totale.

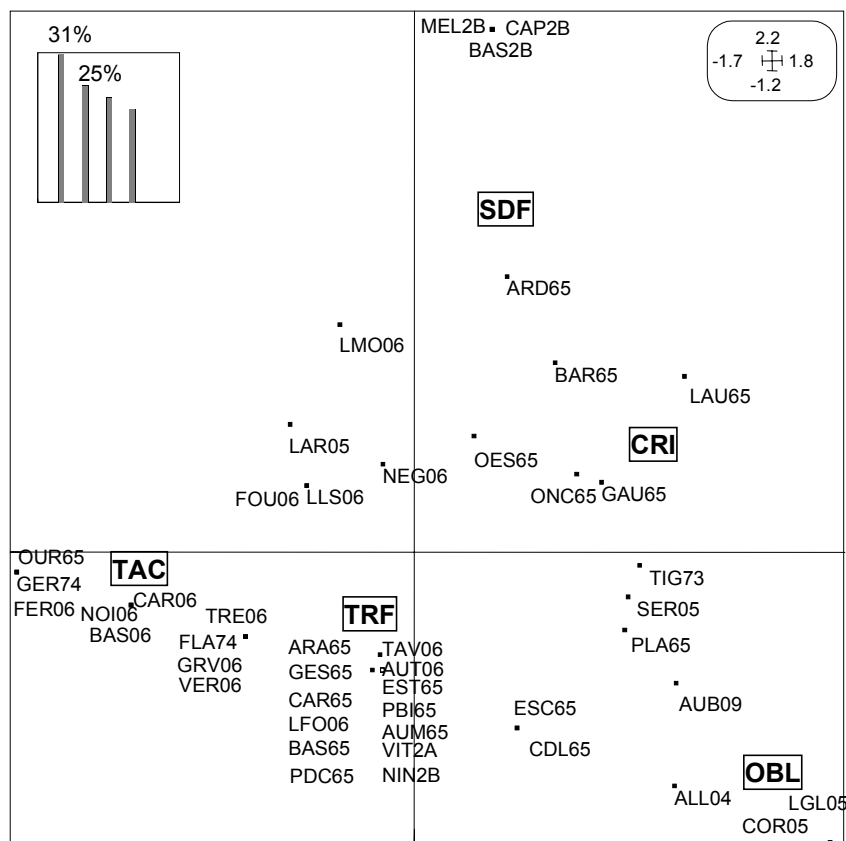


Figure 39 - Représentation des espèces (en encadré) et des plans d'eau sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les variables faunistiques des 46 plans d'eau d'altitude

On note tout d'abord une séparation nette des 5 espèces qui se démarquent les unes des autres, exprimant l'absence d'association.

Deux oppositions importantes sont à l'origine de cette représentation. D'une part, l'omble chevalier et la truite arc-en-ciel qui contribuent à l'élaboration de l'axe F1 et d'autre part le saumon de fontaine et l'omble chevalier, exprimée sur l'axe F2.

Le calcul des coefficients de corrélations de Spearman entre ces 5 Salmonidés montre de manière significative l'opposition entre la truite commune et le saumon de fontaine, exprimée également par l'axe F2 de l'AFC (Tableau XXI). L'omble chevalier et la truite arc-en-ciel sont également bien séparés en accord avec les contributions à l'axe factoriel F1

Tableau XXI - Corrélations de Spearman entre les abondances relatives des 5 espèces des plans d'eau d'altitude.

	CRI	OBL	SDF	TAC
CRI	1000			
OBL	92	1000		
SDF	121	-90	1000	
TAC	-247	-354*	-4	1000
TRF	-208	-280	-381**	-297*

** : La corrélation est significative au seuil de 1% (bilatéral).

* : La corrélation est significative au seuil de 5% (bilatéral).

Ces 5 Salmonidés occupent donc des sites distincts les uns des autres.

Plusieurs plans d'eau occupent la même position du point de vue faunistique. Cette situation est principalement due aux peuplements monospécifiques, généralement rencontrés à ces altitudes. C'est le cas des 13 plans d'eau des Hautes-Pyrénées (65), de Corse (2A et 2B) et des Alpes maritimes (06) peuplés uniquement en truite commune, des deux lacs des Hautes-alpes (05) monospécifiques en omble chevalier, des 3 lacs de Corse du Nord (2B) en saumon de fontaine et des plans d'eau de Gers (74), Fer (06) et Ours (65) où seule la truite arc-en-ciel a été capturée.

La position des autres lacs informe sur les proportions relatives des différents espèces.

Aucune distinction de la répartition de ces Salmonidés, en fonction des 9 départements où sont localisés ces plans d'eau, n'a pu être mise en évidence. Néanmoins, on observe quelques singularités comme le saumon de fontaine en Corse ou l'omble chevalier dans les Hautes-alpes et le cristivomer des Hautes-pyrénées.

Ces remarques ne pouvant être formulées que sur une dizaine de plans d'eau, il est difficile de généraliser et de conclure à une régionalisation des 5 espèces étudiées.

Nous avons également cherché à caractériser la structure des peuplements des lacs naturels et des retenues artificielles d'altitude.

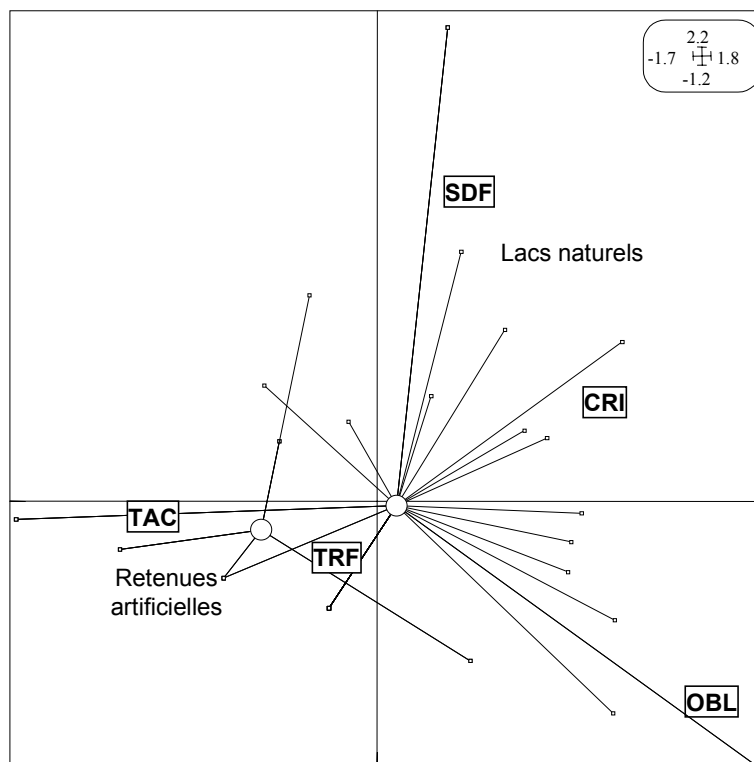


Figure 40 - Représentation des espèces et projection par catégorie de milieu des 46 plans d'eau d'altitude sur le plan F1/F2 de l'AFC

Cette figure met en évidence une certaine relation entre les truites arc-en-ciel et commune et les retenues artificielles. Mais ces espèces, également très bien représentées sur les lacs

naturels ne constituent donc pas des variables discriminantes des milieux artificiels et naturels. De plus, 8 de ces retenues sont situées dans le parc national du Mercantour (06) et 2 dans le parc national des Pyrénées (65). Cette proportion limite leur caractère représentatif de l'ensemble des retenues d'altitude.

5.5. DISCUSSION

Cette partie a mis en évidence une typologie des plans d'eau français, basée sur une distinction altitudinale des peuplements piscicoles ainsi que sur certaines particularités faunistiques au sein des lacs naturels et retenues de plaine.

La richesse spécifique relativement faible des plans d'eau d'altitude s'oppose à la diversité des peuplements des sites de plaine, comme cela a été montré par ailleurs (Benson & Magnuson, 1992, Brazner & Beals, 1997, Eklov, 1997, Schlosser, 1982). Plusieurs auteurs s'accordent à définir à 1 500 m la limite inférieure des lacs d'altitude et confirment donc nos observations (Martinot, 1989, Rivier, 1996).

Les peuplements des plans d'eau de plaine sont relativement diversifiés du point de vue piscicole puisque les analyses ont porté sur 21 espèces. Celles-ci sont principalement des espèces ubiquistes auxquelles se rajoutent quelques poissons indicateurs de milieux particuliers.

Bien que les plans d'eau constituent des milieux relativement isolés, on observe une ordination commune des 15 espèces les plus fréquentes dans les lacs naturels et les retenues artificielles de plaine, plus en accord avec une notion de continuité.

De manière schématique, on distingue une succession des poissons ou groupes de poissons ichtyophages que sont le sandre, le brochet et la perche ainsi que les truites.

En lacs naturels, le sandre est fortement associé à la grémille, et dans une moindre mesure aux carpes et aux brèmes. Dans les retenues artificielles, ce sont le poisson chat et la vandoise, mais également la grémille, qui s'associent au sandre. La présence simultanée du sandre et de la grémille est bien identifiée au sein des grands plans d'eau de plaine notamment en Finlande (Lind, 1977), entretenant parfois une relation prédateur-proie (Rask *et al.*, 1996). La grémille est par ailleurs une espèce colonisatrice sans exigence écologique particulière (Lappalainen & Kjellman, 1998).

Les associations perche-brochet, qui constituent le deuxième groupe d'ichtyophages, se retrouvent de manière importante sur l'ensemble des plans d'eau. Sur les lacs naturels, ce groupe est souvent associé au gardon et à la tanche, ainsi que sur les retenues artificielles auxquelles s'ajoutent le rotengle et les carpes.

Enfin, la truite commune s'associe de manière forte avec le goujon, à la fois sur les lacs naturels et sur les retenues. On peut noter l'attrait de ces deux espèces à caractère rhéophiles pour les milieux d'eaux claires, de bonne qualité et relativement fraîches (Billard, 1997). Elles occupent préférentiellement des lacs plus profonds et bénéficiant du climat hivernal plus rigoureux comme dans les Vosges ou en Savoie

Parallèlement à cette structure commune, quelques espèces particulières permettent de dégager deux autres tendances au sein des lacs naturels et des retenues artificielles.

Sur les lacs naturels, deux groupes d'espèces se distinguent selon les particularités de leur habitat, notamment en terme de densité de végétalisation des berges. Ces milieux doivent offrir d'importantes zones d'herbiers nécessaires à l'alimentation et à la reproduction du rotengle (Cerny, 1977, Ravera & Jamet, 1991) et de la tanche (Giles *et al.*, 1990, Wright & Giles, 1991). Ces espèces s'opposent à l'ablette, à la truite arc-en-ciel, au goujon et à la perche-soleil, qui ne présentent aucune exigence particulière pour ce type de substrat.

Les espèces identifiées comme typiques des retenues artificielles, que sont le toxostome et le barbeau fluviatile, ainsi que la vandoise, pourraient représenter les poissons les plus rhéophiles et s'opposeraient aux autres espèces plus liées aux milieux stagnants. La présence de ces espèces par rapport à la structure commune, exprime vraisemblablement les différences écologiques entre ces milieux fortement anthropisés, soumis aux phénomènes de colonisation et d'extinction par rapport aux lacs naturels.

Les communautés piscicoles des 46 plans d'eau d'altitude sont caractérisées par une diversité spécifique très faible et par la présence de populations de Salmonidés ne cohabitant pas dans les mêmes lacs. Ces Salmonidés constituent le plus souvent des populations uniques à l'origine de peuplements monospécifiques.

Les résultats mettent également en évidence qu'il n'existe aucune distinction entre les peuplements des 10 retenues artificielles et les 36 lacs naturels.

La présence d'omble chevalier dans ces plans d'eau s'explique par les diverses introductions dans le massif central en 1860, dans les Alpes en 1890 et dans les Pyrénées en 1936 (Machino, 1991). Cette espèce affectionne plus particulièrement les milieux oligotrophes dans lesquels elle se nourrit d'organismes planctoniques. L'omble est caractérisé par un grand nombre de races notamment dans les lacs subalpins où des populations ont été isolées depuis la fin des glaciations du quaternaire (Gillet, 1985, Machino, 1991). L'isolement reproducteur a été même signalé dans le lac Windermere (Baroudy, 1998, Gillet, 1985). L'espèce est considérée comme naturelle dans le lac d'Allos (04) sans que son origine soit connue (Rivier, 1986). L'omble chevalier est relativement adapté aux conditions de vie dans les lacs de haute altitude. On sait que la totalité de son cycle de vie se déroule en milieu lacustre, les frayères se situant généralement à des profondeurs importantes, avec une

température létale de 12°C pour les embryons (Gillet, 1991). De plus, le régime alimentaire montre une grande stabilité inter annuelle (Cavalli & Chappaz, 1996).

Le saumon de fontaine possède une exigence pour les eaux froides et bien oxygénées (Power, 1980) comme c'est le cas dans les plans d'eau de montagne. Il est présent en Corse de manière monospécifique et est originaire d'Amérique du Nord. La première introduction en Europe de l'Est date de 1869 (Holcik, 1991) alors que les premiers alevinages en France semblent avoir eu lieu en 1904 dans la région grenobloise. Les empoissonnements des lacs pyrénéens (ex. Lac d'Ardiden (65)) et corses ont permis d'obtenir les populations lacustres actuelles (Billard, 1997). Cette espèce constitue également un exemple d'adaptation à un mode de vie lacustre en haute altitude. Dans la plupart des lacs Ouest Américains, le saumon de fontaine constitue l'unique espèce présente (Toetz *et al.*, 1991) ce qui corrobore les observations sur les lacs de Bastani, Melo et Capitello (2B). Son régime alimentaire peut devenir piscivore chez les adultes, mais cette espèce est capable d'exploiter intensément les ressources alimentaires représentées par les invertébrés benthiques présents dans les lacs de haute altitude. Ceci explique que cette espèce se maintient de façon autonome dans les sites étudiés (Rivier, 1996).

La présence souvent exclusive des truites commune ou arc-en-ciel permet de caractériser les deux derniers groupes de lacs sans que cela ne puisse être expliqué selon une ségrégation par les caractéristiques relativement similaires de ces milieux. Néanmoins, la truite commune est la seule espèce présente sur 13 lacs soit plus de 40% des lacs étudiés.

La truite commune possède un optimum thermique évalué à 13°C pour les populations norvégiennes (Jensen, 1990) alors qu'en terme de survie, les valeurs de 18 à 19°C constituent un seuil maximum pour les alevins et les adultes (Gouraud *et al.*, 1998). L'acclimatation des truites au mode de vie lacustre se fait surtout au sein de milieux dans lesquels les conditions environnementales sont pourtant très difficiles : température pouvant descendre à 1°C en hiver, lacs couverts de glace de novembre à mai (Delacoste *et al.*, 1997). C'est le cas des 22 plans d'eau des Hautes-pyrénées et Alpes-Maritimes, situés en moyenne à 2 200 m où elle est abondante.

Enfin, excepté quelques cas très rares dans les Pyrénées (lac de l'Ours) et en Norvège, la truite arc-en-ciel ne se reproduit pas naturellement en Europe (Billard, 1997). Sa présence est également à relier aux premières introductions datant de 1882 dans plus de 26 pays européens principalement en raison de la maîtrise de son alimentation artificielle. Le développement rapide de son élevage (Holcik, 1991) (la production dépassait 30 000 t/an en France en 1980, pour atteindre 50 000 t/an en 1999), est à relier à un engouement des pêcheurs pour cette espèce.

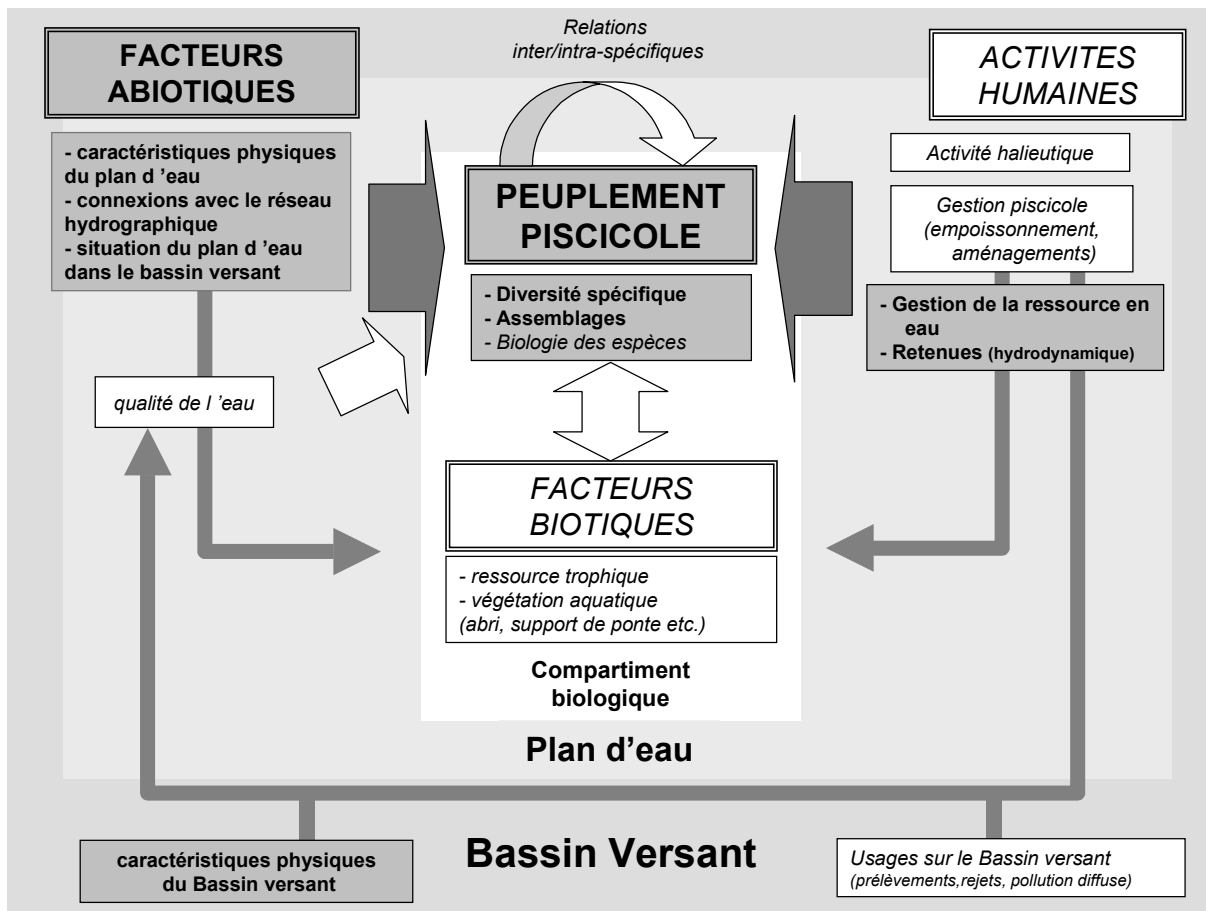
Cette étude globale constitue une première approche descriptive de la répartition des assemblages piscicoles lacustres en France et nous avons vu que le nombre d'espèces entre les plans d'eau d'altitude et de plaine était un facteur très discriminant.

Aucun facteur abiotique n'a été pris en compte dans cette partie si ce n'est des hypothèses tendant à relier la présence de certains taxons en fonction des conditions environnementales régnant au sein des plans d'eau.

Le chapitre suivant prend en compte les caractéristiques des milieux abritant ces différents peuplements afin d'étudier les relations existant au sein du système peuplement-environnement. Face aux contraintes environnementales analysées, nous tentons de mettre en évidence un certain déterminisme permettant d'expliquer la structure de ces ichtyocénoses.

CHAPITRE 6. ETUDE DES RELATIONS PEUPELEMENTS-MILIEU DES PLANS D'EAU

6.1. MÉTHODE.....	101
6.1.1. <i>étude de la richesse spécifique.....</i>	101
6.1.2. <i>analyse des Paramètres de milieu.....</i>	102
6.1.3. <i>couplages de tableaux.....</i>	102
6.2. INFLUENCE DES FACTEURS ÉTUDIÉS SUR LA RICHESSE SPECIFIQUE DES PLANS D'EAU DE PLAINE.....	104
6.3. ÉTUDE DES PLANS D'EAU DE PLAINE.....	106
6.3.1. <i>descripteurs des plans d'eau de plaine.....</i>	106
6.3.2. <i>relations peuplements-descripteurs des plans d'eau de plaine.....</i>	108
6.3.3. <i>étude des retenues artificielles de plaine.....</i>	110
6.3.4. <i>étude des lacs naturels de plaine.....</i>	116
6.4. ÉTUDE DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE.....	119
6.4.1. <i>descripteurs des plans d'eau d'altitude.....</i>	119
6.4.2. <i>relations peuplements-descripteurs des plans d'eau d'altitude.....</i>	120
6.5. DISCUSSION.....	121



6 - ETUDE DES RELATIONS PEUPELEMENTS-MILIEU DES PLANS D'EAU

Ce chapitre prend en compte les principales caractéristiques des écosystèmes lacustres afin d'étudier leur influence conjointe sur les peuplements piscicoles.

L'approche globale que nous avons choisie d'utiliser nous incite à envisager les ichtyocénoses lacustres comme le résultat d'un ensemble de processus suivant une certaine hiérarchie spatiale, également étudiée dans le cas des systèmes fluviaux (Belliard, 1994).

L'idée principale consiste à envisager la structuration des assemblages piscicoles en plans d'eau sous l'action de plusieurs facteurs environnementaux agissant de manière successive comme des "filtres" (Figure 41) à des échelles temporelles et spatiales différentes (Tonn, 1990a).

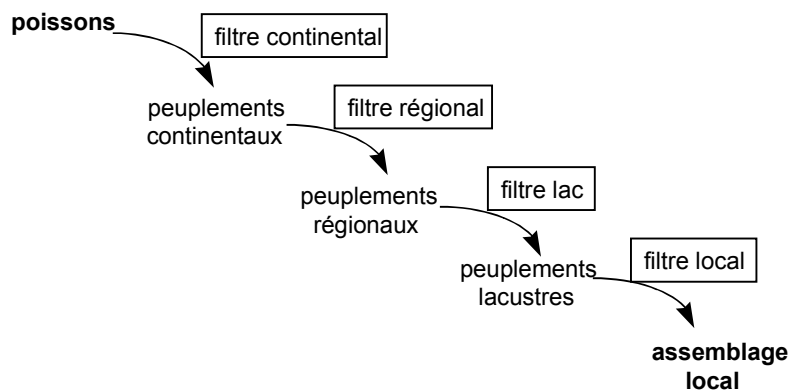


Figure 41 - Représentation des filtres environnementaux (d'après Tonn, 1990).

Ce schéma récapitule donc les principales phases permettant de synthétiser l'organisation écologique qui conduit à l'élaboration des espèces piscicoles lacustres telles qu'elles sont observées. Le dernier "filtre", local, tient compte des paramètres liés à l'écologie des espèces en relation étroite avec les conditions du milieu.

La structuration des peuplements piscicoles des retenues artificielles et lacs naturels peut-être envisagée de la même manière, en dissociant l'influence des paramètres de grande échelle, tels que les descripteurs du bassin versant du plan d'eau, de l'influence des caractéristiques de la cuvette lacustre qui constitue une échelle plus fine.

La typologie mise en évidence à partir des données faunistiques est conservée puisque l'objectif est d'expliquer la structure des assemblages piscicoles à partir des principales caractéristiques abiotiques des plans d'eau.

Ces facteurs permettent d'expliquer d'une part, la richesse spécifique observée, et d'autre part, les assemblages piscicoles mis en évidence dans le chapitre précédent.

6.1. METHODE

La méthodologie suivie comporte 3 volets :

- Nous étudions dans un premier temps, les relations existant entre la richesse spécifique et les descripteurs des plans d'eau.
- Un deuxième volet, consiste à étudier les paramètres environnementaux des plans d'eau de plaine et d'altitude.
- Enfin, un couplage des tableaux faunistiques étudiés par AFC dans le chapitre précédent et des tableaux des paramètres environnementaux est effectué, afin de visualiser les relations existant entre ces deux types de données.

Les facteurs étudiés sont récapitulés dans le tableau ci-dessous.

Tableau XXII – Moyennes et valeurs extrêmes des 9 paramètres des 52 plans d'eau de plaine et des 46 plans d'eau d'altitude

Paramètres (unité)	moyenne		Valeur minimale		Valeur maximale	
	Plaine	Altitude	Plaine	Altitude	Plaine	Altitude
Altitude (m)	537,98	2 163,78	8,00	1 161,00	1 320,00	2 571,00
Surface du plan d'eau (ha)	233,96	11,02	7,30	0,60	5 800,00	118,00
Profondeur maximale (m)	36,57	19,47	5,50	3,30	145,00	100,50
Marnage (m)	9,49	1,79	0,00	0,00	40,00	60,00
SLDF	3,48	1,38	1,00	1,00	12,00	2,49
Surface Bassin versant (ha)	8 752,41	408,20	100,00	31,00	652 000,00	3 906,00
Distance à la mer (km)	217,15	205,23	5,63	10,00	820,00	543,00
Distance à la source (km)	11,23	1,08	1,00	0,00	178,50	6,75
Age (an)	266,91	8 273,54	4,00	19,00	10 000,00	14 000,00

Les écarts entre ces différentes valeurs peuvent être importants. C'est pourquoi, hormis l'altitude, le marnage et le SLDF, les valeurs ont été transformées en Logarithme népérien. Ceci permet afin de ramener leur variabilité (étendue) à une échelle favorisant la comparaison entre toutes les variables tout en se rapprochant de l'hypothèse de normalité.

De nombreux lacs naturels ont un âge de 10 000 voire 14 000 ans puisque la formation de la plupart d'entre eux date de la dernière période glaciaire (quaternaire supérieur).

6.1.1. ETUDE DE LA RICHESSE SPECIFIQUE

La richesse spécifique, indicateur synthétique des peuplements piscicoles, a été mise en relation avec les facteurs environnementaux par régression linéaire simple. Compte tenu du faible nombre d'espèces présentes sur les plans d'eau d'altitude, cette analyse n'a été conduite que sur les plans d'eau de plaine. Cette approche uni-variée permet d'appréhender une première approche des relations peuplement-milieu. Les descripteurs mésologiques

représentés par les coefficients de corrélation les plus élevés, montrent une influence sur le nombre d'espèces composant les peuplements.

6.1.2. ANALYSE DES PARAMETRES DE MILIEU

Le tableau des paramètres de milieu a été soumis à une Analyse en Composantes Principales (ACP) normée, méthode basée sur la diagonalisation de la matrice des corrélations. Ceci nous a permis d'étudier les relations entre les différents paramètres de milieu et de visualiser les positions relatives des sites sur les cartes factorielles. Le choix du centrage et de la réduction des données est justifié par la nature différente des variables considérées et de leur unité de mesure.

Cette analyse constitue une des méthodes les plus utilisées pour décrire de manière synthétique l'environnement des communautés écologiques. Dans notre cas, elle permet également de préparer le couplage de tableau en sélectionnant les variables explicatives du peuplement les moins corrélées entre elles ou de mettre en place une variable synthétique (la première coordonnée factorielle par exemple) maximisant la somme de ses carrés de corrélation avec les variables de départ.

Afin d'interpréter certaines tendances obtenues dans les analyses factorielles, le test non paramétrique de Mann & Whitney a été utilisé pour comparer les moyennes des sous-échantillons. Ce test de rang, non paramétrique a été choisi car les distributions des variables environnementales utilisées ne suivent pas une loi normale.

6.1.3. COUPLAGES DE TABLEAUX

Les relations entre les caractéristiques des plans d'eau et la structure des assemblages piscicoles de chaque groupe de sites, sont étudiées à l'aide d'une l'Analyse Canonique des Correspondance (ACC) (Lebreton *et al.*, 1988, Ter Braak, 1986). L'objectif de cette méthode est de traiter simultanément deux tableaux de données (variables environnementales et variables faunistiques) portant sur les mêmes relevés (plans d'eau). D'un point de vue écologique, l'ACC s'apparente à la "théorie de la niche", c'est à dire qu'elle décrit des assemblages d'espèces qui sont chacune dans un milieu pour des raisons qui lui sont propres.

C'est une méthode dissymétrique car elle cherche à expliquer la structure du premier tableau (espèce) par l'autre (facteurs abiotiques).

L'ACC est également une méthode d'ordination sous contrainte car elle contraint les axes d'ordination à être des combinaisons linéaires des variables du tableaux explicatif (analyse du tableau spécifique sous contrainte du tableau des variables environnementales) (Blanc, 2000). En pratique, on effectue une ACP du tableau de l'AFC prédit par les variables de

milieu afin de sélectionner une série de combinaisons linéaires de variables non-corrélées entre elles, appelées axes ou variables canoniques (Figure 42).

Remarque : Cette méthode est également appelée Analyse Factorielle des Correspondances sur Variables Instrumentales (AFCVI) (Lebreton *et al.*, 1991).

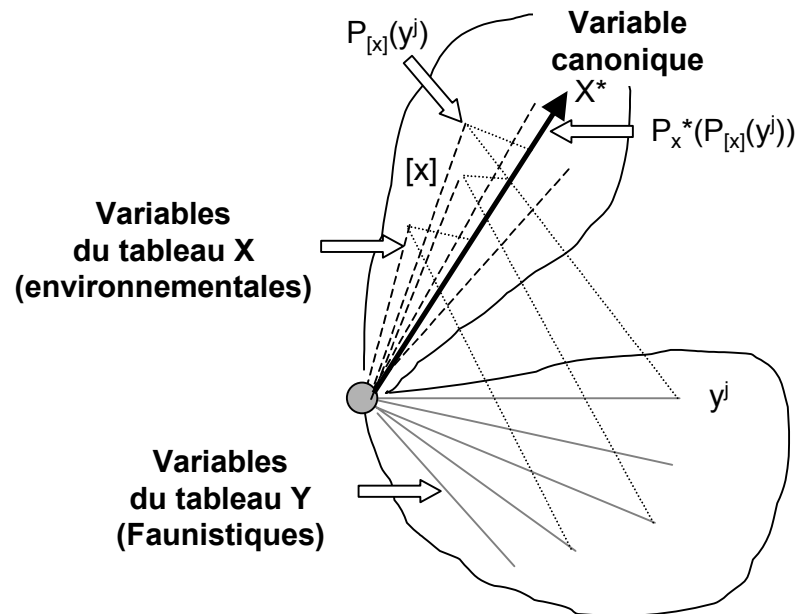


Figure 42 – Schéma de l'ACC : $P_{[X]}(y^j)$ = estimation de la variable y^j par régression multiple sur les variables de milieu (Projection sur le sous-espace [X]). X^* = composante principale issue de l'ACP des variables $P_{[X]}(Y_j)$ (combinaison linéaire des variables prédites de variance maximale). $P_{x^*}(P_{[X]}(y^j))$ = projections des variables sur la composante principale (combinaison des variables de X servant de prédicteur unique pour toutes les variables de Y).

Ses propriétés de robustesse vis-à-vis des liaisons non-linéaires entre phénomènes étudiés (Ter Braak, 1986) et la prise en compte de variables plus ou moins corrélées (Prodon & Lebreton, 1994, Ter Braak, 1987) font que cette méthode reste la plus utilisée parmi les techniques d'analyse directe de gradients environnementaux (ordination des relevés directement réalisée à partir des données du tableau de milieu).

Dans notre cas, l'ACP normée du tableau des variables de milieu est pondérée par les poids des relevés issus de l'AFC effectuée sur les classes d'abondance des espèces piscicoles.

Un test de Monte-Carlo permet d'évaluer la signification et la stabilité de décomposition de l'inertie du tableau faunistique selon les paramètres de milieu et donc des résultats de l'ACC. Ce test non paramétrique, basé sur la permutation des lignes de la matrice des variables faunistiques, permet de comparer les valeurs observées à des valeurs simulées (Fraile *et al.*, 1993).

Les différentes phases d'analyse de ce chapitre sont récapitulées dans la Figure 43.

Les analyses effectuées sur les peuplements, présentées dans le chapitre précédent, s'insèrent de manière logique dans ce schéma.

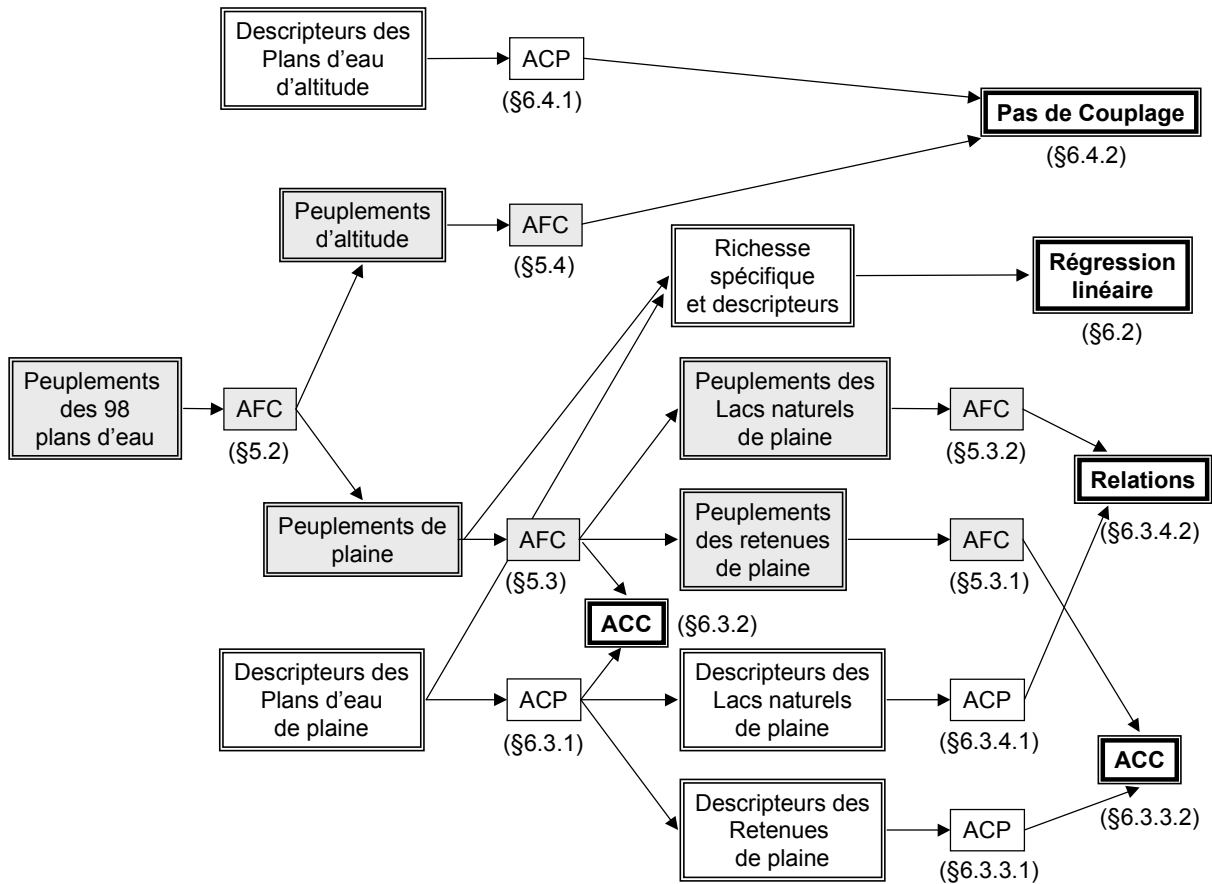


Figure 43 – Schéma récapitulatif de la méthodologie adoptée pour l'étude des relations peuplements-milieux des plans d'eau (en grisé, les analyses effectuées sur les données faunistiques du chapitre 5)

Les principaux paragraphes permettent de suivre la démarche suivie, ainsi que l'utilisation des résultats issus du chapitre 5.

6.2. INFLUENCE DES FACTEURS ETUDIÉS SUR LA RICHESSE SPECIFIQUE DES PLANS D'EAU DE PLAINE

Parmi les 9 paramètres environnementaux des plans d'eau de plaine étudiés, 4 montrent des coefficients de corrélation positifs, compris entre 0,19 et 0,30, avec la richesse spécifique.

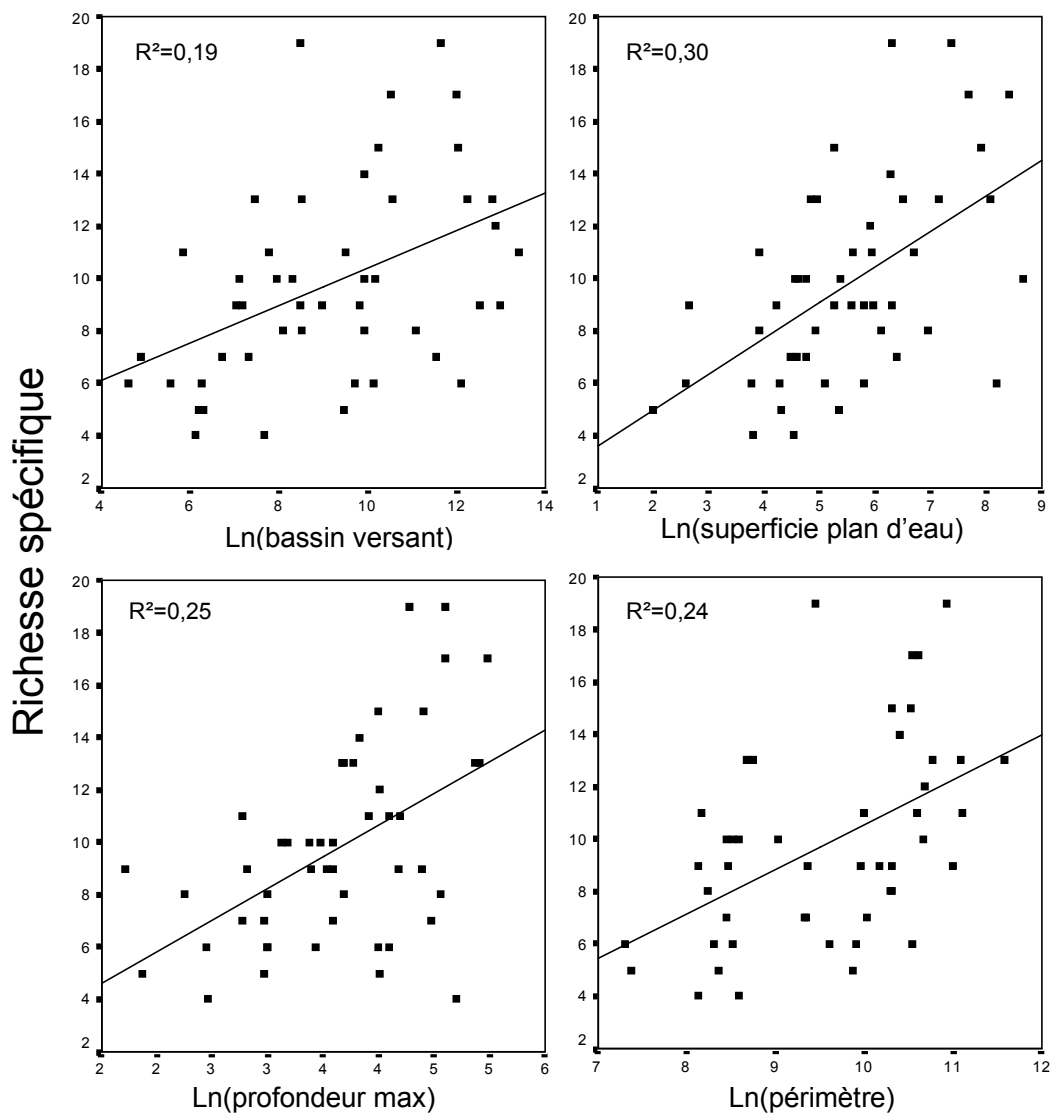


Figure 44 – Variation de la richesse spécifique en fonction des 4 paramètres environnementaux les plus significatifs, des plans d'eau de plaine.

Sur ces 4 paramètres, 3 sont des propriétés de la cuvette lacustre. Ils possèdent les ajustements linéaires les plus élevés avec la richesse spécifique. En premier lieu, la superficie lacustre est le descripteur expliquant le mieux la richesse spécifique. L'effet de la profondeur du lac et du périmètre, moins structurant, semble toutefois jouer son rôle dans la diversité des communautés piscicoles lacustres.

Enfin, la surface du bassin versant, est le moins corrélé des 4 facteurs. On remarque certaines valeurs élevées du nombre d'espèces, pour des sites ne possédant pas de bassin versant important. Ce résultat met en évidence le fait que de grands plans d'eau, surtout les lacs naturels, n'ont pas toujours des bassins versants de grande superficie.

6.3. ETUDE DES PLANS D'EAU DE PLAINE

Dans cette partie, nous étudions les descripteurs environnementaux des plans d'eau de plaine afin de conserver les plus pertinents pour l'étude des relations peuplements-milieux.

6.3.1. DESCRIPTEURS DES PLANS D'EAU DE PLAINE

L'ACP réalisée sur les 9 variables descriptives des plans d'eau de plaine est effectuée dans le but de mettre en évidence la présence de corrélations. Cette ACP est représentée sur le plan F1/F2, représentant 63,3% de l'inertie totale (Figure 45) et la matrice des corrélations est reportée dans le Tableau XXIII.

La surface du bassin versant, la distance à la source, le SLDF ainsi que la profondeur maximale et la surface du lac, contribuent de manière quasi identique à l'élaboration de l'axe 1 (Contribution absolue (CA) comprise entre 11,4% et 19,6%) (Figure 45a). L'âge du plan d'eau participe de manière moins importante à la définition de cet axe (CA = 7,5%) mais il est négativement corrélé aux 6 autres paramètres.

Les variables altitude et distance à la mer, peu ou pas corrélées aux autres descripteurs, se singularisent sur l'axe 2 (CA respectives de 44% et 37,5%).

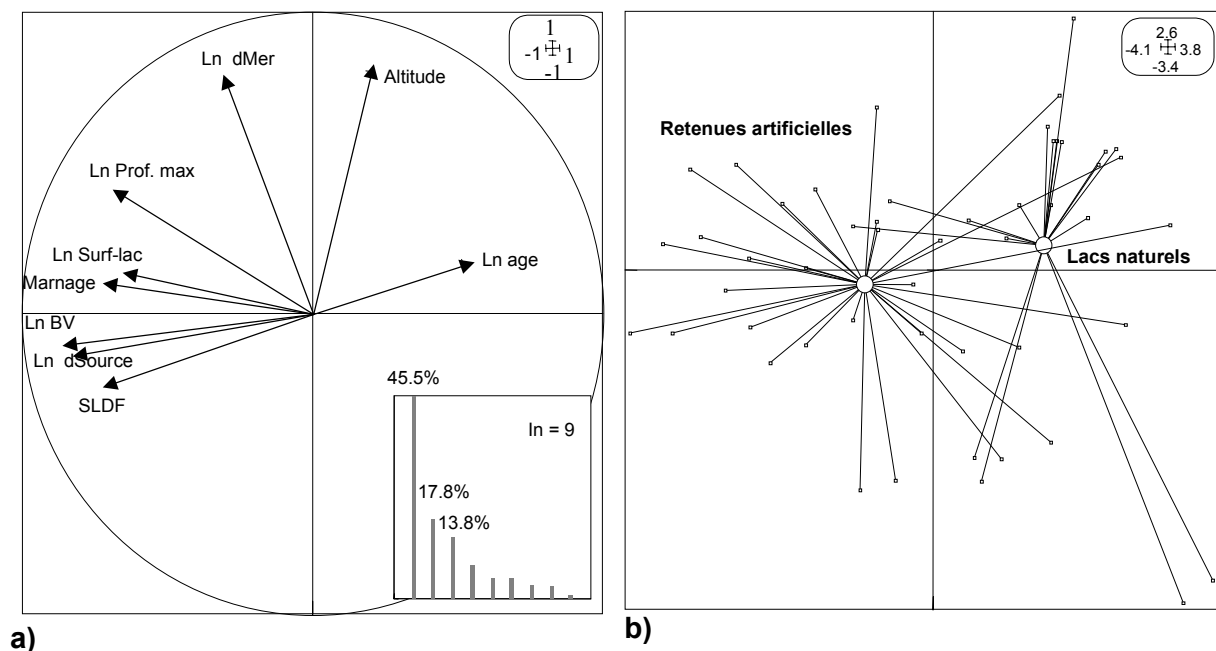


Figure 45 – a) Cercle des corrélations de l'ACP normée et b) représentation barycentrique des 52 plans d'eau de plaine selon leur type sur le plan F1/F2.

Les fortes corrélations entre la superficie du plan d'eau et les paramètres relatifs à sa position sur le bassin versant ainsi que l'indépendance de l'altitude, vis à vis de ce dernier, ne permet pas d'établir un quelconque gradient longitudinal des plans d'eau de plaine.

Tableau XXIII - Matrice des corrélations issue de l'ACP effectuée sur les variables de milieux des 52 plans d'eau de plaine.

Paramètres (abréviation)	ALT	MARN	SLDF	SBV	SL	DM	DS	PM	AGE
Altitude (ALT)	1000								
Marnage (MARN)	48	1000							
SLDF	-231	601**	1000						
Ln Bas. Versant (SBV)	-327*	491**	665**	1000					
Ln Surface lac (SL)	-166	363*	308	664**	1000				
Ln Distance mer (DM)	448**	178	118	262	221	1000			
Ln Distance source (DS)	-327*	440**	558**	830**	465**	226	1000		
Ln Prof. maximale (PM)	74	223*	353*	522**	645**	382**	589**	1000	
Ln age plan d'eau (AGE)	16	-508**	-592**	-383**	-94	-38	-424**	-154	1000

** : La corrélation est significative au seuil 1% (bilatéral).

* : La corrélation est significative au seuil 5% (bilatéral).

La projection des plans d'eau permet de repérer de manière synthétique les principales caractéristiques des deux types de milieu ; d'une part les retenues artificielles, récentes et plus digitées, possédant un bassin versant et des marnages importants, et d'autre part, les lacs naturels plus anciens, au bassin versant moins important, de forme plus circulaire, sur lesquels le marnage n'intervient pratiquement pas.

Des comparaisons de moyenne utilisant le test de rang de Mann & Whitney, ont été réalisées entre les descripteurs afin de repérer ceux qui singularisent l'un ou l'autre des deux types de plan d'eau (Tableau XXIV).

Tableau XXIV - Valeurs du test de Mann & Whitney pour les différents descripteurs mésologiques des lacs naturels et des retenues artificielles.

Paramètres	Type*	Rang moyen	Somme des rangs	Signification asymptotique (bilatérale)
Altitude	R	25,03	776,00	p = 0,772
	LN	26,26	499,00	
Surface Bassin Versant	R	29,85	925,50	p = 0,007
	LN	18,39	349,50	
Surface du lac	R	27,24	844,50	p = 0,280
	LN	22,66	430,50	
Distance à la source	R	30,37	941,50	p = 0,003
	LN	17,55	333,50	
Profondeur maximale	R	27,35	848,00	p = 0,250
	LN	22,47	427,00	
Marnage	R	34,08	1056,50	p < 0,001
	LN	11,50	218,50	
SLDF	R	33,74	1046,00	p < 0,001
	LN	12,05	229,00	
Age du plan d'eau	R	16,00	496,00	p < 0,001
	LN	41,00	779,00	

* R = Retenue artificielle, LN = Lacs naturels

La différence de forme (SLDF) très marquée entre lacs naturels et retenues artificielles s'exprime de manière significative sur notre échantillon ainsi que le marnage, et l'âge du plan d'eau qui constituent deux paramètres très discriminants ($p > 0,001$). Nous remarquons

également que l'influence du réseau hydrographique représenté par la surface du bassin versant et la distance à la source, différencient significativement les deux types de plan d'eau.

6.3.2. RELATIONS PEUPELEMENTS-DESCRIPTEURS DES PLANS D'EAU DE PLAINE

Comme le montre la matrice des corrélations de l'ACP (Tableau XXIII), les descripteurs les moins corrélés sont l'altitude, la profondeur maximale et le marnage. Ces 3 variables sont donc utilisées pour visualiser les relations entre le peuplement et le milieu par ACC.

L'ACC réalisée sur le plan F1/F2 est représentée sur la Figure 46. Le test de permutation montre la significativité de l'inertie projetée ($p < 0,001$, 1000 permutations).

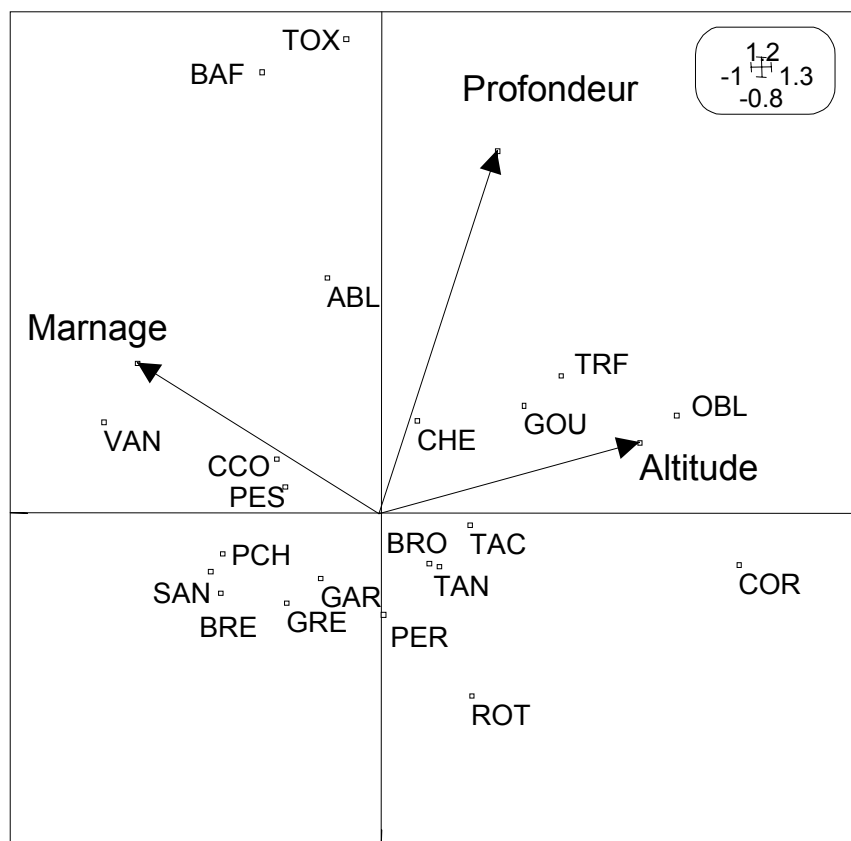


Figure 46 - Diagramme de dispersion de l'ACC réalisée sur les variables environnementales et les classes d'abondance des espèces piscicoles des plans d'eau de plaine.

Cette analyse permet donc d'observer les espèces qui se démarquent : le barbeau, le toxostome, l'omble et le corégone et à moindre titre la truite arc-en-ciel, le rotengle, la vandoise, et leur relation avec les 3 caractéristiques de milieu. On observe que l'omble chevalier, le corégone et la truite commune sont les espèces dont le préférendum se situe à une altitude relativement élevée, l'omble et la truite commune ayant également une certaine affinité pour les sites profonds. Le toxostome et le barbeau se retrouvent associés de

manière unique à la variable profondeur. A l'opposé, on retrouve les espèces des plans d'eau moins profonds ou plus littoraux telles que le poisson-chat, le sandre, la brème ou la vandoise.

La décomposition de l'inertie totale de l'ACC par les 21 espèces (Tableau XXV), met néanmoins, en évidence que les espèces dont les abondances sont les mieux expliquées par les trois paramètres sont l'ablette (32,4%), la brème (32%), la truite commune (29,4%), la perche (25,9%) et dans une moindre mesure, le rotengle, le gardon, le corégone et le barbeau.

Tableau XXV - Décomposition de l'inertie en ACC par les espèces des plans d'eau de plaine

Espèce	Pourcentage expliqué	Pourcentage Non expliqué
ABL	32,4	67,6
BAF	21,2	78,8
BRE	32,0	68,0
BRO	7,7	92,3
CCO	10,7	89,3
CHE	17,0	83,0
COR	21,2	78,8
GAR	21,4	78,6
GOU	8,8	91,2
GRE	10,0	90,0
OBL	18,9	81,1
PCH	2,8	97,2
PER	25,9	74,1
PES	7,2	92,8
ROT	23,6	76,4
SAN	14,3	85,7
TAC	2,1	97,9
TAN	11,0	89,0
TOX	17,2	82,8
TRF	29,4	70,6
VAN	13,5	86,5
Total	15,7	84,3

La projection des sites sur cette ACC (Figure 47) montre l'opposition sur l'axe F1 entre les retenues artificielles, caractérisées par le marnage et les lacs naturels liés à l'altitude. Sur le deuxième axe, la variable altitude est également plus liée aux retenues artificielles.

Du point de vue des espèces, la vandoise, le barbeau fluviatile et le toxostome apparaissent comme caractéristiques des retenues artificielles, alors que le corégone, l'omble et le rotengle peuplent préférentiellement les lacs naturels.

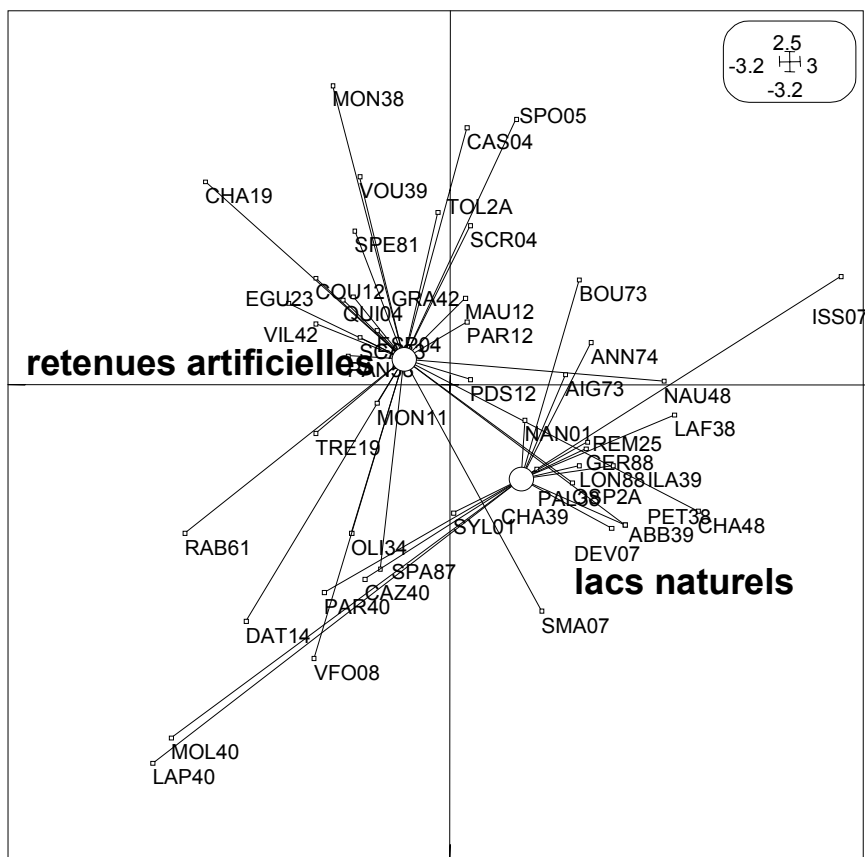


Figure 47 - Représentation des plans d'eau de plaine sur le plan F1/F2 de l'ACC

Du point de vue général, les types de plan d'eau se distinguent selon la variable de marnage (Figure 47) bien que quelques retenues atypiques aient tendance à s'éloigner de leur centre de gravité (Charpal (48), Saint Martial (07) et Devesset (07)). La position de ces plans d'eau est justifiée par l'altitude supérieure à la moyenne à laquelle ils se situent et par l'absence dans leur peuplement respectif des espèces caractéristiques des retenues telles que le barbeau, le toxostome et la vandoise.

Cette partie consacrée aux plans d'eau de plaine, exprime, de la même manière que l'étude des peuplements, une distinction entre les lacs naturels et les retenues artificielles. Les relations entre les facteurs environnementaux et la structure des peuplements piscicoles ont donc été étudiées selon la même méthode sur ces deux types de milieux considérés de manière distincte.

6.3.3. ETUDE DES RETENUES ARTIFICIELLES DE PLAINE

Les caractéristiques des retenues artificielles sont analysées afin d'observer les liens et éventuelles corrélations, dans le but de sélectionner les variables les plus pertinentes pour l'études des relations peuplements-milieu.

6.3.3.1 DESCRIPTEURS DES RETENUES ARTIFICIELLES DE PLAINE

Une ACP a permis d'étudier les corrélations entre 9 variables environnementales des retenues artificielles. L'âge n'a pas été transformé en logarithme, car au sein des retenues, les valeurs de cette variable ne montrent pas une grande étendue, entre 66 et 4 ans.

Cette analyse représentée sur la Figure 48 met en évidence 3 groupes de variables corrélées entre elles et 2 variables isolées.

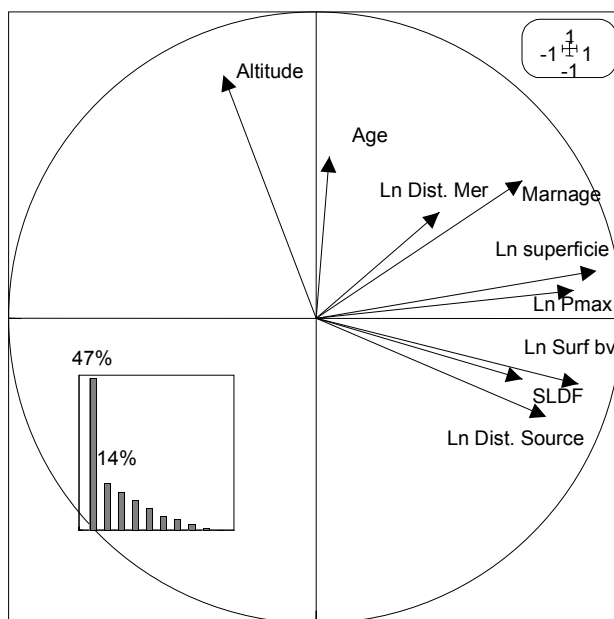


Figure 48 - Représentation sur le plan F1/F2 de l'ACP effectuée sur l'ensemble des variables de milieu des retenues artificielles.

Ces corrélations ont été confirmées par la matrice des corrélations présentée en Tableau XXVI.

Tableau XXVI - Matrice des corrélations issue de l'ACP effectuée sur les variables de milieux des 36 retenues de plaine.

Paramètres (abréviation)	ALT	MARN	SLDF	SBV	SL	DM	DS	PM
Altitude (ALT)	1000							
Marnage (MARN)	33	1000						
SLDF	-363	395	1000					
Ln Bassin Versant (SBV)	-339	373	624	1000				
Ln Surface lac (SL)	-125	555	469	643	1000			
Ln Distance mer (DM)	84	217	214	440	381	1000		
Ln Distance source (DS)	-435	257	399	806	453	256	1000	
Ln Prof. maximale (PM)	-132	659	457	567**	659**	60	638	1000
Ln age plan d'eau (AGE)	207	157	58	-21	-68	210	77	49

** : La corrélation est significative au seuil 1% (bilatéral).

* : La corrélation est significative au seuil 5% (bilatéral).

Les retenues de grande superficie ont des profondeurs importantes. Ces deux variables sont également corrélées avec le SLDF. Ces paramètres sont tous les trois d'ordre local, et ne donnent qu'une information basée sur la morphologie du plan d'eau.

L'âge n'est corrélé à aucune variable, si ce n'est légèrement avec l'altitude. Cette observation s'explique par le fait que les retenues les plus anciennes ont été mise en eau en montagne, puis de plus en plus en aval au cours des années.

Enfin, un groupe formé de la surface du bassin versant, la distance à la source et du SLDF s'opposent à l'altitude. Ceci traduit une réalité écologique et fonctionnelle des sites étudiés. La diminution des valeurs de ces 3 paramètres coïncide avec l'élévation en altitude. Lorsque les retenues artificielles sont proches de leur source, leur forme est relativement arrondie, d'où un SLDF faible, et elles sont drainées par de petits bassins versants.

La méthodologie que nous avons adoptée, nécessite d'exprimer les paramètres corrélés de manière synthétique car l'ACC est limitée en nombre de variables explicatives au regard du faible effectif de plans d'eau.

L'altitude, le marnage et la distance à la source forment un ensemble considéré comme relatif à la position de la retenue dans son bassin versant. Nous allons donc exprimer ce groupe sous forme d'un indice de gradient longitudinal.

Construction d'un indice longitudinal

Une nouvelle ACP sur les descripteurs relatifs à la position de la retenue dans le bassin versant (distance à la source, surface du bassin versant et altitude) a été effectuée afin de développer cet indice synthétique de gradient longitudinal.

Les 2 premiers axes (Figure 49) représentent plus de 94% de l'inertie totale.

La projection des sites étudiés sur le diagramme de l'ACP permet d'identifier des groupes et de caractériser leurs situations dans le bassin versant par une seule variable ordinaire variant de 1 (aval) à 4 (amont).

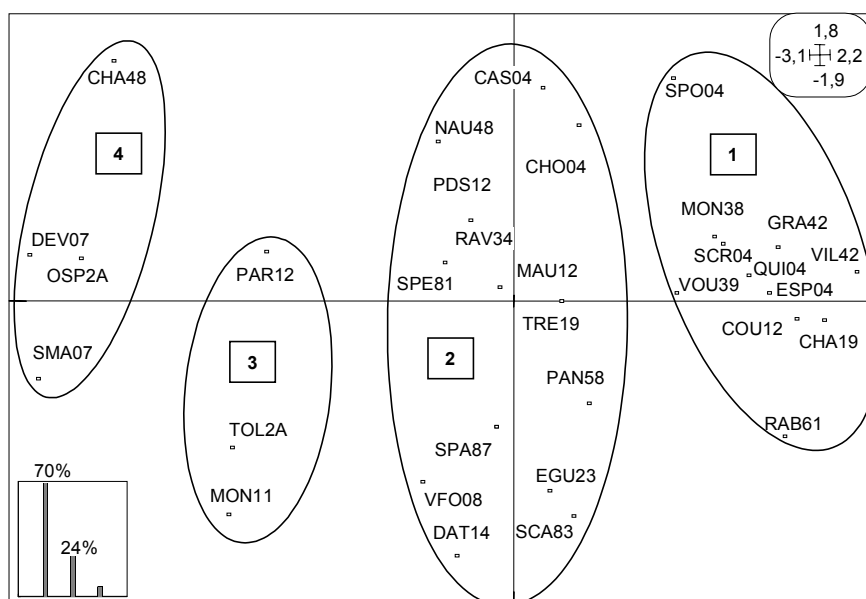


Figure 49 - Représentation sur le plan F1/F2 sur l'ACP réalisée sur les variables caractérisant la position des retenues artificielles dans leurs bassins versants.

Grâce à cet indice, nous mettons en évidence, que contrairement à ce que l'on aurait pu penser, les retenues artificielles situées dans le groupe 1, ne sont pas obligatoirement aux altitudes les moins élevées. Les retenues de Grangent (42) et Serre-Ponçon (04) sont situées respectivement à 420 et 780 m alors que Saint Cassien à laquelle nous avons attribué un indice de 2, est située à 147 m.

Les indices extrêmes sont représentés par la retenue de Villerest (42) qui possède un bassin versant de 652 000 ha pour une altitude de 316 m et à l'opposé, par les retenues de Charpal (48) et Devesset (07), en tête de leur bassin versant.

La distribution de quelques descripteurs environnementaux en fonction du gradient longitudinal a été observée. On note une diminution de la superficie de bassin versant, de la distance à la source, et dans une moindre mesure de la richesse spécifique avec l'augmentation de l'indice de gradient longitudinal. Ce gradient n'est pas corrélé aux descripteurs locaux du plan d'eau mis à part au SLDF.

L'observation de l'occurrence des 19 taxons dans l'ensemble des sites correspondant à chacun des indices, montre l'influence de ce gradient sur la distribution de certaines espèces (Figure 50).

Les espèces comme l'ablette, le barbeau, la brème et le toxostome sont fortement associées aux premières classes de gradient, puis se raréfient vers les sites de plus en plus proches de leur source. Cette tendance est également observée pour le sandre et la tanche mais de façon moins radicale.

On observe une relation entre le brochet, la carpe commune, le goujon et la grémille au sein des milieux plus intermédiaires situés au niveau 3 du gradient, assemblages d'espèces absents des milieux situés en tête de bassin versant.

Le chevaine, le rotengle, la truite arc-en-ciel et la truite commune, sont les seules espèces montrant une augmentation significative entre les indices 3 et 4, au sein de retenues en position les plus amont.

Gardon et perche conservent leur caractère ubiquiste avec une fréquence forte à tous les indices, avec néanmoins une légère diminution du gardon en position 4.

La répartition des espèces piscicoles semble donc s'organiser le long de ce gradient,

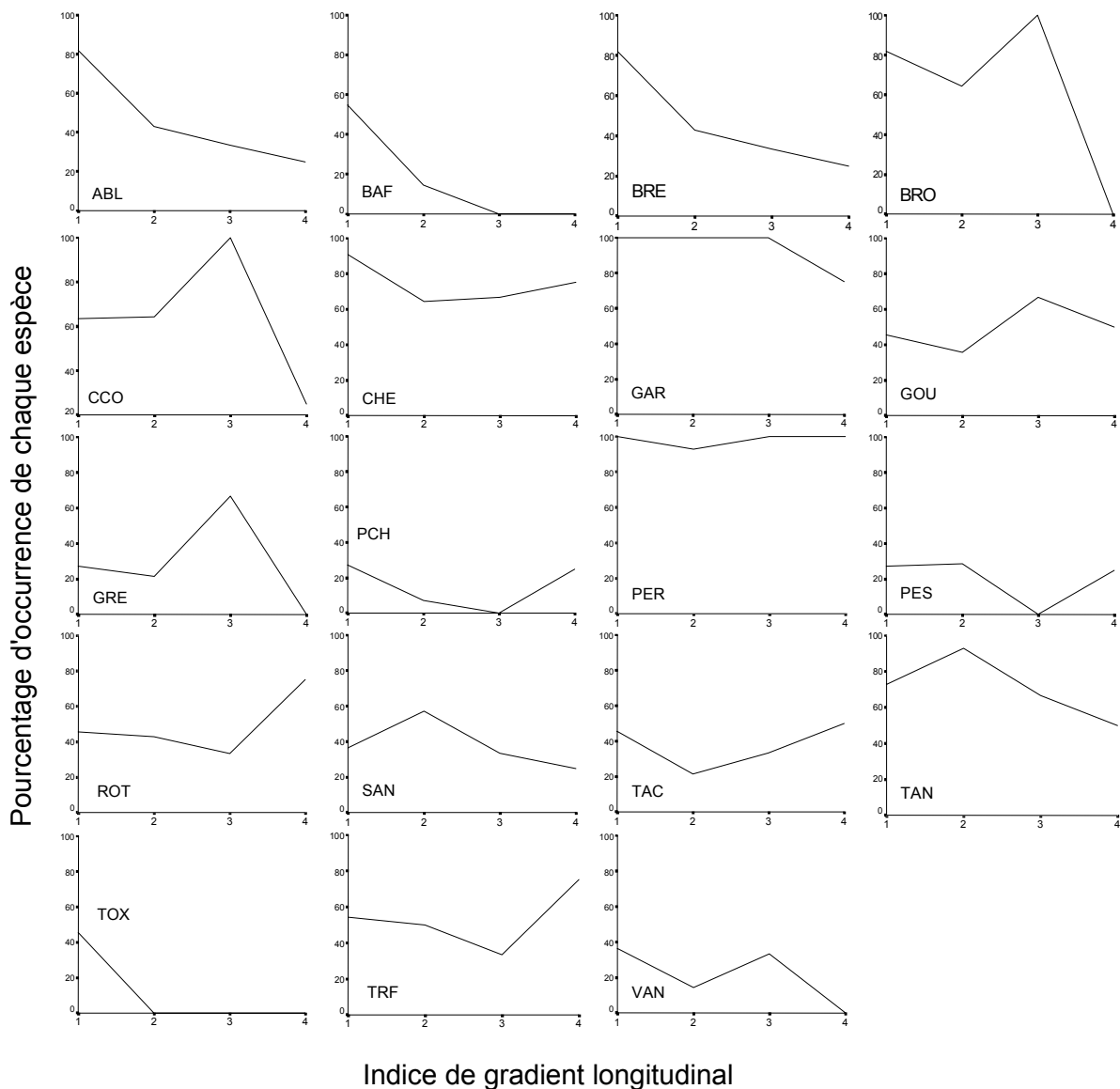


Figure 50 – Pourcentage d’occurrence des espèces en fonction du gradient longitudinal.

6.3.3.2 RELATIONS PEUPELEMENTS-DESCRIPTEURS DES RETENUES ARTIFICIELLES DE PLAINE

Seules les 4 variables environnementales les moins corrélées ont été utilisées dans l'ACC pour expliquer les assemblages piscicoles. Il s'agit de l'âge, de la profondeur maximale et du marnage, que l'on peut considérer comme des descripteurs de la retenue, et du gradient longitudinal que l'on assimile à un paramètre de grande échelle spatiale.

Cette démarche a donc permis de limiter le nombre de variables explicatives et les redondances dans les données. Ces facteurs se sont révélés être les plus pertinents pour expliquer la variabilité observée sur les assemblages piscicoles, même s'ils n'ont permis d'en

expliquer que 21%. Un test de Monte-Carlo conduit sur cette analyse montre toutefois son fort degré de significativité ($P < 0,001$, 1000 permutations).

La Figure 51 représente le résultat du couplage par l'ACC sur le plan F1/F2, exprimant 76% de la variabilité totale.

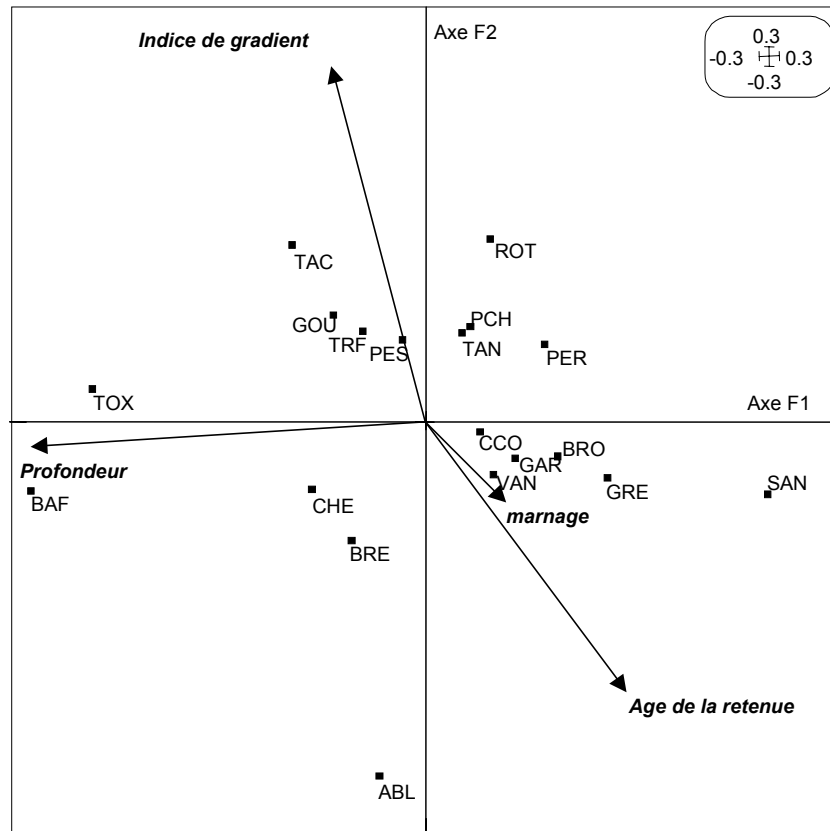


Figure 51 – Diagramme de dispersion de l'ACC réalisée sur les variables environnementales et les classes d'abondance des espèces piscicoles des retenues artificielles de plaine.

L'abondance des 4 espèces suivantes : sandre, toxostome, barbeau et ablette, est bien expliquée par les descripteurs. Le sandre est opposé au toxostome et au barbeau sur l'axe canonique F1 représentatif de la profondeur. L'abondance de sandre est corrélée négativement à cette variable ; cette espèce est donc plutôt associée aux plans d'eau peu profonds.

Le long du deuxième axe, le gradient longitudinal est opposé à l'âge de la retenue. Ces deux variables ont un effet opposé sur les assemblages piscicoles alors que cette corrélation négative n'apparaissait pas sur l'ACP.

L'ablette ainsi que le sandre sont donc des espèces abondantes dans les retenues anciennes situées en plaine comme Saint-Cassien (83) ou Eguzon (23) alors que la truite arc-en-ciel est plus liée à des milieux jeunes plus en altitude.

Nous observons que le groupe d'espèces rhéophiles (TAC, TOX, BAF, TRF et GOU) mis en évidence sur l'ACP apparaît caractéristique des retenues récentes.

Le marnage n'est pas structurant dans les associations d'espèces, contrairement à ce que nous aurions pu croire principalement sur les espèces comme le brochet ou la truite dont la reproduction peut être affectée par l'amplitude de ce phénomène.

6.3.4. ETUDE DES LACS NATURELS DE PLAINE

L'objectif est également d'étudier les descripteurs de milieux et de sélectionner les plus pertinents. La recherche d'un gradient longitudinal similaire à celui élaboré sur les retenues artificielles est apparue intéressante.

6.3.4.1 DESCRIPTEURS DES LACS NATURELS DE PLAINE

Nous avons effectué une ACP normée sur 7 paramètres environnementaux des 19 lacs naturels de plaine. Le marnage et l'âge n'ont pas été retenus, l'un pour son caractère négligeable sur les lacs naturels, l'autre pour les différences minimales existant entre les valeurs de chaque site, tous très anciens.

La Figure 52 représente le cercle des corrélations de l'ACP ainsi que la position des sites sur la carte factorielle.

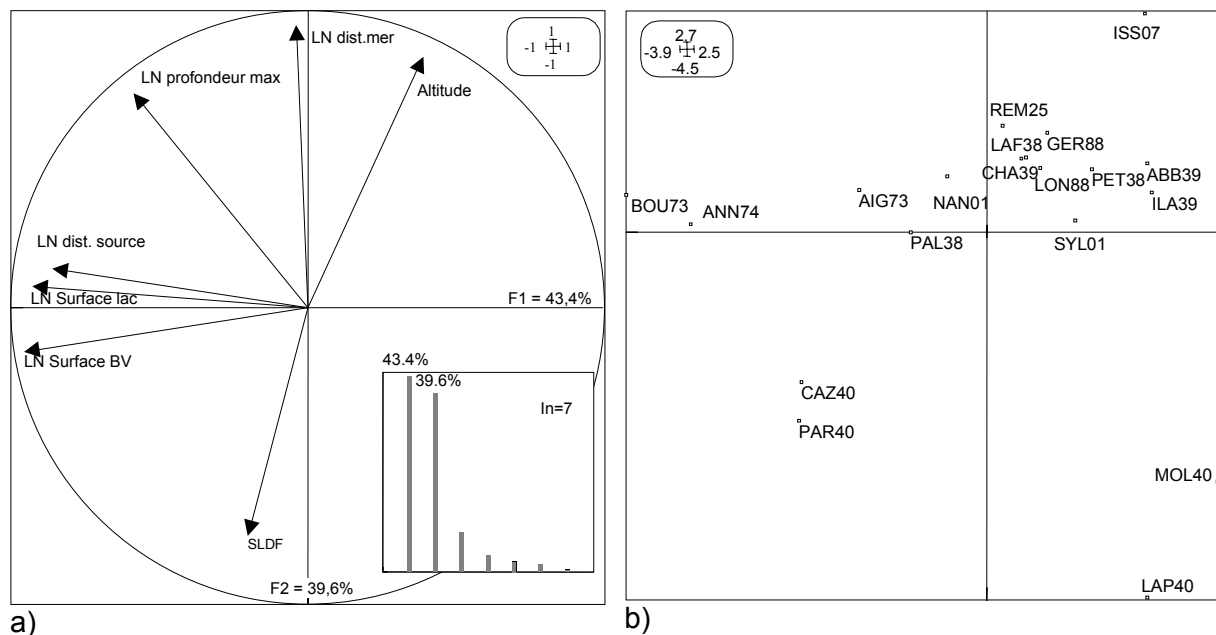


Figure 52 – a) Cercle des corrélations et b) carte factorielle de l'ACP effectuée sur les variables de milieux des lacs naturels de plaine.

Cette analyse met en exergue les fortes corrélations existant entre la superficie du lac et les variables relatives à sa position au sein du réseau hydrographique que sont la taille du bassin versant et la distance à la source, corroborées par la matrice des corrélations présentée en Tableau XXVII.

Tableau XXVII - Matrice des corrélations issue de l'ACP effectuée sur les variables de milieux des 19 lacs naturels de plaine.

Paramètre (abréviation)	ALT	SLDF	SBV	SL	PM	DM
Altitude (ALT)	1000					
SLDF	-588	1000				
Ln Surf Bassin Versant (SBV)	-521	237	1000			
Ln Surf lac (SL)	-306	37	884	1000		
LN prof maximale (PM)	338	-391	402	583	1000	
Ln distance mer (DM)	805	613	-102	39	683	1000
Ln distance source (DS)	-148	203	748	674	521	212

** : La corrélation est significative au seuil 1% (bilatéral).

* : La corrélation est significative au seuil 5% (bilatéral).

Ces 19 lacs de plaine sont caractérisés par une grande variabilité en ce qui concerne leurs paramètres environnementaux. Dépendants de contextes géologiques différents, certains de ces lacs (lacs d'Annecy (74), du Bourget (73), de Parentis (40) et de Cazaux (40)) sont de taille importante (entre 2700 et 5800 ha) et drainés par de grands bassins versants alors que d'autres, de taille plus modeste (de l'ordre d'une centaine d'hectares), sont caractérisés par une grande profondeur (lac d'Issarlès (07)) ou par une distance à la mer élevée (lacs de Gerardmer (88) et Longemer (88) appartenant au grand bassin versant fluvial Rhin-Meuse). Les grands lacs naturels ont donc une position avale sur leur bassin versant, notamment exprimée par une distance à la source importante.

L'axe F2 est construit par la distance à la mer et l'altitude corrélés positivement, ainsi que par le SLDF de manière négative. On distingue les lacs continentaux du Doubs ou de l'Ardèche, situés en altitude au sein du jura et des Vosges et de forme arrondie, des lacs littoraux (Landes), peu profonds et plus digités.

Nous pouvons noter la position intermédiaire de la variable profondeur maximale dont les valeurs importantes caractérisent autant certains lacs de plaine de grande taille que d'autres situés aux altitudes les plus élevées.

Les fortes corrélations entre les variables liées à l'ensemble du réseau hydrographique (taille du bassin versant et distance à la source) et la taille du lac, ainsi que la plus forte contribution de la variable altitude à l'élaboration du second axe factoriel que du premier, ne permettent pas de conserver un axe factoriel synthétique en vue de réaliser un gradient longitudinal.

6.3.4.2 RELATIONS PEUPELEMENTS-DESCRIPTEURS DES LACS NATURELS DE PLAINE

Les importantes corrélations reliant les paramètres environnementaux locaux et régionaux n'ayant pas permis d'élaborer de variable de synthèse (gradient), ainsi que le faible nombre d'individus statistiques (19 sites) nous ont amené à ne pas conserver les essais réalisés sur le couplage de tableau des lacs naturels de plaine. Les résultats obtenus lors de ces

analyses ne permettait pas de tirer des conclusions fiables et généralisables du point de vue écologique.

L'analyse des données relatives aux peuplements des lacs naturels de plaine a montré une opposition entre un groupe composé du sandre et de la grémille et un deuxième groupe formé du corégone, du goujon et de la truite commune. Cette opposition était exprimée par l'axe F1 de l'analyse.

Sur le deuxième axe F2, le rotengle et la tanche, s'opposent au groupe ablette, goujon, truite arc-en-ciel et perche soleil.

Afin d'appréhender la signification environnementale de ces résultats, chaque variable environnementale a été représentée en fonction des facteurs F1 et F2 de l'AFC. Sur les Figure 53 et Figure 54, la courbe représente l'ajustement au plus près de chaque point du nuage pour visualiser sa forme générale.

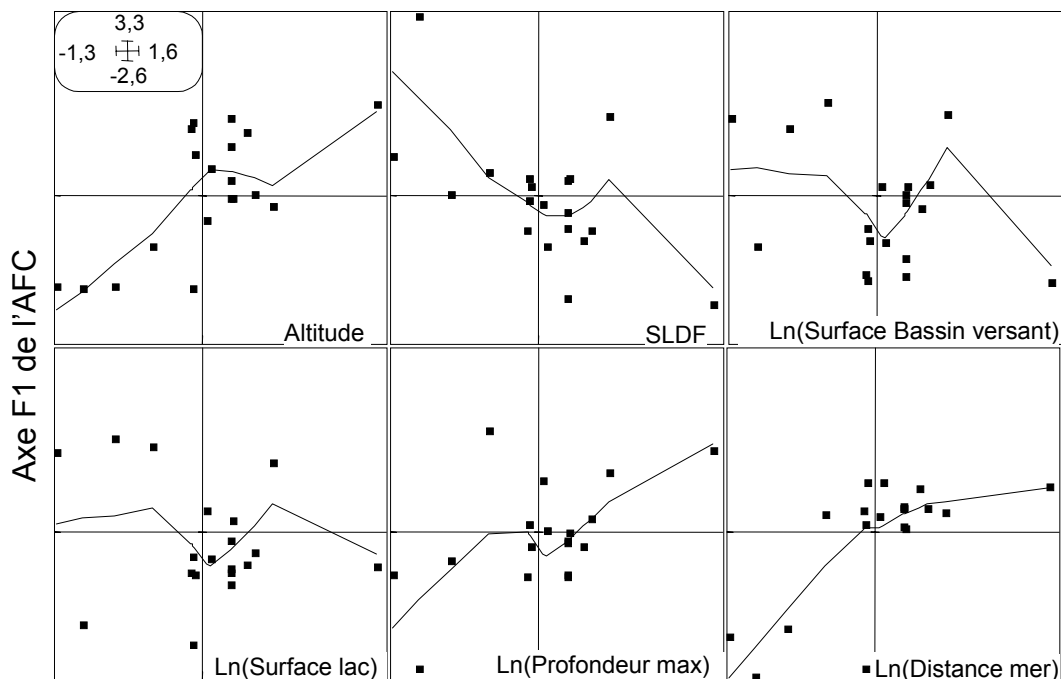


Figure 53 - Mode de variation des valeurs des variables de milieu en fonction du facteur F1 de l'AFC des données faunistiques des 19 lacs naturels de plaine

La distance à la source n'a pas été représentée en raison de sa forte corrélation avec la superficie du bassin versant, et du caractère redondant de ce facteur.

L'ordination des espèces représentée selon le facteur F1 de l'AFC se réalise selon un gradient croissant d'altitude, de profondeur et à moindre titre de distance à la mer (continentalité) (Figure 53). En outre, cet axe factoriel montre une relation inverse avec l'indice de développement de berge (SLDF).

Les associations sandre-grémille sont donc liées à des lacs naturels de faible altitude, peu profonds et montrant une forme relativement arrondie.

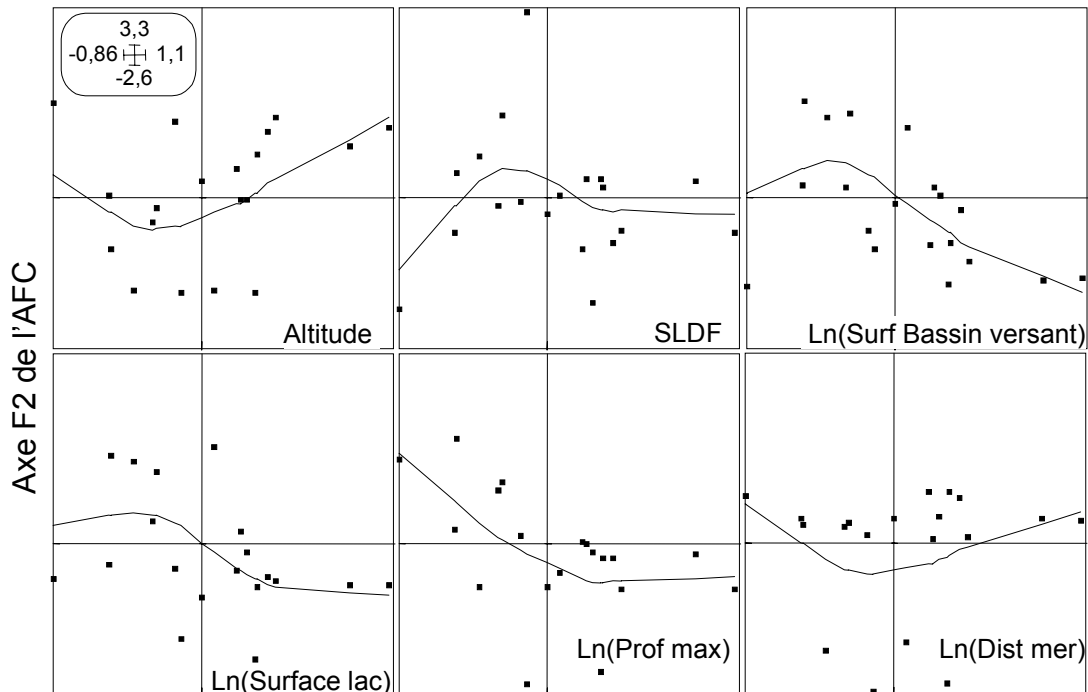


Figure 54 - Mode de variation des valeurs des variables de milieu en fonction du facteur F2 de l'ACF des données faunistiques des 19 lacs naturels de plaine

Les espèces telles que l'ablette, goujon, truite arc-en-ciel et perche soleil, en revanche, peuplent des lacs profonds, aux bassins versants plus importants que celles s'exprimant positivement sur cet axe telles que le rotengle et la tanche (Figure 54).

Les autres paramètres montrent peu de lien avec cet axe.

6.4. ETUDE DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE

Cette sous-partie considère les 46 plans d'eau d'altitude, à travers leurs caractéristiques principales. Les mêmes paramètres ont été retenus que lors de l'étude précédente sur les sites de plaine.

6.4.1. DESCRIPTEURS DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE

L'ACP normée sur les caractéristiques environnementales permet de conserver un axe factoriel F1 pour l'élaboration d'un gradient longitudinal. Sur cet axe s'expriment en effet les variables indicatrices de la position sur le bassin versant (Surface de bassin versant et distance à la source) et de superficie du plan d'eau (corrélée positivement avec le marnage). L'altitude anti-corrélée au bassin versant a tendance à s'opposer à toutes ces variables.

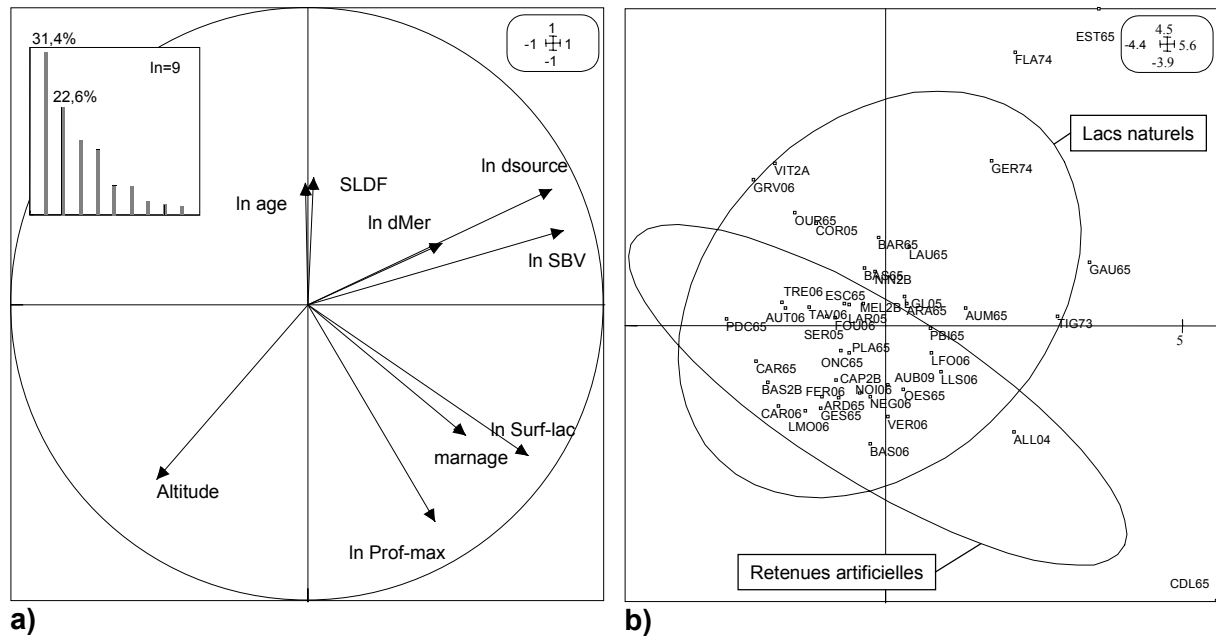


Figure 55 – a) Cercle des corrélations et représentation en ellipse de l'ACP des descripteurs de milieu des 46 plans d'eau d'altitude.

Le second axe explique surtout la variable profondeur (CA= 31%), paramètre toutefois corrélé à la surface du lac et à l'altitude (respectivement CA=14% et CA=17%).

Du point de vue des relevés (plans d'eau), ce plan factoriel isole la retenue de "Cap de long" aux dimensions originales (surface = 118 ha et profondeur maximale = 100m) dans le jeu de données des plans d'eau d'altitude dont la surface moyenne est de 11 ha et la profondeur maximale moyenne de 19,5 m. Les autres plans d'eau s'ordonnent selon leur position dans leur bassin versant par projection sur l'axe 1.

La représentation en ellipse (95% d'intervalle de confiance pour chaque type de plan d'eau) met en évidence l'imbrication des plans d'eau et l'absence de différence en ce qui concerne les caractéristiques des lacs naturels et des retenues artificielles.

6.4.2. RELATIONS PEUPELEMENTS-DESCRIPTEURS DES PLANS D'EAU D'ALTITUDE

L'AFC sur les 5 espèces et l'ACP des paramètres environnementaux ont été couplées par ACC.

La décomposition de l'inertie⁴ totale en fonction des 5 variables faunistiques est représentée sur le Tableau XXVIII.

⁴ Décomposition de la variabilité du tableau faunistique par rapport au tableau de variables environnementales de l'ACP.

Tableau XXVIII - Décomposition de l'inertie du tableau faunistique selon les quatre paramètres de milieux étudiés

Espèces	Pourcentage expliqué	pourcentage non-expliqué
CRI	6,6	93,3
OBL	10,0	89,9
SDF	10,6	89,3
TAC	12,2	87,7
TRF	8,7	91,2
Total	9,8	90,1

Cette étape ne montre que 9,81% de la variabilité spécifique de l'AFC initiale expliquée par les variables de milieu, avec un maximum d'inertie expliquée de 10,64% pour le saumon de fontaine.

De plus, le test de permutation des lignes nous démontre la non significativité du pourcentage total expliqué ($p=0,185$, 1 000 permutations).

Les plans d'eau de montagne montrent des peuplements de Salmonidés dont les structures s'expliquent peu par les caractéristiques de plans d'eau prises en compte dans cette étude.

6.5. DISCUSSION

L'objectif de ce chapitre était de proposer une typologie des peuplements piscicole au sein des plans d'eau en France et de proposer une explication basée les facteurs abiotiques structurants. L'approche éco-systémique globale que nous avons adoptée permet de visualiser le résultat des inter-actions existantes entre le poisson et son milieu par des observations simples, stables et identifiées comme structurantes des ichtyocénoses (Barla, 1991, Eadie & Keast, 1984, Rahel, 1984, Tonn & Magnuson, 1982, Tonn *et al.*, 1990b).

L'intérêt en terme d'aide à la gestion est d'exploiter au mieux les potentialités du milieu vis à vis des particularités écologiques des espèces et ainsi d'augmenter leurs chances de pérennité. La répartition des espèces piscicoles est le résultat de nombreux phénomènes dont l'étude fait ressortir les grandes tendances plus que les particularités liées à chaque plan d'eau.

Nous avons montré que la richesse spécifique des **plans d'eau de plaine** était positivement corrélée à la superficie impliquant une plus grande diversité des habitats et des niches écologiques potentielles (Barbour & Brown, 1974, Rahel & Hubert, 1991). Des résultats similaires ont été mis en évidence sur les lacs de l'Ontario (Minns, 1989) et du Nord du Wisconsin (Tonn & Magnuson, 1982).

L'étude des communautés piscicoles de ces plans d'eau en relation avec les facteurs de milieu a permis d'interpréter l'ordination des espèces commune aux lacs naturels et retenues artificielles, à la signification statistique marquée, mise en évidence dans le chapitre précédent.

L'association du sandre, de la grémille et du poisson-chat évoque des espèces eurythermes et d'eaux turbides, présentes dans les plans d'eau peu profonds et de basse altitude. Un deuxième groupe associe des espèces ubiquistes telles le brochet, la perche et le gardon, plus exigeantes en terme de qualité de milieu. Enfin, l'assemblage goujon-truite caractérise les espèces d'eaux fraîches et bien oxygénées.

Cette typologie spécifique rejoint dans ses grands traits, la zonation réalisée sur les systèmes d'eau courante (Verneaux, 1968), montrant la succession des zones à brème (cours d'eau lents et chauds), à ombre et barbeaux (régions pré-montagneuses aux grands cours d'eau de plaine) jusqu'aux zones à truite marquant les milieux montagnards et rivières froides. Un tel gradient a d'ailleurs été mis en évidence sur les retenues portugaises (Godinho *et al.*, 1998) avec néanmoins des espèces différentes.

Les résultats mettent donc en évidence que la différence de composition spécifique entre les retenues artificielles et les lacs naturels se fait davantage sur l'abondance relative des principales espèces que sur leur nature, à l'exception de certains taxons typiques de chaque milieu. Cette remarque rejoint les observations faites sur les plans d'eau américains sur lesquels les compositions spécifiques piscicoles des réservoirs ne diffèrent pas de manière flagrante de celles des lacs naturels, situés à la même latitude (O'Brien, 1990)

S'opposant à cette continuité faunistique, les plans d'eau peuvent être considérés comme des habitats insulaires (Juget *et al.*, 1995, Tonn *et al.*, 1995) montrant une connectivité faible vers l'aval et l'amont rendant les phénomènes migratoires difficiles, voire impossibles sur certains lacs. On identifie des espèces typiques des retenues artificielles comme le barbeau fluviatile ou le toxostome, liées à des systèmes profonds et soumis à de forts marnages, et les poissons caractéristiques des lacs naturels comme l'omble chevalier et le corégone présents au sein des sites plus élevés en altitude.

L'analyse comparative des variables environnementales a mis en évidence d'importantes distinctions entre des lacs naturels et des retenues artificielles de plaine. Des différences de forme (indice de développement de berge), d'hydrodynamisme (marnage) et de position dans le bassin versant ont été observées sur le jeu de données. Ces différences environnementales constituent les dissemblances structurales et fonctionnelles classiques existant entre les deux types de plan d'eau (Wetzel, 1990).

Nous avons élaboré un gradient longitudinal amont/aval à partir des paramètres caractéristiques de la position de la **retenue artificielle** dans le bassin versant (Godinho *et al.*, 1998, Kratz *et al.*, 1997, Vannote *et al.*, 1980) qui peut s'expliquer par ses corrélations avec d'autres descripteurs tels que la distance à la source ou l'altitude.

Nos résultats montrent que les espèces telles que la vandoise, le barbeau fluviatile et le toxostome sont typiques des retenues artificielles, qui abritent également des truites et des goujons. Ces espèces décrites comme rhéophiles (Billard, 1997), sont associées aux retenues liées à de fortes valeurs de gradient, donc situées en partie amont de bassin versant. Il n'est pas possible de l'affirmer à ce stade en l'absence de données relatives à la qualité de l'eau, mais la position de la retenue dans son bassin de drainage est probablement un indicateur du niveau trophique. Une position avale signifie en effet un bassin versant comprenant des terrains plus marqués par les activités humaines que les zones de relief, expliquant en partie la présence d'espèces moins exigeantes vis à vis de la qualité d'eau, comme les Cyprinidés ou les Percidés.

Les peuplements rhéophiles peuvent être également interprétés comme un reliquat des espèces initialement présentes dans le cours d'eau avant la construction du barrage.

En effet, certains auteurs ont mis en évidence une évolution des peuplements piscicoles depuis la phase de mise en eau associée à une forte productivité (Petr, 1975) vers une dominance de Percidés puis de Cyprinidés d'eau calme (Kubecka, 1993) accompagnant un vieillissement des réservoirs.

Cette évolution n'est pas corroborée par l'analyse, mais les résultats tendent à associer la perche et le gardon à des retenues d'âge intermédiaire alors que le sandre et l'ablette seraient caractéristiques des retenues âgées

Enfin, le marnage fait partie des caractéristiques qui permettent de distinguer les deux types de plan d'eau. L'hypothèse principale est la présence de variations de niveau d'eau parfois très importantes en retenues artificielles, qui exondent ces habitats littoraux, primordiaux pour la reproduction du brochet par exemple (Grimm, 1989, Wright, 1990). Il semble que la représentativité faible de ce facteur dans l'analyse s'explique par une mauvaise quantification. Il serait plus pertinent d'évaluer l'impact des périodes et des amplitudes des variations du niveau d'eau sur les communautés piscicoles que par le simple indicateur de la différence entre niveau haut et niveau bas.

Si sur les **lacs naturels de plaine**, la mise en place d'un gradient longitudinal n'a pas été possible, on peut néanmoins relier la structure des peuplements piscicoles à une certaine qualité d'eau et aux particularités des habitats en terme de densité de végétalisation.

L'étude de ces variables a révélé d'importantes corrélations, reliant la proportionnalité de la surface du bassin versant et de celle du lac, la particularité des lacs littoraux plus digités et la singularité de la profondeur qui structure les lacs naturels indépendamment de leur altitude.

La présence du sandre et de la grémille au sein des grands lacs de plaine, s'explique par leurs tolérances écologiques au sein de ces types de milieu dégradé comme c'est le cas des lacs des Landes (CEMAGREF, 1986a). Le sandre est particulièrement bien adapté à la chasse en eau turbide (Collette *et al.*, 1977) et y trouve les conditions les plus favorables à son écologie (Leach *et al.*, 1977).

Notons que cette association est également observée sur le lac de Grand-Lieu, confirmant la présence de ces deux espèces au sein des grands plans d'eau littoraux (Adam & Elie, 1993). Ces deux espèces s'opposent aux peuplements comprenant du corégone, du goujon ou de la truite commune, liés à des milieux plus continentaux et plus élevés.

Les lacs caractérisés par une forte végétalisation de berges, abritent rotengle et tanche par tandis que les sites peuplés d'ablette, de truite arc-en-ciel, de goujon et de perche-soleil, associées à des substrats plus rustiques.

La diversité faible des communautés piscicoles des **plans d'eau d'altitude**, s'explique par les conditions particulières de ces milieux oligotrophes, au substrat peu diversifié, soumis à un régime thermique rigoureux. Ces lacs sont couverts de glace une bonne partie de l'année et les ressources trophiques sont relativement réduites au cours de ces périodes.

Mis à part ces conditions qui imposent la présence d'espèces d'eau froide et capables d'adapter leur régime alimentaire, les descripteurs des plans d'eau, qu'ils correspondent à des échelles régionales ou locales, n'ont pas permis d'expliquer la nature des peuplements rencontrés.

Les résultats ont également permis d'appréhender la ressemblance entre les lacs naturels et les retenues artificielles, ressemblance reposant notamment sur le fait que les retenues d'altitude sont pour la plupart des anciens lacs naturels réaménagés (rehaussement des déversoirs, endiguement) notamment dans le Mercantour (06).

Les plans d'eau d'altitude majoritairement issus du dernier épisode glaciaire quaternaire (Würm) (Gillet, 1991), sont donc à l'origine soit totalement vierges de tout peuplement piscicole, soit peuplés d'espèces issues du réseau hydrographique et maintenant isolées des immigrations naturelles.

La présence des 5 Salmonidés échantillonnés dans ces milieux, résulte principalement des introductions massives effectuées depuis le XIX^{ème} siècle dans les Pyrénées, les Alpes et en Corse (Holcik, 1991, Machino, 1992, Rivier, 1996). Ces déversements sont basés sur les possibilités d'adaptation connues (Crisp *et al.*, 1990, Garnaas & Hesthagen, 1982, Jensen,

1990) voire de reproduction (Billard, 1997, Delacoste *et al.*, 1997) de ces espèces aux conditions particulières en altitude

Ces empoissonnements ont donné lieu à des peuplements acclimatés ou faisant l'objet de soutiens d'effectifs. Ainsi, la gestion piscicole, qui se manifeste en majorité par des déversements §3.2, est la principale explication de la structure des ichtyocénoses de ces plans d'eau de montagne.

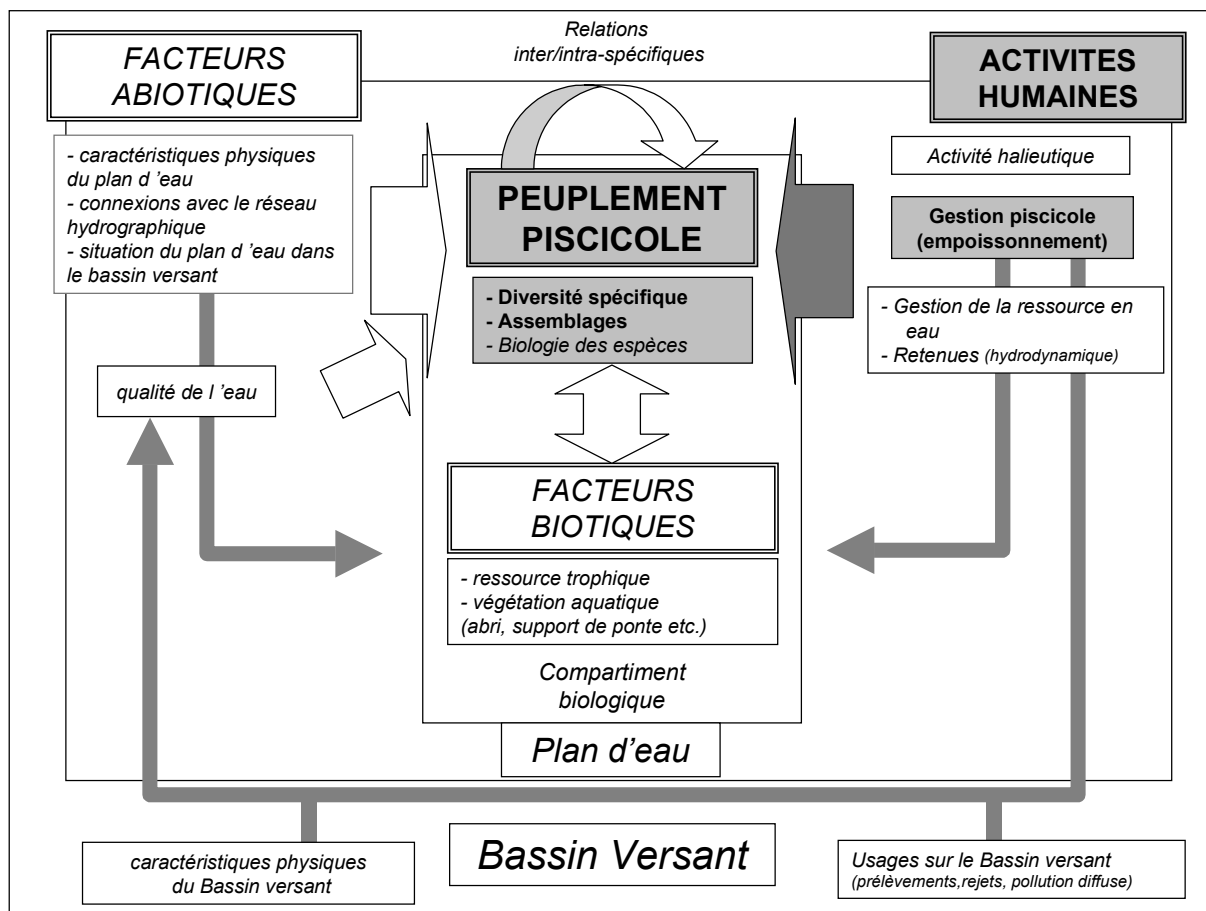
Plusieurs politiques d'empoissonnements ont tendance à donner des populations uniques de truite arc-en-ciel ou de truite commune. Ces espèces qui ne sont pas typiquement lacustres ne peuvent pas se reproduire, notamment à cause des problèmes d'accessibilité vers les frayères situées en rivière (Champigneulle, 1985), lorsqu'elles sont présentes. Tant du point de vue mésologique que faunistique, les plans d'eau d'altitude sont donc marqués par une grande homogénéité, maintenue par une influence anthropique importante sur ces milieux.

La connaissance de l'approche des gestionnaires, en particulier les déversements sur ce type de milieu doit nous permettre d'évaluer l'adéquation entre les espèces concernées et les potentialités du milieu à les accueillir.

Cette étude des relations entre les déversements et les peuplements observés, développée dans le chapitre suivant devra donc s'appuyer sur cette typologie dans un souci d'évaluation de l'efficacité de la gestion piscicole.

CHAPITRE 7. RELATIONS EMPOISSONNEMENT- PEUPLEMENT

7.1. MÉTHODE.....	128
7.2. LES PLANS D'EAU D'ALTITUDE	130
7.3. LES PLANS D'EAU DE PLAINE	133
7.4. DISCUSSION	135



7 - RELATIONS EMPOISSONNEMENT - PEUPEMENT

Les déversements ainsi que les introductions d'espèces sont des pratiques courantes à travers le monde pour favoriser l'activité halieutique (Cowx, 1997) et sont devenus des outils communs de gestion des écosystèmes aquatiques naturels et artificiels (Welcomme, 1997). L'enquête a révélé également que sur les plans d'eau français, cette pratique est la plus fréquente et la plus stable dans le temps (§3.1.3). Les résultats précédents montrent que la structuration des ichtyocénoses lacustres peut être, au moins dans certains milieux, influencée par les déversements d'espèces.

L'objectif de ce chapitre est une étude statistique des liens entre la nature des empoissonnements et les peuplements en place dans les plans d'eau. Il s'agit de la mise en relation des abondances relatives des espèces présentes et concernées par les empoissonnements avec l'importance de ces déversements.

7.1. METHODE

C'est sur la base des données d'inventaires piscicoles en notre possession, que de nouveaux renseignements ont été collectés auprès des gestionnaires. Cette partie de l'étude a été réalisée sur quarante cinq plans d'eau. Les données utilisées sont de deux types : les résultats des pêches d'échantillonnage exprimés en abondance relative et les empoissonnements et les alevinages quantifiés en nombre d'individus par hectare. Les détails sur la nature des données sont présentés dans le chapitre 4.

Une première observation du jeu de données a mis en évidence que les données d'empoissonnement concernent un nombre d'espèces beaucoup plus réduit sur les plans d'eau d'altitude que sur les milieux de plaine. La distinction altitudinale des sites a donc été conservée, ce qui amène à effectuer les analyses sur 30 plans d'eau d'altitude et 15 plans d'eau de plaine.

La démarche méthodologique peut-être comparée à celle adoptée dans le chapitre précédent. Les données correspondent aux abondances relatives des espèces présentes d'une part et aux nombres d'individus par hectare des espèces déversées d'autre part. Elles ont été codées en 3 classes, étudiées séparément puis couplées.

Néanmoins, la méthode utilisée consiste en un couplage symétrique. Contrairement à l'ACC, ce type de couplage ne cherche pas à expliquer un tableau par l'autre mais recherche une co-structure entre les deux matrices de données (Dolédec & Chessel, 1994, Dolédec & Chessel, 1997). Cette analyse dite de "co-inertie" constitue le premier pas des méthodes PLS (Partial Least Square regression) (Tenenhaus *et al.*, 1995). La robustesse de cette méthode permet de pallier le faible nombre d'individus (30 et 15 plans d'eau) de notre jeu de

données (Dolédec & Chessel, 1994) et est nettement mieux adaptée que l'ACC aux traitements des informations peu précises sur les déversements.

L'approche dégage les facteurs P_i (pêche) et E_i (empoissonnement) de covariance maximum à partir de ceux issus de deux ordinations séparées (résultats de deux ACP qui sont également observées et interprétées). Ce critère a l'avantage de maximiser dans le même temps la corrélation et l'inertie projetée sur ces facteurs. Cette double optimisation se résume par l'équation suivante :

$$\text{cov}(P_i, E_i) = r(P_i, E_i) \cdot \sqrt{\text{var}(P_i) \cdot \text{var}(E_i)} \quad \text{Équation 3}$$

avec:

P_i : facteur de covariance maximale issue de l'ACP sur les données de pêche

E_i : facteur de covariance maximale issue de l'ACP sur les données d'empoissonnement

r : coefficient de corrélation de l'analyse de co-inertie.

A partir des deux matrices de données codées, on obtient un seul système d'axes dits de co-inertie sur lesquels on peut visualiser les relations entre les variables des deux tableaux. Les images obtenues correspondent à la concordance des axes factoriels des analyses séparées des deux tableaux et s'interprètent comme une ACP classique (Figure 56).

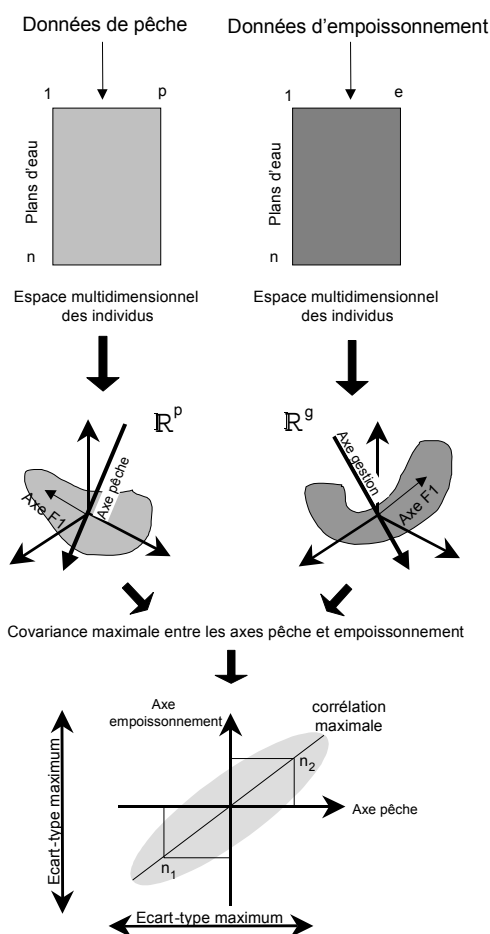


Figure 56 – Schéma de principe de l'analyse de co-inertie (d'après Dolédec & Chessel, 1994).

L'intérêt de l'analyse de co-inertie par rapport à une méthode qui mélangerait les deux groupes de variables est de focaliser l'étude sur les relations inter-tableaux. Ces relations peuvent être "masquées" par des corrélations fortes entre variables d'un même tableau.

La signification et la stabilité de la décomposition de l'inertie des résultats de l'analyse sont évaluées par un test de permutation ou de Monte-Carlo. Ce test peut nous amener à ne pas poursuivre l'analyse s'il met en évidence l'absence de co-structure. C'est ce qui a été observé entre les deux tableaux d'analyse concernant les plans d'eau de plaine. Nous avons donc représenté les valeurs non codées des abondances relatives en fonction des nombres d'individus par hectare.

7.2. LES PLANS D'EAU D'ALTITUDE

Dans ces 27 plans d'eau, nous retrouvons les 5 espèces inventoriées de Salmonidés (truite commune, truite arc-en-ciel, saumon de fontaine, cristivomer et omble chevalier).

La Figure 57 est la représentation graphique des deux ACP effectuées sur les données codées de pêche d'échantillonnage d'une part et les données d'empoissonnement d'autre part. Cette étape permet de visualiser les relations entre les espèces du point de vue des déversements et de manière indépendante, du point de vue des assemblages.

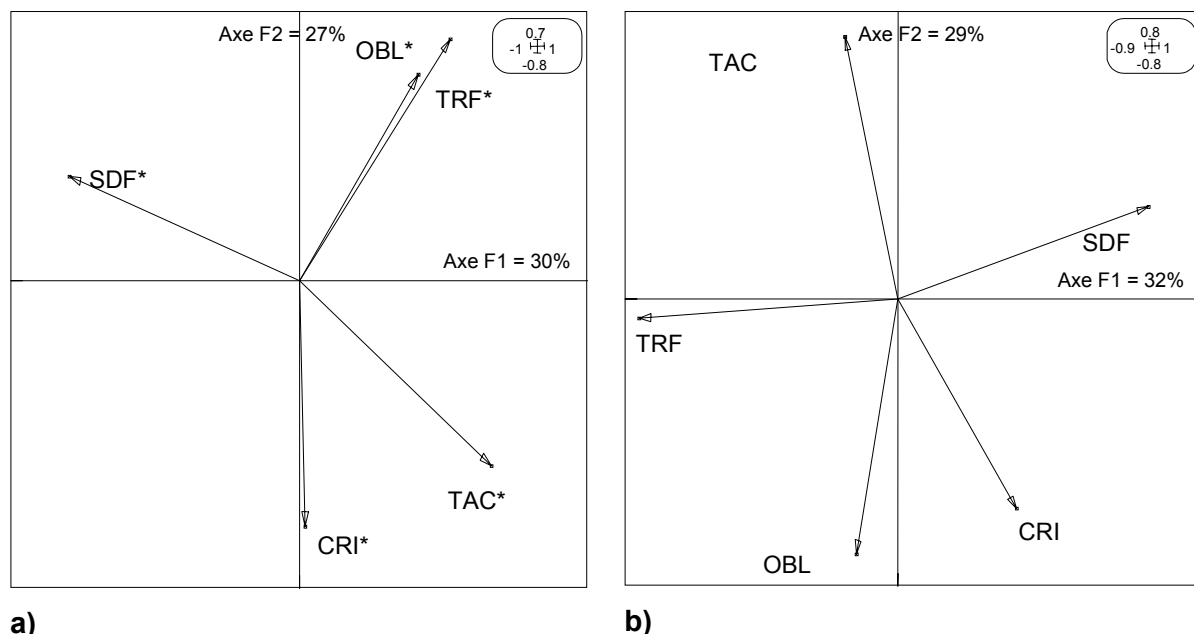


Figure 57 – Représentation sur le plan F1/F2 des ACP des données codées d'empoissonnement (a) et de pêche (b) sur les plans d'eau d'altitude.

On constate un empoissonnement simultané de l'omble chevalier et de la truite commune (Figure 57a), confirmé par la matrice des corrélations (non représentée) bien que ces deux espèces ne se retrouvent pas associées dans les peuplements échantillonnés (Figure 57b). Les autres espèces, truite arc-en-ciel, saumon de fontaine et cristivomer, sont déversées sur des sites différents.

Les abondances relatives de ces mêmes espèces ne montrent aucune association évidente et apparaissent même très peu corrélées, chaque espèce étant très majoritaire dans un plan d'eau donné comme cela a déjà été montré dans le chapitre 5.

Le couplage de ces deux ACP par analyse de co-inertie fait apparaître une forte corrélation (test de permutation hautement significatif ($p < 0,001$ avec 1000 permutations) (Annexe 14).

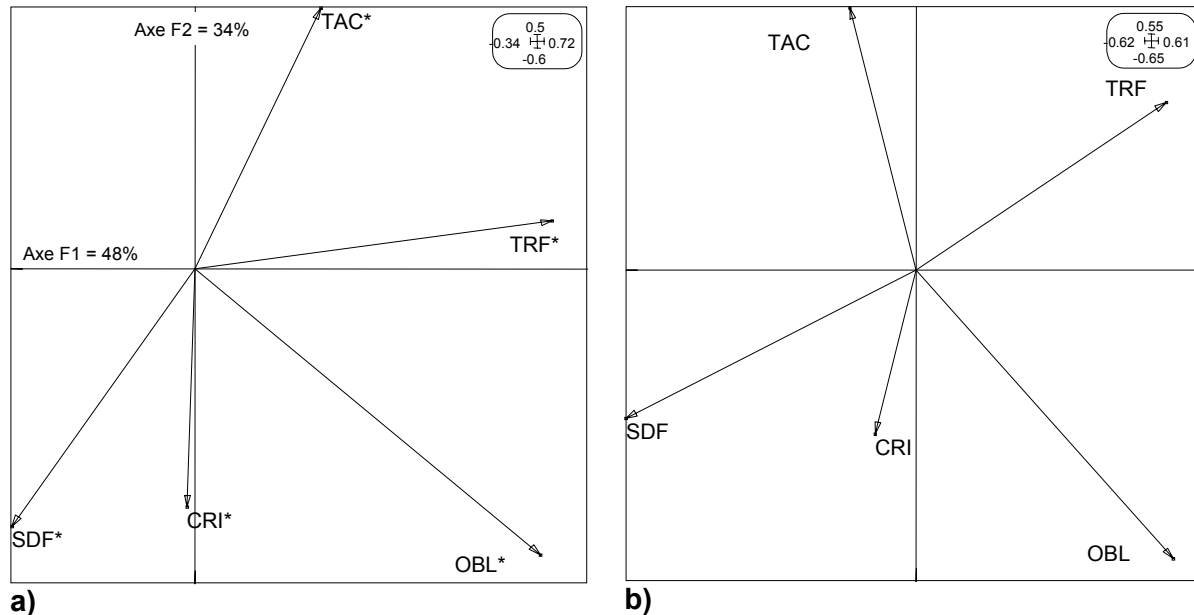


Figure 58 – a) Représentation des espèces déversées et b) prélevées, sur les axes F1/F2 des axes de co-inertie. Les vecteurs représentent les axes d'inertie des deux ACP initiales.

La Figure 58 permet de visualiser les projections des axes d'inertie des analyses du tableau pêche et du tableau empoissonnement sur les axes de co-inertie.

Les cinq espèces de Salmonidés sont très peu corrélées entre elles et constituent des peuplements bien distincts.

Ces 5 espèces sont également bien distinctes dans les déversements.

De plus, les espèces constitutives des peuplements sont très corrélés aux espèces ciblées par les déversements. C'est le cas pour l'omble chevalier et le saumon de fontaine, dans une moindre mesure pour la truite commune et le cristivomer. La truite arc-en-ciel semble être l'espèce dont la présence est la moins expliquée par les déversements. Sur la période considérée, 14 plans d'eau ont été empoissonnés avec cette espèce alors qu'elle n'est identifiée que dans 6 d'entre eux lors des échantillonnages.

Les plans d'eau peuvent également être projetés sur ces mêmes axes de co-inertie en incluant leur position "vue" selon les données de gestion et "vue" selon les observations dans le milieu (Figure 59). La longueur des vecteurs attribués à chaque plan d'eau permet d'évaluer l'écart entre sa position en rapport avec les valeurs d'empoissonnement et celle issue des peuplements échantillonnés.

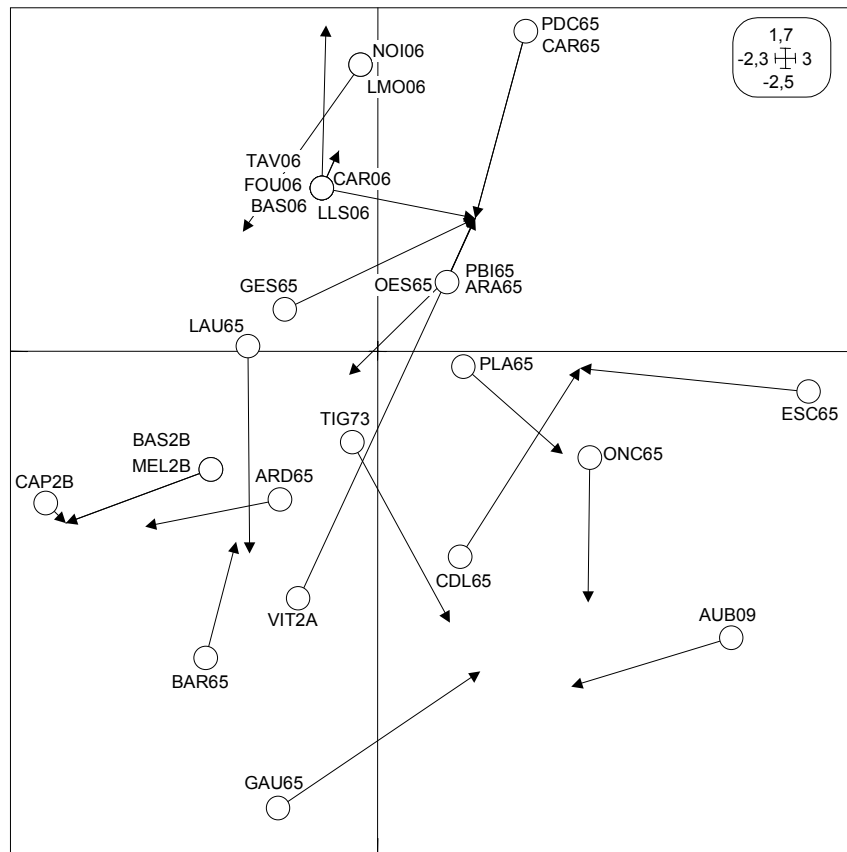


Figure 59 – Projection des plans d'eau d'altitude sur les axes de co-inertie. Les cercles représentent la position d'un point de vue de l'empoissonnement. L'extrémité du vecteur est la position du plan d'eau du point de vue de la pêche.

On identifie plusieurs situations (Figure 59) :

- Les empoissonnements ont structuré des peuplements conformes aux objectifs de gestion. C'est le cas de certains lacs des Hautes-Pyrénées (Oncet, Barroude ou Gaube) et des Alpes-Maritimes (Carbon et Basto) dont les peuplements sont constitués des même espèces que celles ciblées par les déversements. C'est également le cas pour la population de saumon de fontaine introduite dans le lac de Capitello en Corse. Certains lacs occupent même exactement la même position du point de vue gestion et du point de vue du peuplement. C'est le cas d'Aratilles et de Port Bielh dans les Hautes-Pyrénées (65) et du lac artificiel Noir dans le parc du Mercantour (06).
- Dans certains sites, les effets des empoissonnements sont moins évidents. Il s'agit par exemple des lacs de Peyregnet de Cambales et Col Aratilles, empoissonnés de façon importante en truites commune et arc-en-ciel et où seules les truites communes ont été échantillonnées. C'est également le cas des lacs de Bastani et Melo (2B) ainsi que des retenues du Lac Long Supérieur et de Fourcat (06). Ces résultats mettent en évidence le lien important qui existe entre les peuplements et les déversements au sein d'un même département, conduisant à des peuplements distincts du point de vue des départements.

- Enfin, on observe une absence de relation entre l'importance des déversements et des espèces sur certains sites. Le lac de Vitalacca (2A), empoissonné en majorité en saumon de fontaine et en truite commune, est essentiellement peuplé en truite commune. L'analyse exprime donc un certain échec en terme de maintien de la population de saumon de fontaine dans ce plan d'eau. A l'inverse, dans les lacs de Bastani (2B) et d'Ardiden (65), le saumon de fontaine est l'espèce dominante alors qu'elle n'a pas été introduite au cours des 10 ans précédant la pêche.

Vingt sept plans d'eau figurent sur cette analyse. En effet, 3 plans d'eau n'ont fait l'objet d'aucun empoissonnement au cours de la période étudiée. Il n'est donc pas possible d'analyser des tableaux comportant des valeurs nulles sur une ligne entière. Il s'agit des lacs de Nino (2B), de l'Ours (65) et d'Allos (04). Mais les cas de la truite commune du lac de Nino et de l'omble chevalier dans le lac d'Allos, confirment l'importance du maintien de certaines espèces dans des sites n'ayant pas fait l'objet de soutien d'effectifs.

7.3. LES PLANS D'EAU DE PLAINE

Dans les plans d'eau de plaine, les analyses des peuplements ont été limitées aux principales espèces déversées mises en évidence par l'enquête sur la gestion piscicole dans le §3.4 : brochet, carpe commune, gardon, tanche, truite arc-en-ciel et truite commune.

Comme pour les données relatives aux lacs d'altitudes, deux ACP ont été réalisées sur les deux matrices de données concernant les lacs de plaine (<1 500m) (Figure 60).

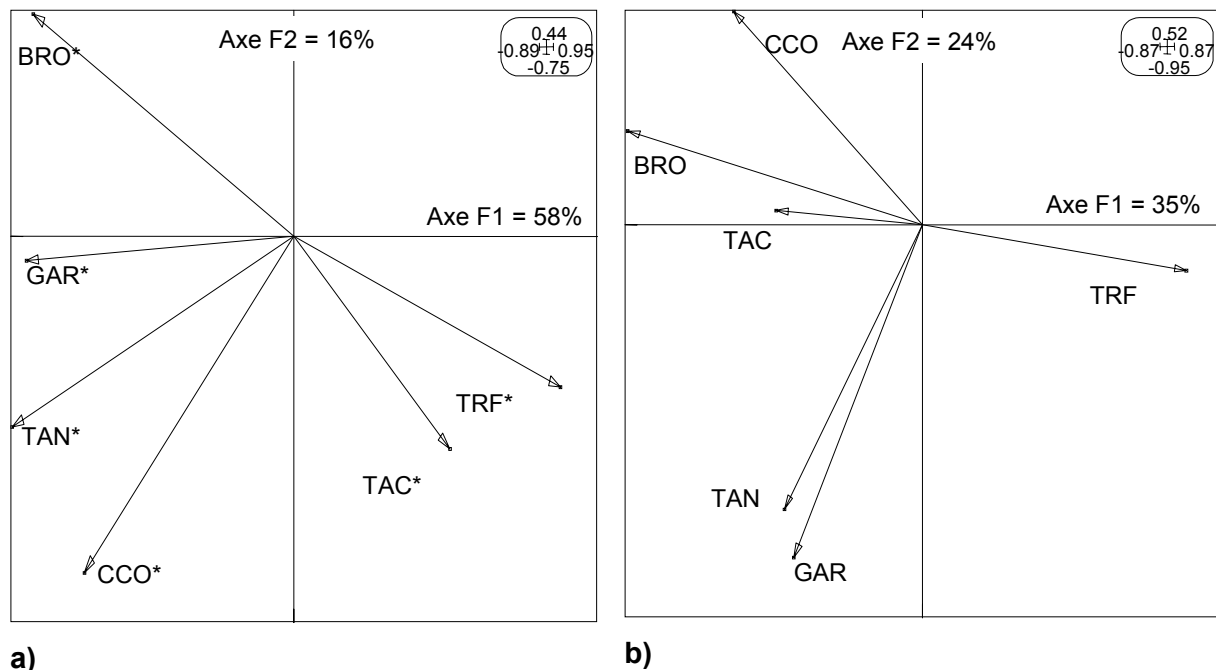


Figure 60 – a) Représentation des ACP effectuées sur les données d'empoissonnement et b) sur les données de pêche des plans d'eau de plaine.

Cette figure met en évidence un empoissonnement simultané des truites commune et arc-en-ciel, opposé aux déversements de brochet. Il existe également une distinction très nette entre cet axe brochet-Salmonidés et les trois Cyprinidés que sont le gardon, la tanche et la carpe.

En terme de peuplements, on observe une présence simultanée de tanche et de gardon qui se démarque nettement du groupe formé par le brochet, la truite arc-en-ciel et la carpe. La truite commune s'oppose à ce dernier groupe de façon importante.

Le couplage de ces deux ACP n'a pu être réalisé à cause d'une absence de co-structure (test de permutation ($p > 0,5$)) (Annexe 14)).

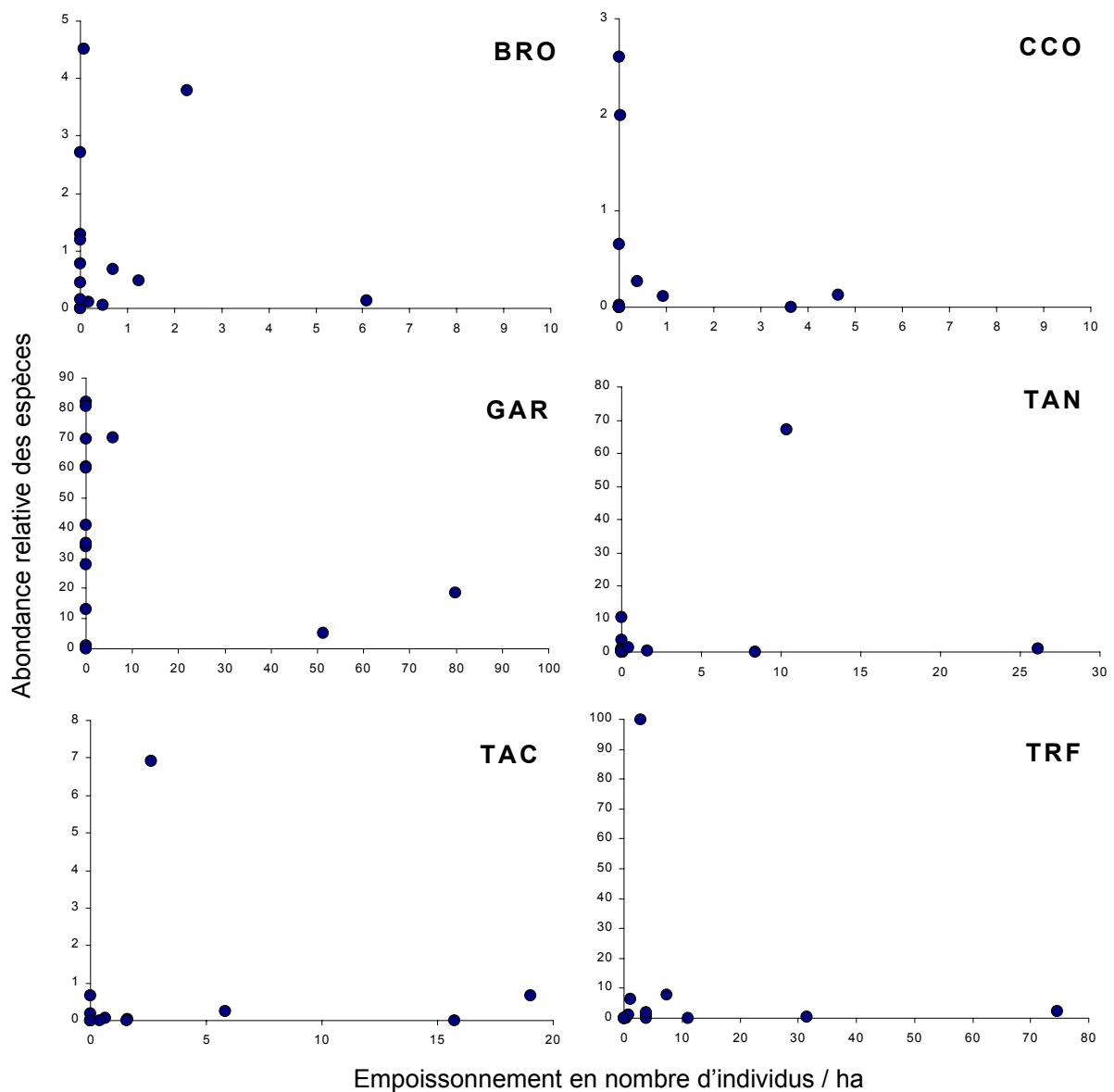


Figure 61 – Représentation des abondances relatives (en ordonnée) des 6 espèces les plus déversées dans les plans d'eau de plaine en fonction des empoisonnements (en abscisse).

Ce résultat s'interprète comme une absence de lien entre l'abondance des empoissonnements et des espèces dans les lacs de plaine. Les représentations suivantes (Figure 61) confirment que quelle que soit l'espèce, son abondance relative dans le milieu n'est pas corrélée à l'importance des efforts déployés pour la maintenir.

7.4. DISCUSSION

Sur l'ensemble du jeu de données, nous n'avons pas mis en évidence de déversements d'espèces non présentes dans les peuplements initiaux. La rareté de cette pratique, qui était déjà apparue dans les réponses des gestionnaires à l'enquête présentée dans la partie 3, paraît donc confirmée ici. Ainsi, les empoissonnements sont pratiqués pour augmenter la biomasse d'espèces peuplant le plan d'eau et non pour modifier la composition des peuplements. Ceci traduit donc une certaine adaptation de ces pratiques aux conditions de milieux qui sont cependant très différentes entre les sites d'altitude et les plans d'eau de plaine.

Dans **les plans d'eau d'altitude**, les gestionnaires déversent le plus souvent une seule espèce de Salmonidés, plus rarement 2 espèces et dans ce cas il s'agit plutôt de la truite commune et de l'omble chevalier.

D'une manière générale, l'analyse des données sur les 27 plans d'eau d'altitude, met en évidence une grande concordance entre l'importance de ces empoissonnements et l'abondance des espèces concernées dans les plans d'eau.

Ces résultats confirment la bonne acclimatation des Salmonidés dans ce type de sites, décrite notamment pour le saumon de fontaine (Beauchamp *et al.*, 1992, Bérubé & Lévesque, 1998, East & Magnan, 1991) ou le cristivomer (Stewart & Ibarra, 1991). Cette adaptation explique donc leur maintien au sein des plans d'eau d'altitude du Mercantour (Robin, 1998), de Corse [Rivier, 1987 #61 ou des Pyrénées (Rivier, 1992) où ils ont été introduits à partir des années 40 (Delacoste *et al.*, 1997).

De plus, les déversements semblent maintenant limités, dans la plupart des cas, à un soutien de ces populations acclimatées. Ainsi, la bonne efficacité de ces déversements résulterait d'une part du choix des espèces bien adaptées aux conditions du milieu et d'autre part, d'une bonne connaissance des sites et de l'activité halieutique. Cette hypothèse semble confirmée par les informations recueillies auprès des gestionnaires lors de l'enquête (§ 3.2.1). Ces informations montraient que les plans d'eau d'altitude étaient les plus étudiés donc les mieux connus d'autant plus que ces systèmes sont relativement simples (faible diversité spécifique) et peu perturbés. De plus l'activité halieutique est pratiquée par un type

de pêcheurs "sportifs" recherchant des poissons sauvages et les prélèvements sont limités par cette fréquentation spécialisée.

On constate cependant que dans la plupart des sites où une relation positive a été observée entre l'importance des espèces dans le milieu et les empoissonnements, cela correspondait à des efforts de soutien d'effectifs fréquents (tous les 2 ans) et importants. Cela suggère une forte mortalité due soit à l'activité halieutique trop importante pour maintenir le stock, soit à la mortalité naturelle, ce qui est peu probable ; cela supposerait en effet une mauvaise adaptation des espèces au milieu.

A l'inverse de cette situation générale, on observe quelques sites sur lesquels les empoissonnements sont importants et les espèces déversées peu présentes dans le milieu. C'est en particulier le cas lorsque deux espèces sont déversées simultanément. La Figure 57 montre un effort d'empoissonnement simultané d'omble chevalier et de truite commune alors que ces deux espèces ne se retrouvent pas associées dans les échantillonnages. C'est ce qui est observé sur le lac d'Escoubous ou d'Aubé (65) dont les peuplements sont dominés par l'une ou l'autre des espèces. Ce phénomène est aussi observé en Corse (Vitalacca (2A) et Melo (2B)), entre le saumon de fontaine et la truite commune.

Ce phénomène est identifié par les auteurs comme le mécanisme de ségrégation interactive entre deux espèces. Cette particularité citée dès 1955 (Nilsson, 1960, Nilsson, 1955), se traduit par l'exclusion de deux espèces présentant des exigences écologiques similaires (Fraser & Power, 1984, Heggberget, 1984). L'apparition d'un facteur limitant pour le déroulement du cycle vital de l'une des deux espèces profite à l'autre. Dans les milieux oligotrophes que sont les lacs d'altitude, les faibles quantités et disponibilités de ressources trophiques représentent les causes les plus fréquentes de l'apparition de la ségrégation interactive (Rivier, 1996). Ce mécanisme est certainement à l'origine des peuplements monospécifiques observés sur 10 lacs.

Le peu de relation entre l'importance des déversements et des espèces s'observe rarement dans d'autres cas à l'exception de la truite arc-en-ciel. En effet, cette espèce ne se maintient généralement pas, soit parce qu'elle ne se reproduit pas, soit du fait de l'émergence des alevins en hiver, période particulièrement défavorable à leur survie (Grandmottet, 1983). De plus elle fait l'objet d'une forte pression de pêche.

Dans les plans d'eau d'altitude, certaines espèces sont aptes à se maintenir de manière autonome. C'est le cas de la truite commune du lac de Nino (2B), de la truite arc-en-ciel du lac de l'Ours (65) et de l'omble chevalier peuplant le lac d'Allos (06). Ces espèces n'ont fait l'objet d'aucun déversement sur une période très longue (jusqu'à 18 ans) et sont majoritaires dans les peuplements.

Les espèces telles que le cristivomer, le saumon de fontaine et l'omble chevalier qui effectuent tout leur cycle de vie en milieu lacustre montrent, pour des efforts d'empoissonnement identiques, une meilleure représentation dans les peuplements que des espèces migratrices.

Dans **les plans d'eau de plaine**, la nature des déversements est au moins partiellement déterminée en fonction de la catégorie piscicole à laquelle appartient le plan d'eau (brochet en deuxième catégorie ou truites en première catégorie). Les Cyprinidés sont également déversés en tant qu'espèces d'accompagnement du brochet ou des Salmonidés lorsque la réglementation l'autorise et ce sont donc généralement plusieurs espèces qui sont déversées en même temps.

Même si les résultats précédents ne portent que sur un échantillon de plans d'eau restreint (15), aucune relation nette n'a été mise en évidence entre l'importance des déversements et l'importance des espèces dans les peuplements de plaine.

Cette apparente inefficacité des déversements peut résulter d'une limitation des niveaux des populations par l'habitat. Ceci peut s'expliquer facilement pour les truites dont l'accès aux zones de frayères peut être limité ou pour le brochet dont la reproduction nécessite des zones d'herbiers qui peuvent faire défaut dans les retenues. Pour augmenter la densité de cette espèce, ce sont plutôt des améliorations de l'habitat qui sont préconisées (Welcomme *et al.*, 1983).

Les prélèvements par pêche sur certaines espèces, la truite en particulier, peuvent aussi masquer l'effet des déversements qui constituent uniquement des mesures compensatoires destinées à satisfaire le pêcheur tout en maintenant un stock minimal.

Les mauvaises relations observées entre les déversements et les abondances relatives des espèces peuvent aussi résulter d'une inadéquation des techniques utilisées. L'enquête auprès des gestionnaires a montré que, dans les lacs de plaine, les Salmonidés étaient souvent déversés à une taille autorisant leur capture immédiate. On peut penser que ces poissons présentent de telles difficultés d'acclimatation au milieu naturel, que leur survie est très faible.

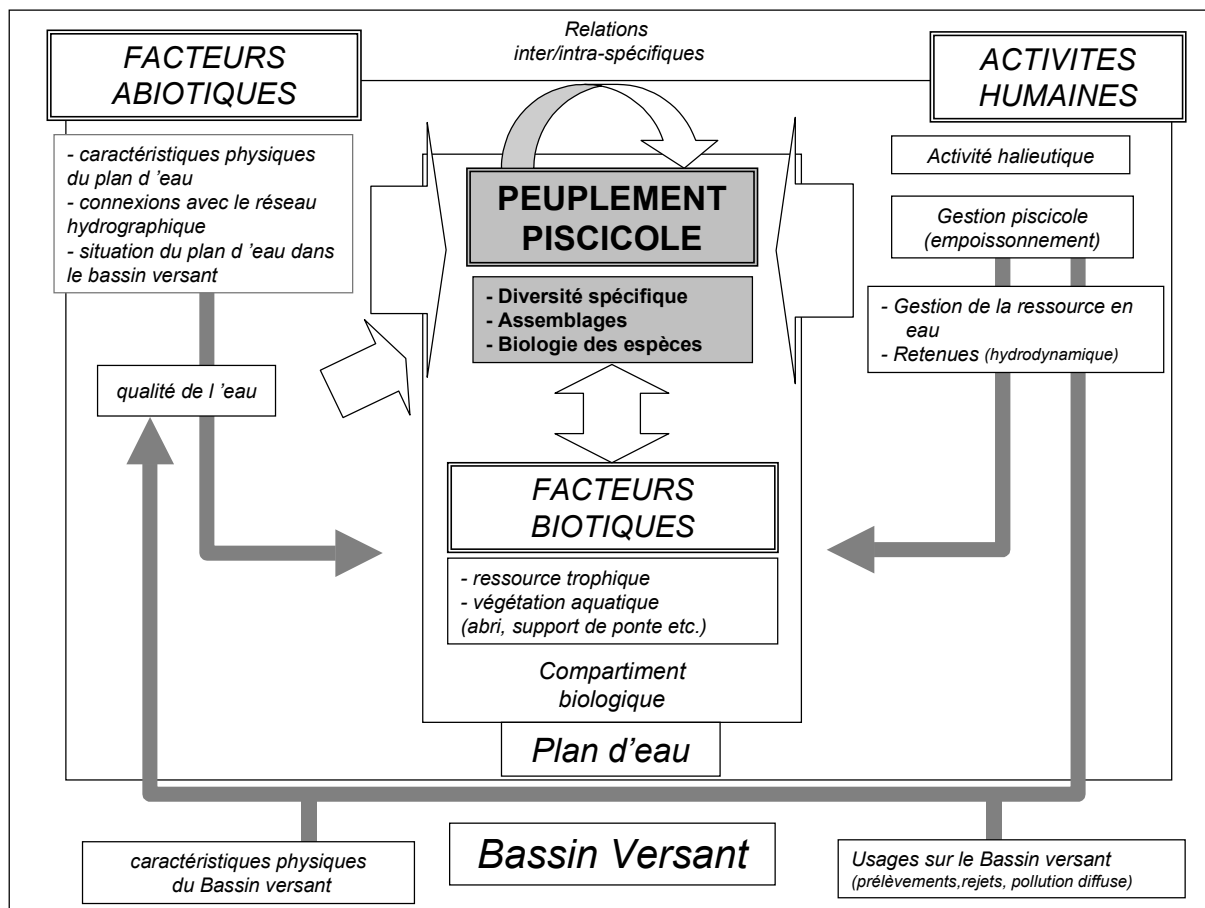
Dans ce type de plans d'eau, qui se caractérisent par une plus grande complexité des habitats et par une plus forte diversité spécifique que les lacs d'altitude, ces résultats montrent que le contrôle des populations ne peut se faire sur la seule base des déversements. Ces résultats peuvent se justifier par le fait que les plans d'eau de plaine sont des systèmes plus vastes, plus ouverts et plus complexes que les plans d'eau d'altitude ce qui rend difficile la détermination de leurs potentialités en terme d'habitat. De plus, le nombre d'espèces y est plus important qu'en altitude et les relations interspécifiques telles que la

compétition et de la prédation sont difficiles à appréhender. Ce sont également les sites français sur lesquels la connaissance des peuplements en place et de leur milieu de vie est la plus fragmentaire ; cette connaissance constitue pourtant une base indispensable à la mise en place d'un protocole de gestion comme le montre le modèle finlandais (Vehanen & Riihimäki, 1999).

A l'heure actuelle, il n'existe aucun référentiel au niveau national en terme d'indice de condition ou d'abondance pour les espèces lacustres.

CHAPITRE 8. POPULATIONS PISCICOLES LACUSTRES

8.1. CARACTÉRISATION DE LA POPULATION	141
8.1.1. <i>définition du poids relatif (W_r)</i>	142
8.1.2. <i>détermination du poids standard (W_s)</i>	143
8.1.3. <i>application au gardon</i>	144
8.1.4. <i>détermination du poids standard de la perche</i>	149
8.1.5. <i>adaptation des protocoles d'échantillonnage</i>	150
8.2. RELATIONS INDICES D'ABONDANCES – POIDS RELATIF	153
8.2.1. <i>méthode</i>	153
8.2.2. <i>étude des populations de gardon</i>	153
8.2.3. <i>étude des populations de perche</i>	154
8.2.4. <i>comparaison inter-sites</i>	155
8.3. DISCUSSION	156



8 - POPULATIONS PISCICOLES LACUSTRES

Nous avons montré dans les chapitres précédents, un effet structurant des facteurs environnementaux et humains sur les communautés piscicoles. Ces effets se traduisent principalement par la dominance de certaines espèces au sein du milieu, aboutissant aux assemblages tels que nous les avons étudiés.

On peut donc penser que ces facteurs structurants vont agir sur l'état physiologique des individus que l'on peut appréhender à travers les indicateurs de la condition des populations. L'objectif de ce chapitre est de mettre en évidence une relation entre l'abondance d'une espèce au sein du peuplement et la condition de la population qu'elle forme.

La démarche adoptée s'articule autour de deux étapes :

- La caractérisation de la population au sein du plan d'eau est basée sur la définition d'un indice de condition de référence pour l'ensemble des sites.
- La mise en relation entre ces indices d'abondance et la condition de la population étudiée.

Pour des raisons d'effectifs d'individus, le travail a été limité à deux populations, la perche et le gardon.

8.1. CARACTERISATION DE LA POPULATION

Une population halieutique est définie comme l'ensemble des individus vivant dans un écosystème déterminé et possédant des caractères communs transmissibles par hérédité (Brêthes & O'Boyle, 1990). Cette notion est plus restrictive que celle d'espèce puisque l'écosystème peut être d'étendue plus réduite, comme un lac par exemple.

Les indices de condition sont très souvent utilisés pour estimer l'embonpoint et l'état physiologique des poissons. Ce sont, en réalité, des moyens indirects pour apprécier les relations écologiques entre les populations et le milieu et les effets des différentes stratégies de gestion (Murphy *et al.*, 1991).

L'approche traditionnelle consiste à déterminer le coefficient de condition de Fulton $K = W/L^3$ (Anderson & Gutreuter, 1983) avec W = poids (en g) et L = Longueur (totale en mm) (notation anglo-saxonne). Il existe 3 problèmes principaux associés à ce calcul :

- la variabilité des systèmes de mesure de chaque poisson
- ce facteur de condition diffère beaucoup d'une espèce à l'autre
- beaucoup d'espèces ont une morphologie qui change au cours de leur croissance (Le Cren, 1955).

Le principal problème est l'impossibilité de comparer les poissons d'une même espèce à différentes longueurs.

Le Cren en 1951 tenta de pallier ces problèmes en introduisant un indice noté K_n défini par la relation $K_n = W/L^b$ avec b coefficient d'allométrie issu de la relation $W = aL^b$ de la population étudiée. Cet indice permet de comparer les poissons de tailles différentes mais le coefficient d'allométrie est issu des régressions linéaires pour chaque population et la comparaison inter-population est donc impossible (Murphy *et al.*, 1991).

De nombreux auteurs ont alors développé un nouvel indice de condition appelé poids relatif (Baigun & Anderson, 1993, Gutreuter & Chidress, 1990, Liao *et al.*, 1995, Murphy *et al.*, 1990, Wege & Anderson, 1978). Il est basé sur la détermination d'une relation taille/poids standard, à partir de plusieurs populations, considérée comme la référence en terme de condition pour une espèce donnée. Ce poids relatif fournit donc une référence par rapport à une situation générale. Les variations du poids relatif peuvent être comparées entre des individus de taille différentes et de différentes populations (Wege & Anderson, 1978).

8.1.1. DEFINITION DU POIDS RELATIF (W_r)

Cet indice a d'abord été développé sur le black-bass (Gutreuter & Chidress, 1990, Wege & Anderson, 1978) puis sur d'autres espèces en Amérique du Nord telles que le brochet (Neumann & Willis, 1995), le cristivomer (Hubert *et al.*, 1994, Piccolo *et al.*, 1993), le black-bass à petite bouche (Kolander *et al.*, 1993), le sandre doré (*Stizostedion vitreum*) (Murphy *et al.*, 1990), la perche (Willis *et al.*, 1991), le crapet calicot (*Pomoxis annularis*) (Neumann & Murphy, 1991) ou encore en Argentine sur l'athérine (*Odonthestes bonariensis*) (Baigun & Anderson, 1993).

Cet indice noté W_r est le rapport entre la masse de chaque individu de l'échantillon et sa masse standard :

$$W_r = \frac{W_i}{W_s} \times 100 \quad \text{Équation 4}$$

Avec W_i poids de l'individu

W_s poids standard de l'individu établi à partir de sa longueur et de sa relation taille/poids standard.

Ce poids relatif qui permet d'exprimer la masse d'un individu par rapport à un référentiel dépendant d'un ensemble de différentes populations est utilisé comme un indicateur de la condition d'une population.

Ces populations sont en général issues de la même aire de répartition géographique mais peuvent provenir de différents sites et à des périodes distinctes.

Il est donc nécessaire de connaître la relation taille/poids standard de l'espèce pour déterminer le poids relatif des individus étudiés.

8.1.2. DETERMINATION DU POIDS STANDARD (Ws)

Wege et Anderson (1978) ont établi, puis développé cette notion de poids standard calculé sur plusieurs espèces de poissons. En 1990, Murphy *et al.* proposent la méthode "Regression-linear Percentile" (RLP) pour déterminer ce poids standard. Ce protocole procède à une régression linéaire des termes issus des relations taille/poids de plusieurs populations (Figure 62), les individus mesurés sont affectés à des classes de taille de 10mm et le terme de Percentile désigne la valeur choisie pour les poids de chaque classe de taille soit le 75^{ème} centile.

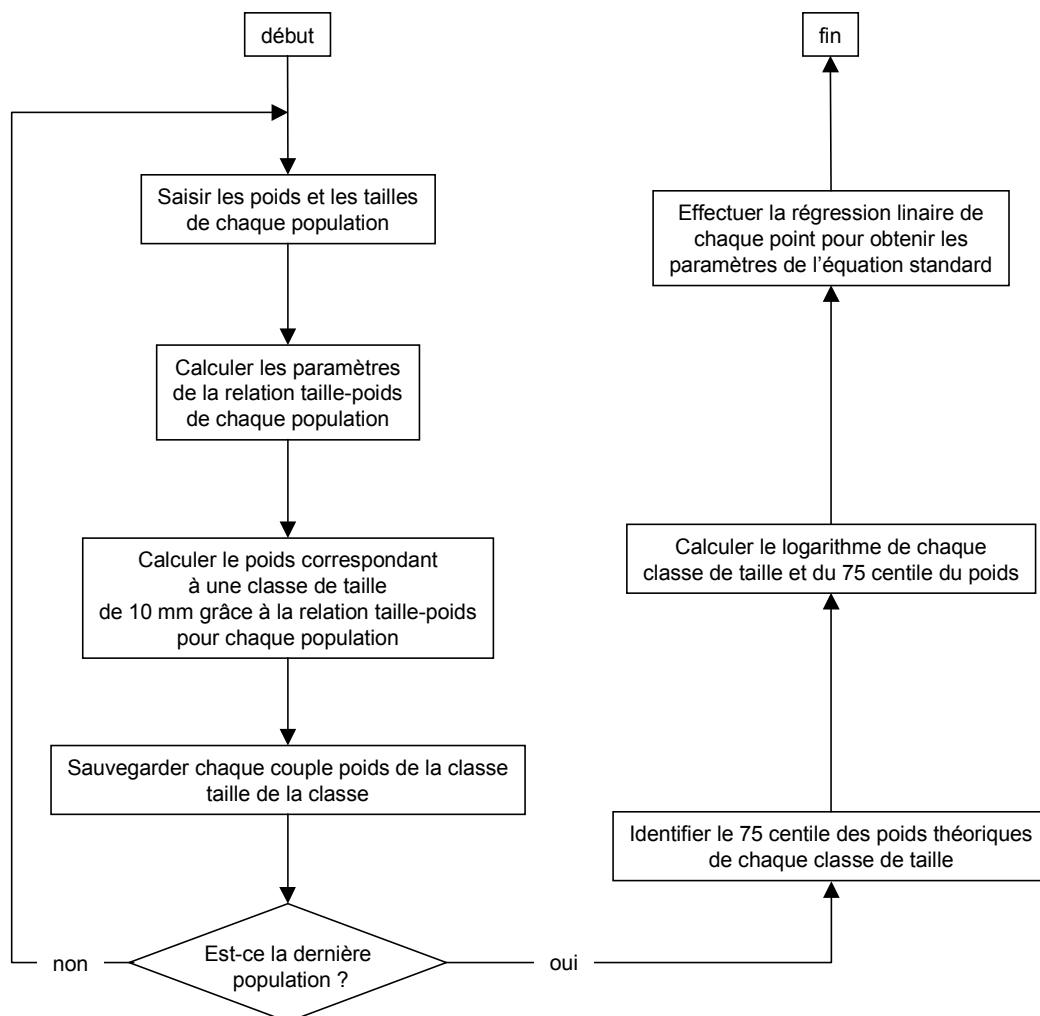


Figure 62 - Schéma récapitulatif des différentes étapes de la méthode "Regression Linear Percentil" (R.L.P.) (d'après Murphy *et al.*1990).

L'origine de ces 75 centiles n'est pas explicité dans la littérature mais l'hypothèse la plus probable est la relation de type puissance qui lie le poids et la longueur des poissons. Si pour une classe de longueur donnée, désignée par sa valeur moyenne, on cherche le poids qui lui correspond, la moyenne des deux poids ne correspond pas à la valeur la plus représentative du poids de cette classe (Figure 63). Les 75 centiles sont donc pris comme un estimateur de la moyenne géométrique des masses de chaque classe de taille.

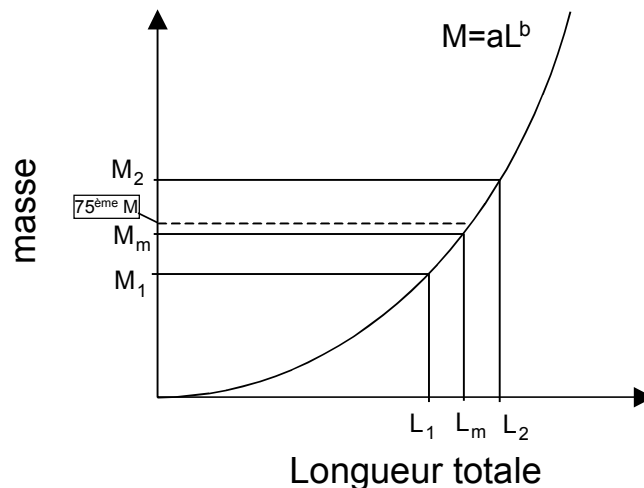


Figure 63 - Représentation graphique du 75^{ème} centile de la masse d'une classe donnée.

Le nombre de populations nécessaire pour ce calcul comporte un minimum variable en fonction des données utilisées ainsi que de l'espèce. On détermine ce nombre grâce à une méthode de rééchantillonnage (Brown & Murphy, 1996). Néanmoins, on trouve dans la littérature qu'un minimum de 40 populations semble requis pour la détermination du W_s (Brown & Murphy, 1996).

Dans cette étude, la méthode de rééchantillonnage a été appliquée dans un premier temps au gardon. C'est en effet l'espèce dont le plus grand nombre de populations a été recueilli dans la base de données.

Une étude similaire a ensuite été effectuée sur la perche.

8.1.3. APPLICATION AU GARDON

La méthode comporte un certain nombre d'étapes qui seront détaillées et appliquées aux données numériques de cette espèce.

8.1.3.1 LES POPULATIONS UTILISÉES

Comme cela a été noté précédemment, le nombre de populations nécessaires est relativement important. Le calcul est basé sur les paramètres des relations taille/poids, et l'on distingue deux échantillonnages d'une même espèce effectués à des périodes différentes sur un même site en les considérant comme deux populations distinctes. Sur ce principe, la population dont les propriétés sont présentées dans le Tableau XXIX et contenues dans la base ont pu être utilisées.

Les populations trop faibles en nombre d'individus mesurés (<15) n'ont pas été retenues en raison du manque de signification d'une relation taille/poids construite sur de tels échantillons.

CHAPITRE 8. POPULATIONS PISCICOLES LACUSTRES

Tableau XXIX – Les 47 "populations" de gardons de la base de données.

Site	Date	Population	Longueur minimale	Longueur maximale	Masse minimale	Masse maximale	nombre d'individus
ANN74	01/06/83	1	110	388	10	650	154
ANN74	01/06/84	2	125	371	15	615	33
BOU73	01/09/84	3	215	415	95	910	61
BOU73	01/09/85	4	128	360	10	670	31
CAS04	01/05/99	5	20	325	5	394	287
CAS04	01/09/99	6	78	291	4	341	82
CAS04	1977*	7	157	295	45	315	136
CHO04	01/05/99	8	92	315	8	345	274
CHO04	01/10/99	9	70	295	4	279	53
COU12	01/09/82	10	172	290	55	350	34
COU12	01/10/83	11	103	273	5	245	42
COU12	01/11/84	12	155	279	30	320	23
DEV07	01/07/92	13	80	280	7	290	72
DEV07	01/10/92	14	95	345	7	560	102
EGU36	01/10/80	15	127	420	20	660	88
ESP04	1977*	16	89	330	8	360	122
GER88	01/05/77	17	170	321	60	550	124
GRA42	01/10/81	18	126	312	15	410	68
GRA42	01/08/97	19	75	287	4	300	208
LAP40	01/06/82	20	165	286	30	280	19
LON88	01/05/77	21	180	320	75	450	47
MON38	01/06/92	22	100	430	10	645	347
MON38	01/09/92	23	136	285	20	255	68
MON38	01/04/93	24	115	305	13	370	254
NAN01	01/09/89	25	125	320	15	400	35
NAN01	01/05/90	26	134	355	15	600	62
NAU48	01/05/98	27	121	350	18	510	2405
NAU48	01/09/98	28	69	340	4	456	397
OLI34	01/03/00	29	87	235	7	166	227
QUI04	01/02/90	30	121	328	18	492	429
QUI04	01/06/90	31	101	335	6	482	457
QUI04	01/10/90	32	99	290	6	312	571
RAV34	01/07/99	33	10	350	4	555	610
SCA83	01/06/85	34	100	304	10	386	18
SCR04	01/12/90	35	85	305	6	306	346
SPO04	01/08/78	36	136	370	25	630	139
SPO04	01/09/78	37	127	390	20	680	361
SPO04	01/06/79	38	189	390	50	640	245
SPO04	01/07/79	39	164	379	50	598	142
SPO04	01/05/83	40	156	342	30	475	299
SYL01	01/05/90	41	157	360	35	625	27
TOL2A	01/09/94	42	79	290	6	308	487
TRE19	01/07/97	43	101	334	14	278	522
VIL42	01/10/88	44	82	250	6	212	73
VOU39	01/09/74	45	210	365	100	670	36
VOU39	01/06/85	46	130	247	10	150	13
VVE70	01/09/90	47	75	206	5	103	36
		47	$\bar{x}=117$	$\bar{x}=324$	$\bar{x}=21$	$\bar{x}=437$	n=10699

* les dates précises pour ces deux pêches ne sont pas connues.

Sur l'ensemble des données, la distribution des classes de taille d'un intervalle de 10 mm montre que certaines classes de taille sont très peu représentées (>360mm) et un centrage moyen autour des valeurs 220 à 240 mm.

La relation taille/poids de chaque population est obtenue par régression des poids (en g) en fonction de la longueur (en mm) après transformation logarithmique : $\log W = a + b \log(Lt)$.

A ces 47 populations issues de la base de données, ont été rajoutées 3 populations de la retenues de Pannecièrre (58), pour laquelle les informations nécessaires à ce traitement ont été obtenues dans la bibliographie (CSP, 1997) (en italique dans le Tableau XXX).

Les 50 relations taille/poids suivantes ont ainsi été obtenues :

Tableau XXX - Paramètres des relations taille/poids effectuées sur les 50 populations de gardon.

Site/date	R ²	a	b
ANN683	0,990	-5,7559	3,3029
ANN684	0,994	-5,9482	3,3820
BOU984	0,956	-6,3744	3,5667
BOU985	0,959	-6,6605	3,6911
CAS599	0,947	-5,2519	3,1126
CAS77	0,854	-4,8031	2,9312
CAS999	0,992	-5,4338	3,2075
CHO1099	0,982	-5,1500	3,0695
CHO599	0,965	-5,5652	3,2593
COU1083	0,973	-6,7763	3,7668
COU84	0,991	-6,7382	3,7696
COU982	0,979	-6,5761	3,7058
DEV1092	0,983	-5,9337	3,4084
DEV792	0,962	-4,9049	2,9877
EGU80	0,983	-5,8843	3,4038
ESP77	0,914	-4,2458	2,7022
GER577	0,934	-5,0837	3,0868
GRA1081	0,979	-6,3758	3,6089
GRA897	0,988	-5,1616	3,105
LAP682	0,974	-6,7357	3,7300
LON577	0,937	-5,4078	3,2142
MON493	0,966	-5,9817	3,4228
MON692	0,915	-5,0191	2,9819
MON992	0,971	-6,1704	3,5085
NAN590	0,977	-6,1300	3,4962
NAN989	0,988	-5,4354	3,1957
NAU598	0,96	-5,5203	3,2512
NAU998	0,987	-5,0131	3,0455
OLI300	0,971	-5,6748	3,3275
QUI1090	0,956	-5,5781	3,2811
QUI290	0,959	-5,5501	3,2765
QUI690	0,977	-5,6825	3,3208
RAV699	0,982	-5,0181	3,0389
SCA685	0,992	-5,0504	3,0373

Site/date	R ²	a	b
SCR990	0,962	-5,0819	3,0455
SPO583	0,980	-5,5031	3,1994
SPO679	0,880	-5,1279	3,0473
SPO779	0,942	-4,6357	2,8430
SPO878	0,957	-4,9783	3,0113
SPO978	0,929	-4,8019	2,9313
SYL690	0,953	-5,7818	3,3657
TOL994	0,988	-5,0289	3,0407
TRE797	0,977	-4,9897	3,0074
VIL1088	0,99	-5,7053	3,3316
VOU685	0,904	-5,2881	3,1156
VOU974	0,974	-5,645	3,3063
VVE990	0,982	-4,8559	2,9358
PAN996*	0,99	-5,2676	3,28
PAN1096*	0,99	-5,0269	3,25
PAN497*	0,99	-5,2676	3,25

* données issues de l'étude sur Pannecièrre (CSP, 1997)

8.1.3.2 DÉTERMINATION DU NOMBRE MINIMUM DE POPULATIONS

On utilise une méthode de rééchantillonnage des différents coefficients établis par les régression linéaires, en simulant leur variance pour un nombre de populations compris entre 2 et 51. Nous avons donc appliqué la technique du Bootstrap (Efron, 1982, Efron, 1981, Nemeč & Brinkhurst, 1988) à l'aide d'un programme élaboré sous Matlab. Nous testons la variance du coefficient b en fonction du nombre de populations utilisées pour le déterminer. Le minimum de variance est estimé à 0,002 (Brown & Murphy, 1996) ce qui correspond à un nombre de 35 populations nécessaires à l'application du protocole (Figure 64).

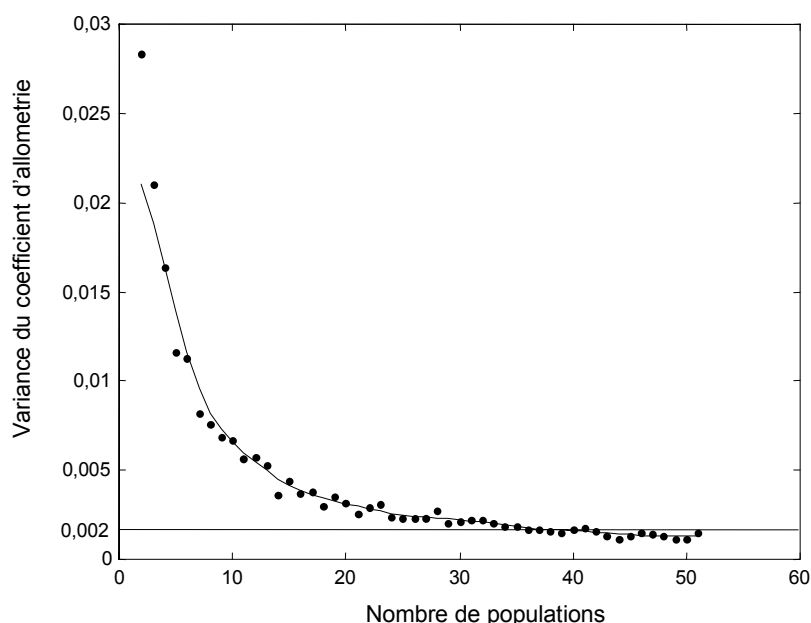


Figure 64 - Courbe issue du rééchantillonnage par bootstrap.

Ces résultats montrent que les 50 populations de gardon utilisées constituent un échantillon statistique conforme aux conditions d'applications. Le protocole décrit dans le §8.1.2 sera donc appliqué sur ces données.

8.1.3.3 SÉLECTION DES CLASSES DE TAILLE

Chaque individu fait partie d'une classe de taille de 10 mm repérée par sa longueur médiane. Il s'agit alors de savoir quelles classes de tailles contribuent à la représentativité du poids relatif cherché.

Des poids théoriques sont calculés par classes de taille avec les équations issues de la régression linéaire taille/poids de chaque population. Pour chaque classe de taille, la moyenne et la variance des poids théoriques calculés ainsi que le rapport variance/moyenne sont établis (Figure 65).

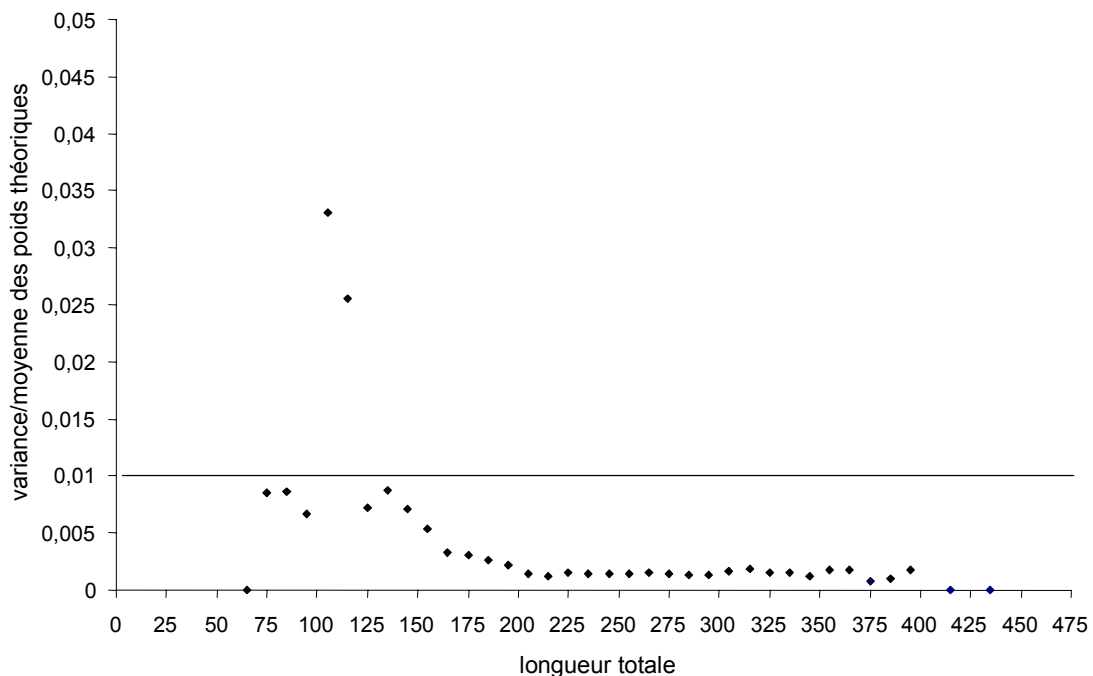


Figure 65 – Rapport variance/moyenne des poids théoriques calculés à partir des relations taille/poids pour 10 560 gardons.

La forte variabilité dans les petites classes de taille s'explique principalement par les erreurs de pesée des petits individus qui nécessitent souvent une instrumentation plus précise que celle disponible dans la grande majorité des études de terrain. Ces tailles correspondent également à la phase de croissance montrant une modification morphologique importante.

La valeur du rapport de 0,01 constitue une limite d'acceptabilité (Murphy *et al.*, 1990, Neumann & Murphy, 1991, Rogers *et al.*, 1996) qui correspond à une longueur totale comprise entre 120 et 130 mm dans le cas de ce travail.

Les individus d'une longueur totale <120 mm ne sont donc pas pris en compte dans le protocole, ainsi que ceux mesurant plus de 380 mm. Cette sélection ramène le nombre d'individus à 10 266.

8.1.3.4 CALCUL DU W_s

Les relations taille/poids observées sur chaque site permettent d'estimer le poids correspondant à la valeur médiane de chaque classe de taille.

$$\log W(\text{classe}) = a + b \log Lt(\text{classe}) \quad (\text{équation 5})$$

On obtient donc un tableau de 26 colonnes sur 51 lignes. Ce tableau est analysé sous SPSS afin de déterminer le 75 centile de chaque classe de taille.

La régression linéaire des valeurs log transformées fournit les paramètres de l'équation standard recherchée.

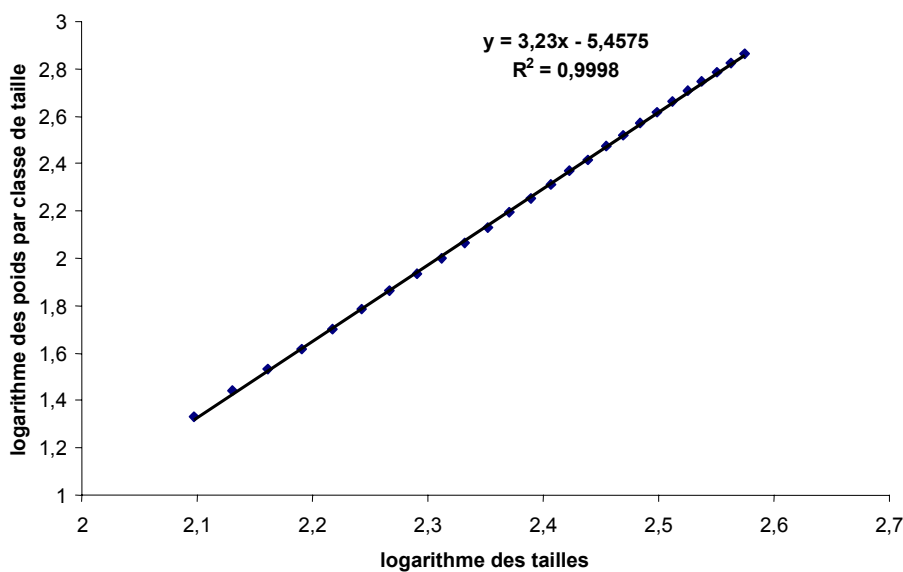


Figure 66 - Régression linéaire des logarithmes des classes de taille et des 75^{ème} centiles pour le gardon.

L'équation standard du gardon est donc :

$$\boxed{\text{Log}W_s = -5,4575 + 3,2309.\text{Log}Lt} \quad \text{Équation 5}$$

Cette relation permet de calculer les poids relatifs (W_r) de toute population de gardons dans un intervalle de longueur compris entre 120 et 380 mm.

Cette relation peut également être exprimée sous la forme :

$$\boxed{W_s = (3,48 \cdot 10^{-6}) Lt^{3,23}} \quad \text{Équation 6}$$

8.1.4. DETERMINATION DU POIDS STANDARD DE LA PERCHE

Sans reprendre l'ensemble des étapes, nous présenterons les principaux résultats amenant à la détermination de l'équation standard de la perche. Un total de 39 populations était répertorié dans la base.

Le nombre minimum de populations déterminé par bootstrap est de 31.

La Figure 67 montre la longueur totale minimale des perches sélectionnées qui est de 145 mm.

La limite maximale est de 425 mm, les 4 derniers points ne correspondant qu'à 18 individus.

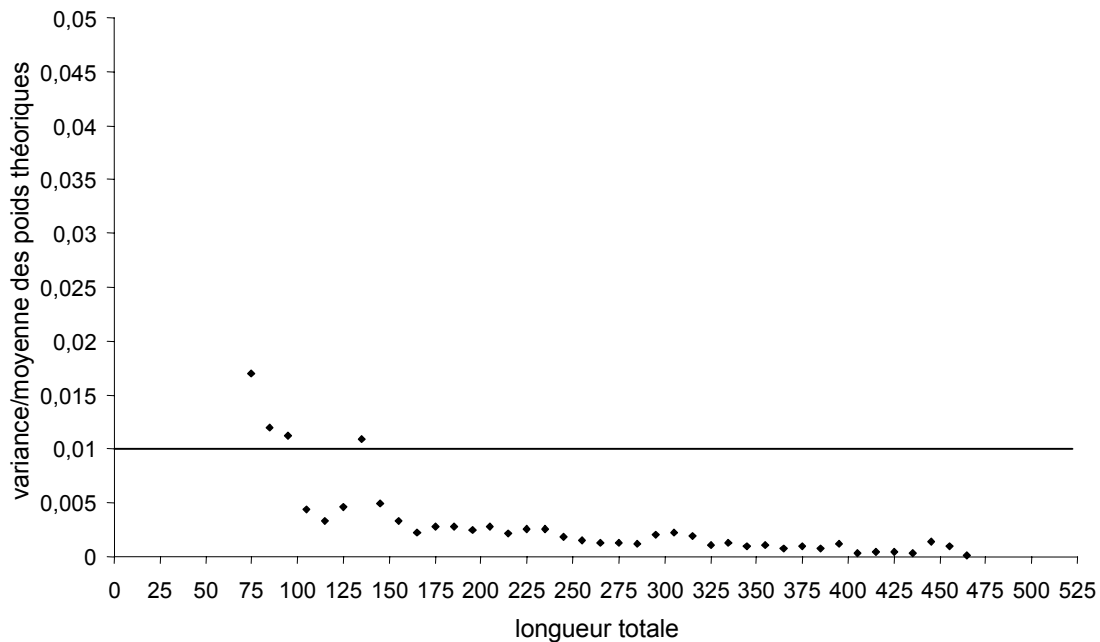


Figure 67 - Rapport variance/moyenne des poids théoriques calculés à partir des relations log-linéaires taille/poids pour 3 136 perches en France.

La régression linéaire effectuée sur 2 303 individus permet de déterminer l'équation standard de la perche issue de la RLP soit:

$$\boxed{\text{Log}Ws = -5,5719 + 3,2875.\text{Log}Lt} \quad \text{Équation 7}$$

soit pour une relation taille/poids généralement exprimée sous la forme :

$$\boxed{Ws = (2,67.10^{-6})Lt^{3,28}} \quad \text{Équation 8}$$

La même méthode a été également appliquée sur nos données concernant la truite commune. Notre échantillon comportant 31 populations s'est avéré insuffisant.

8.1.5. ADAPTATION DES PROTOCOLES D'ECHANTILLONNAGE

D'un point de vue général, les échantillonnages piscicoles doivent permettre d'obtenir une représentation la plus proche possible du peuplement. Ce principe nous incite à adapter le protocole de pêche en fonction des besoins de l'étude ichthyologique. On peut donc chercher à formuler le nombre d'individus nécessaires à l'établissement d'un poids relatif représentatif de la population, et ce pour chaque classe de taille.

Le Théorème de Bienaymé-Tchebycheff nous donne la relation:

$$p(\mu - \Sigma < \bar{x} < \mu + \Sigma) \geq \alpha$$

avec μ : moyenne théorique

\bar{x} : moyenne des Wr par classe de taille, sachant que l'on cherche à ce que \bar{x} tende vers μ , Σ fractile correspondant à l'intervalle de confiance.

Il est possible de relier cette expression au nombre d'individus par la relation $\alpha = 1 - \frac{\Gamma^2}{n\Sigma^2}$

avec Γ écart-type de la moyenne \bar{x} .

Par suite on obtient :

$$n = \frac{\Gamma^2}{\Sigma^2(1-\alpha)} \quad \text{Équation 9}$$

Application numérique

A partir d'un échantillon de gardons capturés à Naussac en mai 1998, nous avons appliqué l'équation 8 afin d'estimer le nombre d'individus nécessaires à l'obtention d'une moyenne des poids relatifs significative à 5%.

Ici, $\alpha=0,05$ et $\Sigma=1,96$ (bornes de la courbe gaussienne dans lesquelles sont contenus les 95% de l'intervalle de confiance).

Tableau XXXI - Calcul du nombre d'individus nécessaires pour estimer la moyenne des Wr des gardons de Naussac en mai 1998 avec une tolérance de 5%.

classe de taille	effectif	moyenne des Wr	Ecart-type	n	n arrondis	probabilité obtenue
125	3	96,00	0,30	0,02	0	0,01
135	5	92,31	6,37	11,11	11	0,12
145	2	100,63	20,06	110,23	110	0,55
195	9	95,38	3,97	4,33	4	0,05
205	68	94,93	5,67	8,80	9	0,03
215	158	94,33	6,64	12,07	12	0,02
225	217	96,63	6,98	13,36	13	0,02
235	215	98,64	6,82	12,76	13	0,02
245	227	99,95	8,90	21,72	22	0,02
255	236	97,20	8,21	18,47	18	0,02
265	220	95,22	8,32	18,98	19	0,02
275	289	97,55	7,76	16,49	16	0,02
285	311	97,89	7,89	17,05	17	0,02
295	234	97,52	8,18	18,31	18	0,02
305	115	97,03	8,17	18,30	18	0,03
315	53	98,13	7,50	15,42	15	0,04
325	26	95,19	8,34	19,04	19	0,07
335	9	91,14	7,22	14,30	14	0,10
345	2	74,10	0,83	0,19	0	0,03

Le Tableau XXXI exprime l'effectif de chaque classe de taille, les moyennes des poids relatifs ainsi que l'écart-type. Le n est le nombre d'individus théorique nécessaire pour obtenir une moyenne des W_r avec un intervalle de 5%, n que nous avons arrondi pour obtenir une valeur entière.

Si l'on compare ces nombres avec l'effectif pêché, on constate que certaines classes de taille ont été sur-échantillonnées par rapport aux besoins de calcul des poids relatifs. Cet aspect est visible dans l'estimation de la probabilité obtenue lors de cette campagne de mai 1998 et pour laquelle les classes de tailles montrent des valeurs inférieures à 0,05 soit une précision supérieure à notre objectif.

Les deux valeurs nulles pour les tailles 125 et 345 mm montrent qu'il est possible d'obtenir une moyenne avec une précision inférieure à 5% avec peu d'individus même si nous admettons qu'un minimum de 5 poissons semble nécessaire pour calculer une moyenne.

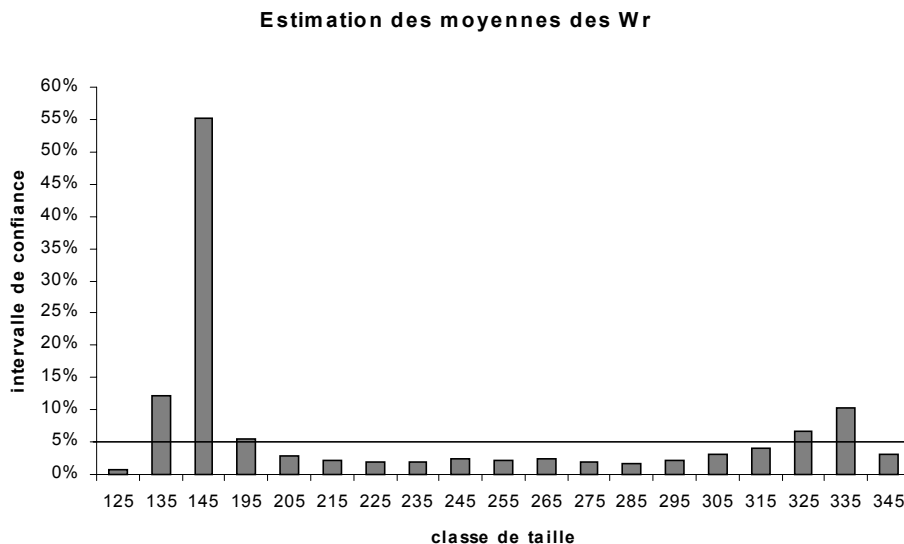


Figure 68 – Représentation de la précision (en pourcentage) des moyennes des W_r pour chaque classe de taille.

C'est cette répartition que nous avons représentée en Figure 68 ainsi que le seuil de 5%. On observe que les classes de taille comprises entre 205 et 315 mm sont représentées par des moyennes de poids relatifs d'une précision supérieure à 5%.

Ces différentes remarques posent une question importante en terme d'échantillonnage piscicole. En effet, si l'on admet que le poids relatif constitue un indice de condition à prendre en considération dans les études ichtyologiques futures, il faut également adapter les pêches nécessaires à son calcul et cibler l'effort sur le nombre d'individus permettant d'avoir une estimation suffisante. Nous avons vu que la variabilité de la moyenne des W_r est dépendante des populations de chaque lac et de chaque classe de taille.

La principale raison de ces variations provient certainement des erreurs de mesures et de détermination des espèces, en particulier pour les petits individus. Une attention toute

particulière doit être portée à cette phase d'acquisition des données dont la précision fait parfois défaut lors des captures de gros effectifs.

L'utilisation de l'équation 8 sur le terrain pourrait permettre d'optimiser l'échantillonnage de manière à obtenir une image de la population la plus représentative possible tout en limitant le nombre de poissons capturés.

Des engins plus sélectifs sur certaines gammes de tailles semblent également une bonne voie. Cette idée est surtout valable pour les classes de taille peu présentes en général, comme c'est le cas sur notre exemple où les 8 classes de taille extrêmes ne représentent que 2,3% des effectifs.

8.2. RELATIONS INDICES D'ABONDANCES – POIDS RELATIF

La caractérisation du poids standard pour les populations de gardon et de perche nous permet donc de calculer les poids relatifs des populations dont nous avons étudié l'abondance relative dans les chapitres précédents. L'objectif est d'observer les poids relatifs des populations de ces deux espèces et des les relier à leur importance relative dans les peuplements.

8.2.1. METHODE

Les poids relatifs des populations de gardon et de perche sur respectivement 27 et 20 plans d'eau ont été calculés par classe de taille de 10 mm.

Pour chaque plan d'eau, les classes d'abondances en gardon et en perche, utilisées lors des chapitres précédents, ont permis de répartir les sites en 2 groupes : 1 abondance moyenne, 2 abondance forte (la classe "absence n'étant pas prise en compte).

Les classes d'abondances et les poids relatifs sont calculés sur les données provenant des mêmes campagnes de pêche pour éviter les erreurs dues aux variations saisonnières du poids relatif.

Au sein de ces 2 groupes de plans d'eau, le pourcentage d'individus ayant un poids relatif inférieur et supérieur à 100% dans chaque classe de taille est calculé.

Dans une seconde partie, une comparaison entre deux sites possédant des proportions en gardon très différentes sera effectuée sur la base des valeurs des poids relatifs pour chaque classe de taille.

8.2.2. ETUDE DES POPULATIONS DE GARDON

La Figure 69 permet de comparer la relation entre l'abondance du gardon au sein du peuplement et la valeur de son poids relatif pour chaque classe de taille.

On observe sur la Figure 69a que le pourcentage de poids relatifs inférieurs à 100 est faible pour les gardons présents dans les sites avec de fortes abondances (classe 2, points). A l'inverse, les plus fortes proportions de gardon possédant des poids relatifs inférieurs à 100, se retrouvent dans les plans d'eau montrant des populations moins abondantes (classe 1, triangles).

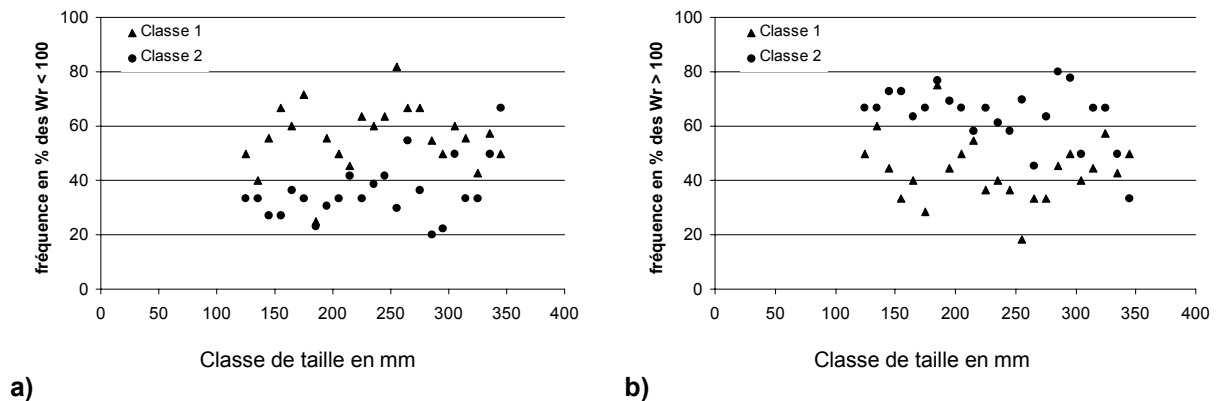


Figure 69 – a) Représentation des pourcentages des valeurs de poids relatif (Wr) inférieures et b) supérieures, à 100% des 2 groupes de plans d'eau définis par les classes d'abondance en gardon

La situation est opposée sur la Figure 69b qui permet de comparer les fréquences de gardon ayant un poids relatif supérieur à 100 dans les populations de classe 1 et 2. On observe une inversion des fréquences, avec de fortes valeurs associées aux populations montrant des abondances relatives importantes au sein des assemblages.

Ces deux observations semblent indépendantes des classes de tailles.

Ces deux graphiques mettent en évidence que l'importance d'une population de gardon au sein des assemblages piscicoles est liée à une valeur élevée de la condition des individus.

8.2.3. ETUDE DES POPULATIONS DE PERCHE

Les poids relatifs et les classes d'abondance des perches ont également été mis en relation. La Figure 70 montre les fréquences des poids relatifs inférieurs et supérieurs à 100 dans les populations dont l'abondance est en classe 1 et 2

Contrairement au gardon, les fréquences des poids relatifs des deux classes ne se distinguent pas.

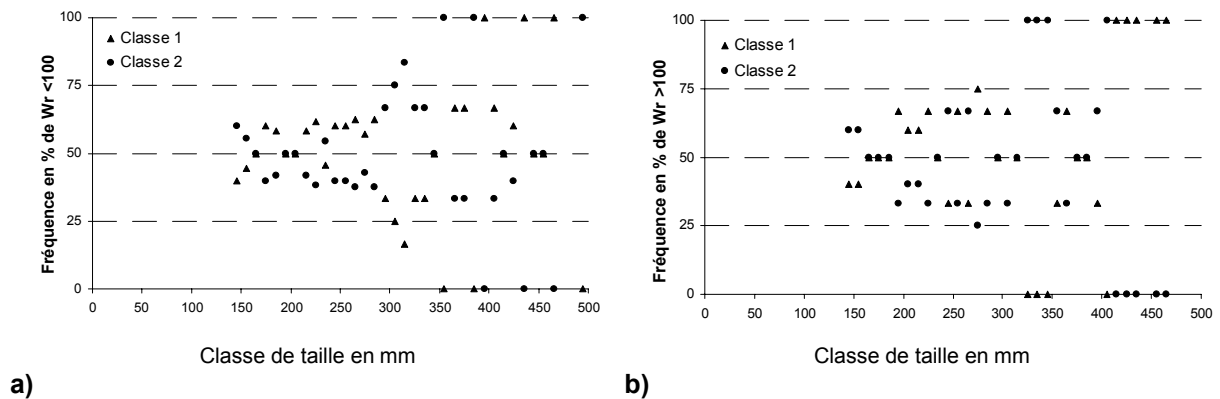


Figure 70 – a) Représentation des pourcentages des valeurs de poids relatif (Wr) inférieures et b) supérieures, à 100% des 2 groupes de plans d'eau définis par les classes d'abondance en perche

Ces résultats montrent que l'abondance des perches n'est pas en relation avec le descripteur de leur embonpoint. Cette observation sur les carnassiers que sont les perches, s'oppose à la situation rencontrée avec les gardons, espèces invasives et au régime alimentaire plus diversifié.

L'importance des perches dans un peuplement n'est donc pas en relation avec une valeur élevée de la condition de la population.

8.2.4. COMPARAISON INTER-SITES

Nous avons représenté les valeurs des poids relatifs des gardons présents sur les retenues artificielles de Monteynard (38) et de Castillon (04).

Ces deux plans d'eau ont été échantillonnés au mois de mai. Les abondances relatives en gardon sont très différentes puisque à Monteynard, elle est de 16% alors que cette espèce représente 63% du peuplement de Castillon.

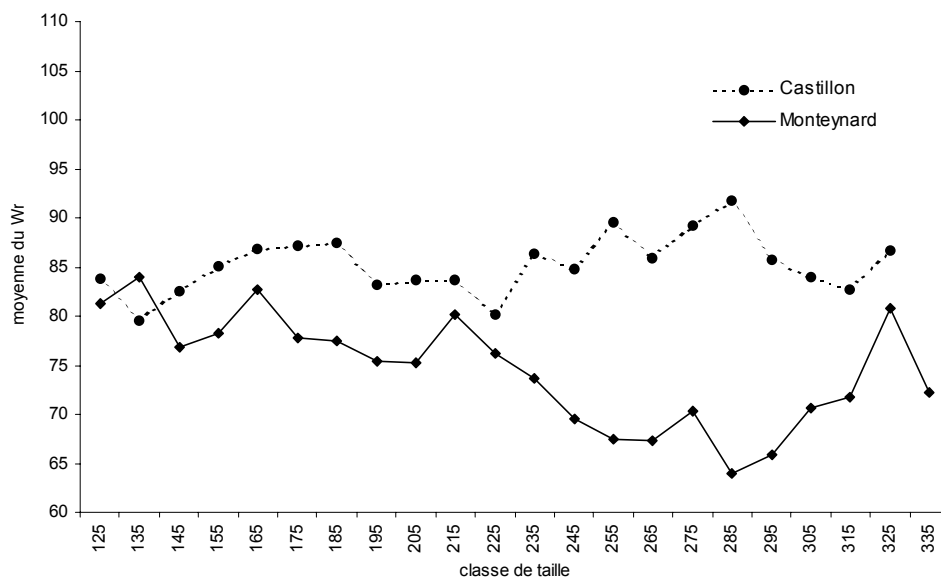


Figure 71 – Relation entre les moyennes de poids relatifs (Wr) et les classe de taille.

La Figure 71 montre deux évolutions distinctes du poids relatif des populations en fonction de la longueur totale des individus. Le poids relatif évolue peu avec la taille jusqu'à 325 mm sur Castillon. Celui de la population de Monteynard, en revanche, accuse une baisse importante à partir de 200 mm pour atteindre un niveau inférieur à 70% aux alentours de 300 mm. A partir de cette taille, une nouvelle augmentation est observée. Cependant cette augmentation résulte de l'observation de moyennes calculées sur un effectif très faible.

Cette représentation graphique met en évidence le lien étroit observé sur les 27 populations de gardon dans le paragraphe précédent, entre l'abondance relative et l'évolution du poids relatif en fonction des longueurs des individus.

Nous nous sommes également interrogés sur la possibilité d'établir des indices d'abondance numériques pour les espèces piscicoles lacustres.

8.3. DISCUSSION

Le but de ce chapitre était d'observer, de manière indirecte, si les facteurs structurant les peuplements avaient aussi un effet sur la condition des populations. Cette observation aurait permis de conforter la typologie mise en évidence dans les chapitres précédents et ouvrirait des perspectives quant à l'utilisation de ces indices en terme de gestion piscicole.

Cette partie du travail n'a pu être conduite que sur deux espèces dont les effectifs biométrés étaient les plus abondants dans la base de donnée. Ce travail a donc été réalisé sur les populations de gardon et de perche qui sont des espèces ubiquistes et donc pas forcément les plus pertinentes vis à vis de la typologie.

Sur les populations de perche, on n'observe pas de lien direct entre l'abondance et la condition.

Néanmoins, l'étude sur le gardon a montré que les valeurs d'abondance faibles des populations peuvent être reliées à une diminution de la condition. Ce résultat suggère que les facteurs structurant les peuplements agissant sur l'abondance relative ont également un effet sur la condition. La comparaison entre les populations des retenues de Monteynard et de Castillon, confirme cette observation. Une relation similaire entre l'abondance et le poids relatif a déjà été mise en évidence chez l'athérine en Argentine (Baigun & Anderson, 1993). Des relations entre les facteurs environnementaux et le poids relatif ont aussi été mises en évidence. McClindon & Rabeni montrent (1987) un effet de la température et de l'abondance des proies sur le poids relatif des black-bass par exemple. La chlorophylle *a* est un facteur limnologique qui a été relié aux poids relatifs de la perche soleil (Liao *et al.*, 1995).

Les mêmes calculs, effectués pour des espèces plus discriminantes des types de milieux, auraient sans doute été plus pertinents. Cependant, cette étude montre que le poids relatif peut s'avérer un outil prédictif d'aide à la gestion. Il est utilisé dans ce sens au Etats-Unis (Murphy *et al.*, 1991, Wege & Anderson, 1978). Les moyennes des poids relatifs des populations expriment non seulement leur condition par rapport à la référence, mais permettent également des comparaisons des conditions physiologiques inter sites (Murphy *et al.*, 1990).

Dans la mesure où l'équation standard peut être développée à partir de relations tailles/poids issues de la littérature (Willis *et al.*, 1991), son développement peut être envisagé sur des espèces présentant un intérêt particulier soit au niveau halieutique soit d'un point de vue écologique (espèces cibles des plans de gestion mis en place par les fédérations, cf§1.3).

CHAPITRE 9. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

9 – CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Comme en témoignent de nombreuses manifestations récentes, les plans d'eau et la ressource piscicole associée font l'objet d'un intérêt de plus en plus marqué. Cependant, en France, la plupart des travaux relatifs à ces problématiques sont des études de cas visant à résoudre un problème spécifique lié à un site particulier ; ces études montrent leurs limites lorsqu'il s'agit de transposer les connaissances dans un autre système et/ou de prendre en compte la variabilité de certains paramètres (hydrologie, climatologie, gestion piscicole...).

L'approche envisagée ici, était motivée par la valorisation d'un grand nombre de données éparses regroupées et complétées en vue d'un traitement statistique global.

Ce travail constitue une base de connaissances du contexte piscicole et écologique des lacs naturels et retenues artificielles et des pratiques de gestion en France.

Les analyses ont montré que la répartition des espèces et leur abondance dans les plans d'eau français étaient structurées par des facteurs environnementaux mais aussi par les actions des gestionnaires.

Les peuplements piscicoles des plans d'eau français s'organisent d'abord en fonction de l'altitude (Figure 72).

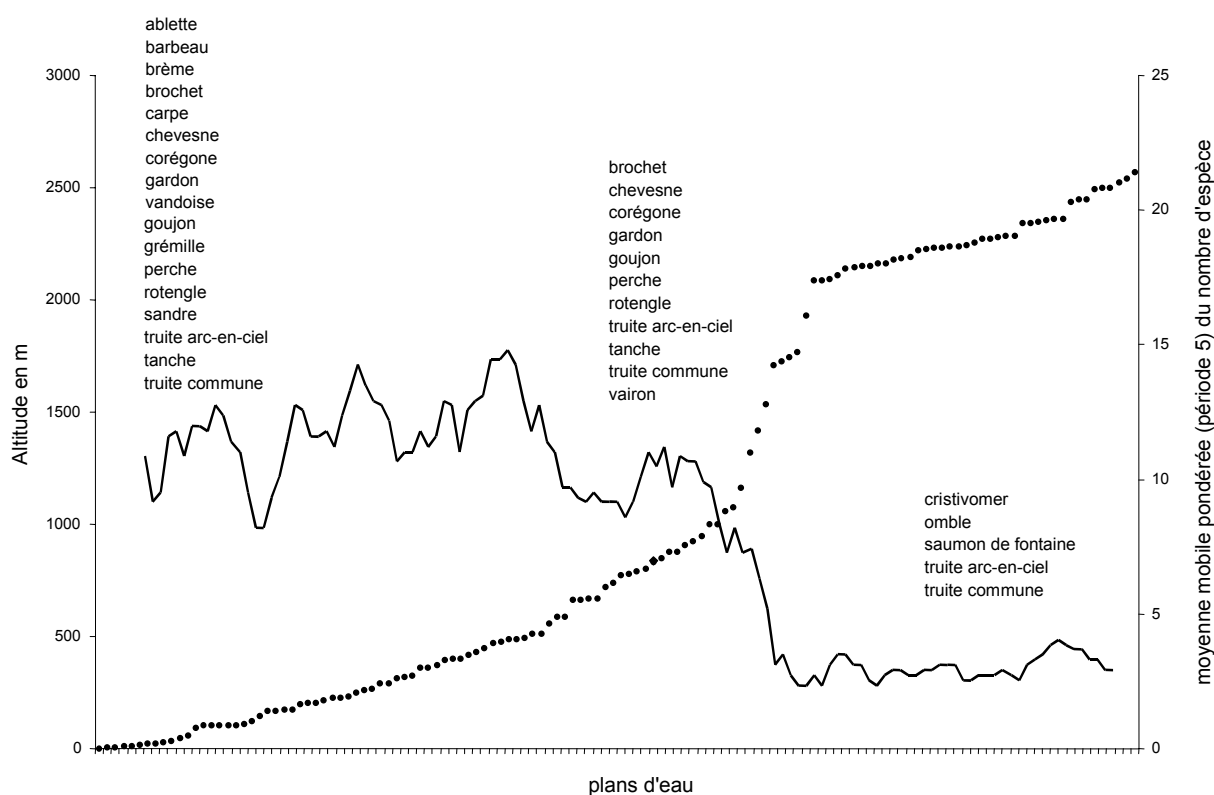


Figure 72 – Moyenne mobile pondérée du nombre d'espèces (trait plein) et de l'altitude (points) des 119 plans d'eau. Les principales espèces qui composent les peuplements en plaine et en altitude sont également indiquées.

A partir de cette distinction en fonction de l'altitude, nous mettons en évidence que ces facteurs n'ont pas le même mode d'action selon le type de plan d'eau considéré. Leurs effets conduisent à la sélection d'espèces particulières caractérisant certains types de peuplements (Figure 73).

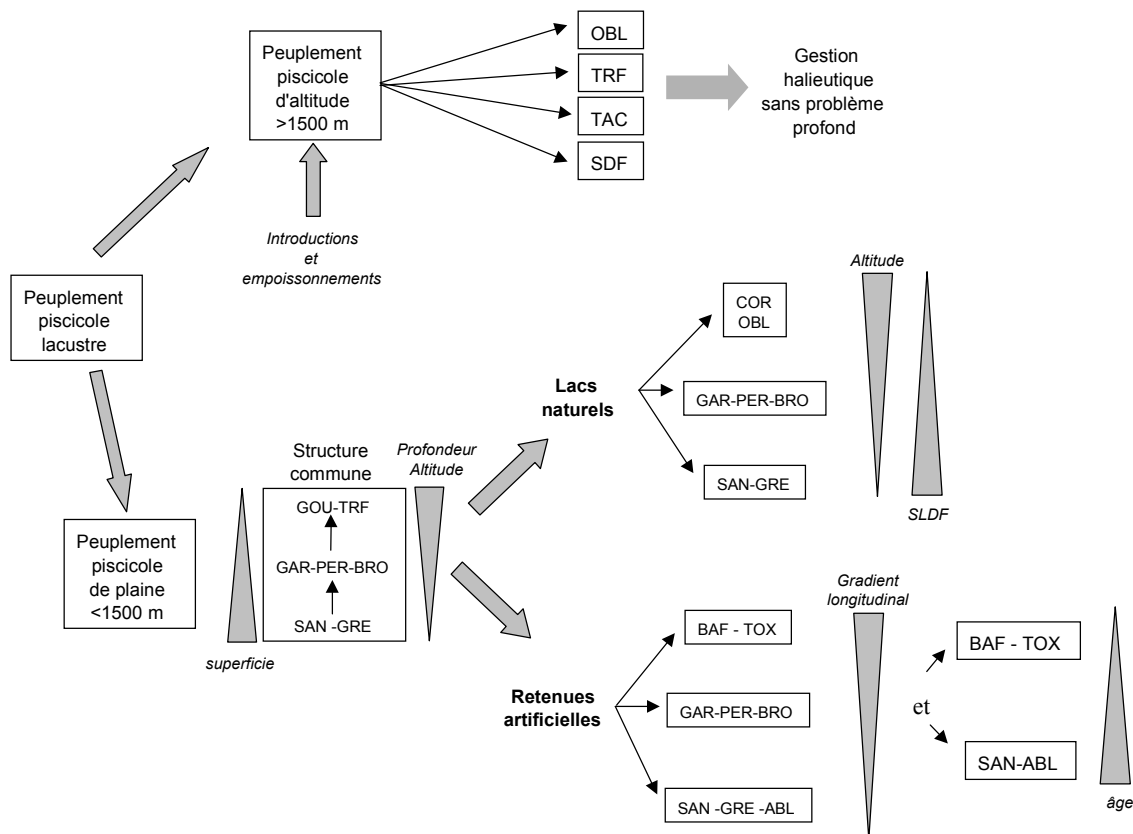


Figure 73 – Structuration des peuplements piscicoles des milieux lacustres français

Les peuplements des plans d'eau d'altitude de petite taille (11 ha en moyenne) situés en montagne, voire en haute montagne sont toujours dominés par une espèce de Salmonidés. Dans ces milieux, la présence quasi exclusive de l'omble chevalier, du saumon de fontaine et des truites commune et arc-en-ciel semble résulter des introductions et des choix des gestionnaires. Nous n'avons pas mis en évidence de relations nettes entre les descripteurs environnementaux et l'abondance d'une espèce particulière qui semble résulter de l'importance des déversements. Ces déversements contribuent donc à maintenir des espèces introduites dans les lacs d'altitude au début et au milieu du siècle, même si certains sites abritent des populations capables de se maintenir de manière autonome (Rivier, 1996).

Dans les plans d'eau situés à moins de 1 500 m d'altitude, la superficie, l'altitude et la profondeur permettent de distinguer trois types de peuplements piscicoles, selon une structure commune aux lacs naturels et aux retenues artificielles. Une première association sandre-grémille, caractérise les espèces eurythermes, peu exigeantes en terme de qualité d'eau et adaptées aux milieux turbides. Les espèces plus ubiquistes et plus sensibles à la

température et à la qualité du milieu telles le gardon, la perche et le brochet constituent les deuxième groupe. Enfin, la présence des truites et du goujon en position apicale de cette structure commune, traduit une exigence vis à vis de l'oxygénation du milieu et des la température froide.

Les retenues artificielles et les lacs naturels se distinguent cependant par la présence d'espèces caractéristiques : le corégone et l'omble chevalier ne se rencontrent que dans les lacs naturels alors que le barbeau fluviatile, le toxostome et l'ablette peuplent préférentiellement les retenues artificielles.

Les associations s'organisent en fonction d'un gradient longitudinal sur les retenues artificielles qui exprime la position du plan d'eau au sein du bassin versant.

L'altitude et le SLDF sont les deux paramètres les plus structurant des peuplements de lacs naturels de plaine.

Ce travail a donc permis de mettre évidence une partie de la variabilité des ichtyocénoses et de l'expliquer par certains paramètres de milieu et par les activités anthropiques. Cependant, et en particulier sur les lacs de plaine, une partie de la variabilité observée sur les peuplements piscicoles n'est pas expliquée par les facteurs étudiés.

Ces résultats suggèrent plusieurs développements :

- **la recherche d'autres facteurs explicatifs** des assemblages piscicoles des sites déjà échantillonnés. Les paramètres physico-chimiques de l'eau et plus largement les indicateurs trophiques n'ont pas été pris en compte dans ce travail bien que nous ayons exposé l'importance de la qualité du milieu sur les communautés pisciaires. Ces paramètres pourraient confirmer l'hypothèse d'une dégradation de la qualité du milieu de l'amont vers l'aval, notamment au sein des retenues artificielles, exprimant la signification écologique du gradient longitudinal.

- **l'acquisition d'autres inventaires.** Ceux-ci pourraient concerner des types de plans d'eau peu représentés dans la base de données (situés à une altitude comprise entre 1 300 et 1 800 m par exemple) ou des zones géographiques peu couvertes (cf. Figure 26).

- **la centralisation de données existantes complémentaires.** D'importantes difficultés sont apparues au cours de ce travail pour identifier les plans d'eau ayant fait l'objet d'inventaires piscicoles et pour collecter les renseignements relatifs à ces inventaires. De plus, les résultats de l'enquête ont montré un manque de communication nuisant au transfert des résultats de la recherche vers les gestionnaires ainsi qu'entre les gestionnaires eux-mêmes.

En terme de gestion, deux idées principales et liées se dégagent de ces résultats.

Contrairement à ce que l'on observe sur les plans d'eau d'altitude, la méconnaissance des ichtyocénoses apparaît comme la principale faiblesse de la gestion piscicole des plans d'eau

de plaine. Cette méconnaissance explique en partie que notre jeu de données ne puisse pas mettre en évidence de liens entre les empoissonnements effectués dans ces milieux et les peuplements échantillonnés. La complexité de ces sites ainsi que leur superficie implique de grandes difficultés à décrire les peuplements grâce aux échantillonnages. Les renseignements concernant les empoissonnements montrent également une grande variabilité, dont l'analyse ne permet pas de conclure de manière significative à leur absence d'impact sur la structure des peuplements.

Notre propos ciblé sur une approche globale, nous amène à nous interroger sur la pertinence des déversements de poissons par des études plus fine des sites étudiés.

Néanmoins, le manque de connaissances sur ces hydrosystèmes et leur potentialité en terme de ressources piscicoles plaident en faveur de **la mise en place d'un réseau d'observation des plans d'eau**. A l'instar du réseau existant sur les cours d'eau (RHP), ce dispositif permettrait de disposer de l'état des peuplements piscicoles, d'évaluer les conséquences des événements naturels exceptionnels. Ciblé sur le suivi de certaines espèces d'intérêt patrimonial et/ou halieutique, il pourrait constituer un outil de veille écologique. Cette perspective s'inscrit notamment dans le cadre de la directive européenne du 18 juillet 2000 relative à la surveillance de l'état écologique des eaux de surface (des lacs en particulier) et notamment des paramètres biologiques et hydromorphologiques pris en compte ainsi qu'à la caractérisation des types de masse d'eau de surface (typologie).

Un tel outil, utilisant un protocole d'échantillonnage standardisé a été développé au Québec (MEF, 1994), au Danemark et en Finlande (Kurkilahti, 1999, Mortensen *et al.*, 1990), en Argentine (Quiros, 1990) et au Etats-Unis sur les lacs du Minesota (Hondzo & Stefan, 1996) et du Wisconsin (Tonn & Magnuson, 1983).

Un tel système d'observation n'est pas envisageable sur l'ensemble des sites du territoire français et nécessitera la sélection de plans d'eau de référence. Ces sites pourront être choisis sur la base des descripteurs environnementaux structurants les peuplements piscicoles et identifiés dans cette étude tels que l'altitude, la superficie, la profondeur....

Une alternative aux échantillonnages peut être trouvée dans le suivi des captures si les espèces ciblées présentent un intérêt halieutique.

La réflexion sur un tel réseau d'observation pourrait également être basée sur le concept de régionalisation des sites de références. Le découpage du territoire en hydro-écorégions envisagé pour les cours d'eau et appliqué aux plans d'eau, devrait ainsi permettre une description des structures de peuplements piscicoles dans les sites de référence et une définition des régions de gestion homogènes dans le cadre des SDAGE (Wasson, 1994).

La **recherche d'une uniformisation des méthodes d'observation** des plans d'eau en général et des échantillonnages piscicoles en particulier, apparaît également comme un enjeu important.

- En ce qui concerne le compartiment poisson, la seule méthode d'échantillonnage standardisée décrite dans la littérature (Degiorgi, 1994), du fait de sa lourdeur et de son coût, est actuellement peu utilisée. Les données existantes sont toutes très hétérogènes en raison de la multiplicité des engins utilisés et des efforts de pêche déployés. De plus, tous les engins utilisés en plans d'eau présentent une forte sélectivité qui conduit à une sous représentation de certaines espèces telles que le brochet, la carpe ou l'anguille. Dans le cas particulier des retenues, les récupérations piscicoles lors des vidanges pourraient être des occasions uniques d'obtenir une information exhaustive de la structure des peuplements. L'expérience montre, du fait de l'absence d'une procédure définie, que cette information est rarement complète. De plus, les vidanges totales des retenues avec récupération piscicole sont de plus en plus rares, du fait du développement des contrôles subaquatiques des ouvrages.

- Le manque d'uniformisation de l'information a aussi été identifié au niveau de la quantification des déversements. L'utilisation d'unités communes, prenant en compte la densité déversée (effectifs par unité de surface), simplifierait grandement l'évaluation de l'efficacité de ces mesures. La même remarque peut être formulée en ce qui concerne les stades auxquels les poissons sont déversés.

- Enfin, la caractérisation de la qualité du milieu est rarement effectuée selon un protocole standardisé ; les mesures sont souvent ponctuelles et rarement comparables d'un site à l'autre. Dans les lacs naturels où la méthode de la diagnose rapide est préconisée (Barbe *et al.*, 1990), celle-ci n'est généralement pas mise en œuvre dans sa totalité. De plus, les mesures physico-chimiques et hydrobiologiques sont rarement couplées à l'étude du peuplement. L'exploitation des informations recueillies sur quelques sites n'était, de ce fait, pas envisageable.

Le manque de connaissances identifié à l'échelle des peuplements est aussi flagrant à l'échelle des populations lacustres. L'absence d'utilisation et/ou d'adaptation des **outils de caractérisation des populations** existants constitue une entrave à la gestion des espèces dans les hydrosystèmes lacustres.

- Dès lors qu'un protocole standardisé est mis en place, les données de biométrie peuvent être utilisées pour établir l'équation du poids standard puis le calcul des poids relatifs. L'utilisation de ces poids relatifs s'est largement développée aux Etats-Unis. Ils sont utilisés pour mettre en évidence des problèmes nutritionnels ou environnementaux sur certaines populations et adapter la gestion en conséquence (Liao *et al.*, 1995 ; Murphy *et al.*, 1991).

- En plans d'eau, l'abondance des populations est difficile à caractériser car les efforts de pêche déployés dans les divers échantillonnages sont toujours différents et qu'il n'existe donc aucune donnée de référence. Ainsi, la définition de classes d'abondances (à partir de données recueillies selon un protocole standardisé) peut constituer un enjeu important pour la gestion. De telles données sont depuis peu utilisées dans les cours d'eau (Beaudou, 1997).

A partir des données de la bibliographie (Degiorgi, 1994) et des échantillonnages effectués par l'unité de recherche, nous avons déterminé un indice d'abondance numérique pour les 6 espèces piscicoles les plus fréquentes dans les plans d'eau échantillonnés (Tableau XXXII). La méthode employée est décrite en Annexe 15.

Tableau XXXII – Classes d'abondances de 6 espèces piscicoles basées sur les 23 campagnes de pêche effectuées sur 12 plans d'eau.

Quartiles	Classes	CHE	GAR	PER	ROT	TAN	TRF
	0	0	0	0	0	0	0
25%		1	8	5	1	1	1
	1	0 à 1	0 à 8	0 à 5	0 à 1	0 à 1	0 à 1
50%		3	26	16	8	4	3
	2	1 à 3	8 à 26	5 à 16	1 à 8	1 à 4	1 à 3
75%		5	59	46	44	8	5
	3	3 à 5	26 à 59	16 à 46	8 à 44	4 à 8	3 à 5
	4	> 5	>59	>46	>44	>8	>5

Les bornes des classes ont été calculées seulement sur les données de 23 campagnes et de 12 plans d'eau ; elles devront cependant être précisées pour améliorer la signification de ces indices. A partir d'un simple comptage des captures, ces indices donnent une estimation de la densité d'une population.

L'utilisation de ces indices de caractérisation et de comparaison des populations (poids relatifs et abondance) nécessite beaucoup de données qui constituent actuellement le principal facteur limitant auquel la mise en place du réseau d'observation devrait pallier.

Ces informations, qui donnent une image globale de la condition et de l'importance de l'espèce dans le milieu, ne constituent cependant qu'une première étape dans la caractérisation des populations dans une optique de gestion.

La position des peuplements piscicoles au sein des hydrosystèmes lacustres et les relations entre les différents compartiments évoqués dans ce travail laissent entrevoir les difficultés auxquelles les gestionnaires doivent faire face.

La gestion raisonnée de la ressource piscicole devra s'appuyer sur la connaissance des caractéristiques des populations, des hydrosystèmes mais aussi de l'activité halieutique (Figure 74). Elle suppose également la compréhension des fonctionnements des hydrosystèmes dans leur ensemble à savoir les relations dynamiques existant entre les différents compartiments.

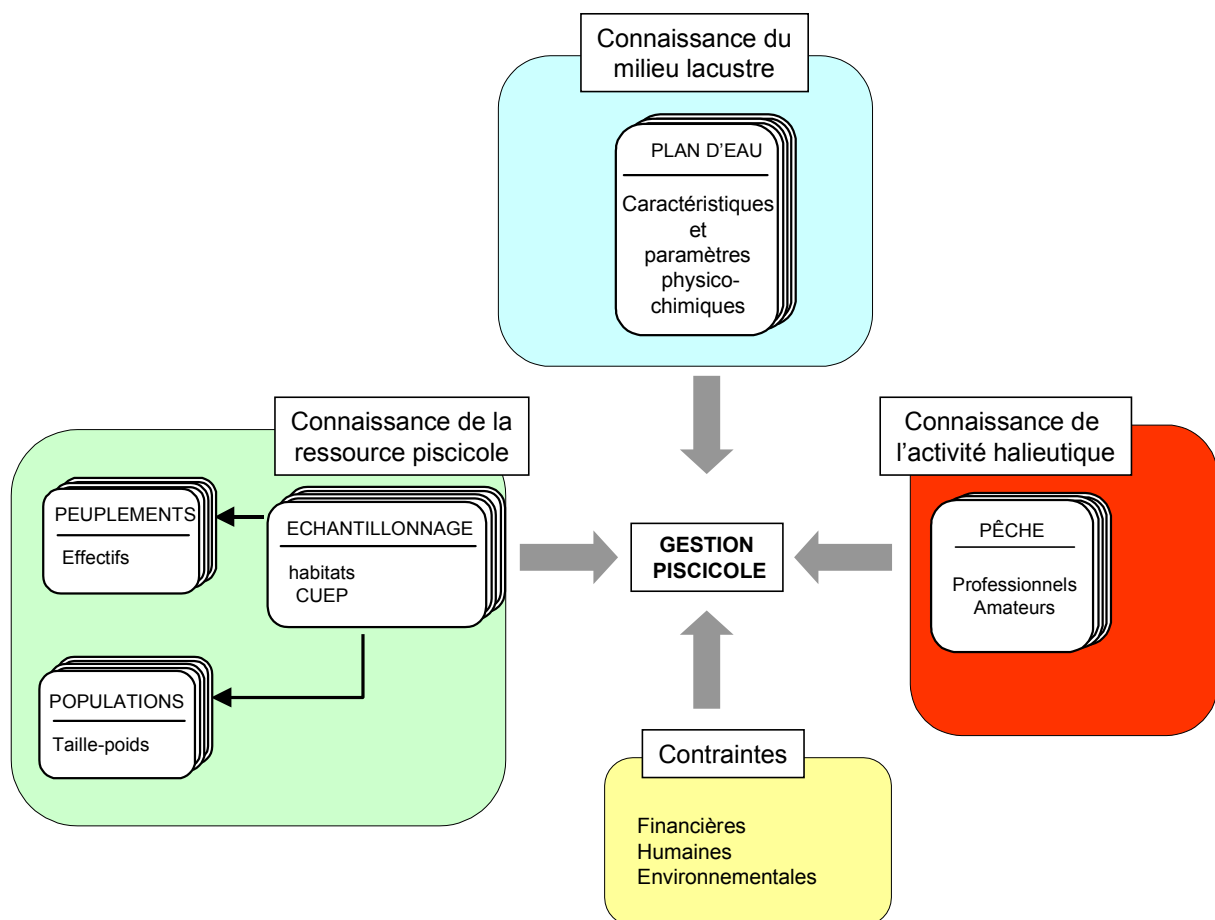


Figure 74 – Schéma synthétique des bases de connaissances permettant la mise en œuvre de mesures de gestion piscicole en plan d'eau.

La mise en œuvre d'une telle gestion suppose donc une grande complexité en terme d'acquisition des connaissances mise en évidence par ce travail et une prise en compte des contraintes liées que l'on peut envisager d'un point de vue financier (coût à court ou long terme), humain et environnemental (prise en compte de la notion de contexte piscicole) avec l'évaluation des impacts et un suivi des actions menées.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adam, G.**, 1997 - L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758) : dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. *Thèse de doctorat*, Université Paul Sabatier, Toulouse, 353 p.
- Adam, G. & Elie, P.**, 1993 - Etude de la faune ichtyologique et de l'exploitation halieutique professionnelle du lac de Grand-Lieu, Loire-Atlantique. Premières descriptions et analyses. Première phase. *Rapport d'étude - Convention n° 91-151. Cemagref*, 128 p.
- Adams, C. E.**, 1991 - Shifts in pike, *Esox Lucius* L. predation pressure following the introduction of ruffe, *Gymnocyphalus cernuus* (L.) to Loch Lomond. *J. Fish Biol.*, Vol.38, pp 663-667.
- Agences de l'eau**, 1999 - Protection et végétalisation des zones de marnage des plans d'eau. 1^{ère} édition. *Agences de l'eau éditions*, 96 p.
- Allardi, J.**, 1994 - Les poissons comme "indicateur biologique" de l'état des écosystèmes aquatiques: *Séminaire national " Variables biologiques des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques"*, Chartier-Touzé, N., Galvin, Y., Lévêque, C. & Souchon, Y eds, Cemagref éditions, Paris, 2-3 novembre 1994, pp 229-241.
- Anderson, R. O. & Gutreuter, S. J.**, 1983 - Length, weight and associated structural indices. *In Fisheries techniques*, L. A. Nielsen & D. L. Johnson ed., pp 283-300.
- Arrignon, J.**, 1970 - Aménagement piscicole des eaux intérieures. 1^{ère} édition. *Sedetec, Paris*, 312 p.
- Arrignon, J.**, 1991 - Aménagement piscicole des eaux douces. 4^{ème} édition, *Lavoisier, Paris*, 537 p.
- Arrignon, J.**, 1998 - Aménagement piscicole des eaux douces. 5^{ème} édition, *Lavoisier, Paris*, 505 p.
- Auxiètre, J. P.**, 1996 - Le poisson, vrai juge des milieux. *Eaux libres*, pp 10-13.
- Axford, S. N.**, 1979 - Angling returns in fisheries biology. *Colloque : 1st British freshwater Fisheries, Liverpool, University of Liverpool*, pp 259-271.
- Ayton, W. J.**, 1976 - Angling and catch and its relation to stock in a midland Canal. *Fish. Manage.*, Vol.7, pp 12-15.
- Babin, D.**, 1993 - Contribution à l'étude d'une ressource naturelle renouvelable : la pêche professionnelle en eau douce en France. *Thèse de doctorat*, Université de Rennes II, 300 p.
- Baigun, C. R. M. & Anderson, R. O.**, 1993 - Structural indices for stock assessment of and management recommendations for pejerrey *Odontheistes bonariensis* in Argentina. *North Am. J. Fish. Manage.*, Vol.13 n° 3, pp 600-608.
- Balvay, G.**, 1985 - Structure et fonctionnement du réseau trophique dans les retenues artificielles. *Acte du colloque : gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, 15-16 novembre 1983, *Aups, France*. D. Gerdeaux & R. Billard eds, pp 39-66.
- Barbe, J., Lavergne, E., Rofes, G., Lacombe, M., Rivas, J. Bornard, C. & Benedittis, J.**, 1990 - Diagnose rapide des plans d'eau. *Inf. Tech. Cemagref*, Vol.79 n°2, 8 p.

- Barbier, B.**, 1984 - Etude des populations ictyologiques des grands plans d'eau : le lac d'Annecy et la retenue de Serre-Ponçon. *Rapport d'étude. Cemagref*, 65 p.
- Barbour, C. D. & Brown, J. H.**, 1974 - Fish species diversity in lakes. *Am. Nat.*, Vol.108, pp 473-489.
- Barla, C.**, 1998 - L'oxygène est un élément indispensable à la vie. *Le pêcheur de France*, Vol.183, pp 60-61.
- Barla, M. J.**, 1991 - Species composition, richness and diversity of fish assemblages in different habitats of a pampean lake (Argentina). *Ann. Limnol.* Vol.27 n°2, pp 163-173.
- Baroudy, E.**, 1998 - Lake trophic status and management of arctic charr *Salvelinus alpinus* in Windermere. *Colloque : Sixth ISACF workshop on Arctic charr 1990 Maitland P. S. ed.* pp 13-19.
- Barral, M.**, 1999 - Ecologie du Sandre sur la retenue de Castillon. *Mémoire de fin d'études*, ENSA Rennes, 39 p.
- Beauchamp, D. A.**, 1990 - Seasonal and diel food habits of rainbow trout stocked as juveniles in Lake Washington. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.19 n° 3, pp 475-482.
- Beauchamp, J. J., Christensen, S. W. & Smith, E. P.**, 1992 - Selection of factors affecting the presence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in Adirondack lakes: A case study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.49 n° 3, pp 597-608.
- Beaudou, D.**, 1997 - Classes d'abondance et test de la typologie de Verneaux. *Rapport destiné aux brigades départementales et aux agents de la DR8*. CSP Montpellier, 26 p.
- Belaud, A., Bengen, D. & Lim, P.**, 1990 - Approche de la structure du peuplement ichtyologique de six bras morts de la Garonne. *Ann. Limnol.*, Vol.26 n° 1, pp 81-90.
- Belliard, J.**, 1994 - Le peuplement ichtyologique du bassin de la Seine - Rôle et signification des échelles temporelles et spatiales. *Thèse de doctorat*, Université Paris VI, 174 p.
- Benson, J. B. & Magnuson, J. J.**, 1992 - Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages in lakes : relation to species diversity and habitat structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.49, pp 1493-1500.
- Bérubé, P. & Lévesque, F.**, 1998 - Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Fish. Manage. Ecol.*, Vol.5 n° 2, pp 123-137.
- Billard, R.**, 1997 - Les poissons d'eau douce des rivières de France. 1^{ère} édition. *Delachaux & Niestlé, Paris*, 192 p.
- Blanc, L.**, 2000 - Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation. *Thèse de doctorat*, Université Claude Bernard Lyon I, 245 p.
- Brabrand, A. & Faafeng, B.**, 1993 - Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) introduction - predation risk versus pelagic behaviour. *Oecologia*, Vol.95 n°1, pp 38-46.
- Brandt, S. B., Magnuson, J. J. & Crowder, L. B.**, 1980 - Thermal habitat partitioning by fishes in lake Michigan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.37, pp 1557-1564.

- Brazner, J. C. & Beals, E. W.**, 1997 - Patterns in fish assemblages from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan : A multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.54, pp 1743-1761.
- Brêthes, J. C. & O'Boyle, R. N.**, 1990 - Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques. *Centre international pour l'exploitation des océans, Halifax*, 963 p.
- Broughton, N. M. & Jones, N. V.**, 1978 - An investigation into the growth of 0-group roach, (*Rutilus rutilus* L.) with special reference to temperature. *J. Fish Biol.*, Vol.12 pp 345-357.
- Brown, M. L. & Murphy, B. R.**, 1996 - Selection of a minimum sample size for application of the regression-line-percentile technique. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.16 n°2, pp 427-432.
- Campbell, R. N. B.**, 1992 - Food of an introduced population of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* L., in lake Egirdir, Turkey. *Aquacult. Fish. Manage.*, Vol.23, pp 71-85.
- Carrel, G.**, 1993 - Les poissons, généralités et écologie. *Cours*, 60p.
- Carrel, G. & Rivier, B.**, 1989 - Etude du peuplement piscicole de la retenue de Villerest. *Rapport d'étude, Cemagref Aix-en-provence*, 48 p.
- Casselman, J. M. & Lewis, C. A.**, 1996 - Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.53, pp 161-174.
- Castelnaud, G. & Babin, D.**, 1992 - La pêche professionnelle fluviale et lacustre. Enquête au fil de l'eau. 1ère édition. *Cemagref éditions, Antony*. 266 p.
- Castelnaud, G., Loste, C. & Champion, L.**, 2000 - La pêche commerciale dans les eaux intérieures françaises à l'aube du XXI^{ème} siècle : Bilan et perspectives. *Acte du colloque EIFAC pêche et société, Budapest* (sous presse).
- Cavalli, L. & Chappaz, R.**, 1996 - Diet, growth and reproduction of the Arctic charr in a high alpine lake. *J. Fish Biol.*, Vol.49 n° 5, pp 953-964.
- Cemagref**, 1986a - Etude des populations ichtyologiques des grands plans d'eau: la retenue de Vouglans. *Rapport d'étude, Cemagref Antony*, 20 p.
- Cemagref**, 1987 - Méthodologie de l'étude des grands plans d'eau : suivi piscicole et essai de typologie. *Rapport d'étude Cemagref ed.* 31 p.
- Cerny, K.**, 1977 - The early development of chub - *Leuciscus cephalus* (L., 1758), rudd - *Scardinius erythrophthalmus* (L., 1758) and roach - *Rutilus rutilus* (L., 1758). *Acta Universitatis Carolinae Biologica*, Vol.12, pp 1-149.
- Champigneulle, A.**, 1985 - Analyse bibliographique des problèmes de repeuplement en omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), truite fario (*Salmo trutta*) et corégones (*Coregonus* sp.) dans les grands plans d'eau. *Colloque : gestion piscicole des lacs et retenues artificielles D. Gerdeaux & R. Billard ed, Aups, France*, 15-16 novembre 1983, pp187-217.
- Champigneulle, A.**, 1999 - Pacage lacustre des Salmonidés (omble chevalier, corégone et truite) dans le lac du Bourget. *Rapport d'étude, INRA, Thonon*, 21 p.
- Chancerel, F.**, 1996 - Déclarations et enquêtes : nécessité fait loi. *Eaux libres*, pp 70-73.

- Changeux, T.**, 1999 - la pêche fluviale en France. Cours à l'usage des gardes pêches, *document interne CSP, Paris*, 6p.
- Changeux, T.**, 1995 - Structure du peuplement piscicole à l'échelle d'un grand bassin européen : organisation longitudinale, influence de la pente et tendances régionales. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.337/338/339, pp 63-74.
- Chappaz, R., Brun, G. & Olivari, G.**, 1989 - Contribution à l'étude du régime alimentaire, de la croissance et de la fécondité de la perche (*Perca fluviatilis* L.) dans un lac oligotrophe de région tempérée. *Sciences de l'Eau*, Vol.2, pp 95-107.
- Chessel, D. & Mercier, P.**, 1993 - Couplage de triplets statistiques et liaisons espèces-environnement. In *Biométrie et environnement*, J. D. Lebreton & B. Asselain eds, Masson, Paris, pp 15-44.
- Chick, J. H. & McIvor, C. C.**, 1997 - Habitat selection by three littoral zone fishes: Effects of predation pressure, plant density and macrophyte type. *Ecol. Freshwat. Fish*, Vol.6 n°1, pp 27-35.
- Chipps, S. R., David, H. B. & Dresser Jr, T. J.**, 1997 - Patterns of fish abundance associated with a dredge island: implications for fish habitat enhancement in a large reservoir. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.17, pp 378-386.
- Collette, B. B., Ali, M. A., Hokanson, K. E. F., Nagiec, M., Smirnov, S. A., Thorpe, J. E., Weatherley, A. H. & Willensen, J.**, 1977 - Biology of the percids. *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol.34 n° 10, pp 1890-1899.
- Cowx, I. G.**, 1998 - Introduction of fish species into European fresh waters: economic successes or ecological disasters? *Bull. Fr. Pêche Piscic.* Vol 344/345 pp 57-77.
- Cowx, I. G.**, 1997 - Stocking strategies : issues and options for future enhancement programmes. In *Stocking and introduction of fish*, I. G. Cowx ed., pp 3-13.
- Crisp, D. T., Mann, R. H. K., Cubby, P. R. & Robson, S.**, 1990 - Effects of impoundment upon trout (*Salmo trutta*) in the basin of Cow green reservoir. *J. Appl. Ecol.*, Vol.27, pp 1020-1041.
- CSP**, 1996 - Enquête auprès des gestionnaires sur les domaines d'intérêt pour une meilleure orientation des actions techniques et scientifiques de l'établissement. *Rapport CSP, Le Paraclét*, 11 p.
- CSP**, 1997 - Etude de l'ichtyofaune de la retenue de Pannecièrre. *Rapport d'étude, CSP*, 76 p.
- CSP**, 1994 - Gestion piscicole et plans de gestion. Conception et pratique. *CSP éditions*, Paris, 230 p.
- CSP**, 1994 - pêche professionnelle fluviale. Evaluation du projet d'entreprise. *CSP éditions*, Paris, 254 p.
- Degiorgi, F. & Grandmottet, J. P.**, 1993 - Relations entre la topographie aquatique et l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre : définition des modalités spatiales d'une stratégie de prélèvement reproductible. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.329, pp 199-220.

- Degiorgi, F.**, 1994 - Etude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Prospection multisaisonnière de 6 plans d'eau de l'Est de la France à l'aide de filets verticaux. *Thèse de doctorat*, Université de Franche-Comté, Besançon, 191 p.
- Delacoste, M., Baran, P., Lascaux, J. M., Abad, N. & Besson, J. P.**, 1997 - Bilan des introductions de Salmonidés dans les lacs et ruisseaux d'altitude des Hautes-Pyrénées. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.344/345, pp 205-219.
- Dewey, M. R.**, 1992 - Effectiveness of a drop net, a pop net and an electrofishing frame for collecting quantitative samples of juvenile fishes in vegetation. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.12, pp 808-813.
- Diamond, M.**, 1985 - Some observations of spawning by roach, *Rutilus rutilus* L., and bream, *Abramis brama* L. and their implications for management. *Aquacult. Fish. Manage.*, Vol.16, pp 359-367.
- Diehl, S.**, 1993 - Effects of habitat structure on resource availability, diet and growth of benthivorous perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos*, Vol.67, pp 403-414.
- Dolédec, S. & Chessel, D.**, 1994 - Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwat. Biol.*, Vol.31, pp 277-294.
- Dolédec, S. & Chessel, D.**, 1997 - Co-structure de deux analyses en composantes principales. In Programmathèque ADE-4, Analyses multivariées et expression graphique des données environnementales, Couplage et Contraintes, Fascicule 5, Institut d'analyse des systèmes biologiques et sociaux économiques, Université Claude Bernard, Lyon I.
- Draulans, D., Van Vesseem, J. & De Bont, A. F.**, 1985 - Effects of heating on growth and condition of pikeperch (*Lucioperca lucioperca*) in lowland ponds created by sand extraction. *Hydrobiologia*, Vol.122, pp 213-217.
- Dussart, B.**, 1966 - Limnologie : l'étude des eaux continentales. 1^{ère} édition. *Gauthier-Villars, Paris*, 537 p.
- Eadie, J. M. & Keast, A.**, 1984 - Ressources heterogeneity and fish diversity in lakes. *Can. J. Zool.*, Vol.62, pp 1689-1695.
- East, P. & Magnan, P.**, 1991 - Some factors regulating piscivory of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in lakes of the Laurentian shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.48 n° 9, pp 1735-1743.
- Efron, B.**, 1982 - The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. 5th édition. *Society for industrial and applied mathematics, Philadelphia*, 90 p.
- Efron, B.**, 1981 - Non parametric standard errors and confidence intervals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.9 n° 2, pp 139-172.
- Eklov, P.**, 1997 - Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distribution of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.54, pp 1520-1531.
- Fausch, K. D. & White, R. J.**, 1986 - Competition among juveniles of coho salmon, brook trout, and brown trout in a laboratory stream, and implications for Great Lakes tributaries. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.115, pp 363-381.

- Flesch, A.**, 1994 - Biologie de la perche (*Perca fluviatilis*) dans le réservoir du Mirgenbach (Cattenom, Moselle). *Thèse de doctorat*, Université de Metz, 241 p.
- Fraile, L., Escoufier, Y. & Raibaut, A.**, 1993 - Analyse des correspondances de données planifiées : Etude de la chémotaxie de la larve infestante d'un parasite. *Biometrics*, Vol.49, pp 1142-1153.
- Fraser, N. C. & Power, G.**, 1984 - The interactive segregation of landlocked Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from lake charr (*S. namaycush*) and brook charr (*S. fontinalis*) in two lakes of subarctic Quebec, Canada. *International Symposium on Arctic Charr L., Winnipeg Man. (Canada)*, 4 May 1981, *Johnson & B. Burn eds*, pp 163-181.
- Garnaas, E. & Hesthagen, T.**, 1982 - The population of brown trout, (*Salmo trutta* L.) in some regulated lakes in southern Norway. *Inst. Freshwat. Res. Drottningholm Rep.*, Vol.60, pp 25-30.
- Gerdeaux, D.**, 1985 - Les fluctuations dans les populations de poissons d'eau douce. Conséquences sur les études écologiques. *Revue française des sciences de l'eau.*, Vol.4, pp 255-276.
- Gerdeaux, D. & Jestin, J. M.**, 1982 - Etude du peuplement piscicole du réservoir Marne (lac du Der-Chantecoq). *Rapport d'étude. INRA Thonon*, 56 p.
- Giles, N., Street, M. & Wright, R. M.**, 1990 - Diet composition and prey preference of tench, *Tinca tinca* (L.), common bream, *Abramis brama* (L.), perch, *Perca fluviatilis* L. and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in two contrasting gravel pit lakes: potential trophic overlap with wildfowl. *J. Fish Biol.*, Vol.37 n° 6, pp 945-957.
- Gillet, C.**, 1985 - Le déroulement de la frai des principaux poissons lacustres. *Acte du colloque : gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. Aups, France*, 15-16 novembre 1983 *D. Gerdeaux & R. Billard eds*, pp 167-185.
- Gillet, C.**, 1991 - Egg production in an Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) brood stock: Effects of temperature on the timing of spawning and the quality of eggs. *Aquat. Living Resour.* Vol.4 n°2, pp 109-116.
- Girard, P.**, 1998 - Le poisson sentinelle des milieux aquatiques : pertinence et optimisation des indicateurs sanitaires. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.350/351, pp 429-443.
- Godinho, F. N., Ferreira, M. T. & Cortes, R. V.**, 1997 - Composition and spatial organization of fish assemblages in the lower Guadiana basin, southern Iberia. *Ecol. Freshwat. Fish*, Vol.6 n° 3, pp 134-143.
- Godinho, F. N., Ferreira, M. T. & Portugal e Castro, M. I.**, 1998 - Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoirs. *Aquat. Living Resour.*, Vol.11 n° 5, pp 325-334.
- Goldspink, C. R.**, 1978 - Comparative observations on the growth rate and year class strength of roach *Rutilus rutilus* L. in two Cheshire lakes, England. *J. Fish Biol.*, Vol.12, pp 421-433.
- Goldspink, C. R. & Goodwin, D.**, 1979 - A note on the age composition, growth rate and food of perch *Perca fluviatilis* (L.) in four eutrophic lakes, England. *J. Fish Biol.*, Vol.14, pp 489-505.

- Gouraud, V., Baglinière, J. L., Sabaton, C. & Ombredane, D.**, 1998 - Application d'un modèle de dynamique de population de truite commune (*Salmo trutta*) sur un bassin de Basse-Normandie : premières simulations. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.350/351, pp 675-691.
- Grandmottet, J. P.**, 1983 - Principales exigences des téléostéens dulçaquicoles vis à vis de l'habitat aquatique. *Ann. Sci. Univ. Fr.-Comté, Besançon*, Vol.4, pp 3-32.
- Green, R. H. & Vascotto, G. L.**, 1978 - A method for the analysis of environmental factors controlling patterns of species composition in aquatic communities. *Wat. Res.*, Vol.12, pp 583-590.
- Grimm, M. P.**, 1989 - Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiol. Bull.*, Vol.23 n° 1, pp 59-65.
- Gutreuter, S. & Chidress, W. M.**, 1990 - Evaluation of condition indices for estimation of growth of largemouth bass and white crapie. *N. Am. J. Fish. Manage.* Vol.10, pp 434-441.
- Guyard, A., Grandmottet, J. P. & Verneaux, J.**, 1989 - Utilisation de batteries de filets verticaux à enroulement : nouvelle technique d'échantillonnage de la faune ichtyologique lacustre. Application à l'étude de la retenue du barrage de Vouglans (Jura). *Ann. Sci. Univ. Fr.-Comté, Besançon*, Vol.5 n° 1, pp 59-70.
- Haeseker, S. L., Carmichael, J. T. & Hightower, J. E.**, 1996 - Summer distribution and condition of striped bass within Albemarle Sound, North Carolina. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.125 n° 5, pp 690-704.
- Hayes, J. W.**, 1987 - Competition for spawning space between brown (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in a lake inlet tributary, New Zeland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.44, pp 40-47.
- Hazemann, C.**, 1998 - Elaboration d'un programme national d'expérimentation des outils de la gestion piscicole. *Rapport de fin d'études FIF-ENGREF*, CSP, 44 p.
- He, X. & Wright, A.**, 1992 - An experimental study of piscivore-planktivore interactions: population and community responses to predation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.49, pp 1176-1183.
- Heggberget, T. G.**, 1984 - Habitat selection and segregation of parr of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*), brown trout, (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in two streams in north Norway. *International Symposium on Arctic Charr L.. Winnipeg Man. (Canada)*, 4 May 1981 Johnson & B. Burn eds, pp 217-231.
- Heland, M.**, 1989 - Problématique de la gestion piscicole. *Sciences de l'Eau*, Vol.2, pp 794-806.
- Hokanson, K. E. F., McCormick, J. H. & Jones, B. R.**, 1973 - Temperature requirements for embryos and larvae of the Northern Pike, *Esox lucius* (Linnaeus). *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.102 n° 1, pp 89-100.
- Holcik, J.**, 1977 - Changes in fish community of Klicava Reservoir with particular reference to Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), 1957-72. *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol.34 n° 10, pp 1734-1747.

- Holcik, J.**, 1991 - Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.48, pp 13-23.
- Hondzo, M. & Stefan, G.**, 1996 - Long-term lake water quality predictors. *Wat. Res.* Vol.30 n° 2, pp 2835-2852.
- Hubert, W. A., Gipson, R. D. & Whaley, R. A.**, 1994 - Interpreting relative weights of lake trout stocks. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.14 n° 1, pp 212-215.
- Hulsman, P. F., Powles, P. M. & Gunn, J. M.**, 1983 - Mortality of walleye eggs and rainbow trout yolk-sac larvae in low-pH waters of the LaCloche mountain area, Ontario. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.112, pp 680-688.
- Huston, M.**, 1979 - A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.*, Vol.113, pp 81-101.
- I.I.G.G.E.**, 1988 - Plans d'eau : de l'autre côté du miroir. *Groupe de travail. I.I.G.G.E.* (Institut International de Gestion et de Génie de l'Environnement), 114 p.
- Jensen, A. J.**, 1990 - Growth of young migratory Brown Trout, *Salmo trutta*, correlated with water temperature in Norwegian rivers. *J. Anim. Ecol.*, Vol.59, pp 603-614.
- Juget, J., Lafont, M., Mouthon, J. & Gerdeaux, D.**, 1995 - Structure des communautés benthiques et pisciaires. In *Limnologie générale*, R. Pourriot & M. Meybeck eds Masson, Paris, pp 494-513.
- Keith, P.**, 1998 - Evolution des peuplements ichtyologiques de France et stratégies de conservation. *Thèse de doctorat*, Université de Rennes I, 235 p.
- Keith, P. & Allardi, J.**, 1997 - An assessment of freshwater fish introductions in France. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.344/345, pp 181-191.
- Kent, C. & Wong, J.**, 1982 - An index of littoral zone complexity and its measurement. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.39 n° 6, pp 847-853.
- Knight, R. L. & Vondracek, B.**, 1993 - Changes in prey fish populations in western Lake Erie, 1969-88, as related to walleye, *Stizostedion vitreum*, predation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.50 n° 6, pp 1289-1298.
- Kolander, T. D., Willis, D. W. & Murphy, B. R.**, 1993 - Proposed revision of the standard weight (W_S) equation for smallmouth bass. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.13 n° 2, pp 398-400.
- Kratz, T. K., Webster, K. E., Bowser, C. J., Magnuson, J. J. & Benson, B. J.**, 1997 - The influence of landscape position on lakes in northern Wisconsin. *Freshwater Biol.*, Vol.37, pp 209-217.
- Kubecka, J.**, 1993 - Succession of fish communities in reservoirs of central and eastern Europe. In *Comparative reservoir limnology and water quality management*, M. Straskraba, J. G. Tundisi & A. Duncan eds, pp 153-168.
- Kurkilahti, M.**, 1999 - Nordic multimesh gillnet - Robust gear for sampling fish populations. *Finnish game and fisheries research institute*, Helsinki, 27 p.
- Lammens, E. H. R. R., Geursen, J. & McGillivray, P. J.**, 1986 - Diet shifts, feeding efficiency and coexistence of bream (*Abramis brama*), roach (*Rutilus rutilus*) and white bream (*Blicca bjoerkna*) in hypertrophic lakes. *5th Congress of European Ichthyology*, Stockholm, pp 50-64.

- Lappalainen, J. & Kjellman, J.**, 1998 - Ecological and life history characteristics of ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in relation to other freshwater fish species. *J. Gt. Lakes Res.*, Vol.24 n° 2, pp 228-234.
- Lazzaro, X. & Lacroix, G.**, 1995 - Impact des poissons sur les communautés aquatiques. *In* Limnologie générale, R. Pourriot & M. Meybeck eds, Masson, Paris, pp 648-686.
- Le Louarn, H. & Webb, D. J.**, 1998 - Effets négatifs de pH extrêmes sur le développement embryonnaire et larvaire du Brochet *Esox lucius* L. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.350/351, pp 325-336.
- Le Cren, E. D.**, 1955 - Year to year variation in the year-class strength of *Perca fluviatilis*. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, Vol.12, pp 187-192.
- Le Cren, E. D.**, 1958 - Observations of the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density. *J. Anim. Ecol.*, Vol.27, pp 287-334.
- Le Cren, E. D.**, 1965 - Some factors regulating the size of populations of freshwater fish. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, Vol.13, pp 88-105.
- Leach, J. H., Johnson, M. G., Kelso, J. R. M., Hartmann, J., Nümann, W. & Entz, B.**, 1977 - Response of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol.34, pp 1964-1971.
- Lebreton, J. D., Chessel, D., Prodon, R. & Yoccoz, N.**, 1988 - L'analyse des relations espèce-milieu par l'analyse canonique des correspondances. *Acta Oecologica*, Vol.9 n° 1, pp 53-67.
- Lebreton, J. D., Sabatier, R., Banco, G. & Bacou, A. M.**, 1991 - Principal component and correspondance analyses with respect to instrumental variables : an overview of their role in studies of structure-activity and species - environment relationships. in Applied Multivariate Analysis in SAR and Environmental studies. Devillers, J. & Karcher, W. ed. pp 85-114.
- Lemmin, U.**, 1995 - Limnologie physique. *In* Limnologie générale, R. Pourriot & M. Meybeck eds, Masson, Paris, pp 61-114.
- Liao, H., Pierce, C. L., Wahl, D. H., Rasmussen, J. B. & Leggett, W. C.**, 1995 - Relative weight (W_F) as a field assessment tool: Relationships with growth, prey biomass, and environmental conditions. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.124 n° 3, pp 387-400.
- Lind, E. A.**, 1977 - A review of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), and Ruffe (*Gymnocephalus cernua*) in Finland. *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol.34 n° 10, pp 1684-1695.
- Lyons, J. & Magnuson, J. J.**, 1987 - Effects of walleye predation on the population dynamics of small littoral-zone fishes in a northern Wisconsin lake. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.116 n° 1, pp 29-39.
- Machino, Y.**, 1991 - Répartition géographique de l'omble chevalier (Poisson, Salmonidae, *Salvelinus alpinus*) en France. *Thèse de Doctorat*, Université Joseph Fourier, Grenoble, 438 p.
- Machino, Y.**, 1992 - Extension of geographic distribution, exploitation, and protection of the Arctic Charr, *Salvelinus alpinus*, in France. *colloque : Sixth ISACF workshop on Arctic charr 1990 Maitland*, P. S. ed. pp 87-94.

- Maisse, G. & Baglinière, J. L.**, 1991 - Connaître les bases biologiques de la gestion, une idée toujours d'actualité, pour la truite (*Salmo trutta* L.). In La truite : biologie et écologie, J. L. Baglinière & G. Maisse eds INRA éditions, Paris. pp 297-302.
- Margenau, T. L., Rasmussen, P. W. & Kampa, J. M.**, 1998 - Factors affecting growth of Northern Pike in small northern Wisconsin lakes. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.18 n°3, pp 625-639.
- Martinot, J. P.**, 1989 - Les lacs de montagne : mieux connaître et bien gérer. *Acte du colloque "Gestion environnementale des plans d'eau"*, Aix-les-bains, 7-8 juin 1989, 19 p.
- Matuszek, J. E. & Beggs, G. L.**, 1988 - Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.45, pp 1931-1941.
- McClendon, D. D. & Rabeni, C. F.**, 1987 - Physical and biological variables useful for predicting population characteristics of smallmouth bass and rock bass in an Ozark stream. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.7 n° 1, pp 46-56.
- McCormick, J. H. & Leino, R. L.**, 1999 - Factors contributing to first-year recruitment failure of fishes in acidified waters with some implications for environmental research. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.128, pp 265-277.
- McElman, J. F. & Balon, E. K.**, 1979 - Early ontogeny of walleye, *Stizostedion vitreum*, with steps of saltatory development. *Environ. Biol. Fish.*, Vol.4 n° 4, pp 309-348.
- Mehner, T., Schultz, H., Bauer, D., Herbst, R., Voigt, H. & Benndorf, J.**, 1996 - Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Ann. Zool. Fenn.*, Vol.33 n° 3-4, pp 353-361.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la faune)**, 1994 - Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique au MEF. Direction de la faune et des habitats. Directions régionales, Québec, 37 p.
- Meybeck, M.**, 1995 - Les lacs et leur bassin. In Limnologie générale, R. Pourriot & M. Meybeck eds, Masson, Paris, pp 6-59.
- Minns, C. K.**, 1989 - Factors affecting fish species richness in Ontario lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.118, pp 533-545.
- Mooij, W. M. & van Nes, E. H.**, 1998 - Statistical analysis of the somatic growth rate of 0+ fish in relation to temperature under natural conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.55, pp 451-458.
- Mortensen, E., Jensen, H. J., Müller, J. P. & Timmermann, M.**, 1990 - Fish investigations in lakes. The danish standardized survey programme. In Fish investigations in lakes. Investigation programme, fishing tools and methods. Monitoring programme., NERI ed., pp 1-17.
- Murphy, B. R., Brown, M. L. & Springer, T. A.**, 1990 - Evaluation of the relative weight (W_r) index, with new applications to walleye. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.10 n° 1, pp 85-97.

- Murphy, B. R., Willis, D. W. & Springer, T. A.**, 1991 - The relative weight index in fisheries management: status and needs. *Fisheries*, Vol.16 n° 2, pp 30-38.
- Nagiec, M.**, 1977 - Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in its natural habitats in Poland. *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol.34 n° 10, pp 1581-1585.
- Nemec, A. F. L. & Brinkhurst, R. O.**, 1988 - Using the bootstrap to assess statistical significance in the cluster analysis of species abundance data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.45, pp 965 - 970.
- Neumann, R. M. & Murphy, B. R.**, 1991 - Evaluation of the relative weight (W_r) index for assessment of white crappie and black crappie populations. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.11 n° 4, pp 543-555.
- Neumann, R. M. & Willis, D. W.**, 1995 - Seasonal variation in gill-net sample indexes for northern pike collected from a glacial prairie lake. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.15 n°4, pp 838-844.
- Nilsson, N. A.**, 1955 - Studies on the feeding habits of trout and char in north Swedish lakes. *Inst. Freshwater. Res. Drottningholm Rep.*, Vol.36, pp 163-225.
- Nilsson, N. A.**, 1960 - Seasonal fluctuations in the food segregation of trout, char and whitefish in 14 north Swedish lakes. *Inst. Freshwater. Res. Drottningholm Rep.*, Vol.41, pp 185-205.
- Nilsson, N. A.**, 1963 - Interaction between trout and char in Scandinavia. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.92, pp 276-285.
- Nielsen, L. A.**, 1980 - Effect of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) predation on juvenile mortality and recruitment of yellow perch (*Perca flavescens*) in Oneida Lake, New York. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.37 n° 1, pp 11-19.
- Nielsen, L. A. & Johnson, D. L.**, 1983 - Fisheries techniques. *American fisheries society, Bethesda*, 468 p.
- Oberdorff, T., Guilbert, E. & Luchetta, J. C.**, 1993 - Patterns of fish species richness in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia*, Vol.259, pp 157-167.
- O'Brien, W. J.**, 1990 - Perspective on fish in reservoir limnology. *In Reservoir limnology: ecological perspective*, K. W. Thornton, B. L. Kimmel & F. E. Payne eds John Wiley & Sons, .inc, New York, pp 209-225.
- OECD**, 1982 - Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. *OECD, Paris*, 154 p.
- Pattay, D. & Gerdeaux, D.**, 1985 - Estimation de la récolte au moyen de statistiques de pêche. *colloque : Acte du colloque : gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. Aups, France*, 15-16 novembre 1983, D. Gerdeaux & R. Billard eds, pp 219-228.
- Persat, H. & Keith, P.**, 1997 - La répartition géographique des poissons d'eau douce en France: qui est autochtone et qui ne l'est pas? *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.344/345, pp 15-32.
- Persson, L.**, 1996 - Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities : Sumari (1971) revisited. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.54, pp 85-88.

- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. F.**, 1991 - Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes-patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish Biol.*, Vol.38, pp 281-293.
- Persson, L. & Greenberg, L. A.**, 1990 - Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos*, Vol.59, pp 97-106.
- Persson, L. & Johansson, L.**, 1992 - On competition and temporal variation in temperate freshwater fish populations. *Neth. J. Zool.*, Vol.42 n° 2-3, pp 304-322.
- Petr, T.**, 1975 - On some factors associated with the initial high fish catches in new african man-made lakes. *Arch. Hydrobiol.*, Vol.75 n° 1, pp 32-49.
- Piccolo, J. J., Hubert, W. A. & Whaley, R. A.**, 1993 - Standard weight equation for lake trout. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.13 n° 2, pp 401-404.
- Poirel, A., Merle, G., Salençon, M. J. & Travade, F.**, 1996 - Gestion hydraulique et ressources piscicoles dans les retenues hydroélectriques. *colloque Thonon les Bains, Novembre 1996* (sous presse).
- Porcher, J. P. & Holl, M.**, 1992 - La pêche amateur et de loisir : des concessions aux temps modernes. *Acte du colloque : Rencontres halieutiques de Rennes - Les eaux continentales françaises : une richesse à gérer, Rennes, 28-29 fevrier 1992*, pp 69-78.
- Pourriot, R. & Meybeck, M.**, 1995 - Limnologie générale. 1^{ère} édition. *Masson, Paris*, 848 p.
- Pourriot, R. & Meybeck, M.**, 1995 - Zonation physique, chimique et écologique dans les lacs. *In Limnologie générale, R. Pourriot & M. Meybeck ed.*, pp 404-410.
- Power, G.**, 1980 - The brook charr, *Salvelinus fontinalis*. *In Charrs. Salmonid fishes of the genus Salvelinus*, E. K. Balon ed., pp 141-203.
- Prodon, R. & Lebreton, J. D.**, 1994 - Analyses multivariées des relations espèce-milieu : structure et interprétation écologique. *Vie Milieu*, Vol.44 n° 1, pp 69-91.
- Quiros, R.**, 1990 - Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.47, pp 928-939.
- Rago, P. J. & Wiener, J. G.**, 1986 - Does pH affect fish species richness when lake area is considered ? *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.115, pp 438-447.
- Rahel, F. J.**, 1984 - Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology*, Vol.65 n° 4, pp 1276-1289.
- Rahel, J. R.**, 1986 - Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.43, pp 124-134.
- Rahel, F. J. & Hubert, W. A.**, 1991 - Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: Biotic zonation and additive patterns of community change. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.120 n° 3, pp 319-332.
- Ramade, F.**, 1993 - Dictionnaire encyclopédique de l'écologie. *Ediscience international, Paris*, 730 p.

- Ranta, E. & Lindstrom, K.**, 1998 - Fish yield versus variation in water quality in the lakes of Kuusamo, northern Finland. *Ann. Zool. Fenn.*, Vol.35, pp 95-106.
- Rapin, F., Blanc, P., Pelletier, J. P., Balvay, G., Gerdeaux, D., Corvi, C. & Lang, C.**, 1995 Impacts humains sur les systèmes lacustres : exemple du Léman. *In* Limnologie générale, R. Pourriot & M. Meybeck eds, Masson, Paris, pp 806-840.
- Rask, M., Jaervinen, M., Kuoppamaeki, K. & Poeyssae, H.**, 1996 - Limnological responses to the collapse of the perch population in a small lake. *Ann. Zool. Fenn.*, Vol.33 n°3/4, pp 517-524.
- Rast, W. & Ryding, S. O.**, 1994 - Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson S.A. & UNESCO, Paris, 237 p.
- Rast, W., Smith, V. H. & Thornton, J. A.**, 1994 - Caractéristiques de l'Eutrophisation. *In* Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs, W. Rast & S. O. Ryding eds, pp 33-57.
- Ravera, O. & Jamet, J. L.**, 1991 - The diet of the rudd (*Scardinius erythrophthalmus*, L.) in relation to the possible consequences for the removal of this species from a eutrophic lake. *Arch. Hydrobiol.*, Vol.123 n° 1, pp 99-109.
- Rivier, B.**, 1986 - Ecologie d'un lac d'altitude. Le lac d'Allos dans le Parc National du Mercantour. *Rapport d'étude. Cemagref*, Aix-en-provence, 58 p.
- Rivier, B.**, 1992 - Contribution à la connaissances des peuplements ichtyologiques du lac pyrénéen d'Aube (France). *Rapport provisoire. Cemagref*, Aix-en-provence, 82 p.
- Rivier, B.**, 1996 - Lacs de haute altitude : Méthodes d'échantillonnage ichtyologique, gestion piscicole. *Cemagref éditions, Antony*, 82 p.
- Robin, M.**, 1998 - Lacs naturels du parc national du Mercantour : élaboration de critères de classement en perspective d'un plan de gestion. *Rapport de BTSA. Cemagref*, Aix-en-provence, 44 p.
- Rogers, K. B., Bergsted, L. C. & Bergersen, E. P.**, 1996 - Standard weight equation for mountain whitefish. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.16 n°1, pp 207-209.
- Rossier, O., Castella, E. & Lachavanne, J. B.**, 1996 - Influence of submerged aquatic vegetation on size class distribution of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in the littoral zone of Lake Geneva (Switzerland). *Aquat. Sci.*, Vol.58 n°1, pp 1-14.
- Ryder, R. A. & Kerr, S. R.**, 1978 - The adult walleye in the percid community - a niche definition based on feeding behaviour and food specificity. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, Vol.11, pp 39-51.
- Schlosser, I. J.**, 1982 - Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecol. Monogr.*, Vol.52 n° 4, pp 395-414.
- Schröder, R.**, 1991 - Relevant parameters to define the trophic state of lakes. *Arch. Hydrobiol.*, Vol.121 n° 4, pp 463-472.
- Sedell, J. R., Richey, J. E. & Swanson, F. J.**, 1989 - The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers. *International Large River Symposium, Honey Harbour, Ontario, Canada, Dodge D. P. ed.* pp 49-55.

- Sheldon, A. L.**, 1968 - Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, Vol.49 n° 2, pp 193-198.
- Staggs, M. D. & Otis, K. J.**, 1996 - Factors affecting first-year growth of fishes in Lake Winnebago, Wisconsin. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.16, pp 608-618.
- Stewart, D. J. & Ibarra, M.**, 1991 - Predation and production by salmonine fishes in Lake Michigan, 1978-88. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.48 n° 5, pp 909-922.
- Tenenhaus, M., Gauchi, J. P. & Menardo, C.**, 1995 - Regression PLS et applications. *Rev. Stat. Appl.*, Vol.53 n°1, pp 7-63.
- Ter Braak, C. F. J.**, 1986 - Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, Vol.67 n° 7, pp 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F.**, 1987 - The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. *Vegetation*, Vol.69, pp 69-77.
- Thibault, M.**, 1992 - Analyse historique de la mise en place des mesures de gestion des ressources halieutiques des eaux continentales. *Rencontres halieutiques de Rennes - Les eaux continentales françaises : une richesse à gérer*, Rennes, 28-29 fevrier 1992, pp 15-33.
- Toetz, D., Muoneke, M. & Windell, J.**, 1991 - Age, growth and condition of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from an exploited alpine lake. *Northw. Sci.*, Vol.65 n° 3, pp 89-92.
- Tonn, W. M. & Magnuson, J. J.**, 1982 - Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, Vol.63, pp 1149-1166.
- Tonn, W. M. & Magnuson, J. J.**, 1983 - Community analysis in fishery management : An application with northern Wisconsin lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.112, pp 368-377.
- Tonn, W.**, 1990a - Climate change and fish communities : a conceptual framework. *Trans. Am. Fish. Soc.*, Vol.119, pp 337-352.
- Tonn, W. M., Magnuson, J. J., Rask, M. & Toivonen, J.**, 1990b - Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages : The balance between local and regional processes. *Am. Nat.*, Vol.136, pp 345-375.
- Tonn, W. M., Vandebos, R. E. & Paszkowski, C. A.**, 1995 - L'habitat à une échelle globale: importance respective de l'immigration et de l'extinction pour les peuplements de poissons des petites lacs. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, Vol.337/338/339 pp 47-61.
- Travade, J., Enderle, M. J. & Gras, R.**, 1985 - Retenues artificielles : gestion hydraulique et ressources piscicoles. *Colloque : gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, Aups, France, 15-16 novembre 1983, D. Gerdeaux & R. Billard eds, pp 15-37.
- Treasurer, J. W.**, 1983 - Estimates of egg and viable embryo production in a lacustrine perch, *Perca fluviatilis*. *Environ. Biol. Fish.*, Vol.8 n°1, pp 3-16.
- Treasurer, J. W.**, 1989 - Mortality and production of 0+ perch, *Perca fluviatilis* L., in two Scottish lakes. *J. Fish Biol.*, Vol.34, pp 913-928.

- Treasurer, J. W.**, 1990 - The food and daily food consumption of lacustrine 0+ perch, *Perca fluviatilis* L. *Freshwater Biol.*, Vol.24, pp 361-374.
- Van Densen, W. L. T. & Grimm, M. P.**, 1994 - Possibilities for stock enhancement of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in order to increase predation on planktivores. *Limnologica (Berlin)*, Vol.19 n°1, pp 45-49.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E.**, 1980 - The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.37 n°1, pp 130-137.
- Vehanen, T. & Riihimäki, J.**, 1999 - Integrating environmental characteristic and fisheries management in northern river impoundments. *Environ. Manage.*, Vol.23 n°4, pp 551-558.
- Verneaux, J.**, 1968 - Le milieu et les peuplements aquatiques - Relations. *B.T.I.*, Vol.227, pp 245-260.
- Vollestad, L. A., Skurdal, J. & Qvenild, T.**, 1986 - Habitat use, growth, and feeding of pike (*Esox lucius* L.) in four Norwegian lakes. *Arch. Hydrobiol.*, Vol.108 n° 1, pp 107-117.
- Wasson**, 1994 – Ecorégions et systèmes de référence. Actes du séminaire national *HydrOsystemes*, Paris, 2-3 Nov, 1994. Chartier-Touzé, N., Galvin, Y., Lévêque, C. & Souchon, Y. ed. Cemagref, pp55-66.
- Wege, G. J. & Anderson, R. O.**, 1978 - Relative weight (W_r) : a new index of condition for largemouth bass. *In* New approaches to the management of small impoundments, N. A. Dillard ed., pp 79-91.
- Welcomme, R. L.**, 1997 - Evaluation of stocking and introductions as management tools. *In* Stocking and introduction of fish, I. G. Cowx ed., pp 397-413.
- Welcomme, R. L., Kohler, C. C. & Courtenay Jr, W. R.**, 1983 - Stock enhancement in the management of freshwater fisheries : A European perspective. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.3, pp 265-275.
- Wetzel, R. G.**, 1990 - Reservoir ecosystems : conclusions and speculations. *In* Reservoir limnology : ecological perspective, K. W. Thornton, B. L. Kimmel & F. E. Payne eds, Wiley-interscience, New York, pp 227-238.
- Wieser, W., Forstner, H., Schiemer, F. & Mark, W.**, 1988 - Growth rates and growth efficiencies in larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* and other Cyprinid species: effects of temperature and food in the laboratory and in the field. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.45, pp 943-950.
- Willis, D. W., Guy, C. S. & Murphy, B. R.**, 1991 - Development and evaluation of a standard weight (W_r) equation for yellow perch. *N. Am. J. Fish. Manage.*, Vol.11 n° 3, pp 374-380.
- Wright, R. M.**, 1990 - The population biology of pike, *Esox lucius* L., in two gravel pit lakes, with special reference to early life history. *J. Fish Biol.*, Vol.36, pp 215-229.
- Wright, R. M. & Giles, N.**, 1991 - The population biology of tench, *Tinca tinca* (L.), in two gravel pit lakes. *J. Fish Biol.*, Vol.38, pp 17-28.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Organisation de la pêche en eau douce en France (d'après Porcher, 1992).....	5
Figure 2 – Représentation synthétique des 13 grands bassins versants fluviaux français ...	11
Figure 3 – Proportion des 3 principaux types de plans d'eau français, supérieurs à 10 ha (source M.A.T.E.)	13
Figure 4 – Schéma de la zonation en faciès lenticques (d'après Verneaux, 1968)	14
Figure 5 - Evolution hypothétique d'un écosystème lacustre en climat tempéré (d'après Lindeman, in Verneaux, 1968).	17
Figure 6 – Importance en biomasse du patrimoine piscicole dans le réseau hydrographique français (d'après Arrignon, 1998).....	19
Figure 7 - Relation entre la superficie et la richesse spécifique de 70 lacs et mers du monde (d'après Barbour & Brown, 1974).....	22
Figure 8 - Principales différences entre retenues artificielles et lacs naturels.....	23
Figure 9 – Schéma général du processus de gestion piscicole.....	38
Figure 10 - Schéma de diffusion et d'exploitation de l'enquête.....	41
Figure 11 – Quantification des réponses des fédérations départementales.	42
Figure 12 - Fréquences des différentes interventions.	43
Figure 13 - Les principales espèces déversées dans les lacs naturels au cours de la période 1994-1997.	45
Figure 14 - Les principales espèces déversées dans les retenues artificielles au cours de la période 1994-1997.	46
Figure 15 - Les principales espèces déversées dans les gravières au cours de la période 1994-1997.	47
Figure 16 - Mode de déversement des espèces en fonction des milieux.	49
Figure 17 - Proportion relative des espèces visées par la mise en place de frayères.....	51
Figure 18 – Localisation et importance par département des inventaires piscicoles dans les plans d'eau.	52
Figure 19 - Répartition des inventaires piscicoles en fonction de la superficie des plans d'eau.	53
Figure 20 - Evolution annuelle du nombre d'inventaires piscicoles.	54
Figure 21 - Importance des mesures de gestion consécutives à la réalisation d'inventaires piscicoles.....	55
Figure 22 - Occurrence des autres actions de gestion.	56
Figure 23 - Interventions futures (hors déversements d'espèces) et mise en place du plan de gestion.....	57
Figure 24 - Fréquence des réponses concernant les domaines d'intérêt sur les 3 types de plans d'eau.	59
Figure 25 – Importance relative des mesures de gestion piscicole exprimées en 1996.	61
Figure 26 - Localisation sur le territoire des sites étudiés.....	68
Figure 27 – Caractéristiques des filets verticaux et des araignées multimailles.	70
Figure 28 – Relève et démaillage d'un filet vertical sur le lac de Naussac (48).	71
Figure 29 – Effectifs par espèce des poissons étudiés ayant fait l'objet de mesures de poids et de longueur.	72
Figure 30 – Relation taille-poids et modélisation par une fonction puissance pour le saumon de fontaine.....	74
Figure 31 –Structure de la base de données conçue pour stocker les informations relatives aux inventaires piscicoles et aux caractéristiques des plans d'eau.	77

Figure 32 - Représentation des 25 espèces sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les données faunistiques des 98 plans d'eau.	82
Figure 33 – Représentation des 98 plans d'eau sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les classes d'abondance.	83
Figure 34 – a) Répartition des valeurs d'altitude des 2 groupes en boîte à moustache et b) représentation barycentrique des 98 plans d'eau de plaine et d'altitude sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les classes d'abondance.	84
Figure 35 – a) Représentation des espèces sur le plan F1/F2 de l'AFC des 52 plans d'eau de plaine et b) projection par catégorie de milieu.....	86
Figure 36 - Représentation sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les indices d'abondance des espèces des 33 retenues artificielles de plaine	87
Figure 37 – a) Représentation des espèces et b) des plans d'eau sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les variables faunistiques des 19 lacs naturels de plaine.....	89
Figure 38 – Représentation bidimensionnelle des coordonnées factorielles F1 (a) et F2 (b) issues des AFC séparées des 15 espèces communes aux lacs naturels et retenues de plaine.....	90
Figure 39 - Représentation des espèces (en encadré) et des plans d'eau sur le plan F1/F2 de l'AFC effectuée sur les variables faunistiques des 46 plans d'eau d'altitude	92
Figure 40 - Représentation des espèces et projection par catégorie de milieu des 46 plans d'eau d'altitude sur le plan F1/F2 de l'AFC.....	93
Figure 41 - Représentation des filtres environnementaux (d'après Tonn, 1990).	100
Figure 42 – Schéma de l'ACC.....	103
Figure 43 – Schéma récapitulatif de la méthodologie adoptée pour l'étude des relations peuplements-milieus des plans d'eau (en grisé, les analyses effectuées sur les données faunistiques du chapitre 5).....	104
Figure 44 – Variation de la richesse spécifique en fonction des 4 paramètres environnementaux les plus significatifs, des plans d'eau de plaine.	105
Figure 45 – a) Cercle des corrélations de l'ACP normée et b) représentation barycentrique des 52 plans d'eau de plaine selon leur type sur le plan F1/F2.....	106
Figure 46 - Diagramme de dispersion de l'ACC réalisée sur les variables environnementales et les classes d'abondance des espèces piscicoles des plans d'eau de plaine.	108
Figure 47 - Représentation des plans d'eau de plaine sur le plan F1/F2 de l'ACC	110
Figure 48 - Représentation sur le plan F1/F2 de l'ACP effectuée sur l'ensemble des variables de milieu des retenues artificielles.	111
Figure 49 - Représentation sur le plan F1/F2 sur l'ACP réalisée sur les variables caractérisant la position des retenues artificielles dans leurs bassins versants.....	112
Figure 50 – Pourcentage d'occurrence des espèces en fonction du gradient longitudinal..	114
Figure 51 – Diagramme de dispersion de l'ACC réalisée sur les variables environnementales et les classes d'abondance des espèces piscicoles des retenues artificielles de plaine.	115
Figure 52 – a) Cercle des corrélations et b) carte factorielle de l'ACP effectuée sur les variables de milieux des lacs naturels de plaine.	116
Figure 53 - Mode de variation des valeurs des variables de milieu en fonction du facteur F1 de l'AFC des données faunistiques des 19 lacs naturels de plaine	118
Figure 54 - Mode de variation des valeurs des variables de milieu en fonction du facteur F2 de l'AFC des données faunistiques des 19 lacs naturels de plaine	119
Figure 55 – a) Cercle des corrélations et représentation en ellipse de l'ACP des descripteurs de milieu des 46 plans d'eau d'altitude.	120
Figure 56 – Schéma de principe de l'analyse de co-inertie (d'après Dolédec & Chessel, 1994).....	129

Figure 57 – Représentation sur le plan F1/F2 des ACP des données codées d'empoissonnement (a) et de pêche (b) sur les plans d'eau d'altitude.	130
Figure 58 – a) Représentation des espèces déversées et b) prélevées, sur les axes F1/F2 des axes de co-inertie. Les vecteurs représentent les axes d'inertie des deux ACP initiales.	131
Figure 59 – Projection des plans d'eau d'altitude sur les axes de co-inertie. Les cercles représentent la position d'un point de vue de l'empoissonnement. L'extrémité du vecteur est la position du plan d'eau du point de vue de la pêche.	132
Figure 60 – a) Représentation des ACP effectuées sur les données d'empoissonnement et b) sur les données de pêche des plans d'eau de plaine.....	133
Figure 61 – Représentation des abondances relatives (en ordonnée) des 6 espèces les plus déversées dans les plans d'eau de plaine en fonction des empoissonnements (en abscisse).	134
Figure 62 - Schéma récapitulatif des différentes étapes de la méthode "Regression Linear Percentil" (R.L.P.) (d'après Murphy <i>et al.</i> 1990).	143
Figure 63 - Représentation graphique du 75 ^{ème} centile de la masse d'une classe donnée.	144
Figure 64 - Courbe issue du rééchantillonnage par bootstrap.....	147
Figure 65 – Rapport variance/moyenne des poids théoriques calculés à partir des relations taille/poids pour 10 560 gardons.....	148
Figure 66 - Régression linéaire des logarithmes des classes de taille et des 75 ^{ème} centiles pour le gardon.	149
Figure 67 - Rapport variance/moyenne des poids théoriques calculés à partir des relations log-linéaires taille/poids pour 3 136 perches en France.	150
Figure 68 – Représentation de la précision (en pourcentage) des moyennes des W_r pour chaque classe de taille.	152
Figure 69 – a) Représentation des pourcentages des valeurs de poids relatif (W_r) inférieures et b) supérieures, à 100% des 2 groupes de plans d'eau définis par les classes d'abondance en gardon	154
Figure 70 – a) Représentation des pourcentages des valeurs de poids relatif (W_r) inférieures et b) supérieures, à 100% des 2 groupes de plans d'eau définis par les classes d'abondance en perche	155
Figure 71 – Relation entre les moyennes de poids relatifs (W_r) et les classe de taille.....	155
Figure 72 – Moyenne mobile pondérée du nombre d'espèces (trait plein) et de l'altitude (points) des 119 plans d'eau. Les principales espèces qui composent les peuplements en plaine et en altitude sont également indiquées.	159
Figure 73 – Structuration des peuplements piscicoles des milieux lacustres français	160
Figure 74 – Schéma synthétique des bases de connaissances permettant la mise en œuvre de mesures de gestion piscicole en plan d'eau.....	165

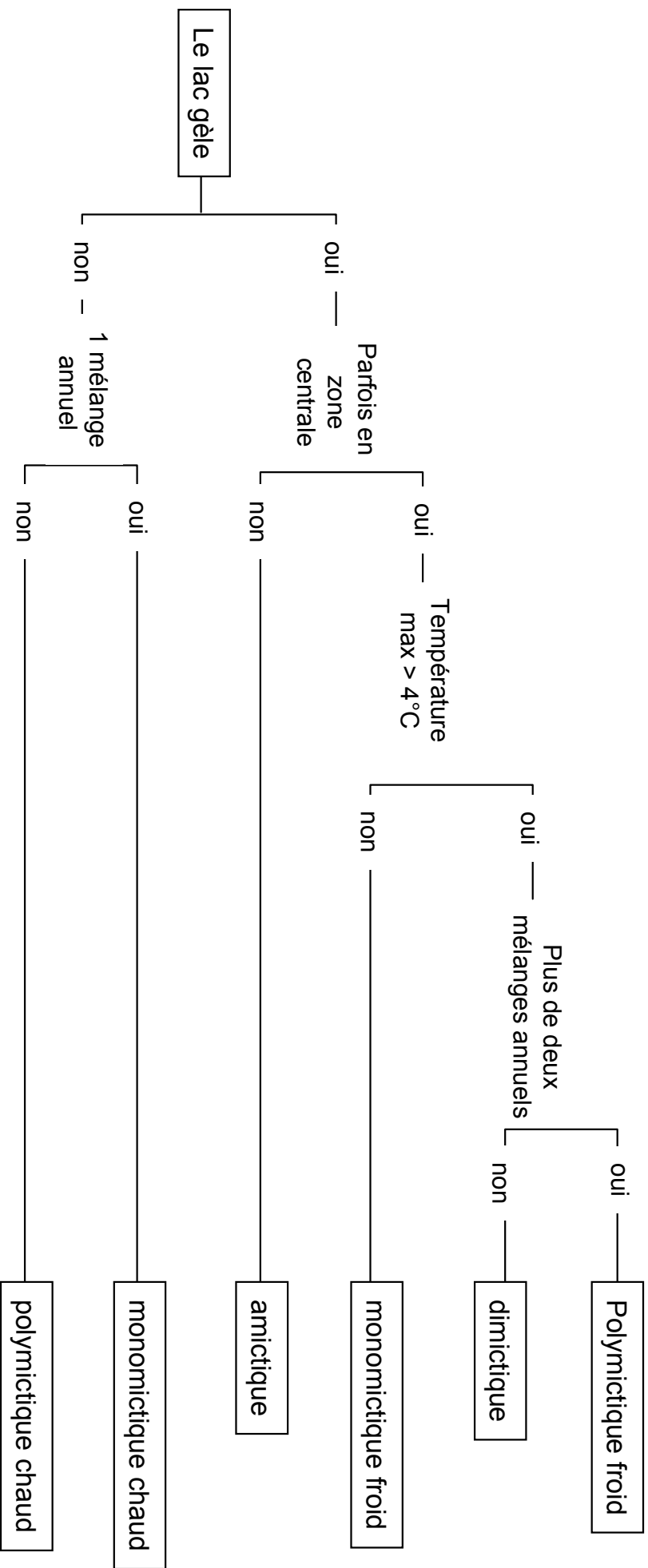
LISTE DES TABLEAUX

Tableau I – Détails des zones de la stratification estivale.	15
Tableau II – Principaux niveaux trophiques des plans d'eau.	16
Tableau III - Particularité des plans d'eau oligotrophes et eutrophes (d'après Matthews, 1998).	16
Tableau IV - Espèces dulçaquicoles majeures en France (d'après Arrignon, 1998).	19
Tableau V - Périodes de reproduction des principales espèces des plans d'eau français (d'après Arrignon, 1998)	27
Tableau VI – Principales caractéristiques des pêcheurs amateurs en France.	36
Tableau VII – Détails des déversements d'espèces renseignés.	44
Tableau VIII – Interprétation de certaines réponses aux rubriques du questionnaire.	44
Tableau IX - Evolution annuelle des milieux concernés par les déversements d'espèces.	44
Tableau X - Mode de déversement des espèces dans les plans d'eau.	48
Tableau XI – Récapitulatif des sources et de la nature des données faunistiques.	69
Tableau XII – Récapitulatif des espèces non étudiées et regroupées.	72
Tableau XIII – Valeurs des différents termes de la relation taille/poids pour le saumon de fontaine et coefficient de corrélation.	74
Tableau XIV – Données d'empoisonnements pour 15 espèces exprimées en nombre d'individus par hectare des 45 plans d'eau étudiés.	75
Tableau XV – Effectifs et valeurs extrêmes des caractéristiques des 119 plans d'eau.	76
Tableau XVI – Les trois types de descripteurs faunistiques des inventaires piscicoles.	78
Tableau XVII - Liste des 21 espèces ou groupes d'espèces étudiés sur les plans d'eau de plaine avec fréquence de présence et abondance relative numérique moyenne.	85
Tableau XVIII - Corrélations de Spearman entre les abondances relatives des espèces des retenues de plaine contribuant le plus à l'élaboration des deux premiers axes factoriels de l'AFC.	88
Tableau XIX - Corrélations de Spearman entre les abondances relatives des espèces des lacs naturels de plaine contribuant le plus à l'élaboration des deux premiers axes factoriels de l'AFC	89
Tableau XX - Liste des 5 espèces ou groupes d'espèces étudiés sur les plans d'eau d'altitude avec fréquence de présence et abondance relative numérique moyenne.	91
Tableau XXI - Corrélations de Spearman entre les abondances relatives des 5 espèces des plans d'eau d'altitude.	92
Tableau XXII – Moyennes et valeurs extrêmes des 9 paramètres des 52 plans d'eau de plaine et des 46 plans d'eau d'altitude	101
Tableau XXIII - Matrice des corrélations issue de l'ACP effectuée sur les variables de milieu des 52 plans d'eau de plaine.	107
Tableau XXIV - Valeurs du test de Mann & Whitney pour les différents descripteurs mésologiques des lacs naturels et des retenues artificielles.	107
Tableau XXV - Décomposition de l'inertie en ACC par les espèces des plans d'eau de plaine	109
Tableau XXVI - Matrice des corrélations issue de l'ACP effectuée sur les variables de milieu des 36 retenues de plaine.	111
Tableau XXVII - Matrice des corrélations issue de l'ACP effectuée sur les variables de milieu des 19 lacs naturels de plaine.	117
Tableau XXVIII - Décomposition de l'inertie du tableau faunistique selon les quatre paramètres de milieu étudiés	121
Tableau XXIX – Les 47 "populations" de gardons de la base de données.	145

Tableau XXX - Paramètres des relations taille/poids effectuées sur les 50 populations de gardon.	146
Tableau XXXI - Calcul du nombre d'individus nécessaires pour estimer la moyenne des W_r des gardons de Naussac en mai 1998 avec une tolérance de 5%.	151
Tableau XXXII – Classes d'abondances de 6 espèces piscicoles basées sur les 23 campagnes de pêche effectuées sur 12 plans d'eau.	164

ANNEXES

- Annexe 1 - Classification thermique simplifiée des lacs (d'après Lemmin, 1995)
- Annexe 2 - Enquête auprès des gestionnaires
- Annexe 3 - Liste des espèces introduites dans les deux milieux
- Annexe 4 - Importance des nouvelles espèces introduites en retenues et gravières (% des introductions par type de plan d'eau)
- Annexe 5 - Importance relative des espèces déversées par alevinage(% des alevinages par type de plan d'eau)
- Annexe 6 - Importance relative des espèces déversées par rempoissonnements(% des rempoissonnements par type de plan d'eau)
- Annexe 7 - Liste des 119 plans d'eau contenus dans la base de données
- Annexe 8 - Liste des codes CSP, noms communs et latins des 25 espèces de poissons étudiées
- Annexe 9 – Proportion des individus capturés ayant été mesurés et pesés.
- Annexe 10 – Localisation et dénomination des 43 retenues étudiées sur la carte du réseau hydrographique français
- Annexe 11– Situation et légende des 55 lacs naturels étudiés
- Annexe 12 - Représentation de l'AFC des variables faunistiques sur le plan F1/F3 pour les lacs naturels de plaine
- Annexe 13 – Visualisation unidimensionnelle de l'axe F1 des analyses factorielles effectuées sur les abondances relatives des 21 espèces présentes dans les plans d'eau de plaine.
- Annexe 14 - Tests de permutation ou monte-carlo sur les variables pêche et gestion de lacs d'altitude (à gauche) et de plaine(à droite).
- Annexe 15 – Protocole de détermination des classes d'abondances de 6 espèces lacustres à partir de Effectifs numériques des captures effectuées sur 23 campagnes



Annexe 1 - Classification thermique simplifiée des lacs (d'après Lemmin, 1995)

Annexe 2 - Enquête auprès des gestionnaires

ENQUÊTE "GESTION PISCICOLE DES PLANS D'EAU"
--

Département de :

Raison sociale (A.A.P.P.M.A. ou Fédération)

Personne à contacter :

Adresse complète :

Téléphone :

1- Vous avez effectué des inventaires piscicoles en plan d'eau ?

oui non (cochez la bonne mention)

2- Si oui, sur quels plans d'eau ? Si non, passez à la question 5.

Nom du plan d'eau (surface en ha)	Type (2)	Année	Principales espèces

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux.

3- Des mesures de gestion piscicole ont-elles été prises suite à ces inventaires ?

oui non (cochez la bonne mention)

4- Si oui, lesquelles ? Si non, passez à la question suivante.

Nom du plan d'eau (surface en ha)	Mesures

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux.

5- Avez-vous effectué des déversements d'espèces piscicoles en plan d'eau ?

oui non (si non, passez à la question suivante)

Déversement (3)	Nom du plan d'eau (surface en ha)	Type (2)	Année	Espèce(s) concernée(s) (1)	Objectif de l'intervention

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux.

6- Avez-vous effectué des destructions de poissons ?

oui non

Nom du plan d'eau (surface en ha)	Type (2)	Année	Espèce(s) concernée(s) (1)	Objectif de l'intervention

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux

7- Avez-vous mis en place ou aménagé des frayères ?

oui non

Nom du plan d'eau (surface en ha)	Type (2)	Année	Espèce(s) concernée(s) (1)	Types de frayères (4)

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux

8- Avez-vous effectué d'autres interventions en matière de gestion piscicole en plan d'eau ?

oui non

Nom du plan d'eau (surface en ha)	Type (2)	Année	Espèce(s) concernée(s) (1)	Objectif de gestion ayant conduit à cette intervention

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux

9- Quelles actions de gestion piscicole en plan d'eau seront menées prochainement dans votre département ?

Nom du plan d'eau (surface en ha)	Type (2)	Année	Espèce(s) concernée(s) (1)	Objectif de gestion motivant cette intervention

10- Concernant les plans d'eau en général, classez par ordre d'intérêt décroissant les termes suivant

- A : mesures réglementaires
- B : amélioration de l'habitat
- C : alevinage, repeuplement, destruction d'espèces
- D : connaissance des captures et de l'exploitation en général
- E : connaissance du peuplement en place
- F : autre thème de gestion (précisez)

Lac naturel	Retenue artificielle	Gravière

Consultez les notes explicatives jointes pour remplir les tableaux

NOTE EXPLICATIVE

1 - Code espèce du Conseil Supérieur de la Pêche

ABH : Able de Heckel, <i>Leucaspis delineatus</i>	GRC : Grand corégone, <i>Coregonus clupeaformis</i>
ABL : Ablette, <i>Alburnus alburnus</i>	GRE : Grémille, <i>Gymnocephalus cernua</i>
ALA : Grande alose, <i>Alosa alosa</i>	HOT : Hotu, <i>Chondrostoma nasus</i>
ALF : Alose feinte, <i>Alosa fallax fallax</i>	HUC : Huchon, <i>Hucho hucho</i>
ALR : Alose feinte du Rhône, <i>Alosa fallax rhodanensis</i>	IDE : Ide mélanote, <i>Leuciscus idus</i>
ANG : Anguille, <i>Anguilla anguilla</i>	LOE : Loche d'étang, <i>Misgurnus fossilis</i>
APE : Aphanus d'Espagne, <i>Aphanius iberus</i>	LOF : Loche franche, <i>Nemacheilus barbatulus</i>
APC : Aphanus de Corse, <i>Aphanius fasciatus</i>	LOR : Loche de rivière, <i>Cobitis taenia</i>
APP : Ecrevisse à pieds blancs, <i>Austroptamobius pallipes</i>	LOT : Lote de rivière, <i>Lota lota</i>
APR : Apron, <i>Zingel asper</i>	LPM : Lamproie marine, <i>Petromyzon marinus</i>
ASA : Ecrevisses à pieds rouges, <i>Astacus astacus</i>	LPP : Lamproie de planer, <i>Lampetra planeri</i>
ASL : Ecrevisses à pieds grêles, <i>Astacus leptodactylus</i>	LPR : Lamproie de rivière, <i>Lampetra fluviatilis</i>
ASP : Aspe, <i>Aspius aspius</i>	OBL : Omble chevalier, <i>Salvelinus alpinus</i>
BAF : Barbeau fluviatile, <i>Barbus barbus</i>	OBR : Ombre commun, <i>Thymallus thymallus</i>
BAM : Barbeau méridional, <i>Barbus meridionalis</i>	OCL : Ecrevisse américaine, <i>Orconectes limosus</i>
BBG : Black bass à grande bouche, <i>Micropterus salmoides</i>	PER : Perche, <i>Perca fluviatilis</i>
BBP : Black bass à petite bouche, <i>Micropterus dolomieu</i>	PES : Perche soleil, <i>Lepomis gibbosus</i>
BLN : Blageon, <i>Leuciscus (Telestes) soufia</i>	PCC : Ecrevisse de Louisiane, <i>Procambarus clarkii</i>
BLE : Blennie, <i>Blennius fluviatilis</i>	PCH : Poisson-chat, <i>Ictalurus melas</i>
BOU : Bouvière, <i>Rhodeus amarus</i>	PFL : Ecrevisse signal, <i>Pacifastacus leniusculus</i>
BRB : Brème bordelière, <i>Blicca bjoerkna</i>	PIM : Tête de boule, <i>Pimephales promelas</i>
BRE : Brème, <i>Abramis brama</i>	PSR : Pseudorasbora, <i>Pseudorasbora parva</i>
BRO : Brochet, <i>Esox lucius</i>	ROT : Rotengle, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>
CAA : Carassin doré, <i>Carassius auratus</i>	RUB : Gardon italien, <i>Rutilus rubilio</i>
CAS : Carassin, <i>Carassius carassius</i>	SAN : Sandre, <i>Stizostedion lucioperca</i>
CAR : Carpe argentée, <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	SAT : Saumon atlantique, <i>Salmo salar</i>
CCO : Carpe commune, <i>Cyprinus carpio</i>	SCH : Saumon chinook, <i>Onchorhynchus tshawytscha</i>
CCU : Carpe cuir, <i>Cyprinus carpio</i>	SCO : Saumon coho, <i>Oncorhynchus kisutch</i>
CDR : Crapet de roche, <i>Ambloplites rupestris</i>	SDF : Saumon de fontaine, <i>Salvelinus fontinalis</i>
CGT : Carpe à grosse tête, <i>Aristichthys nobilis</i>	SIL : Silure glane, <i>Silurus glanis</i>
CHA : Chabot, <i>Cottus gobio</i>	SPI : Spirlin, <i>Alburnoïdes bipunctatus</i>
CHE : Chevaine, <i>Leuciscus cephalus</i>	TAC : Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mikiss</i>
CMI : Carpe miroir, <i>Cyprinus carpio</i>	TAD : Tacaud <i>Trisopterus luscus</i>
CPV : Cypronodonte de Valence, <i>Valencia hispanica</i>	TAN : Tanche, <i>Tinca tinca</i>
COR : Corégone, <i>Coregonus sp.</i>	TOX : Toxostome, <i>Chondrostoma toxostoma</i>
CRI : Cristivomer, <i>Salvelinus namaycush</i>	TRC : Truite de Corse, <i>Salmo trutta macrostigma</i>
CTI : Amour blanc, <i>Ctenopharyngodon idella</i>	TRF : Truite de rivière, <i>Salmo trutta fario</i>
CYP : Cyprinidés, <i>Cyprinidae</i>	TRL : Truite de lac, <i>Salmo trutta lacustris</i>
EPI : Epinoche, <i>Gasterosteus aculeatus</i>	TRM : Truite de mer, <i>Salmo trutta trutta</i>
EPT : Epinochete, <i>Pungitius pungitius</i>	UMP : Umbre pygmée, <i>Umbra pygmaea</i>
EST : Esturgeon commun, <i>Acipenser sturio</i>	VAI : Vairon, <i>Phoxinus phoxinus</i>
GAM : Gambusie, <i>Gambusia affinis</i>	VAN : Vandoise, <i>Leuciscus leuciscus</i>
GAR : Gardon, <i>Rutilus rutilus</i>	VAR : Vandoise rostrée, <i>Leuciscus leuciscus burdigalensis</i>
GOB : Gobie, <i>Potamoschistus minutus</i>	VIM : Vimbre, <i>Vimba vimba</i>
GOU : Goujon, <i>Gobio gobio</i>	Autre(s) à préciser

2 - Type plan d'eau

LN : Lac naturel
R : Retenue artificielle
G : Gravière
Autre(s) à préciser

3 - Déversement de poissons

A : Alevinage (jeunes stades d'espèce(s) cible(s))
R : Rempoissonnement (adultes d'espèce(s) cible(s))
N : Nouvelle(s) espèce(s) (initialement absente(s) du plan d'eau)
F : Fourrage (espèce(s) consommée(s) par les poissons ciblés)
Autre(s) à préciser

4 - Type de frayère

RS : Reconstitution de substrat de ponte avec matériau d'origine
FA : Frayère en nouveau matériau (artificiel), flottante ou fixe
Autre(s) à préciser

Annexe 3 - Liste des espèces introduites dans les deux milieux

■ : moins de 3% des déversements

● : plus de 3% des déversements

	Retenue	Lac naturel
ABL Ablette, <i>Alburnus alburnus</i>	■	
BAM Barbeau méridional, <i>Barbus meridionalis</i>	■	
BBG Black bass à grande bouche, <i>Micropterus salmoides</i>	●	■
BBP Black bass à petite bouche, <i>Micropterus dolomieu</i>	■	
BLN Blageon, <i>Leuciscus (Telestes) soufia</i>	■	
BRB Brème bordelière, <i>Blicca bjoerkna</i>	■	
BRO Brochet, <i>Esox lucius</i>	●	●
CAA Carassin doré, <i>Carassius auratus</i>	■	
CAS Carassin, <i>Carassius carassius</i>	■	
CAR Carpe argentée, <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	■	■
CCO Carpe commune, <i>Cyprinus carpio</i>	●	●
CCU Carpe cuir, <i>Cyprinus carpio</i>	●	●
CHE Chevaine, <i>Leuciscus cephalus</i>	■	
CMI Carpe miroir, <i>Cyprinus carpio</i>	■	
COR Corégone, <i>Coregonus sp.</i>	■	●
CRI Cristivomer, <i>Salvelinus namaycush</i>	■	■
CTI Amour blanc, <i>Ctenopharyngodon idella</i>		■
GAR Gardon, <i>Rutilus rutilus</i>	●	●
GOU Goujon, <i>Gobio gobio</i>	■	■
HOT Hotu, <i>Chondrostoma nasus</i>	■	
OBL Omble chevalier, <i>Salvelinus alpinus</i>	■	
PER Perche, <i>Perca fluviatilis</i>	●	●
PES Perche soleil, <i>Lepomis gibbosus</i>	■	
ROT Rotengle, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	■	■
SAN Sandre, <i>Stizostedion lucioperca</i>	●	■
SAT Saumon atlantique, <i>Salmo salar</i>	■	
SDF Saumon de fontaine, <i>Salvelinus fontinalis</i>	■	■
SIL Silure glane, <i>Silurus glanis</i>	■	
SPI Spirlin, <i>Alburnoïdes bipunctatus</i>	■	
TAC Truite arc-en-ciel, <i>Onchorhynchus mikiss</i>	●	●
TAN Tanche, <i>Tinca tinca</i>	●	●
TRF Truite de rivière, <i>Salmo trutta fario</i>	●	●
TRL Truite de lac, <i>Salmo trutta lacustris</i>	■	
VAI Vairon, <i>Phoxinus phoxinus</i>	■	
VAN Vandoise, <i>Leuciscus leuciscus</i>	■	

Annexe 4 - Importance des nouvelles espèces introduites en retenues et gravières (% des introductions par type de plan d'eau)

Espèce	Retenue	Gravière
BBG	35,5	18,2
BRO	12,9	13,6
SAN	12,9	-
COR	9,7	-
CCU	9,7	-
CCO	3,2	4,5
OBL	3,2	-
TAC	3,2	4,5
CRI	3,2	-
ABL	3,2	-
TRL	3,2	-
GAR	-	13,6
TAN	-	13,6
CMI	-	9,1
SIL	-	9,1
GOU	-	4,5
PER	-	4,5
TRF	-	4,5

Annexe 5 - Importance relative des espèces déversées par alevinage(% des alevinages par type de plan d'eau)

Espèce	Lac naturel	Retenue	Gravière
TRF	60,5	7,6	-
TAC	18,5	-	3,4
BRO	8,1	66,7	72,9
COR	6,5	0,6	-
SDF	4,8	-	-
GAR	0,8	4,7	8,5
SAN	0,8	7	5,1
TAN	-	4,1	3,4
CCO	-	2,3	-
SAT	-	1,8	-
PER	-	1,2	1,7
CAR	-	0,6	3,4
CMI	-	0,6	-
BBG	-	0,6	-
GOU	-	0,6	-
OBL	-	0,6	-
BAM	-	0,6	-
CHE	-	0,6	-
ANG	-	-	1,7

Annexe 6 - Importance relative des espèces déversées par rempoissonnements(% des rempoissonnements par type de plan d'eau)

Espèce	Lac naturel	Retenue	Gravière
BRO	22	13,1	15,2
GAR	20,3	18,3	16
PER	19	2,6	7
TAN	19	13,8	12,8
COR	6,8	-	-
CAR	6,8	-	1
TAC	5,1	12,5	10,7
TRF	1,7	4,9	-
GOU	1,7	-	0,2
ROT	1,7	1,9	-
CCO	1,7	15,7	14,6
CCU	1,7	10,5	10,7
SAN	-	4,3	1,9
BBG	-	1,7	3,5
CMI	-	0,4	-
CRI	-	0,2	-
CTI	-	-	4,3
TRL	-	-	2,1

Annexe 7 - Liste des 119 plans d'eau contenus dans la base de données

Code	Nom	Type*	Source	Code	Nom	Type*	Source
ABB39	Lac de l'abbave	LN	Cemaaref	LLE52	Les Leschères	R	AAPPMA
AIG73	Aiquebelette	LN	CSP	LLS06	Lac long supérieur	R	Cemaaref
ALL04	Allos	LN	Cemaaref	LMO06	La muta	R	Cemaaref
ANG85	Anle quianard	R	AAPPMA	LON88	Longemer	LN	Cemaaref
ANN74	Annev	LN	Cemaaref	LRO39	Les Rousses	LN	CSP
ARA65	Aratilles	LN	ENSAT	MAL90	Malsaucv	R	AAPPMA
ARD65	Ardiden	LN	ENSAT	MAU12	Maurv	R	EDF
AUB09	Aube	LN	Cemaaref	MEI07	Meinettes	R	AAPPMA
AUM65	Aumar	LN	ENSAT	MEL2B	Melo	LN	Cemaaref
AUT06	Autier	LN	Cemaaref	MER85	Mervent	R	AAPPMA
BAR65	Barroude	LN	ENSAT	MOL40	Moliets	LN	Cemaaref
BAS06	Basto	R	Cemaaref	MON11	Montbel	R	EDF
BAS2B	Bastani	LN	Cemaaref	MON38	Montevnard	R	CSP
BAS65	Bastan inf.	LN	ENSAT	NAN01	Nantua	LN	CSP
BOI69	Boitray	G	AAPPMA	NAU48	Naussac	R	Cemaaref
BOR69	Bourdelan	G	AAPPMA	NEG06	Nèare	LN	Cemaaref
BOU73	Bourget	LN	Cemaaref	NIN2B	Nino	LN	Cemaaref
CAP2B	Capitello	LN	Cemaaref	NOI06	Noir	R	Cemaaref
CAR06	Carbon	R	Cemaaref	NOU45	Noe mazonne	R	AAPPMA
CAR65	Col Arratilles	LN	ENSAT	OES65	Oulettes d'estom.	LN	ENSAT
CAS04	Castillon	R	Cemaaref	OLI34	Olivettes	R	Cemaaref
CAZ40	Cazaux	LN	Cemaaref	ONC65	Oncet	LN	ENSAT
CDL65	Cap de long	R	ENSAT	OSP2A	L'Ospédale	R	Agence eau
CHA19	Chastana	R	ENSAT	OUR65	Ours	LN	ENSAT
CHA39	Chalain	LN	AAPPMA	PAL38	Paladru	LN	CSP
CHA48	Charpal	R	Cemaaref	PAN58	Pannecièrre	R	EDF
CHA69	Chamalant	G	AAPPMA	PAR12	Pareloup	R	EDF
CHO04	Chaudanne	R	Cemaaref	PAR40	Parentis	LN	Cemaaref
COR05	Les Cordes	LN	Cemaaref	PBI65	Port Bielh	LN	ENSAT
COU12	Couesaue	R	Cemaaref	PDC65	Pevreanet Cambales	LN	ENSAT
DAT14	Dathée	R	AAPPMA	PDS12	Pont de salars	R	ENSAT
DEV07	Devesset	R	CSP	PET38	Petichet	LN	CSP
DIV01	Divonne	R	Cemaaref	PIB85	Pierre brune	R	AAPPMA
EGU36	Eaouzon	R	Cemaaref	PLA65	Pouev laün	LN	ENSAT
ESC65	Escoubous	R	ENSAT	QUI04	Quinson	R	Cemaaref
ESP04	Esparron	R	Cemaaref	RAB61	Rabodanaes	R	Cemaaref
EST65	Estainq	LN	ENSAT	RAV34	La Ravièqae	R	Cemaaref
FER06	Fer	LN	Cemaaref	REM25	Remorav	LN	CSP
FLA74	Flaine	LN	CSP	ROC85	Rochereau	R	AAPPMA
FOU06	Fourcat	R	Cemaaref	SCA83	St-Cassien	R	Cemaaref
GAU65	Gaube	LN	ENSAT	SCR04	Ste Croix	R	Cemaaref
GAZ45	Gazonne	R	AAPPMA	SER05	Serrent	LN	Cemaaref
GCE45	Gué des cens	R	AAPPMA	SMA07	St. Martial	R	AAPPMA
GER74	Gers	LN	CSP	SPA87	Saint-Pardoux	R	ENSAT
GER88	Gérardmer	LN	Cemaaref	SPE81	St. Pevres	R	ENSAT
GES65	Glacé estom	LN	ENSAT	SPO04	Serre-Poncon	R	Cemaaref
GLE45	Gué l'evêque	R	AAPPMA	SYL01	Sylans	LN	CSP
GRA42	Grandent	R	Cemaaref	TAV06	Tavels	LN	Cemaaref
GRV06	Graveirette	LN	Cemaaref	TIG73	Tianes	LN	Cemaaref
ILA39	Ilav	LN	CSP	TOL2A	Tolla	R	Cemaaref
ISS07	Issarlès	LN	DIREN	TOR45	Torc	R	AAPPMA
LAF38	Laffrev	LN	CSP	TRE06	Trécolbas	R	Cemaaref
LAP40	Laprade	LN	Cemaaref	TRE19	Treianac	R	Cemaaref
LAR05	Laramon	LN	Cemaaref	VER06	Vert	R	Cemaaref
LAU65	Laquette aubert	LN	ENSAT	VFO08	Vielles Foraes	R	EDF
LAV23	Lavaud-Gelade	R	EDF	VIL42	Villerest	R	Cemaaref
LEJ85	Le jaunav	R	AAPPMA	VIT2A	Vitalaca	LN	Cemaaref
LEM85	Le marillet	R	AAPPMA	VOU39	Voualans	R	Cemaaref
LFO06	La Fous	LN	Cemaaref	VVE70	Vaivre-Vesoul	R	Cemaaref
LGL05	Le Grand Lac	LN	Cemaaref				

* LN:Lac naturel, R: retenue artificielle, G:gravière traitées comme R

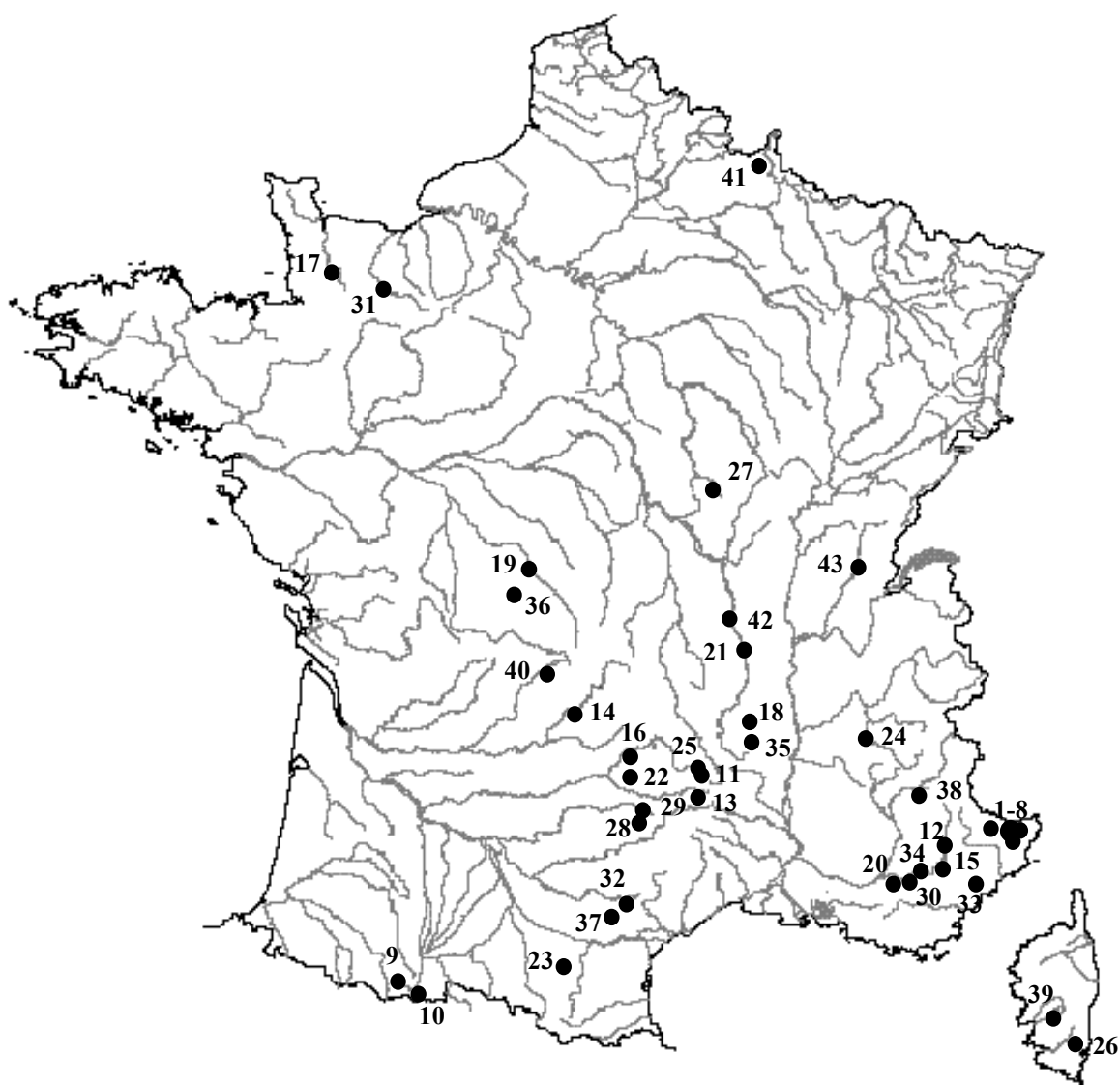
Annexe 8 - Liste des codes CSP, noms communs et latins des 25 espèces de poissons étudiées

Code CSP	Nom vernaculaire	Nom latin
ABL	ABLETTE	<i>Alburnus alburnus</i>
BAF	BARBEAU FLUVIATILE	<i>Barbus barbus</i>
BLN	BLAGEON	<i>Leuciscus (Telestes) soufia</i>
BRE	BREME BORDELIERE	<i>Abramis brama</i>
BRO	BROCHET	<i>Esox lucius</i>
CCO	CARPE COMMUNE	<i>Cyprinus carpio</i>
CHE	CHEVAINE	<i>Leuciscus cephalus</i>
COR	COREGONE	<i>Coregonus sp</i>
CRI	CRISTIVOMER	<i>Salvelinus namaycush</i>
GAR	GARDON	<i>Rutilus rutilus</i>
GOU	GOUJON	<i>Gobio gobio</i>
GRE	GREMILLE	<i>Gymnocephalus cernua</i>
OBL	OMBLE CHEVALIER	<i>Salvelinus alpinus</i>
PCH	POISSON CHAT	<i>Ictalurus melas</i>
PER	PERCHE	<i>Perca fluviatilis</i>
PES	PERCHE SOLEIL	<i>Lepomis gibbosus</i>
ROT	ROTENGLE	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
SAN	SANDRE	<i>Stizostedion lucioperca</i>
SDF	SAUMON DE FONTAINE	<i>Salvelinus fontinalis</i>
TAC	TRUITE ARC-EN-CIEL	<i>Onchorhynchus mikiss</i>
TAN	TANCHE	<i>Tinca tinca</i>
TOX	TOXOSTOME	<i>Chondrostoma toxostoma</i>
TRF	TRUITE COMMUNE	<i>Salmo trutta fario</i>
VAI	VAIRON	<i>Phoxinus phoxinus</i>
VAN	VANDOISE	<i>Leuciscus leuciscus</i>

Annexe 9 – Proportion des individus capturés ayant été mesurés et pesés.

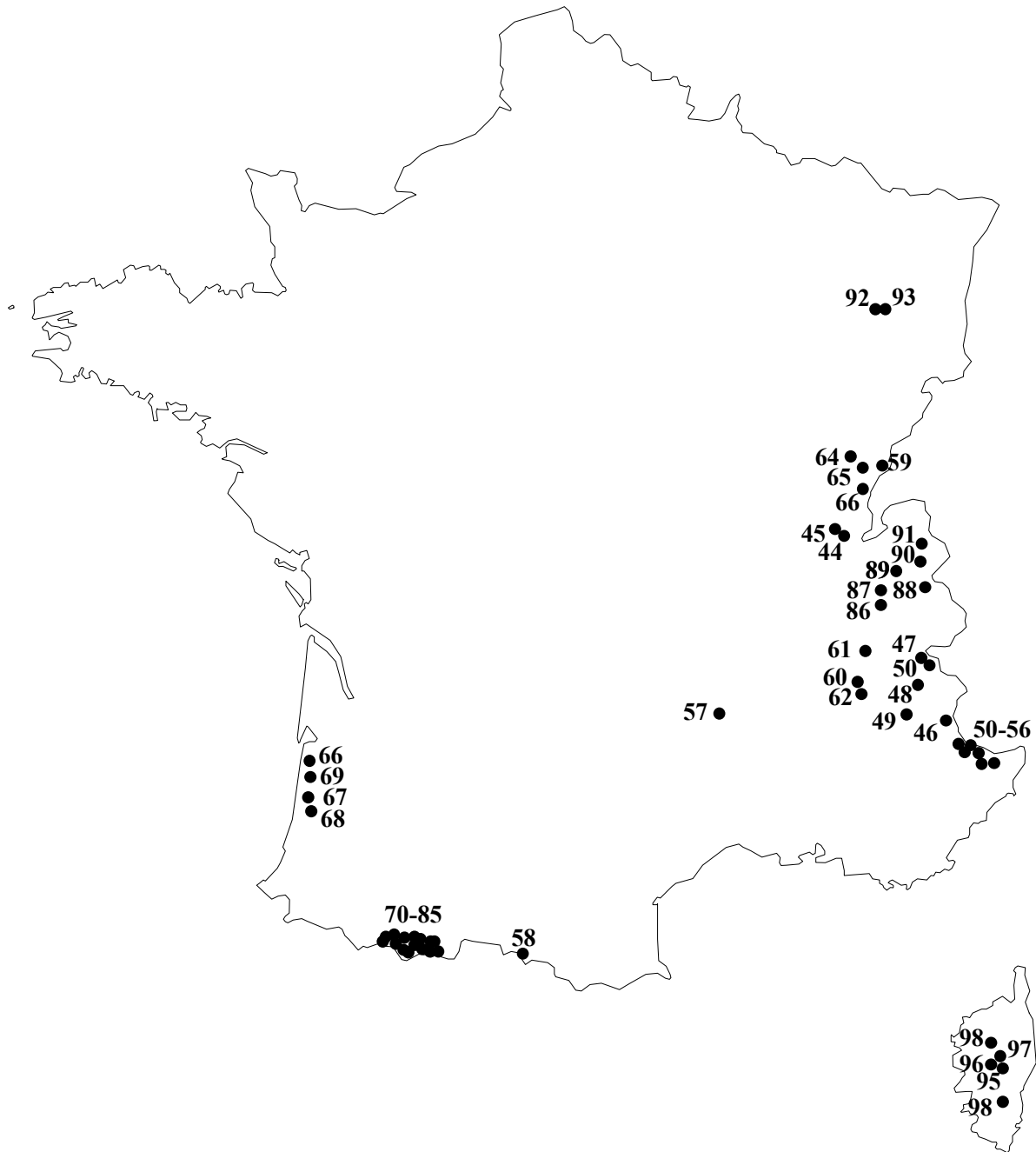
espèce	pourcentage
ABL	13,9
BAF	53,3
BLN	32,0
BRE	18,2
BRO	45,1
CCO	42,8
CHE	56,9
COR	31,0
CRI	83,7
GAR	18,2
GOU	10,9
GRE	4,5
HOT	41,7
OBL	79,6
PCH	28,3
PER	14,9
ROT	61,8
SAN	37,6
SDF	93,3
TAC	23,9
TAN	40,7
TOX	21,9
TRF	71,9
VAN	26,1

Annexe 10 – Localisation et dénomination des 43 retenues étudiées sur la carte du réseau hydrographique français



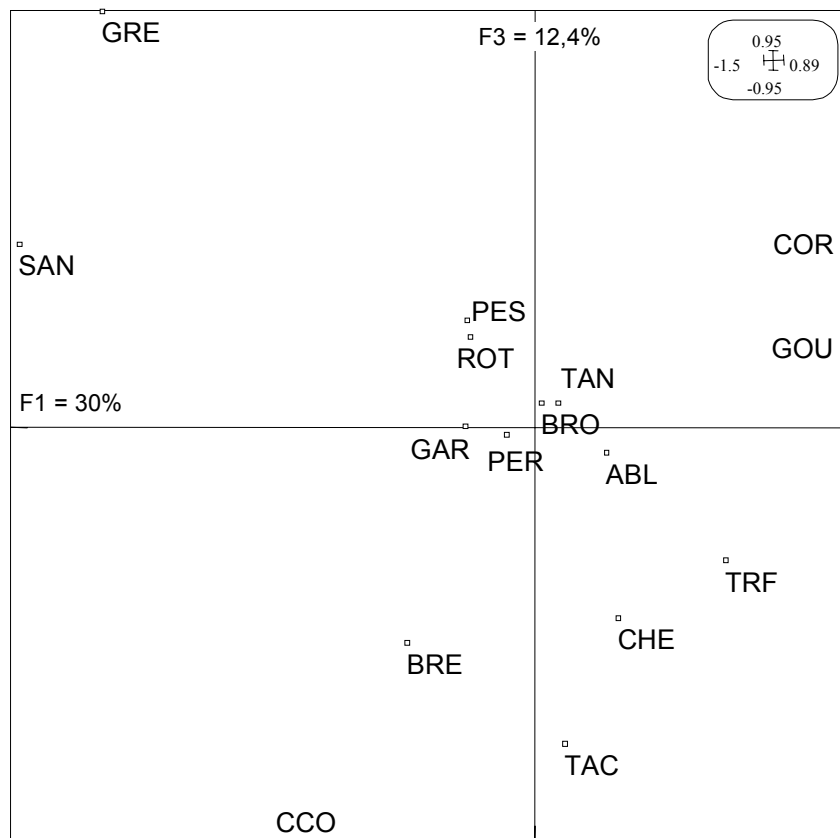
Numéro	Code	nom	bassin versant
1	BAS06	Basto	Provence
2	CAR06	Carbon	Provence
3	FOU06	Fourcat	Provence
4	LLS06	Lac long sup.	Provence
5	LMO06	La muta	Provence
6	NOI06	Noir	Provence
7	TRE06	Trécolpas	Provence
8	VER06	Vert	Provence
9	CDL65	Cap de long	Garonne
10	ESC65	Escoubous	Garonne
11	ARM48	Mas d'Arman	Loire
12	CAS04*	Castillon	Rhône
13	CHA19	Chastang	Dordogne
14	CHA48	Charpal	Garonne
15	CHO04	Chaudanne	Rhône
16	COU12	Couesque	Garonne
17	DAT14	Dathée	Normandie
18	DEV07	Devesset	Rhône
19	EGU36	Eguzon	Loire
20	ESP04	Esparron	Rhône
21	GRA42*	Grangent	Loire
22	MAU12	Maury	Garonne
23	MON11	Montbel	Garonne
24	MON38	Monteynard	Rhône
25	NAU48	Naussac	Loire
26	OSP2A	L'Ospédale	Corse
27	PAN58	Pannecièrre	Seine
28	PAR12	Pareloup	Garonne
29	PDS12	Pont de salars	Garonne
30	QUI04*	Quinson	Rhône
31	RAB61	Rabodanges	Normandie
32	RAV34	La raviège	Garonne
33	SCA83	Saint-Cassien	Provence
34	SCR04*	Sainte-Croix	Rhône
35	SMA07	Saint-Martial	Rhône
36	SPA87	Saint-Pardoux	Loire
37	SPE81*	Saint-Peyres	Garonne
38	SPO05	Serre-Ponçon	Rhône
39	TOL2A	Tolla	Corse
40	TRE19	Treignac	Dordogne
41	VFO08	Vielles Forges	Yser-somme
42	VIL42	Villerest	Loire
43	VOU39*	Vouglans	Rhône

Annexe 11– Situation et légende des 55 lacs naturels étudiés

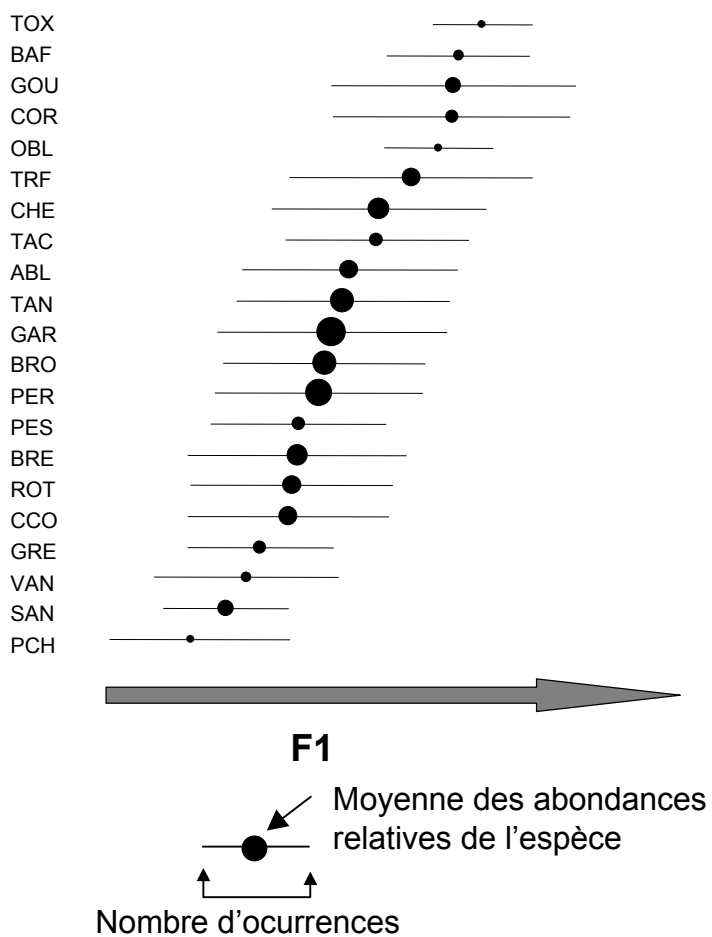


numéro	CodeLac	Nom	bassin versant
44	NAN01	Nantua	Rhône
45	SYL01	Sylans	Rhône
46	ALL04	Allos	Rhône
47	COR05	Les Cordes	Rhône
48	LAR05	Laramon	Rhône
49	LGL05	Le Grand Lac	Rhône
50	SER05	Serpent	Provence
51	AUT06	Autier	Provence
52	FER06	Fer	Provence
53	GRV06	Graveirette	Provence
54	LFO06	La Fous	Provence
55	NEG06	Nègre	Provence
56	TAV06	Tavels	Provence
57	ISS07	Issarlès	Loire
58	AUB09	Aube	Garonne
59	REM25	Remoray	Rhône
60	LAF38	Laffrey	Rhône
61	PAL38	Paladru	Rhône
62	PET38	Petichet	Rhône
63	ABB39	Lac de l'abbaye	Rhône
64	CHA39	Chalain	Rhône
65	ILA39	Ilay	Rhône
66	CAZ40	Cazaux	Adour
67	LAP40	Laprade	Adour
68	MOL40	Moliets	Adour
69	PAR40	Parentis	Adour
70	ARA65	Aratilles	Garonne
71	ARD65	Ardiden	Garonne
72	AUM65	Aumar	Garonne
73	BAR65	Barroude	Garonne
74	BAS65	Bastan inf.	Garonne
75	CAR65	Col Arratilles	Garonne
76	EST65	Estaing	Garonne
77	GAU65	Gaube	Garonne
78	GES65	Glacé estom	Garonne
79	LAU65	Laquette aubert	Garonne
80	OES65	Oulettes d'estom	Garonne
81	ONC65	Oncet	Garonne
82	OUR65	Ours	Garonne
83	PBI65	Port Bielh	Garonne
84	PDC65	Peyregnet de Cambales	Garonne
85	PLA65	Pouey laün	Garonne
86	AIG73	Aiguebelette	Rhône
87	BOU73	Bourget	Rhône
88	TIG73	Tignes	Rhône
89	ANN74	Annecy	Rhône
90	FLA74	Flaine	Rhône
91	GER74	Gers	Rhône
92	GER88	Gérardmer	Rhin-meuse
93	LON88	Longemer	Rhin-meuse
94	VIT2A	Vitalaca	corse
95	BAS2B	Bastani	corse
96	CAP2B	Capitello	corse
97	MEL2B	Melo	corse
98	NIN2B	Nino	corse

Annexe 12 - Représentation de l'AFC des variables faunistiques sur le plan F1/F3 pour les lacs naturels de plaine

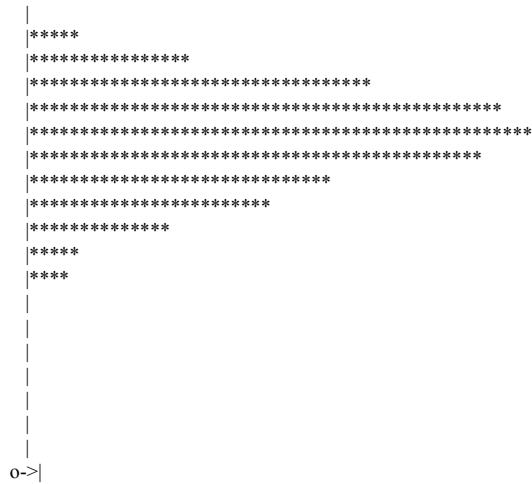


Annexe 13 – Visualisation unidimensionnelle de l'axe F1 des analyses factorielles effectuées sur les abondances relatives des 21 espèces présentes dans les plans d'eau de plaine.

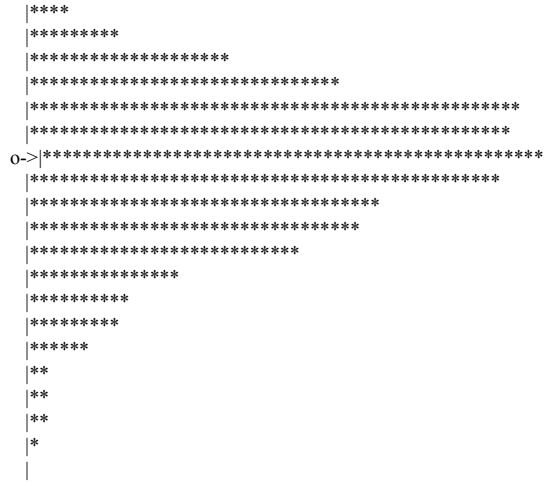


Annexe 14 - Tests de permutation ou monte-carlo sur les variables pêche et gestion de lacs d'altitude (à gauche) et de plaine(à droite).

```
*-----*
| WinADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |
| Colnertia: Coinertia test - Fixed D    23/02/00 17/09 |
*-----*
number of random matching: 1000  Observed: 2.628357
Histogramm: minimum = 0.274739, maximum = 2.628357
number of simulation X<Obs: 1000 (frequency: 1.000000)
number of simulation X>=Obs: 0 (frequency: 0.000000)
```



```
*-----*
| WinADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |
| Colnertia: Coinertia test - Fixed D    23/02/00 17/46 |
*-----*
number of random matching: 1000  Observed: 2.473455
Histogramm: minimum = 0.862114, maximum = 5.781350
number of simulation X<Obs: 460 (frequency: 0.460000)
number of simulation X>=Obs: 540 (frequency: 0.540000)
```



Annexe 15 – Protocole de détermination des classes d'abondances de 6 espèces lacustres à partir de Effectifs numériques des captures effectuées sur 23 campagnes

La technique d'échantillonnage utilisée repose sur une prospection systématique et répétitive aux filets maillants de l'ensemble des habitats recensés sur 12 plans d'eau. A partir de 86 séquences (chaque séquence correspondant à une pose de tous les filets) réparties sur 23 campagnes de pêche, on obtient les effectifs totaux capturés, avec la même unité d'effort de pêche. Les données numériques issues des échantillonnages effectués par l'Unité de Recherche R.I.P.E. et de la thèse de Degiorgi (1994) sont présentés sur le tableau a.

Afin d'estimer l'unité d'effort de pêche déployée, il faut connaître la surface de la nappe ainsi que le temps de pose. Dans le protocole décrit, 7 mailles (10, 15, 20, 30, 40, 50 et 60 mm) sont utilisées et constituent soit une batterie de 7 filets verticaux soit une araignée multimaille à 7 panneaux pêchant.

Le principe retenu est d'estimer que chaque plan d'eau a été échantillonné de manière similaire, en tenant compte de la variabilité des habitats, de la morphologie du plan d'eau et des caractéristiques ayant une influence sur la richesse spécifique.

Les effectifs de poissons capturés dans tous les plans d'eau ayant été échantillonnés selon le mode décrit précédemment, sont pris comme unité de comptage de chaque espèce. Cet effort de pêche peut-être considéré comme la surface de l'ensemble des filets verticaux posés pendant 24h.

On peut représenter ces effectifs sous forme de distribution des fréquences des 6 espèces (Figure b) et déterminer les quartiles de ces distributions pour borner les classes d'abondance.

**tableau a) - Effectifs numériques des captures effectuées au cours de 86 séquences
sur 23 campagnes**

Nom du plan d'eau	date de la pêche	CHE	GAR	PER	ROT	TAN	TRF
Castillon(04)	mai-99	1	77	3			18
Castillon(04)	mai-99	11	139	5	2		3
Castillon(04)	mai-99	5	1	4			14
Castillon(04)	sept-99	15	27	4	1		4
Castillon(04)	sept-99	2	29	2			16
Castillon(04)	sept-99	6	43	9			19
Chaudanne(04)	mai-99	4	88	3			1
Chaudanne(04)	mai-99	5	78	8			1
Chaudanne(04)	mai-99	5	57	3			
Chaudanne(04)	sept-99	3	23	1			
Chaudanne(04)	sept-99	11	22	2			1
Chaudanne(04)	sept-99	1	8	2			
Charpal(48)	juin-99	2		41			
Charpal(48)	juin-99			34	1		
Charpal(48)	juin-99			27			
Charpal(48)	août-99		1	79			
Charpal(48)	août-99			7			
Charpal(48)	août-99		2	58			
Raviege(34)	juil-99	4	193	6		1	3
Raviege(34)	juil-99	4	253	51		1	1
Raviege(34)	juil-99	2	138	12		4	1
Naussac(48)	mai-98	7	179	74		2	5
Naussac(48)	mai-98	8	188	55		3	3
Naussac(48)	mai-98	3	66	17		3	5
Naussac(48)	sept-98	2	75	17			1
Naussac(48)	sept-98	4	47	17		1	5
Naussac(48)	sept-98	1	67	9			5
Olivettes(34)	mars-00		83	22		1	
Olivettes(34)	mars-00		49	47			
Olivettes(34)	mars-00		71	31			
Remoray(25)	juil-90		16	113	1	2	
Remoray(25)	juil-90		8	22	1	1	
Remoray(25)	juil-90		27	75		2	
Remoray(25)	juil-90		17	3	1	2	
Remoray(25)	juil-90		6	14		4	
Remoray(25)	juil-90		31	52	1	2	
Remoray(25)	oct-90	1	23	6	1		
Remoray(25)	oct-90		34	9		1	
Remoray(25)	oct-90		23	5	1	1	
Remoray(25)	oct-90	1	27	8			
Remoray(25)	oct-90		31	5	1	1	
Remoray(25)	oct-90	1	13	19	1		1
Remoray(25)	avr-91		27	16	1		
Remoray(25)	avr-91		32	1	2		
Remoray(25)	avr-91	1	15	8			

Nom du plan d'eau	date de la pêche	CHE	GAR	PER	ROT	TAN	TRF
Remoray(25)	avr-91		5	13	2		1
Remoray(25)	avr-91	1	21	5	5		
Remoray(25)	avr-91		8	5			1
Ilay(39)	juil-89		23	12	12	4	
Ilay(39)	juil-89		22	4	2	7	
Ilay(39)	juil-89		26	6	7	3	
Ilay(39)	juil-89		26	9	1	6	
Ilay(39)	juil-89		11	7	8	1	
Ilay(39)	juil-89		5	1	7	4	
Ilay(39)	mai-89		17	23	11	5	
Ilay(39)	mai-89		22	3	11	7	
Ilay(39)	mai-89		14	7	8	8	
Ilay(39)	mai-89		6	14	9		
Ilay(39)	mai-89		19	16	9	1	
Ilay(39)	mai-89		26	16	2	5	
Ilay(39)	nov-89		57	2	1	1	
Ilay(39)	nov-89		26	4	8		
Vieux pré(88)	nov-90		7	46	8	1	6
Vieux pré(88)	nov-90		2	31	86	1	7
Vieux pré(88)	oct-91		5	64	88	8	1
Vieux pré(88)	oct-91		13	46	9	2	
Vieux pré(88)	mai-91		19	42	98	8	5
Vieux pré(88)	mai-91		65	98	18	23	5
Vieux pré(88)	mai-91		37	28	44	22	2
Vieux pré(88)	mai-91		2	66	151	13	2
Vieux pré(88)	mai-91		3	23	248	15	1
Vieux pré(88)	mai-91		6	151	16	25	1
Vieux pré(88)	juil-91		4	264	219	22	1
Vieux pré(88)	juil-91		7	128	143	22	
Vieux pré(88)	juil-91		4	165	13	25	1
Vieux pré(88)	juil-91		4	131	99	29	1
Vieux pré(88)	juil-91		7	263	143	14	
st point(25)	sept-92	1	153		167	2	6
st point(25)	sept-92	1	115		213	7	3
st point(25)	sept-92		17	2	235	9	1
Rousses(39)	juil-87	1	78	23	38	1	
Rousses(39)	juil-87		46	26	7	2	
Rousses(39)	juil-87	2	28	16	24	5	
Rousses(39)	juil-87		28	14	4	4	
Vouglans(39)	juin-87	9	313	367			3
Vouglans(39)	juin-87	7	345	189			5

Figure b) - Distribution des fréquences des 6 espèces principales des 12 plans d'eau échantillonnés sur 23 campagnes

