



HAL
open science

Lacs de haute altitude : méthodes d'échantillonnage ichtyologique - gestion piscicole

B. Rivier

► **To cite this version:**

B. Rivier. Lacs de haute altitude : méthodes d'échantillonnage ichtyologique - gestion piscicole. Cemagref Editions, pp.122, 1996, Coll. Etudes du Cemagref, série Gestion des milieux aquatiques, n° 11, 2-85362-451-X. hal-02574353

HAL Id: hal-02574353

<https://hal.inrae.fr/hal-02574353>

Submitted on 6 Apr 2023

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.

ETUDES

Expo 82
30.12.96

gestion des milieux
aquatiques

11

PUB00000905

CEMAGREF
Documentation
Clermont Fd - RIOU

Lacs de haute altitude

Méthodes d'échantillonnage ichtyologique

Gestion piscicole

Bernard Rivier



CEMA GHA 22

Cemagref
EDITIONS

Erratum

Encart photo

Deux légendes sont à inverser

photo : Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum)
(photo H. Carmie)

photo : Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis* Mitchill)
(Photo H. Carmie)

Il faut lire Cristivomer (*Salvelinus namaycush* Walbaum)
(photo H. Carmie) et non Critivomer

CEMAGREF
DOCUMENTATION
CLERMONT-FERRAND

Lacs de haute altitude

Méthodes d'échantillonnage ichtyologique
Gestion piscicole

Bernard Rivier

Cemagref
Groupement d'Aix-en-Provence
Division « Hydrobiologie »
Le Tholonet - BP 31
13612 Aix-en-Provence Cedex 1
Tél. 04 42 66 99 10 - Fax 04 42 66 88 65

Photo de couverture : Le lac d'Allos au moment de la fonte des neiges (photographie A. Kiener)

Lacs de haute altitude : méthodes d'échantillonnage ichtyologique, gestion piscicole - Bernard Rivier © Cemagref 1996 - 1^{re} édition. ISBN 2-85362-451-X - ISSN 1272-4661. Dépôt légal : 4^e trimestre 1996. Collection *Études du Cemagref*, série *Gestion des milieux aquatiques*, n° 11, dirigée par Luc-André Leclerc, chef du département - Impression et façonnage : Ateliers Cemagref Dicova, BP 22, 92162 Antony Cedex - Vente par correspondance : Publi-Trans, BP 22, 91167 Longumeau, Cedex 9, tél. 01 69 10 85 85 - Diffusion aux libraires : TEC et Doc, 14 rue de Provigny, 94236 Cachan Cedex, tél. 01 47 40 67 00 - **Prix : 150 F TTC**

Le Cemagref, institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, est un établissement public sous la tutelle des ministères chargés de la Recherche et de l'Agriculture.

Ses équipes conçoivent des méthodes et des outils pour l'action publique en faveur de l'agriculture et de l'environnement. Leur maîtrise des sciences et techniques de l'ingénieur contribue à la mutation des activités liées à l'agriculture, à l'agro-alimentaire et à l'environnement.

La recherche du Cemagref concerne les **eaux continentales**, ainsi que les **milieux terrestres** et plus particulièrement leur occupation par **l'agriculture** et la **forêt**. Elle a pour objectif d'élaborer des méthodes et des outils d'une part de **gestion intégrée** des milieux, d'autre part de conception et d'exploitation **d'équipements**.

Les équipes, qui rassemblent un millier de personnes réparties sur le territoire national, sont organisées en **quatre départements scientifiques** :

- Gestion des milieux aquatiques
- Équipements pour l'eau et l'environnement
- Gestion des territoires
- Équipements agricoles et alimentaires

Les recherches du département *Gestion des milieux aquatiques* s'orientent vers :

- développement de méthodes et recommandations pour une gestion équilibrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques continentaux ;
- proposition de méthodes permettant de fixer les contraintes imposées aux rejets et aux activités en fonction des potentialités des milieux récepteurs et d'optimiser les performances des procédés d'épuration des eaux ;
- élaboration de méthodes et procédés pour une gestion équilibrée des ressources vivantes aquatiques exploitées.



Résumé

L'échantillonnage ichtyologique des lacs d'altitude représente la phase initiale et indispensable des études permettant d'aboutir à une gestion piscicole rationnelle de ces milieux. La méthode d'étude par pêche aux filets maillants a été choisie après avoir envisagé les avantages et les inconvénients de l'ensemble des moyens disponibles pour échantillonner les peuplements de poissons des lacs d'altitude.

Les contraintes imposées par l'étude de ces lacs ont conduit à utiliser un protocole original d'échantillonnage destiné à calibrer en permanence l'effort de pêche aux dimensions du milieu et à la densité des peuplements, en vue de concilier les objectifs d'efficacité et de survie des poissons capturés. Les résultats obtenus sur les dix lacs étudiés représentent un guide pour l'échantillonnage de l'ensemble des lacs d'altitude.

Les données recueillies sur le lac de **Nino** (Corse) ont été utilisées pour calculer le biais introduit par l'échantillonnage à l'aide des filets maillants. Un modèle original de calcul de la sélectivité des filets maillants a été mis au point et appliqué à cet exemple.

Les résultats des inventaires ichtyologiques ont permis de définir les principales règles de gestion applicables aux lacs d'altitude et ont mis en évidence l'intérêt de peuplements monospécifiques ainsi que l'importance du contexte hydraulique dans lequel est situé chacun des lacs pour le choix de l'espèce de salmonidés sur laquelle la gestion piscicole doit être basée.

Mots clés : Echantillonnage, filets maillants, sélectivité, gestion piscicole, salmonidés.

Summary

Ichthyological sampling of high altitude lakes constitutes the initial and essential stage of scientific work in the scope of rational fish populations management.

Taking into account benefits and disadvantages of all available methods for sampling fishes in high altitude lakes, gillnets have appeared to be the more suitable gears for this lakes category.

Constraints relative to sampling efficiency and survival of fishes caught in gillnets have led to define a particular sampling procedure in which fishing effort is constantly appropriated to lake size and to fish populations densities. Results obtained from the ten lakes under study are considered as guidelines for sampling every high altitude lake.

Data from **Nino** lake (Corsica) have been used to calculate bias resulting from gillnet selectivity. An original model for calculating gillnet selectivity has been elaborated and applied to this example.

Results of ichthyological samplings allow to define the main features of fish population management for high altitude lakes. They show the interest of a single salmonid population in each lake and the essential importance of the lake hydraulic status for the choice of the species used for management.

Key words : Sampling procedure, gillnets, gillnets selectivity, fish populations management, salmonids.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée en étroite coopération avec les services administratifs, les associations et les organismes scientifiques dont les activités sont consacrées à la connaissance et à la gestion piscicole des lacs d'altitude.

Mes remerciements s'adressent en particulier :

- au Parc Naturel Régional de la Corse,
- au Parc National du Mercantour,
- aux Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique des Alpes-de-haute-Provence, des hautes-Alpes, des Alpes-Maritimes, de l'Ariège, de la Corse et de la Savoie.
- aux Délégations Régionales du Conseil Supérieur de la Pêche de Montpellier et de Lyon.
- à la DIREN de Corse
- au laboratoire de Neurobiologie et Physiologie Comparées du CNRS à Arcachon
- à tous les gardes du Conseil Supérieur de la Pêche qui ont participé aux inventaires et ont apporté une aide technique indispensable sur le terrain

Je tiens également à exprimer mes plus sincères remerciements à tous mes collègues de travail du Cemagref et en particulier à l'ensemble des membres de la Division Hydrobiologie du Groupement d'Aix-en-Provence.

SOMMAIRE

Résumé	5
Summary	6
Remerciements	7
Introduction	11
1. Caractéristiques générales des lacs d'altitude	13
1.1 Définition des lacs d'altitude	13
1.2 Origine des lacs d'altitude	13
2. Aspects généraux de l'échantillonnage ichtyologique des lacs d'altitude	14
2.1 Objectifs et contraintes	14
2.2 Possibilités d'application des principales méthodes d'échantillonnage ichtyologique à l'étude des lacs d'altitude	15
2.2.1 Méthodes indirectes	15
2.2.2 Méthodes directes	16
2.2.2.1 Méthodes directes sans capture des poissons	16
2.2.2.2 Méthodes directes avec capture des poissons	18
2.2.2.2.1 Les engins actifs	18
2.2.2.2.2 Les engins passifs	19
2.3 Méthode d'échantillonnage par pêche aux filets maillants	20
2.3.1 Description des filets maillants	20
2.3.2 Caractéristiques des filets maillants horizontaux	20
2.3.3 Modes de capture des poissons par les filets maillants. Conséquences relatives à l'étude des lacs d'altitude	21
2.3.4 Conclusions relatives à l'échantillonnage ichtyologique des lacs d'altitude	23
3. Application de la méthode d'inventaire aux lacs d'altitude	23
3.1 Lacs étudiés	23
3.1.1 Situations géographiques. Contexte et période des études	23
3.1.2 Principales caractéristiques physiques et chimiques des lacs	26
3.2 Mise en oeuvre des inventaires ichtyologiques en lacs d'altitude	29
3.2.1 Données relatives à la gestion piscicole et à l'halieutisme	29
3.2.2 Données relatives au milieu	29
3.3 Caractéristiques générales des filets utilisés sur les lacs d'altitude	30
3.4 Calcul de l'effort de pêche. Unité de pondération	31
3.5 Principe du protocole d'échantillonnage	33

4. Résultats	34
4.1 Composition spécifique des échantillons.....	34
4.2 Calibration de l'effort de pêche.....	34
4.2.1 Bilan des premières séances de pêche.....	34
4.2.1.1 Effort de capture.....	34
4.2.1.2 Rendement de pêche.....	35
4.2.1.3 Taux de survie.....	38
4.2.2 Bilan des inventaires complets.....	38
4.2.2.1 Déroulement chronologique des inventaires : variation de l'effort de pêche.....	38
4.2.2.2 Importance de la phase d'étalonnage.....	40
4.2.2.3 Résultats des essais de calibration de l'effort de pêche.....	42
4.2.2.4 Taux de survie totaux.....	46
4.2.2.5 Conclusions relatives à la méthode d'échantillonnage.....	46
5. Etude de la sélectivité des filets maillants	49
5.1 Aspects théoriques de la sélectivité des filets maillants.....	49
5.2 Nature des données utilisées et hypothèses de calcul.....	50
5.3 Choix du modèle de calcul.....	55
5.4 Résultats.....	57
5.5 Intérêt des calculs de la sélectivité : structure théorique de l'échantillon.....	62
5.6 Discussion.....	62
5.7 Conclusion.....	63
6. Application des résultats des inventaires ichtyologiques à la gestion piscicole des lacs d'altitude	67
6.1 Problématique générale.....	67
6.2 Exemples de règles de gestion applicables aux lacs d'altitude.....	67
6.3 Cas particulier des lacs vierges.....	77
Conclusion générale	80
Bibliographie	83
Annexe I	
Déroulement schématique des inventaires piscicoles pour les dix lacs étudiés.....	99
Annexe II	
Bibliographie relative au nanisme de l'omble chevalier.....	113
Annexe III	
Bibliographie relative au polymorphisme de l'omble chevalier.....	116

Introduction

Les réseaux hydrographiques des régions de haute montagne comprennent une catégorie particulière de milieux d'eau stagnante : les lacs de montagne, également appelés lacs d'altitude.

Ces lacs sont des milieux où règnent des conditions de vie extrêmes pour les organismes aquatiques. Les composantes physiques et chimiques essentielles au déroulement des cycles biologiques y atteignent fréquemment des valeurs limitantes en raison des contextes climatique, géologique et hydraulique particuliers. Le caractère limitant des facteurs abiotiques se manifeste principalement durant la période de gel qui s'étend fréquemment sur plusieurs mois et au cours de laquelle la surface des lacs d'altitude est prise en glace et recouverte de neige.

L'adaptation aux conditions de milieu rencontrées sur les lacs d'altitude implique un degré élevé de spécialisation pour les espèces végétales et animales constituant les biocénoses de ces milieux. Le nombre et la densité de ces espèces sont toujours limités et la structure souvent très simple du réseau trophique a pour corollaire l'existence d'équilibres biologiques fragiles qui rendent les lacs d'altitude vulnérables à toute forme de perturbation.

La protection des lacs d'altitude présente un caractère d'urgence face aux menaces croissantes que l'emprise anthropique fait peser sur ces écosystèmes. Le développement des activités de loisir qui inclue en particulier la pêche des salmonidés, constitue la cause principale d'une présence humaine très importante et parfois excessive. De nombreux lacs ont d'autre part été aménagés ou font l'objet de projets d'aménagement aux fins notamment de production d'énergie hydroélectrique.

L'intérêt écologique des lacs d'altitude face aux risques grandissants de dégradation de ces milieux, justifie pleinement que des travaux de recherche soient entrepris afin de mieux les connaître pour pouvoir dans l'avenir mieux les protéger. Dans le cadre de cette démarche l'étude des poissons présente un intérêt fondamental en raison de la position apicale de ces organismes au sein du réseau trophique et leur cycle de vie pluriannuel. Les poissons ont ainsi un degré élevé d'intégration des conditions de milieu et sont d'excellents descripteurs de la biocénose dans son ensemble. Les travaux scientifiques entrepris sont destinés à

déboucher sur des applications directes dans le domaine de la gestion piscicole des lacs d'altitude. Les poissons de ces milieux font l'objet d'une exploitation directe sous forme de pêche récréative dont dépendent des intérêts socio-économiques et culturels indéniables.

L'obligation de concilier des activités halieutiques avec la pérennité des peuplements (que la pêche tend parfois à rompre à cause de la mortalité qu'elle induit, mais sans laquelle elle ne peut exister), ne peut être réalisée que grâce à des méthodes de gestion rationnelles basées sur une connaissance approfondie des ichtyocénoses. La définition des principales règles de gestion applicables aux lacs d'altitude représente l'objectif essentiel du présent travail.

La première phase des travaux a consisté en la conception et l'application d'un protocole d'échantillonnage ichtyologique spécialement conçu pour les lacs d'altitude et basé sur l'emploi des filets maillants horizontaux. Les études réalisées sur dix lacs des Alpes, de la Corse et des Pyrénées ont permis la validation de cette méthode et l'obtention des résultats permettant d'atteindre les buts recherchés en matière de gestion piscicole.

1 - Caractéristiques générales des lacs d'altitude

1.1 - Définition des lacs d'altitude

Les lacs des régions tempérées dont la surface est totalement prise en glace et recouverte de neige pendant plusieurs mois chaque année, sont situés dans les massifs montagneux, à des altitudes dont la limite inférieure se situe approximativement à 1 500 m (MARTINOT, 1989). La particularité d'une période de gel annuel et prolongé est celle qui révèle le mieux la spécificité des lacs d'altitude (MARTINOT & RIVET, 1985).

Cette première définition n'est cependant pas suffisante et doit être complétée par celle qui permet de différencier les lacs d'altitude des autres étendues d'eau stagnante rencontrées en montagne : étangs, mares, pozzines. La définition des lacs est très variable suivant les auteurs, et différents critères ont été utilisés pour caractériser ces milieux : la superficie, la profondeur (FOREL, 1892 ; VIVIER, 1961 ; GAUTHIER & *al.*, 1984), le degré de développement de la végétation (VIVIER, 1961), le caractère naturel des lacs qui selon DUSSART (1966) permet de les distinguer des étangs qui suivant cet auteur sont des milieux d'origine artificielle.

A la suite de MARTINOT (1989) et CEMAGREF (1985b) un lac d'altitude sera considéré comme une étendue d'eau permanente, d'une superficie supérieure à 0.5 ha, d'une profondeur supérieure à 3 m, ne pouvant pas être entièrement colonisée par la végétation aquatique.

1.2 - Origine des lacs d'altitude

Les lacs d'altitude sont, dans la majorité des cas d'origine glaciaire. Leur formation est due aux mécanismes d'érosion et de dépôt résultant du mouvement des glaciers. Les lacs glaciaires appartiennent à deux grands types : les lacs de cirque et les lacs de moraine.

Les lacs de cirque occupent des bassins situés dans des zones de surcreusement en amont d'une barre rocheuse qui joue le rôle d'un verrou. Le cirque glaciaire peut être barré à l'aval par une moraine reposant sur ce verrou à la suite de deux épisodes glaciaires successifs (GAUTHIER & *al.*, 1984).

Les lacs de moraine ont pour origine, lors du retrait des glaciers, le barrage des vallées glaciaires par dépôt, des matériaux qu'ils transportaient. DUSSART (1966) définit trois types de lacs de moraine : lacs de barrage par moraine principale barrant une vallée principale, lacs de barrage par moraine principale barrant une vallée secondaire, lacs de barrage par moraine latérale barrant une vallée secondaire.

La plupart des lacs d'altitude se sont formés à la fin de la dernière glaciation du würm au cours de la période qualifiée de tardi-glaciaire par GAUTHIER & *al.* (1984). Ces auteurs mentionnent que les lacs d'altitude de la Corse sont postérieurs à 14 000 ans avant notre ère, alors que MARTINOT (1989) attribue un âge d'environ 10 000 ans aux lacs situés dans le Parc National de la Vanoise.

Il existe cependant des différences nettes dans les « âges biologiques » des lacs d'altitude en fonction de leur degré de comblement par les matériaux et des apports en nutriments et en matière organique en provenance de leur bassin versant.

2 - Aspects généraux de l'échantillonnage ichthyologique des lacs d'altitude

2.1 - Objectifs et contraintes

L'échantillonnage des peuplements piscicoles en milieu lacustre représente un problème complexe. A l'inverse des étangs ou des retenues artificielles, les lacs ne sont pas vidangeables et leurs dimensions parfois importantes rendent matériellement impossible le déploiement d'un effort de pêche suffisamment intense pour parvenir à capturer la totalité des poissons présents dans le milieu.

La nature, la structure et la densité des ichthyocénoses lacustres ne peuvent donc être mise en évidence qu'à partir d'un échantillon dont la qualité essentielle doit être de donner une image aussi fidèle que possible du peuplement réel (JOHNSON & NIELSEN, 1983 ; BARBIER, 1985). Les inventaires piscicoles représentent un moyen très largement utilisé par les biologistes pour procéder au recueil de cet échantillon, et constituent le plus souvent le point de départ des études ichthyologiques.

La notion de représentativité implique que la méthode d'inventaire permette le recensement de toutes les espèces présentes, à chacun de leur stade de développement dans des proportions reflétant la réalité. Dans le cas des lacs de

haute altitude, elle doit donc être adaptée à l'étude des milieux lénitiques, à leur superficie et à leur profondeur afin que la prospection de l'ensemble des habitats soit rendue possible.

Les poissons des lacs d'altitude sont une partie des constituants d'un édifice biologique fragile. Dans ce contexte, l'inventaire piscicole doit donc être réalisé à l'aide d'une méthode engendrant un taux de mortalité aussi faible possible, afin de limiter les perturbations occasionnées par l'échantillonnage.

La réalisation d'inventaires ichtyologiques en lacs d'altitude doit être basée sur l'emploi d'une méthode qui réponde aux principes d'efficacité d'une part et de limitation des mortalités de l'autre. Au premier principe se rattache l'objectif de représentativité, au second celui de sauvegarde des peuplements.

2.2 - Possibilités d'application des principales méthodes d'échantillonnage ichtyologique à l'étude des lacs d'altitude

Les méthodes d'échantillonnage des peuplements piscicoles lacustres, dont une description générale a été effectuée par DEGIORGI & *al.* (1993), sont nombreuses et présentent chacune leurs avantages et leurs inconvénients. Une première partie du travail a donc consisté en un examen des possibilités d'application des principales techniques d'inventaire de l'ichtyofaune lacustre à l'étude des lacs d'altitude.

Les méthodes d'étude des peuplements ichtyologiques lacustres se répartissent en deux grandes catégories désignées sous les appellations de méthodes indirectes et directes.

Dans les méthodes directes les engins de pêche, ou instruments de détection utilisés, et leur mode d'action, conduisent à une autre distinction entre les méthodes actives et les méthodes passives.

2.2.1 - Méthodes indirectes

Les méthodes indirectes sont basées sur l'observation ou le recensement des captures réalisées par les pêcheurs. Les pratiquants de la pêche à la ligne représentent la seule catégorie de pêcheurs autorisée à pratiquer une activité halieutique sur la majorité des lacs d'altitude. Les données recueillies auprès des pêcheurs fournissent des informations sur l'importance de l'activité halieutique et sur la mortalité piscicole résultante.

Le recueil des données est principalement réalisé à partir de carnets de pêche (STEINMETZ, 1985 ; RIVIER, 1986 ; NAMECHE & GERARD, 1992), de questionnaires (MURPHY, 1954) ou du contrôle des captures par un enquêteur (ROBSON, 1961 ; SHUTER & *al.*, 1987 ; CSP, 1991).

L'utilité des enquêtes piscicoles est souvent très limitée dans l'optique d'un inventaire détaillé des peuplements, en raison de leur caractère trop fragmentaire. La pêche à la ligne est orientée vers certaines espèces cibles (LAGLER, 1978) et vers une fraction de leurs populations dont sont exclus les juvéniles. La réglementation n'autorise les pêcheurs à conserver les salmonidés qu'à partir de la taille légale de capture. Les poissons n'atteignant pas cette taille doivent être restitués au milieu dans les meilleures conditions possibles de survie. La plupart des pêcheurs adaptent leur matériel pour éviter la capture de ces poissons, ce qui contribue dans ce type d'enquête à l'obtention d'un échantillon fortement biaisé.

La pêche à la ligne est donc trop sélective pour apporter des renseignements relatifs à la nature et à la structure réelle des peuplements.

2.2.2 - Méthodes directes

Elles regroupent l'ensemble des procédés permettant aux biologistes, d'échantillonner, d'observer et de dénombrer les peuplements piscicoles.

Les méthodes directes se subdivisent en deux sous-catégories suivant qu'elles donnent lieu ou non à la capture des poissons.

2.2.2.1 - Méthodes directes sans capture des poissons

Elles consistent à détecter la présence des poissons par observation directe ou par immersion d'instruments.

L'observation directe par-dessus la surface de l'eau permet, par exemple, de déceler les poissons se trouvant à proximité des berges. La vue des manifestations de la vie piscicole à la surface de l'eau (gobages, sauts) représente également une source de renseignements. La présence d'un observateur est utile pour examiner certains éléments relatifs à la biologie des espèces et pour procéder à des dénombrements. Les déplacements des poissons entre le lac et les milieux voisins (tributaires, émissaires) sont fréquemment observables à certaines périodes de l'année. Le recensement des frayères et le dénombrement des géniteurs qui les fréquentent représentent une source importante d'information.

L'observation directe peut également être pratiquée depuis la surface de l'eau à l'aide de dispositifs à fond transparent (HELFMAN, 1983 ; LAGLER, 1978) qui peuvent à eux seuls permettre l'observation complète des lacs peu profonds.

Les observations subaquatiques, effectuées en apnée ou en plongée avec bouteilles, sont très largement employées lors des études relatives aux lacs d'altitude. La plongée permet de prospecter en totalité la plupart des lacs et de procéder à un grand nombre d'observations relatives aux poissons (identification, dénombrement, description sommaire de la structure des populations) et aux autres constituants de l'écosystème (HELFMAN, 1983). Les plongeurs peuvent d'autre part capturer des poissons à la main ou à l'aide d'engins. Le recours à des plongeurs représente un complément utile aux autres méthodes d'échantillonnage. Il permet notamment de localiser les sites les plus favorables pour l'usage d'engins de pêche, d'observer ces engins en action (HIGH, 1967), d'évaluer l'importance des captures.

Les principales techniques qui permettent la détection des poissons à l'aide d'instruments sont l'échosondage, l'observation au moyen de caméras et l'écoute à l'aide de microphones immergés. Chacune des méthodes peut être utilisée individuellement ou couplée avec l'une ou les deux autres.

La détection des poissons au moyen d'échosondeurs est couramment pratiquée en ichtyologie (FORBES & NAKKEN, 1972 ; EHRENBERG, 1976 ; MATHISEN, 1980 ; DAHM & *al.*, 1985 ; MARCHAL, 1985 ; BURCZYNSKI & *al.*, 1987 ; WALLINE & *al.*, 1992 ; GUILLARD & *al.*, 1990, 1992). Cette méthode fait à l'heure actuelle l'objet de développements considérables. L'intérêt essentiel de l'échosondage et de l'échointégration est de permettre une quantification directe des stocks de poissons. L'échosondage présente un inconvénient majeur au plan méthodologique. L'identification des espèces n'est pas possible au stade technologique actuel et la méthode ne permet donc pas de décrire la composition des ichtyocénoses. En lacs d'altitude, la localisation fréquente des poissons au contact du fond, le long des rives abruptes, dans les caches ou les zones de bordure les rend difficilement détectables à l'aide d'échosondeurs.

L'observation directe des poissons à l'aide de caméras immergées maniées depuis une embarcation ou par des plongeurs est une autre méthode d'approche des peuplements ichtyologiques (SMITH & TYLER, 1973 ; UZMANN & *al.*, 1977). L'usage d'instruments complémentaires de contrôle, de stockage et de restitution des images, contribue à accroître l'efficacité de cette technique. Les lacs d'altitude constituent un champ d'expérimentation très favorable pour la mise en oeuvre des caméras immergées, en raison de la transparence de leurs eaux.

La méthode d'écoute passive (STOBER, 1969 ; LADICH, 1988 ; DUBOIS & DZIEDZIC, 1989) est surtout adaptée à l'étude de l'éthologie des poissons et n'a qu'un intérêt limité pour le recensement de leurs populations.

L'avantage essentiel des trois méthodes précédentes réside dans leur innocuité à l'égard du poisson. Cependant, l'usage d'instruments fragiles dans les conditions climatiques extrêmes rencontrées en altitude peut être limité en raison des risques élevés de dysfonctionnement ou de détérioration.

Le dernier inconvénient des méthodes directes précédentes est qu'elles ne permettent pas la récolte de matériel biologique. Le recours à des travaux de capture est un complément indispensable à leur usage.

2.2.2.2 - Méthodes directes avec capture des poissons

Les méthodes de capture basées sur l'emploi de substances ichtyotoxiques telles que la roténone (DAGET, 1971 ; HALL, 1975 ; DAVIES & SHELTON, 1983), ou l'antimycine (MARKING & DAWSON, 1972) sont inutilisables dans le cadre de l'étude des lacs de haute altitude en raison des mortalités qu'elles entraînent. L'usage de produits piscicides présente d'autres inconvénients : risques de toxicité pour les organismes aquatiques autres que les poissons, difficultés de dénombrement des poissons qui ne montent pas en surface (PARKER, 1970).

Les autres méthodes de capture reposent sur l'usage d'engins de pêche répartis en deux grandes catégories en fonction de leur mode d'utilisation. Les engins actifs sont manoeuvrés par les opérateurs et la capture du poisson est provoquée par le mouvement du dispositif de pêche. A l'inverse, les engins passifs demeurent immobiles et la capture intervient lorsque le poisson, au cours de ses déplacements, vient à la rencontre de l'engin ou pénètre dans ce dernier.

2.2.2.2.1 - Les engins actifs

Les engins actifs sont ceux qui d'après la définition donnée par GERDEAUX (1985), capturent les poissons non maillés dans une poche de filet. L'absence de maillage permet la survie de la plupart des poissons. Les engins actifs comprennent les sennes et les chaluts. L'emploi des sennes ne peut être envisagé que sur des fonds réguliers (LEOPOLD & *al.*, 1975a ; DAHM, 1980), ce qui limite leur utilité pour l'étude des lacs d'altitude.

Les dimensions modestes et l'irrégularité des fonds de la plupart des lacs d'altitude rendent pratiquement impossible l'usage des chaluts. Ces derniers engins sont d'autre part peu adaptés au travail en haute altitude car ils ne peuvent être mis en oeuvre qu'à l'aide d'embarcations de dimensions relativement importantes.

Les dispositifs qui permettent la capture des poissons par l'électricité appartiennent également à la catégorie des engins actifs. L'usage de la pêche électrique est limité en milieu lacustre en raison du volume d'eau à prospecter et de la décroissance rapide de l'effet attractif avec la profondeur (HARTLEY, 1980). La pêche électrique ne peut donc être pratiquée que dans les zones de bordure des lacs (LAGLER, 1978 ; REYNOLDS, 1983). Le transport du matériel de pêche électrique peut constituer d'autre part un obstacle à l'utilisation de cette méthode sur les lacs d'altitude.

En conclusion, les engins actifs qui capturent les poissons vivants permettent d'atteindre l'objectif de sauvegarde des peuplements. En revanche, leur intérêt est limité sur le plan de l'efficacité dans le cas des lacs d'altitude.

2.2.2.2.2 - Les engins passifs

Les engins passifs comprennent les nasses et trappes de capture munies ou démunies de systèmes de guidage et garnies ou non d'appâts. Au cours de leurs déplacements, les poissons pénètrent à l'intérieur de ces engins où ils sont maintenus captifs par le jeu de dispositifs interdisant leur sortie (LEOPOLD & *al.*, 1975b ; CRAIG, 1980). Ces engins permettent de maintenir les poissons vivants et ont été testés au cours d'études préliminaires. Les essais effectués en lacs d'altitude n'ont abouti à aucune capture de salmonidés qui constituent l'essentiel des peuplements de ces milieux.

Les filets regroupent l'ensemble des engins à l'aide desquels la capture des poissons est obtenue par rétention à l'intérieur d'un réseau de mailles. Il existe une gamme très étendue de filets en fonction des matériaux qui les composent, de leur mode de construction, de l'homogénéité ou l'hétérogénéité de la dimension de leurs mailles, du nombre de nappes de filets qu'ils comprennent, et de leur position dans l'eau. Une description exhaustive des filets dépasse le cadre du présent travail. Les principales informations relatives à ce sujet peuvent être recherchées dans les travaux de CTFT (1964), BRANDT (1975), HUBERT (1983). Les filets appartiennent à la catégorie des engins passifs car ils sont dans la plupart des cas posés à poste fixe. Il existe toutefois des filets appelés « filets dérivants » qui se déplacent sous l'action des courants et qui s'apparentent de ce fait aux engins actifs.

Les filets sont très largement utilisés dans les eaux continentales par les pêcheurs aux engins amateurs et professionnels et par la plupart des biologistes travaillant dans le domaine de l'ichtyologie lacustre (LE CREN & *al.*, 1975 ; LEOPOLD & *al.*, 1975c ; NORTHCOTE, 1975 ; TUNNAINEN, 1975 ; JENSEN, 1977 ; POWER, 1978 ; HAMLEY, 1980 ; BARBIER, 1985 ; JENSEN, 1986).

Parmi les filets existe une catégorie particulière d'engins : les filets maillants dont l'usage a été à la base de la mise au point d'un protocole d'échantillonnage utilisé et validé sur la plupart des grands plans d'eau français (CEMAGREF, 1987). Leur emploi sur les lacs d'altitude a donc constitué le prolongement des travaux antérieurs en adaptant la méthode de pêche à ce type de milieu en vue notamment de minimiser les mortalités parfois importantes liées à l'emploi des filets maillants.

2.3 - Méthode d'échantillonnage par pêche aux filets maillants

2.3.1 - Description des filets maillants

Les filets maillants sont des engins de capture statiques qui comprennent une nappe unique de filet. Dans la plupart des filets actuels cette nappe est constituée d'un monofilament de polyamide, matériau dont les caractéristiques principales, résistance, souplesse, élasticité et faible visibilité contribuent à l'efficacité des engins. Les principaux éléments techniques relatifs aux propriétés de la nappe des filets maillants sont mentionnés dans les travaux de BRANDT (1952, 1975), MOLIN (1953), LIBOSVARSKI (1970), JESTER (1973, 1977), DAHM (1987), SAINTONGE (1987).

Les filets maillants comprennent les filets verticaux et les filets horizontaux en fonction de leur position dans l'eau. Les filets horizontaux incluent d'autre part des engins à dimension de maille unique (filets monomaille) et ceux constitués d'une juxtaposition de nappes de filet de dimensions de maille différentes (filets multimailles). Les inventaires ichtyologiques des lacs d'altitude ont été effectués à l'aide de filets de type horizontal monomaille.

2.3.2 - Caractéristiques des filets maillants horizontaux

La nappe des filets maillants horizontaux est montée entre une ralingue supérieure pourvue ou dépourvue de flotteurs et un pied de filet lesté (**figure 1**). Les filets maillants horizontaux modernes présentent des caractéristiques permettant une grande facilité d'utilisation. Les drisses de support de nappe et ces dernières sont imputrescibles, ce qui évite le séchage des filets. L'intégration des flotteurs à l'intérieur de la ralingue supérieure et celle de plombs cylindriques dans le pied de filet limite les risques d'emmêlage.

Les modalités pratiques d'utilisation des filets maillants : techniques de pose et de relève, démaillage, ont été décrites dans de nombreux ouvrages. L'ensemble des renseignements relatifs à ces sujets existe notamment dans les travaux de HAMLEY (1980), HUBERT (1983) et SAINTONGE (1987).

2.3.3 - Modes de capture des poissons par les filets maillants. Conséquences relatives à l'étude des lacs d'altitude

La capture dans les filets maillants intervient lorsque les poissons rencontrent la nappe de filet au cours de leurs déplacements et y sont retenus suivant deux processus : l'accrochage et le maillage strict.

L'accrochage résulte de la prise, dans une ou plusieurs mailles, des organes externes (maxillaires, opercules, écailles, nageoires) souvent durs, rugueux, munis d'aspérités ou de dents.

Le maillage strict intervient lorsque la section du poisson atteint la circonférence de la maille et que de façon analogue au cas précédent, les organes externes se prennent dans les fils.

L'accrochage ou le maillage sont fréquemment suivis d'un emmêlage dans la nappe lorsque les poissons tentent de se libérer du filet.

Les modes de capture des poissons par les filets maillants expliquent les effets majeurs résultant de l'emploi de ces engins : mortalité et sélectivité.

Les filets maillants provoquent des mortalités dont l'importance est fonction du temps de rétention des poissons. Les principales causes de mortalité sont l'asphyxie, la mort par épuisement des poissons qui tentent de se libérer des mailles et les lésions des branchies. Toutefois, les premières expériences de pêche à l'aide de filets maillants ont mis en évidence une particularité fondamentale de la capture des salmonidés par ces engins. La plupart des salmonidés se prennent par accrochage des dents maxillaires dans les fils de la nappe, sans se mailler. Ce mode de capture limite considérablement les risques d'asphyxie et d'hémorragie branchiale. Ces observations ont permis de montrer qu'il était possible de minimiser les mortalités occasionnées par les filets, en limitant la durée d'immersion des engins. Une durée de pêche réduite permet d'éviter l'emmêlage des salmonidés lorsqu'ils sont capturés par les dents maxillaires et diminue donc les risques de mortalité des poissons maillés.

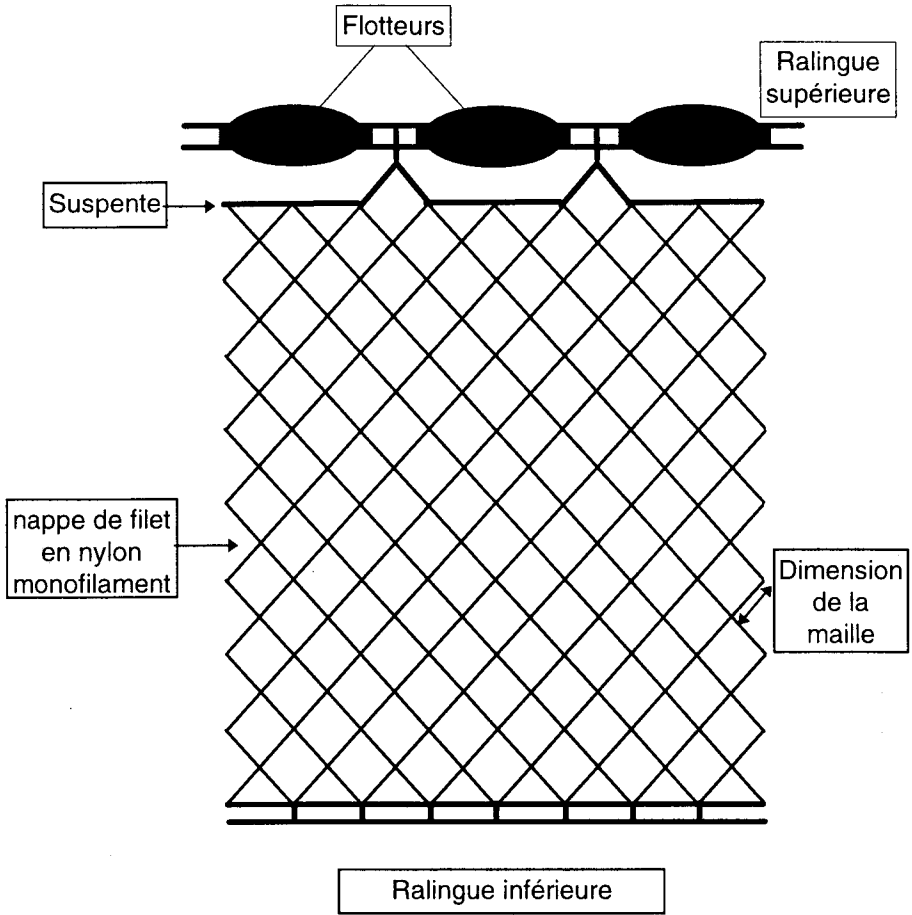


Figure 1 : Structure schématique d'un filet maillant mono-nappe et mono-maille.

2.3.4 - Conclusions relatives à l'échantillonnage ichtyologique des lacs d'altitude

Aucune méthode d'échantillonnage ne pouvant à elle seule être entièrement satisfaisante, le choix de l'une d'entre elles dans un contexte particulier d'étude correspond nécessairement à un compromis entre plusieurs critères. Le premier d'entre eux est représenté par la qualité et la quantité de l'information que la méthode permet d'obtenir, et à cette notion est donc rattachée celle d'efficacité et de reproductibilité.

L'utilisation d'une méthode d'échantillonnage est également source de contraintes pour les opérateurs et peut avoir des incidences marquées sur les peuplements étudiés. La plupart des méthodes disponibles pour échantillonner les peuplements ichtyologiques des lacs se sont avérées peu adaptées à l'étude des lacs d'altitude à cause de leur manque d'efficacité ou de leur difficulté de mise en oeuvre dans ce type de milieu.

Les filets maillants sont des engins facilement utilisables sur les lacs d'altitude en raison de leur simplicité d'emploi, de leur faible poids, de leur efficacité, et de la possibilité qu'ils offrent de prospecter l'ensemble des habitats. Ils ont donc été utilisés suivant une méthode particulière qui permet de minimiser les mortalités et d'atteindre les objectifs fixés.

3 - Application de la méthode d'inventaire aux lacs d'altitude

3.1 - Lacs étudiés

3.1.1 - Situations géographiques. Contexte et périodes des études

Les résultats qui figurent dans le présent travail ont été obtenus à la faveur d'études effectuées sur dix lacs d'altitude des Alpes du Sud, des Pyrénées et de la Corse. Leur situation géographique est représentée sur la **figure 2**.

Les lacs de **Laramon** et du **Serpent** sont situés dans le département des Hautes-Alpes. Ils sont rattachés au réseau hydrographique de la Durance et ont fait l'objet d'inventaires ichtyologiques au cours de l'étude des lacs naturels du Briançonnais (RIVIER, 1985).

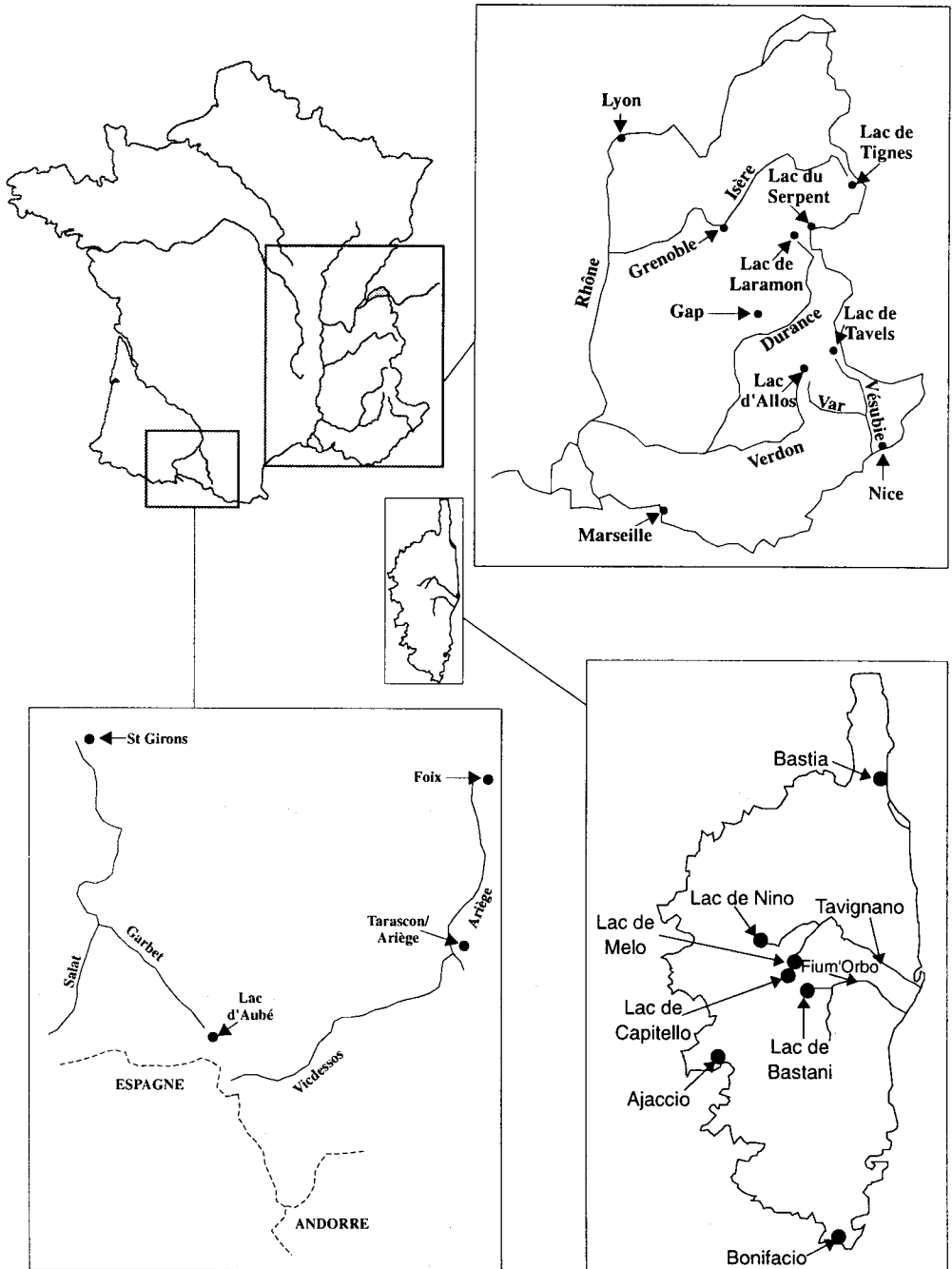


Figure 2 : Situation géographique des dix lacs étudiés.

Les lacs d'**Allos** et de **Tavels** se trouvent dans le Parc National du Mercantour dans le département des Alpes-de-Haute-Provence pour le premier et dans celui des Alpes-Maritimes pour le second. Le lac d'**Allos** appartient au bassin du Verdon, affluent de la Durance, celui de **Tavels** au bassin de la Tinée affluent du fleuve Var. Les études des lacs d'**Allos** (CEMAGREF, 1985a) et de **Tavels** (RIVIER & TERZIAN, 1987) entrent dans le cadre de l'établissement de la typologie écologique des lacs d'altitude (MARTINOT, 1989).

Les quatre lacs de Corse étudiés sont dans le territoire du Parc Naturel Régional de la Corse. Les lacs de **Nino**, **Melo** et **Capitello** appartiennent au bassin hydrographique du Tavignano, le lac de **Bastani** se rattache à celui du Fium'Orbo. Les études de ces lacs (RIVIER & DUMONT, 1987, 1988 ; RIVIER, 1989) ont été réalisées suite à l'établissement de la diagnose écologique générale des lacs d'altitude de la Corse (GAUTHIER & *al.*, 1984).

Situé dans le département de la Savoie, le lac de **Tignes** se rattache au bassin de l'Isère et a fait récemment l'objet d'une étude générale incluant les poissons (CEMAGREF, 1990).

Le lac d'**Aubé** est localisé en Ariège dans le bassin du Garbet, affluent du Salat, bassin versant de la Garonne. Son étude s'inscrit dans le cadre du programme européen AL:PE relatif aux effets biologiques liés à l'acidification des lacs d'altitude (RIVIER, 1992 ; WATHNE & *al.* 1995).

Trois lacs ont fait l'objet d'inventaires répétés : lac du **Serpent** en 1981 et 1982, lacs de **Bastani** en 1986 et 1990 et lac de **Nino** en 1987, 1988 et 1990. Chacune des séries de résultats relative à ces lacs sera considérée comme une entité particulière. Les années d'étude pour les autres lacs sont mentionnées ci-dessous :

Laramon	:	1984
Allos	:	1984
Tavels	:	1986
Melo	:	1988
Capitello	:	1988
Tignes	:	1989
Aubé	:	1991

3.1.2 - Principales caractéristiques physiques et chimiques des lacs

Une description détaillée de chaque lac sous les aspects morphodynamiques, physico-chimiques et biologiques figure dans les études citées précédemment. Seules les principales caractéristiques susceptibles de fournir une aide à l'interprétation des données piscicoles seront rappelées (**tableau I**). Tous les lacs sont d'origine glaciaire. Deux d'entre eux : lacs de **Nino** et de **Tignes** sont situés dans des vallées élargies, les autres occupent d'anciens cirques glaciaires.

Une répartition en fonction de cinq critères de classification : altitude, superficie, profondeur, position du lac dans le contexte hydraulique du bassin auquel il appartient, degré de trophie ; permet de regrouper les lacs présentant des caractéristiques communes et de mettre en évidence les particularités de certains d'entre eux à l'égard du critère utilisé.

Sept lacs se trouvent à une altitude supérieure à 2000 m. Les lacs de **Laramon**, du **Serpent**, et d'**Aubé** sont situés au-dessus de la limite des forêts de conifères qui caractérisent l'étage de végétation subalpin des massifs des Alpes et des Pyrénées. Les lacs d'**Allos**, de **Tavels** et de **Tignes** appartiennent à la portion supérieure de cet étage végétal. Les lacs de Corse sont tous situés dans l'étage subalpin à aulne odorant, en limite inférieure pour les lacs de **Melo** et de **Nino**, et en limite supérieure pour **Bastani** et **Capitello**. L'altitude, le degré d'encaissement de la cuvette et l'orientation du lac déterminent la durée des périodes de prise en glace qui varient en moyenne de 5 à 6 mois par an pour le lac de **Nino**, de 7 à 8 mois pour le lac de **Capitello** et de 6 à 7 mois pour les autres lacs.

Les lacs d'**Allos** (54 ha) et de **Tignes** (24 ha) se distinguent nettement des autres par leur superficie et leur profondeur importantes. Les lacs de **Bastani**, de **Capitello** et d'**Aubé** ont des profondeurs importantes en regard de leur superficie, ce qui les sépare des cinq derniers lacs dont la profondeur est de l'ordre de 10 m.

Deux lacs, **Capitello** et **Aubé**, sont dépourvus de tributaires à écoulement suffisamment pérenne pour permettre la vie des poissons même temporairement. L'absence d'affluents résulte de la position de ces lacs dans des secteurs de relief culminant et de la très forte pente des parois des cuvettes glaciaires dans lesquelles ils se situent. Le lac de **Nino**, traversé par le Tavignano est le seul qui soit totalement ouvert sur les parties amont et aval du bassin de ce cours d'eau. Les neuf autres lacs sont inaccessibles depuis l'aval par les poissons quelle que soit la période de l'année. Les peuplements sont donc totalement isolés de ceux existant dans cette partie du réseau hydrographique. Les lacs de **Laramon** et du **Serpent**,

bien que présentant des exutoires superficiels facilement franchissables par les poissons, paraissent peu accessibles en raison de la pente très forte des torrents qui en sont issus ($P > 10 \%$). Le nombre, le régime hydrologique et la configuration des cours d'eau affluents et effluents d'un lac sont d'une importance fondamentale en matière d'ichtyologie. Les milieux lotiques avec lesquels le lac est en continuité hydraulique constituent les zones de reproduction et de croissance des juvéniles pour certaines espèces ainsi que les voies de communication avec d'autres écosystèmes aquatiques.

Considérés sous l'aspect trophique, les lacs étudiés peuvent être classés en trois catégories. La première, qui ne comprend que le lac d'**Aubé**, représente les milieux lacustres hyperoligotrophes très peu minéralisés (conductivité électrique égale à $8 \mu\text{S}$ pour le lac d'**Aubé**) à eaux très transparentes et à productivité biologique faible. La deuxième catégorie regroupe les lacs de la chaîne alpine et les lacs de **Melo** et de **Capitello**. Ces lacs présentent un caractère oligotrophe net. Leurs eaux sont faiblement minéralisées (conductivité comprise entre 15 et $100 \mu\text{S}$) et transparentes. Les degrés de trophie sont toutefois variables en fonction de la nature géologique du bassin versant, de la qualité et de la quantité des sédiments présents dans les lacs et des apports de nutriments liés à la fréquentation humaine, à la présence d'animaux domestiques et aux retombées telluriques. La troisième catégorie comprend deux lacs à caractère mésotrophe et eutrophe. Le lac de **Bastani** est un milieu mésotrophe présentant des signes d'évolution rapide vers l'eutrophie (ROCHE & LOYE-PILOT, 1989). L'enrichissement en azote inorganique par les apports atmosphériques et la mobilisation du phosphore par brassages fréquents liés au vent sont, selon ces auteurs, les facteurs explicatifs de l'eutrophisation. Le lac de **Nino** subit un enrichissement organique notable dû à l'importance du couvert végétal du bassin versant, à l'utilisation des pelouses environnantes pour l'estive des animaux domestiques et à l'intense fréquentation touristique. C'est un milieu eutrophe et le seul lac où une importante végétation macrophytique aquatique est présente sous forme d'herbiers de bordure à *Potamogeton natans* (L.) et *Menyanthes trifoliata* (L.).

En conclusion, la gamme des milieux étudiés est relativement étendue et a permis l'obtention de données concernant la plupart des grands types de lacs d'altitude définis par MARTINOT (1979, 1989).

Tableau I - Caractéristiques morphométriques des lacs étudiés.

Lac	Altitude (m)	Superficie du lac (ha) (*)	Superficie du bassin versant (ha)	Volume (m ³ x 1000) (*)	Profondeur maximale (m) (*)	Profondeur moyenne (m) (*)	Longueur (m) (*)	Largeur (m) (*)	Périmètre (m) (*)	Tributaire	Exutoire
Laramon	2359	3.4	226	160	12	4.7	320	170	855	+	+
Serpent	2448	3.1	154	178	10.7	5.75	250	190	740	+	+
Allos	2222	54	520	11000	51	18.5	1120	700	3378	+	-
Tavels	2235	3	165	96	9	3.2	220	150	688	+	-
Bastani	2089	4.38	32.4	450	24	10.1	325	200	925	+	-
Nino	1734	6.5	104	23	11	4	400	225	1000	+	+
Melo	1711	6.2	172.6	400	15.5	6.5	300	267	930	+	-
Capitello	1930	5.2	47	890	42	16.2	323	275	916	-	-
Tignes	2100	24	2400	1000	38	4.2	800	400	-	+	-
Aubé	2091	8.6	0.8	-	45	-	-	-	-	-	-

(*) Les valeurs citées sont celles correspondant à la côte des plus hautes eaux.

+ Présence d'un ou plusieurs tributaires facilement accessibles par les poissons et exutoire facilement franchissable.

- Tributaires et exutoires infranchissables par les poissons.

3.2 - Mise en oeuvre des inventaires ichtyologiques en lacs d'altitude

Avant de procéder à l'inventaire d'un lac, il est nécessaire d'acquérir des informations concernant deux domaines :

- gestion piscicole et halieutisme,
- facteurs du milieu pouvant jouer un rôle dans le déroulement de l'inventaire.

La possession de ces éléments constitue une aide pour la définition du protocole d'échantillonnage.

3.2.1 - Données relatives à la gestion piscicole et à l'halieutisme

Les données d'ordre piscicole concernent les espèces présentes naturellement ou introduites. Dans ce dernier cas les informations principales concernent les dates d'alevinage, les quantités de poissons, le stade de développement des poissons au moment du déversement. Les périodicités et durées éventuelles de mise en réserve constituent également des informations indispensables. Une idée même sommaire de la fréquentation par les pêcheurs et de l'importance de leurs prélèvements est utile à connaître, principalement pour les lacs sur lesquels une forte pression halieutique peut influencer dans une large mesure la nature et la structure des peuplements.

3.2.2 - Données relatives au milieu

Les caractéristiques du milieu facilement observables ou mesurables sur le terrain sont la bathymétrie, la présence de formations végétales macrophytiques, la distribution verticale des températures et des concentrations en oxygène dissous.

La bathymétrie

Elle permet de décrire la forme de la cuvette lacustre, d'identifier les principaux secteurs du lac en fonction des critères profondeur et pente du fond et de définir l'importance de chacun d'eux. En l'absence de relevés bathymétriques préexistants, il convient de réaliser ceux-ci sur le terrain avant l'inventaire en adoptant par exemple la méthode décrite par DUMONT & MATHYS (1985) résumée ci-dessous.

Les relevés bathymétriques sont réalisés au moyen d'une technique utilisant un canot pneumatique propulsé par un moteur électrique, un échosondeur à écran et à enregistrement sur papier, un micro-moulinet OTT de type O2 et un compteur d'impulsions. La technique des transversales parallèles est remplacée par celle dite "de la toile d'araignée". Des trajectoires sont parcourues entre des points de rive remarquables et celles-ci sont croisées. Le déplacement le long d'un profil est superposé à l'enregistrement de l'écho du fond par marquage du papier à l'aide de tops déclenchés par l'opérateur et correspondant à un nombre de tours d'hélice du moulinet. La description de la bathymétrie doit être réalisée par temps calme, sans vent excessif, de façon à ce que les déplacements puissent s'effectuer à vitesse constante et en ligne droite. Le déplacement en "toile d'araignée" présente l'avantage de permettre des recoupements, les trajectoires pouvant être multipliées à volonté dans les zones jugées intéressantes. Une quinzaine de trajectoires suffit en général pour caractériser la forme de la cuvette d'un lac de dimensions moyennes.

Les formations végétales

Une cartographie de la nature et de la densité éventuelle des formations de macrophytes (hélrophytes et hydrophytes) qui constituent des habitats particuliers pour les poissons, représente également une aide à la définition du plan de travail.

Le profil thermique et l'oxygène

La transparence des eaux, la distribution des températures et des concentrations en oxygène dissous peuvent conditionner la répartition des poissons dans le lac au moment de l'inventaire, en période de stratification thermique. Les mesures de la transparence à l'aide d'un disque de Secchi, les températures et concentrations en oxygène dissous à l'aide d'un oxythermomètre de terrain sont des travaux à effectuer en prélude à l'inventaire.

3.3 - Caractéristiques générales des filets utilisés sur les lacs d'altitude

Trois types de filets maillants horizontaux ont été utilisés au cours des études ichtyologiques effectuées sur les lacs d'altitude.

- Les araignées sont des filets reposant sur le fond à l'aide d'un fort plombage. Les filets sont maintenus vertical par des flotteurs de petites dimensions. Ils échantillonnent donc une tranche d'eau comprise entre le fond et la hauteur du filet.

- Les filets de surface à l'inverse des précédents sont peu lestés et flottent. Ces filets sont utilisés pour prospecter les couches superficielles des lacs.
- Les filets de pleine eau plus couramment appelés pics, sont destinés à l'échantillonnage de la zone pélagique. Leur ralingue supérieure est constituée par une simple drisse et la profondeur d'immersion est réglée par adjonction de flotteurs externes reliés au filet par un cordage. Les dimensions parfois réduites des lacs d'altitude ont nécessité de substituer aux grands pics habituels, dont les dimensions sont de l'ordre de 1000 m², des engins de taille beaucoup plus réduite appelés mini-pics.

L'usage de filets de différents types a permis d'échantillonner les principales zones rencontrées sur les lacs d'altitude.

Les dimensions des mailles et celles des filets pour chacun des trois types d'engins sont rassemblées dans le **tableau II**.

A l'exception des pics, les filets dont la dimension de maille va de 10 à 20 mm sont de faible surface. Les hauteurs et les longueurs les plus fréquentes se situent respectivement à des valeurs voisines de 2 et 20 m. A l'inverse, les filets de type araignée et filets de surface de dimension de maille égale ou supérieure à 27 mm ont des surfaces nettement plus importantes. Les longueurs sont de l'ordre de 50 m et les hauteurs comprises entre 3 et 5 m.

Il existe d'autre part, pour les araignées des variations de la surface des filets pour une dimension de maille donnée. L'emploi de filets de longueurs et de hauteurs différentes en fonction de la dimension des mailles a pour but la recherche d'un effort de capture optimal pour chacune d'entre elles.

3.4 - Calcul de l'effort de pêche. Unité de pondération

Le pouvoir de capture d'un filet est fonction de sa surface et du temps durant lequel il est en action de pêche. Un objectif de comparaison des résultats obtenus avec les différents engins, entre les lacs et entre les campagnes a donc nécessité de définir une unité de pondération. Cette unité appelée Unité d'Effort de Pêche (UEP) correspond aux captures qui auraient été obtenues à l'aide d'un filet théorique d'une surface de 1 m² pêchant pendant une durée de 1 heure. Les captures par unité d'effort sont donc des effectifs numériques (N) ou des biomasses (B) par mètre carré et par heure (N ou B.m⁻².h⁻¹). Les durées de pêche sont exprimées en heures pour la partie entière et en centièmes d'heures pour les décimales (h, h/100).

Tableau II - Caractéristiques des filets utilisés sur l'ensemble des lacs d'altitude étudiés.

Type de filet	Dimension de maille	N	Hauteur minimale (m)	Hauteur maximale (m)	Longueur minimale (m)	Longueur maximale (m)	Surface minimale (m ²)	Surface maximale (m ²)
ARAIGNEES	10	2	1.9	2	20	20	38	40
	15	3	1.9	2.15	19.5	49	39	93.10
	20	6	1.2	2.6	20	48	33.60	76.80
	27	5	2.7	3.6	43	50	116.10	180
	35	4	3	4	48	50	144	196
	40	2	3	3.5	48	50	150	168
	50	2	3	3	50	50	150	150
60	2	4	4.3	50	50	200	215	
SURFACES	10	1	2		19		38	
	15	1	2.1		21		44.10	
	20	1	2.6		19		49.40	
	27	2	3.6	3.8	39	40	140.40	152
	35	1	5		51		255	
	45	1	3.5		48.5		169.75	
MINI PICS	15	1	2		30		60	
	20	1	2		30		60	
	27	1	2		30		60	
GRANDS PICS	15	1	10		100		1000	
	20	1	12		100		1200	
	27	1	11.3		95		1073.50	
	35	1	9.75		107		1043.25	
	45	1	9.65		93		897.45	
60	1	10		100		1000		

N = Nombre de filets dans la catégorie

Dans le cas de l'utilisation d'un filet unique à l'intérieur d'une catégorie, les valeurs figurent dans la colonne des minima.

Les valeurs des surfaces minimale et maximale sont celles des filets réellement utilisés et non la combinaison des dimensions extrêmes.

3.5 - Principe du protocole d'échantillonnage

La planification de l'inventaire a pour but d'adapter l'effort de capture à des peuplements qualitativement et quantitativement inconnus en respectant les objectifs de base d'efficacité et de limitation des mortalités. Il est donc indispensable de procéder dans chaque cas à un étalonnage de l'effort de pêche.

Ce travail est réalisé au cours de la première séance de pêche. Les filets sont immergés pendant des durées très brèves et en nombre réduit. Le nombre d'UEP est volontairement limité afin d'éviter le sur-échantillonnage et de permettre l'obtention de taux de survie élevés. Cette phase d'étalonnage détermine le déroulement ultérieur de l'inventaire en fonction des résultats obtenus pour le rendement de pêche et le taux de survie. Dans le cas où les rendements sont élevés dès la première pêche (nombre pour 1000 UEP ≥ 10), l'effort de pêche est maintenu constant ou diminué au cours des pêches suivantes.

Lorsque les rendements de la première pêche sont faibles ou nuls, l'inventaire peut être poursuivi suivant deux procédures différentes : prolongation de la phase d'étalonnage ou augmentation immédiate de l'effort de pêche.

La prolongation de la phase d'étalonnage consiste à déployer au cours de la deuxième séance de pêche un effort de capture légèrement supérieur à celui de la première (augmentation de 1 à 2 h du temps d'immersion des filets et augmentation de leur nombre) et à examiner l'évolution des rendements et du taux de survie. L'étalonnage peut ensuite être poursuivi durant les pêches ultérieures jusqu'à obtention d'un équilibre satisfaisant entre les rendements et les taux de survie.

Cette phase d'augmentation progressive de l'effort de capture a été volontairement supprimée sur certains lacs. L'effort de capture a été augmenté de façon sensible dès la deuxième pêche afin de vérifier les conséquences, sur les rendements et les taux de survie, d'une augmentation brutale de l'effort de capture et de valider la nécessité de la phase d'étalonnage.

4 - Résultats

4.1 - Composition spécifique des échantillons

Huit espèces dont cinq appartiennent à la famille des salmonidés et trois à celle des cyprinidés ont été recensées sur l'ensemble des lacs (**tableaux III et IV**). Les salmonidés sont représentés sur la totalité des lacs. Seule la population de truites fario du lac de **Nino** peut être considérée comme autochtone. Dans tous les autres lacs, les peuplements résultent d'introductions d'espèces appartenant à l'ichtyofaune européenne : omble chevalier (MACHINO, 1991), truite fario ou d'espèces d'origine néarctique : omble de fontaine, cristivomer, truite arc-en-ciel.

Le vairon, présent sur les lacs de **Laramon** et d'**Allos** a été introduit volontairement en vue de constituer une source d'alimentation pour les salmonidés. La présence des deux autres espèces de cyprinidés est la conséquence d'une pratique halieutique particulière au cours de laquelle ces poissons sont utilisés comme appâts pour les salmonidés. La pêche "au vif" très efficace est fréquemment utilisée sur les lacs d'altitude. L'habitude qu'ont certains de ses adeptes de se débarrasser des appâts non utilisés, en les déversant dans le lac, explique que ces espèces sont de plus en plus fréquemment rencontrées sur les lacs d'altitude. Les présences du blageon et du chevaine dans le lac d'**Allos**, celle du chevaine dans les lacs de **Tavels** et d'**Aubé** constituent des particularités biologiques et montrent que ces espèces présentent des facultés d'adaptation à des conditions de vie extrêmes. Leur présence dans les lacs d'altitude pose le problème de leur rôle écologique dans ces écosystèmes et des déséquilibres qu'elles sont susceptibles d'y introduire par le jeu du mécanisme de compétition interspécifique avec les salmonidés.

4.2 - Calibration de l'effort de pêche

4.2.1 - Bilans des premières séances de pêche

4.2.1.1 - Effort de capture

Les paramètres relatifs à l'effort de capture déployé au cours des premières séances de pêche sont rassemblés dans le **tableau V**.

La durée moyenne de pêche est d'environ deux heures, valeur très faible à l'échelle de temps où s'effectuent les captures des poissons par les filets maillants. Le nombre de filets est en moyenne de six et l'échantillonnage basé principalement sur l'emploi d'araignées dont la dimension de maille varie généralement de 10 à

35 mm. Une gamme relativement diversifiée de dimensions de mailles permet d'obtenir une première estimation de la structure des populations. La limitation du temps de pêche et du nombre de filets se traduit par un effort de capture réduit à 1400 UEP en moyenne.

4.2.1.2 - Rendements de pêche

L'analyse de l'efficacité de la pêche est basée sur l'examen des rendements numériques qui ne nécessitent que le dénombrement des poissons et peuvent donc être calculés rapidement. Les valeurs des effectifs bruts et par unité d'effort de pêche figurent dans le **tableau VI**.

Le lacs se regroupent en deux catégories. La première comprend ceux pour lesquels les rendements numériques sont inférieurs à 10 poissons pour 1000 UEP : lacs de **Laramon**, d'**Allos**, de **Bastani** (année 1986), de **Capitello** et d'**Aubé**. Dans le second groupe, les rendements bien que très variables sont très nettement supérieurs à 10 poissons pour 1000 UEP. Le lac de **Nino** se différencie nettement des autres avec des rendements compris entre 41 (année 1990) et 144 (année 1987) poissons pour 1000 UEP.

La valeur de 10 poissons pour 1000 UEP (toutes espèces confondues) représente la limite qui sépare les lacs à faible densité ichthyaire et ceux où les peuplements sont plus abondants. Dans le premier cas, l'inventaire doit être poursuivi en augmentant l'effort de pêche progressivement ou de façon immédiate. Dans les lacs appartenant à la seconde catégorie il est préférable de conserver un effort de pêche faible et relativement constant.

Tableau III - Composition faunistique des échantillons recueillis sur les dix lacs étudiés.

Famille	Espèces	Nom commun	Code espèce
SALMONIDAE	<i>Salvelinus alpinus</i> (L.)	Ombre chevalier	OBL
	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill)	Ombre de fontaine (1)	SDF
	<i>Salvelinus namaycush</i> (Walbaum)	Cristivomer (2)	CRI
	<i>Salmo trutta</i> (L.)	Truite fario	TRF
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	Truite arc-en-ciel	TAC
CYPRINIDAE	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	Chevaine	CHE
	<i>Leuciscus souffia</i> (Risso)	Blageon	BLN
	<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.)	Vairon	VAI

(1) Autre appellation courante : Saumon de fontaine

(2) Autre appellation courante : Ombre du Canada

Tableau IV - Bilan spécifique pour les dix lacs étudiés.

Code Espèce	OBL	SDF	CRI	TRF	TAC	CHE	BLN	VAI
Lac								
Laramon		+		+	+			+
Serpent	+			+				
Allos	+			+		+	+	+
Tavels				+		+		
Bastani		+						
Nino				+				
Melo		+						
Capitello		+						
Tignes	+		+	+				
Aubé			+	+		+		

Tableau V - Paramètres d'échantillonnage pour la première séance de pêche.

Lac/année	Temps moyen de pêche (h, h/100)	Nombre de filets posés	Nombre d'UEP
Laramon	2.18	6	1650.48
Serpent 1981	1.38	4	527.59
Serpent 1982	1.83	5	1273.64
Allos	1.29	8	1116.26
Tavels	2.39	9	1340.63
Bastani 1986	1.63	5	788.75
Bastani 1990	4.26	5	1925.93
Nino 1987	1.01	7	478.28
Nino 1988	1.13	8	953.89
Nino 1990	3.16	5	1621.55
Melo	2.63	9	2259.93
Capitello	2.45	7	2739.2
Tignes	2.17	6	2159.52
Aubé	3.12	8	2072.39

Tableau VI - Nombre total de captures et rendements numériques pour les premières séances de pêche.

Lac/année	Nombre total de captures	Nombre par UEP (x1000)
Laramon	7	4.24
Serpent 1981	17	34.12
Serpent 1982	29	22.77
Allos	2	1.79
Tavels	23	17.16
Bastani 1986	4	5.07
Bastani 1990	28	14.54
Nino 1987	69	144.3
Nino 1988	72	75.48
Nino 1990	67	41.32
Melo	24	10.62
Capitello	6	2.19
Tignes	40	18.52
Aubé	3	1.45

4.2.1.3 - Taux de survie

L'examen des taux de survie obtenus lors des premières séances de pêche (**tableau VII**) met en évidence une différence nette entre les ombles chevaliers qui survivent pratiquement tous après leur capture et les autres espèces. Les truites fario et les ombles de fontaine subissent des mortalités élevées et il semble en être de même pour les cristivomers, bien que le nombre limité d'observations pour cette dernière espèce ne permette pas de conclure avec certitude. Dans les lacs où sont présentes les espèces subissant de fortes mortalités, il est nécessaire de limiter au maximum la durée de pêche, en augmentant éventuellement le nombre de séances de pêche en vue d'obtenir un échantillon satisfaisant.

La relation entre la durée de pêche et le taux de survie n'est cependant pas absolue. Le taux de survie dépend d'autres paramètres : température de l'eau, pression atmosphérique, maille et profondeur d'immersion des filets. La survie des poissons est d'autre part liée à leur degré de maillage et d'emmêlage : l'extraction des poissons du filet est parfois longue et à l'origine de lésions qui diminuent sensiblement la probabilité de survie.⁽¹⁾

4.2.2 - Bilan des inventaires complets

4.2.2.1 - Déroulement chronologique des inventaires : variation de l'effort de pêche

Les figures de l'annexe I montrent le déroulement des inventaires dans les trois situations possibles d'évolution de l'effort de pêche.

- Effort de pêche constant et faible : **figures 1 à 9** pour les lacs du **Serpent** (1981 et 1982), de **Tavels**, de **Bastani** (1990), de **Melo**, de **Tignes** et de **Nino** (1987, 1988 et 1990),
- Poursuite de la phase d'étalonnage durant la deuxième séance de pêche : **figures 10 et 11** pour les lacs d'**Allos** et de **Bastani** (1986),
- Augmentation importante de l'effort de pêche dès la deuxième séance : **figures 12 et 13** pour les lacs de **Capitello** et d'**Aubé**.

⁽¹⁾ Lors des inventaires effectués en lacs d'altitude, les poissons vivants sont démaillés sur les lieux au moment du retrait des filets et placés dans les poches de survie. Les taux de survie ont été calculés après toutes les manipulations effectuées sur les poissons : (mesure, pesée, marquage) et après récupération, de manière à être aussi proches que possible de la réalité.

Tableau VII - Effectifs numériques (N), nombre de poissons survivants (S) et pourcentage de survie (%) des différentes espèces de salmonidés au cours des premières séances de pêche.

Espèces Lacs	OBL			SDF			CRI			TRF			TAC		
	N	S	%	N	S	%	N	S	%	N	S	%	N	S	%
Laramon				1	0	0				4	3	75	2	0	0
Serpent 1981	17	16	94												
Serpent 1982	26	24	92							3	1	33			
Allos	1	1	100							1	1	100			
Tavels										23	10	43			
Bastani 1986				4	2	50									
Bastani 1990				28	7	25									
Nino 1987										69	30	43			
Nino 1988										72	51	71			
Nino 1990										67	16	24			
Melo				24	7	29									
Capitelo				6	0	0									
Tignes	1	0	0				32	3	9.4	7	3	43			
Aubé										3	0	0			

*Remarque : le lac de **Laramon** dont les peuplements sont trop limités pour utiliser les résultats de l'inventaire complet dans le cadre d'une étude à caractère méthodologique, n'a pas été pris en compte dans la suite du travail.*

Dans les lacs où les rendements initiaux sont élevés, l'inventaire, après la phase d'étalonnage est axé sur une prospection exhaustive de l'ensemble des habitats et sur l'affinement de la structure de l'échantillon en recherchant préférentiellement certains stades de développement des poissons : juvéniles, individus de taille importante. Dans la plupart de ces lacs, deux ou trois séries de pêche sont suffisantes pour obtenir un échantillon représentatif.

Les résultats obtenus sur les lacs d'**Allos** et de **Bastani** en 1986 montrent qu'un léger accroissement de l'effort de pêche lié à un allongement de la durée d'immersion des filets au cours de la deuxième séance de pêche n'aboutit pas à une augmentation des rendements. Au cours de la troisième période de pêche, l'effort de capture a donc été augmenté de manière importante en vue de capturer un nombre plus élevé de poissons. Le taux de survie n'est plus considéré comme un objectif prioritaire à ce stade de travail. L'intensification de l'effort de pêche résulte d'une augmentation de la durée d'immersion des filets qui sont alors utilisés en phase nocturne. La superficie et la profondeur du lac d'**Allos** ont conduit à intensifier l'effort de pêche en diversifiant les types de filets. Les grands pics spécialement destinés à la capture des ombles chevaliers en zone pélagique ont été utilisés en complément des araignées et des filets de surface.

Les inventaires des lacs de **Capitello** et d'**Aubé** ont été effectués en excluant la deuxième étape d'étalonnage. Les résultats montrent que les rendements restent très faibles malgré un effort de capture élevé et qu'il n'y a pas, dans ces cas, de relation entre ces paramètres à l'inverse de ce qui est observable sur les lacs à forte densité ichtyaire. La constance des rendements à un niveau très bas est caractéristique des lacs à densité piscicole faible, pour lesquels le déploiement d'un effort de pêche élevé est nécessaire en vue d'obtenir un échantillon représentatif.

4.2.2.2 - Importance de la phase d'étalonnage

L'exemple du lac de **Bastani**, échantillonné au cours des années 1986 et 1990, permet de montrer la nécessité de la phase d'étalonnage au cours de l'inventaire ichtyologique des lacs d'altitude. L'examen des paramètres d'inventaire pour l'année 1986 (**tableau VIII**), montre qu'à cette période, le lac appartenait à la catégorie des milieux à faible densité piscicole. En se basant sur ces résultats, la phase d'étalonnage de l'effort de pêche a été effectuée de façon particulière en procédant à un contrôle visuel des captures effectué après chaque heure de pêche.

Tableau VIII - Paramètres des inventaires du lac de Bastani.**Année 1986**

Ordre chronologiques des pêches	I	II	III	IV
Durée moyenne de pêche (h, h/100)	1.63	2.18	11.51	4.42
Nombre d'UEP	788.8	1071.7	8761.3	2097
Effectif capturé	4	4	32	7
Nombre par UEP (x1000)	5.07	3.73	3.65	3.34
Nombre de filets posés	5	7	7	6
% des filets positifs	40	40	57	83.3
Types de filets utilisés	A	A	A	A-S

Année 1990

Ordre chronologiques des pêches	I		II	
Durée moyenne de pêche (h, h/100)	4.26		1.99	
Nombre d'UEP	1925.9		1245.2	
Effectif capturé	28		28	
Nombre par UEP (x1000)	14.54		22.49	
Nombre de filets posés	5		6	
% des filets positifs	80		83.3	
Types de filets utilisés	A		A	

A = Araignée

S = Filet de surface

Les résultats montrent qu'à l'inverse de l'année 1986, les rendements de pêche sont élevés et qu'une durée moyenne d'immersion des filets (4.26 h) est suffisante pour obtenir un effectif qui représente 60 % du total obtenu en 1986 en quatre séries de pêche. La durée d'immersion a été réduite au cours de la deuxième séance de pêche et malgré un effort de capture limité une augmentation du rendement a été observée.

En conclusion, si l'inventaire de l'année 1990 avait été effectué sur la base des résultats de 1986, et qu'un effort de pêche intense avait été déployé dès la première pêche, un risque de sur-échantillonnage important aurait existé.

4.2.2.3 - Résultats des essais de calibration de l'effort de pêche

Les résultats obtenus au cours de la première pêche déterminent le déroulement général de l'inventaire et il existe donc des relations entre les rendements numériques obtenus au cours de la première séance de pêche (R) et les deux paramètres principaux des inventaires complets : nombre total d'unités d'effort de pêche (NT) et durée moyenne d'immersion des filets (DM). Les résultats sont représentés dans le **tableau IX** et les **figures 3 et 4**. Les relations inverses entre R et NT ou DM sont de type puissance et ont été calculées après transformation logarithmique des variables. Leurs équations respectives sont :

$$\begin{aligned} \text{NT} &= 28911.7 \times R^{-0.5627} & t &= -5.53^{**} & r &= -0.858^{**} \\ \text{DM} &= 9.2836 \times R^{-0.4319} & t &= -6.99^{**} & r &= -0.903^{**} \end{aligned}$$

t : test de signification du coefficient de régression. (test t de Student).

r : coefficient de corrélation sur variables transformées.

** : valeurs de t et de r significatives au seuil de probabilité 1 %.

Ces résultats confirment toute l'importance que revêt la phase initiale de travail d'étalonnage qui permet ensuite d'adapter en permanence l'effort de pêche à la densité des peuplements. La connaissance des relations générales entre le bilan de la première séance de pêche et celui de l'inventaire total constitue un guide méthodologique permettant de définir pour la plupart des lacs d'altitude un protocole d'échantillonnage adapté à chaque situation.

Tableau IX - Relations entre les rendements numériques de la première séance de pêche (nombre de poissons pour 1000 UEP) et les paramètres des inventaires complets : nombre total d'UEP et durée d'immersion des filets.

LAC - ANNEE	Rendement de la première pêche	Nombre total d'UEP	Temps de pose moyen total
Serpent 1981	34.12	1740.50	1.20
Serpent 1982	22.77	4015.37	1.79
Allos	1.77	35628.50	7.41
Tavels	17.16	4678.25	2.39
Bastani 1986	5.07	12718.81	5.48
Bastani 1990	14.54	3171.14	3.02
Nino 1987	144.3	3479.12	1.61
Nino 1988	75.48	4737.81	1.94
Nino 1990	41.32	2866.40	2.18
Melo	10.62	5625.73	2.55
Capitello	2.19	16676.04	5.16
Tignes	18.52	8076.68	2.20
Aubé	1.45	31084.81	12.64

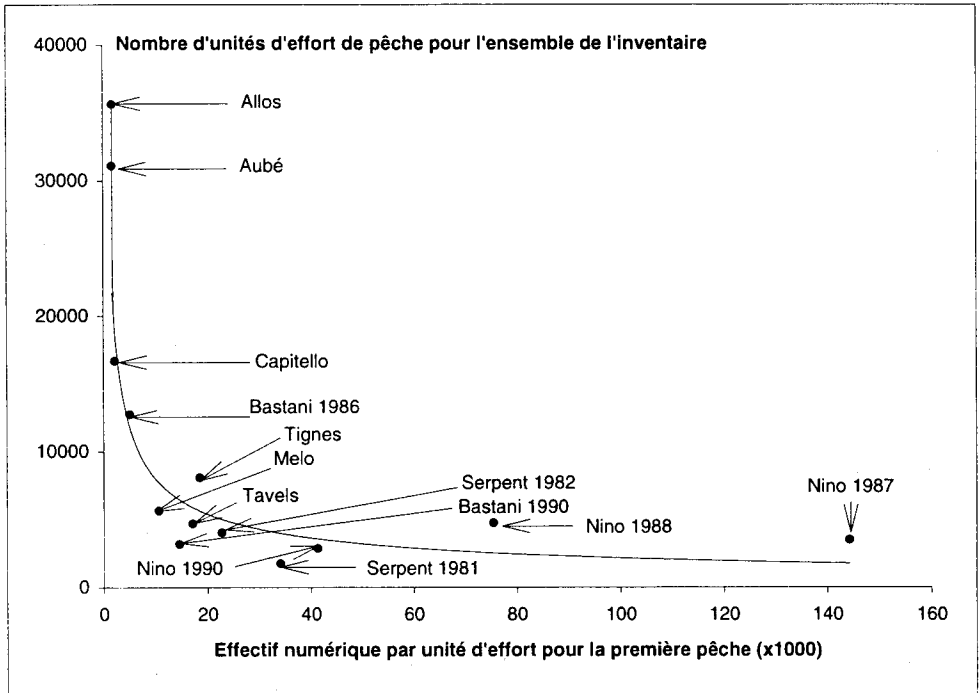


Figure 3 : Relation entre les rendements numériques de la première séance de pêche et le nombre total d'unités d'effort de pêche pour l'ensemble de l'inventaire.

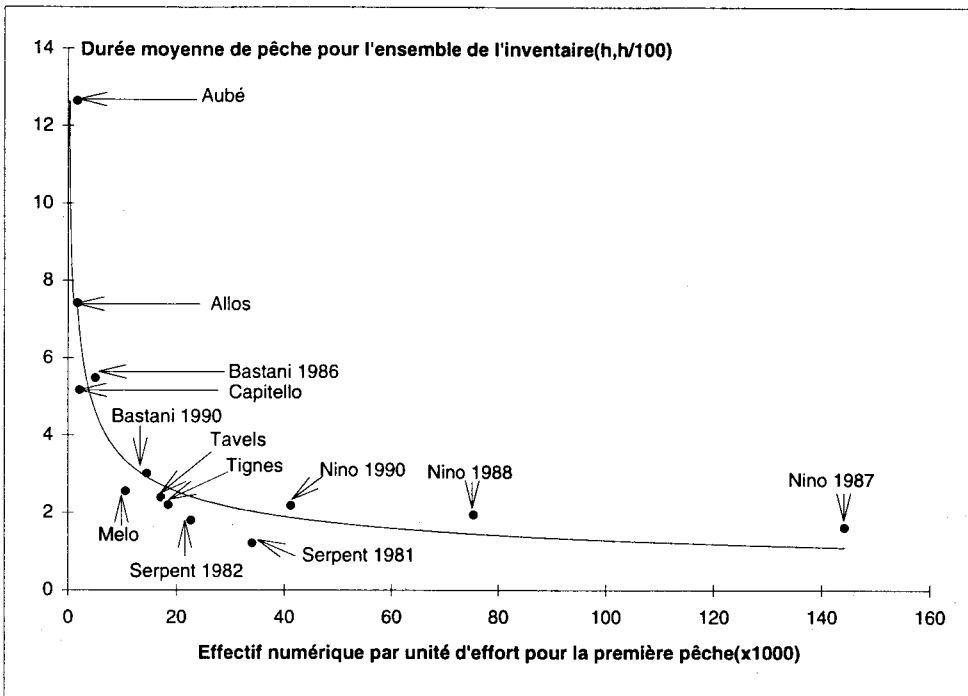


Figure 4 : Relation entre les rendements numériques de la première pêche et la durée moyenne de pêche pour l'ensemble de l'inventaire.

4.2.2.4 - Taux de survie totaux

Les taux de survie, calculés pour les inventaires complets sont représentés pour chaque lac et chaque espèce en fonction de la durée moyenne de pêche (**figures 5 et 6**). Les résultats sont similaires à ceux des premières séances de pêche : le taux de survie est élevé pour l'omble chevalier, quelle que soit la durée de pêche, les mortalités sont importantes pour la truite fario ainsi que pour l'omble de fontaine et le cristivomer. La diminution des taux de survie liée à l'intensification de l'effort de pêche dans les milieux à densité piscicole peu élevée pose donc le problème de l'impact de l'inventaire sur les peuplements. Bien que des études précises concernant cet aspect n'aient pu être entreprises, il est possible d'émettre deux hypothèses relatives aux effets de l'inventaire dans ce type de lacs.

Si les espèces présentes sont à même d'effectuer leur cycle de vie dans le lac ou dans les milieux qui s'y rattachent, l'impact est limité dans le temps. La diminution du potentiel de reproduction (géniteurs n'ayant pas survécu à la pêche) et celle de la densité des juvéniles (poissons qui auraient été issus de la reproduction de ces géniteurs) peuvent être compensées au cours des années suivant l'inventaire par la diminution du degré de compétition intra ou interspécifique pour les populations restantes.

Dans le cas où les peuplements sont maintenus artificiellement, la compensation des mortalités ne peut être obtenue par une augmentation de la quantité de poissons introduits.

4.2.2.5 - Conclusions relatives à la méthode d'échantillonnage

Les résultats concernant la calibration de l'effort de pêche montrent que l'inventaire ichthyologique des lacs d'altitude est basé sur un compromis constant entre la notion d'efficacité et celle de protection des peuplements.

La méthode d'inventaire par pêche aux filets maillants habituellement considérée comme destructive s'avère cependant bien adaptée à l'étude des lacs d'altitude. Les conditions de travail impliquent une remise en question permanente de la méthode, dont le principe de base demeure identique pour tous les lacs, mais dont les modalités d'application doivent être adaptées à chacun des milieux étudiés.

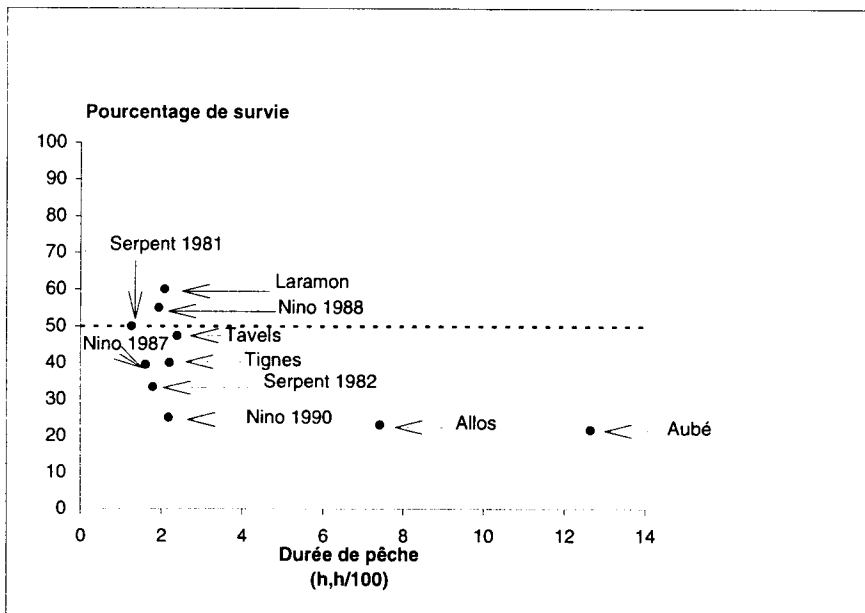
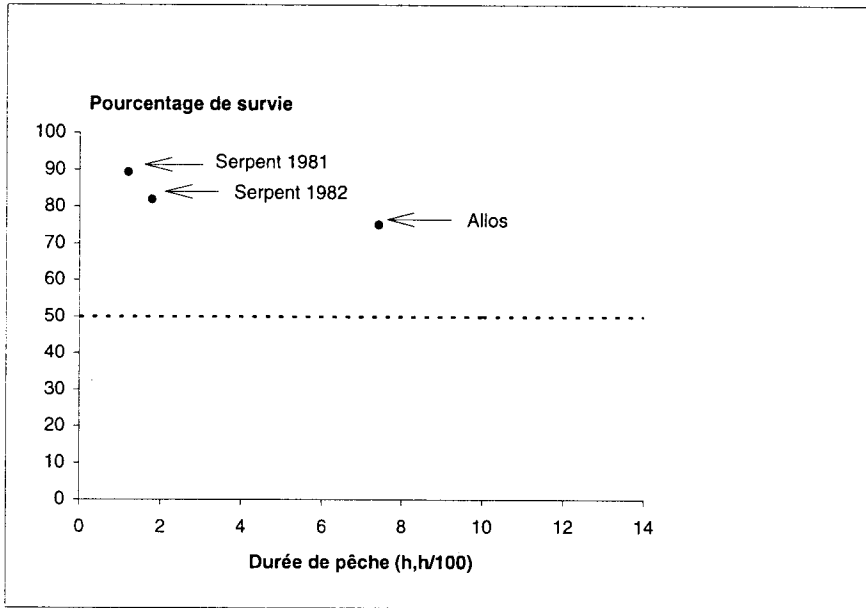


Figure 5 : Pourcentages de survie pour l'omble chevalier (graphique du haut) et pour la truite fario (graphique du bas) en fonction de la durée moyenne de pêche.

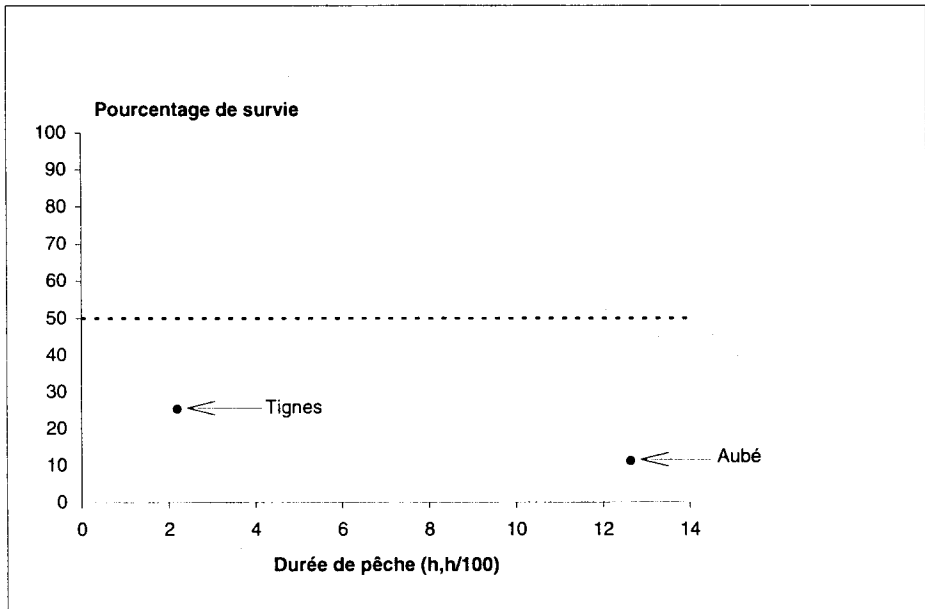
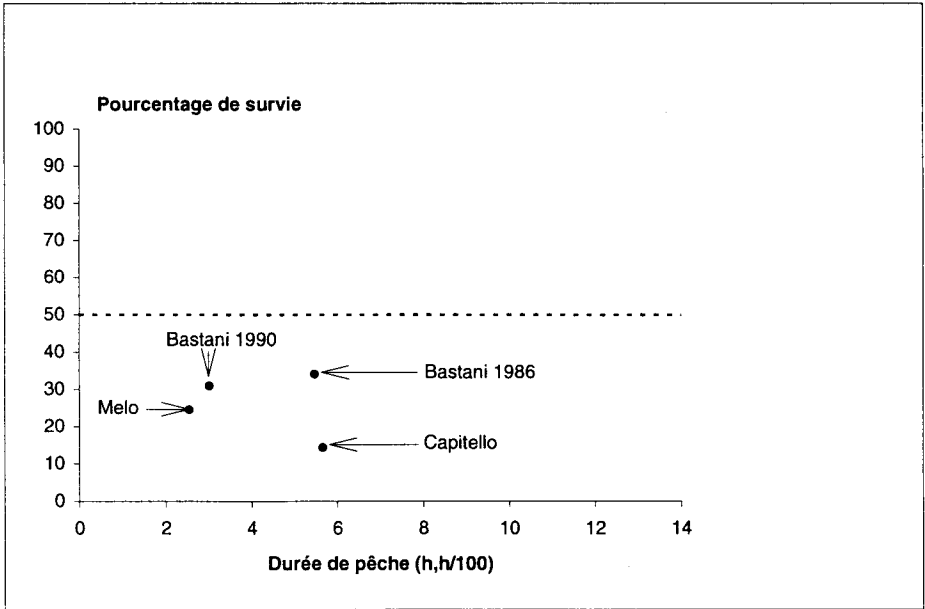


Figure 6 : Pourcentages de survie pour l'omble de fontaine (graphique du haut) et pour le cristivomer (graphique du bas) en fonction de la durée moyenne de pêche.

5 - Etude de la sélectivité des filets maillants

5.1 - Aspects théoriques de la sélectivité des filets maillants

Les modes de capture des poissons par les filets maillants sont à l'origine de la sélectivité qu'un engin de dimension de maille donnée présente à l'égard d'une espèce particulière en fonction de la morphologie de cette dernière, de son stade de développement et de son comportement (Mc. COMBIE & BERST, 1969 ; LAGLER, 1978 ; HELSER & *al.*, 1991). La sélectivité d'un filet maillant est liée à deux probabilités : celle qu'un poisson rencontre l'engin et celle qu'il y soit retenu (RUDSTAM & *al.*, 1984 ; BORGSTROM & PLAHTÉ, 1992). Le comportement des poissons et notamment la distance qu'ils parcourent pendant la durée de pêche déterminent la première composante. La dimension de la maille est le principal facteur explicatif de la seconde (BEAMESDERFER & REIMAN, 1988). Lorsque la capture a lieu par maillage strict, le filet joue le rôle d'un "filtre" en ne prélevant qu'une fraction de la population dont la distribution des longueurs (considérées comme dépendantes de la section des poissons), est fonction de la dimension de la maille. A l'inverse, lorsque la capture résulte du mécanisme d'accrochage, l'échantillon présente fréquemment des artefacts importants. JENSEN (1977) a montré que la rétention de poissons de taille importante par rapport à la dimension de la maille était fréquente chez la truite fario et qu'à l'inverse, des individus de faible longueur étaient capturés par les filets à grande dimension de maille.

En considérant le mécanisme de maillage strict, il est possible d'émettre l'hypothèse d'une proportionnalité entre la section des poissons capturés par un filet donné et celle de la dimension des mailles de l'engin. La nature de ces deux variables explique le mécanisme de sélectivité des filets maillants.

La dimension des mailles est une variable discrète, alors que la section des poissons varie de façon continue. L'hypothèse de proportionnalité entre les deux variables permet de décrire le mécanisme de sélectivité en considérant que l'efficacité d'une dimension de maille est maximale pour les poissons d'une section donnée et décroît lorsque cette dernière variable s'écarte de la valeur optimale.

Les incidences de la morphologie des poissons et de leur comportement sur la sélectivité des filets maillants ont été mises en évidence notamment grâce aux travaux de GULLAND & HARDING (1961), RUDSTAM & *al.* (1984), BOY & CRIVELLI (1988), EHRHARDT & DIE (1988), BORGSTROM & PLAHTÉ (1992). L'état physiologique des poissons est un facteur qui influence également la sélectivité des filets maillants. JENSEN (1986) a montré la dépendance existant entre le coefficient de condition des poissons qui décrit leur corpulence et la sélectivité des filets maillants. Les caractéristiques des filets, autres que la

dimension des mailles représentent des facteurs intervenant dans la sélectivité. La nature du matériau constituant la nappe, sa résistance et son élasticité jouent un rôle dans ce domaine.

La sélectivité des filets maillants est pratiquement inévitable et il est par conséquent nécessaire de la calculer afin de mettre en évidence les distorsions qu'elle introduit. Les méthodes de calcul de la sélectivité sont nombreuses et se répartissent en deux catégories : méthodes directes applicables lorsque la structure de la population est parfaitement connue (HAMLEY & REGIER, 1973 ; WINTERS & WHEELER, 1990 ; PIERCE & *al.*, 1994) et méthodes indirectes utilisables dans les cas contraires. Les principaux éléments relatifs à la sélectivité des filets maillants figurent dans les travaux de REGIER & ROBSON (1966) où sont décrites la plupart des méthodes indirectes de calcul et dans ceux de HAMLEY (1975) et DAHM (1987) qui ont réalisé la synthèse des travaux réalisés dans ce domaine.

5.2 - Nature des données utilisées et hypothèse de calcul

Le calcul de la sélectivité des filets maillants a été effectué pour les truites fario échantillonnées sur le lac de **Nino** dans le cadre des travaux relatifs à la gestion piscicole des lacs de montagne situés à l'intérieur du Parc Naturel Régional de la Corse (RIVIER & DUMONT, 1987, 1988).

L'échantillon utilisé comprend les truites capturées au cours des deux inventaires effectués en 1987 et 1988. Les effectifs numériques pour chaque année et chaque dimension de maille de 10 à 27 mm figurent dans le **tableau X**. Le regroupement des données relatives aux deux années n'est possible que si les paramètres qui déterminent la vulnérabilité des poissons à l'égard des filets sont homogènes et ne risquent pas d'introduire d'artefact dans les calculs de sélectivité. Une analyse de variance non paramétrique (test de Kruskal-Wallis) a été effectuée de manière indépendante sur les longueurs totales et les coefficients de condition de Fulton de chacun des poissons capturés dans l'ensemble des filets appartenant à une dimension de maille donnée. Dans les cas où des valeurs du Chi2 significatives au seuil de probabilité 5 % ont été trouvées, la contribution de chaque filet à la variance a été calculée. Le filet présentant la contribution la plus élevée a été éliminé et l'analyse reprise jusqu'à obtention d'une valeur non significative du Chi2. Seuls les filets ne présentant aucune différence significative pour les deux variables en fonction des années ont été conservés. Les caractéristiques de l'échantillon résultant sont mentionnées dans le **tableau XI**.

Tableau X - Effectifs numériques et nombres de filets pour chaque dimension de maille au cours des inventaires de 1987 et 1988.

N= Nombre de truites capturées. F = Nombre de filets.

Dimension de maille (mm)	Année 1987		Année 1988		Total	
	N	F	N	F	N	F
10	20	2	46	5	66	7
15	65	3	136	4	201	7
20	10	2	31	4	41	6
27	79	7	16	8	95	15
Total	174	14	229	21	403	35

Tableau XI - Effectifs numériques et nombre de filets conservés (mailles de 10 à 27 mm) après analyse de la variance des longueurs totales et des coefficients de conditions.

Dimension de maille (mm)	Année 1987		Année 1988		Total	
	N	F	N	F	N	F
10	10	1	43	3	53	4
15	40	2	138	4	178	6
20	8	1	30	3	38	4
27	50	4	10	2	60	6
Total	108	8	221	12	329	20

Une condition préalable aux calculs de sélectivité est que l'effort de capture soit identique pour chaque dimension de maille (HAMLEY, 1975). Connaissant la valeur de ce paramètre pour chaque dimension de maille il est possible de pondérer les effectifs en fonction de celui-ci.

Pour chacune des classes de longueurs (intervalle = 10 mm) représentée dans chaque dimension de maille, les effectifs pondérés sont obtenus par la formule :

$$N_p(i, j) = \frac{N(i, j) \cdot UEP_{\max}}{UEP_{(i)}}$$

avec : $N_p(i, j) =$ Nombre pondéré de poissons appartenant à la classe de longueurs j et capturés par la dimension de maille i .

$N(i, j) =$ Nombre réel de poissons appartenant à la classe de longueurs j et capturés par la dimension de maille i .

$UEP_{(i)} =$ Nombre d'unités d'effort de pêche pour la dimension de maille i .

$UEP_{\max} =$ Nombre d'unités d'effort de pêche maximal pour l'ensemble des dimensions de maille.

L'échantillon initial comprend 329 truites de longueurs totales comprises entre 80 et 280 mm (**tableau XII**). Les effectifs pondérés en fonction de l'effort de pêche sont mentionnés dans le **tableau XIII**.

Avec l'emploi d'une méthode dans laquelle les nombres de poissons appartenant à une classe de longueur donnée sont fonction de la dimension de maille, les calculs de sélectivité ne sont envisageables que si la dimension de maille varie entre les deux extrêmes suivant une structure mathématique (REGIER & ROBSON, 1966). La plupart des auteurs utilisent des séries de filets pour lesquelles les dimensions de mailles croissantes suivent une progression arithmétique ou géométrique (JENSEN, 1986). Les dimensions de maille utilisées sur le lac de **Nino** peuvent être considérées comme correspondant à une série arithmétique. Il existe seulement un écart de 2 mm entre la maille théorique de 25 mm et la maille de 27 mm réellement utilisée.

Tableau XII - Effectifs numériques initiaux et longueurs totales moyennes par dimension de maille pour les truites du lac de Nino

Dimension de maille (mm)			10		15		20		27	
Classes de longueurs totale (mm)	Nombre total de poissons	Longueur totale moyenne (mm)	Nombre de poissons	Longueur totale moyenne (mm)	Nombre de poissons	Longueur totale moyenne (mm)	Nombre de poissons	Longueur totale moyenne (mm)	Nombre de poissons	Longueur totale moyenne (mm)
80-89	2	81.5	2	81.5						
90-99	6	93.16	6	93.16						
100-109	10	106.6	9	106.6	1	106				
110-119	37	114.62	17	113.35	19	116			1	110
120-129	71	124.08	12	123	58	124.36			1	121
130-139	32	133.72			28	133.75	1	139	3	131.67
140-149	21	144.69			19	144.79			2	144
150-159	25	154.35	1	150	18	153.94	3	158	3	154.33
160-169	31	164.2	2	167	18	162.89	9	165.22	2	164
170-179	23	173.58	2	173	9	173.56	4	173.5	8	173.87
180-189	24	185.2	1	189	5	184.6	9	185.78	9	185
190-199	8	191.75			2	193.5	5	190.8	1	193
200-209	6	203.86					3	203.67	3	205.33
210-219	5	213.17			1	210	1	212	3	215
220-229	9	223.11	1	223			1	224	7	223
230-239	4	233.5					1	235	3	233
240-249	7	243.86					1	243	6	244
250-259	3	252							3	252
260-269	3	264.67							3	263
270-279	2	276.5							2	276.5
Total	329		53		178		38		60	

Tableau XIII - Effectifs numériques pondérés en fonction de l'effort de pêche pour chaque dimension de maille.

Classes de longueurs totale) (mm)	Dimension de maille (mm)				Nombre total de poissons
	10	15	20	27	
80-89	6				6
90-99	19				19
100-109	29	2			31
110-119	55	30		1	86
120-129	39	91		1	131
130-139		44	2	3	49
140-149		30		2	32
150-159	3	28	5	3	39
160-169	6	28	14	2	50
170-179	6	14	6	8	34
180-189	3	8	14	9	34
190-199		3	8	1	12
200-209			5	3	8
210-219		2	2	3	7
220-229	3	2		7	12
230-239		2		3	5
240-249		2		6	8
250-259				3	3
260-269				3	3
270-279				2	2
	235.04	483.62	486.59	758.07	

Nombres d'unités d'effort de pêche

5.3 - Choix du modèle de calcul

La méthode de calcul s'apparente à celle de GULLAND & HARDING (1961), classée parmi les approches itératives et graphiques (REGIER & ROBSON, 1966). La particularité essentielle du modèle dérivé de cette méthode se situe dans l'ajustement de la courbe générale de sélectivité.

En désignant par L_j la moyenne des longueurs pour la classe de longueurs totales j et par M_i la dimension de maille du filet i ($10 \leq M_i \leq 27$ mm), l'hypothèse de base de la méthode de GULLAND & HARDING est basée sur l'égalité des efficacités relatives E_{ij} pour toutes les combinaisons de i et j pour lesquelles les valeurs du rapport $M_i/(a+bL_j)$ sont elles-mêmes égales (a et b = constantes).

La première étape du calcul consiste à calculer l'efficacité E_{ij} de chacune des dimensions de maille pour chacune des classes de longueurs par la formule :

$$E_{ij} = \frac{N_{ij}}{N_j}$$

avec : N_{ij} = Nombre de poissons appartenant à la classe de longueurs j capturés par la dimension de maille i .

N_j = Nombre total de poissons pour la classe de longueurs j .

La deuxième phase a pour objet de définir la valeur de la dimension de maille la plus efficace ME_j pour chacune des longueurs moyennes de chaque classe j . Le calcul s'effectue en deux temps. Une première estimation de ME_j est obtenue en calculant :

$$ME_j = \frac{\sum_{i=1}^k N_{ij} M_i}{N_j}$$

k = Nombre de dimensions de maille.

L'ajustement par régression linéaire de ME_j en fonction de la moyenne des longueurs de chacune des classes permet le calcul définitif de ME_j. Les valeurs du rapport ME_j/M_i peuvent alors être calculées pour chacune des moyennes des classes de longueurs représentées dans chaque dimension de maille. L'efficacité E_{ij} est une fonction de la variable ME_j/M_i suivant le principe de la méthode. Le rapport ME_j/M_i décrit pour chacune des classes de longueurs la déviation entre la valeur de la dimension de maille optimale pour cette classe et celle du filet utilisé.

Dans la méthode de GULLAND & HARDING l'ajustement de l'efficacité E_{ij} en fonction de ME_j/M_i est réalisé en traçant à vue une courbe passant au mieux par l'ensemble des points et en estimant l'efficacité correspondante à chaque valeur du rapport ME_j/M_i. La valeur obtenue pour l'efficacité permet de calculer un effectif théorique pour chaque classe de longueur et chaque dimension de maille puis après sommation de ces effectifs d'obtenir une nouvelle valeur de E_{ij}. Les itérations sont poursuivies jusqu'à ce que l'amélioration apportée par le dernier ajustement devienne négligeable par rapport à celui obtenu avec le précédent.

Une autre procédure consiste à calculer la relation entre les variables E_{ij} et ME_j/M_i à l'aide d'une fonction mathématique (REGIER & ROBSON, 1966). Après avoir testé différents modèles statistiques permettant de représenter les distributions asymétriques (loi gamma, loi log-normale), la méthode de calcul a consisté à effectuer des ajustements successifs des variables transformées en logarithmes à des polynômes de degré croissant jusqu'à ce qu'une valeur maximale du coefficient d'ajustement (r²) soit obtenue. L'équation générale des polynômes est de la forme :

$$\text{Log}(E_{ij}) = a_0 + a_1 \text{Log}\left(\frac{ME_{ij}}{M_i}\right) + a_2 \text{Log}\left(\frac{ME_{ij}}{M_i}\right)^2 + \dots + a_n \text{Log}\left(\frac{ME_{ij}}{M_i}\right)^n$$

Les valeurs des constantes a₀, a₁, a₂...a_n, ont été calculées à l'aide du procédé d'ajustement non linéaire de Gauss-Newton (DRAPER & SMITH, 1980). Pour chacun des degrés, les seuils de signification des constantes ont été testés et les variables non significatives éliminées.

Il est alors possible de standardiser les valeurs de la courbe générale issue de l'ajustement en considérant que son mode correspond à l'efficacité maximale observée, soit 100 %. Cette transformation permet d'obtenir la courbe de sélectivité générale pour l'ensemble des dimensions de maille. Les valeurs de l'efficacité sont ensuite calculées pour toutes les combinaisons des moyennes des classes de longueurs et des dimensions de maille, connaissant la valeur du rapport ME_j/M_i. Elles aboutissent à l'établissement des courbes de sélectivité propres à chaque dimension de maille.

Les effets résultant de la sélectivité des filets maillants sur la structure de l'échantillon sont déduits de ces courbes. Les calculs ont été effectués suivant la méthode de GULLAND & HARDING en se basant sur l'efficacité relative cumulée de l'ensemble des dimensions de maille pour chacune des valeurs moyennes des classes de longueurs. L'abondance relative des poissons appartenant à la classe de longueurs j est considérée comme étant proportionnelle à la valeur du rapport :

$$\frac{\sum_1^k N_{ij}}{\sum_1^k E_{ij}}$$

La somme des effectifs théoriques permet de calculer l'abondance relative théorique de chacune des classes de longueur et de la comparer à celle de l'échantillon initial à l'aide d'un test du Chi2.

5.4 - Résultats

Les valeurs de l'efficacité (E), de la maille optimale (ME) et du rapport entre la maille optimale et celle du filet ME/M pour chaque classe de longueur sont représentées dans le **tableau XIV**.

Les valeurs de ME ont été calculées à partir de l'équation :

$$ME = 1,386 + \bar{L}.0,0965$$

$$n = 20 \quad r^2 = 97,68 \%$$

avec : \bar{L} = Moyenne des longueurs pour une classe et une dimension de mailles données.
 n = Nombre de classes.
 r^2 = Coefficient d'ajustement des données au modèle.

La distribution de l'efficacité en fonction du rapport ME/M est représentée par la **figure 7** qui révèle une allure générale de la courbe proche de celles décrites dans la littérature (GULLAND & HARDING, 1961 ; JENSEN, 1984, 1986, 1990), malgré l'existence d'efficacités anormalement faibles pour des valeurs du rapport ME/M proches de 1. Les artefacts résultent de la faiblesse numérique de l'échantillon et de l'existence du mécanisme de capture par accrochage.

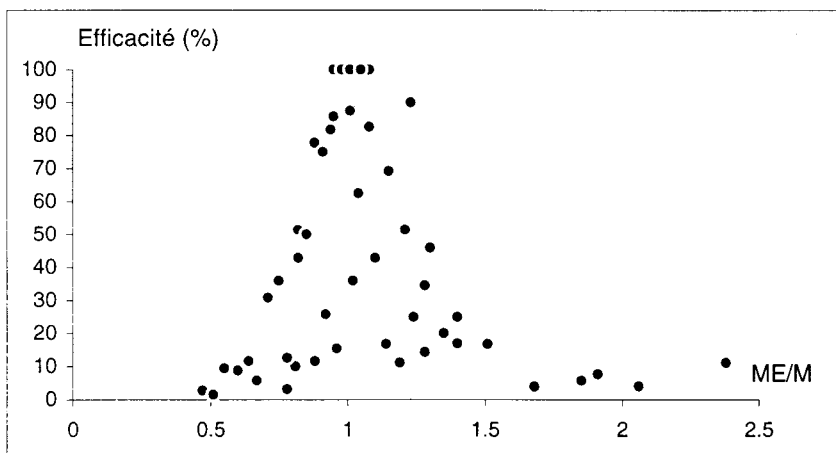


Figure 7 : Efficacité relative brute en fonction du rapport ME/M.

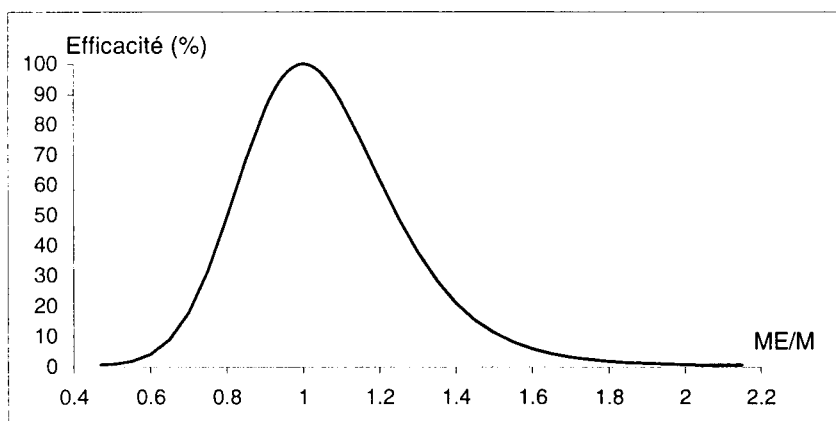


Figure 8 : Courbe de sélectivité générale pour l'ensemble des filets.

L'ajustement de l'efficacité (E) en fonction de la valeur du rapport ME/M est obtenu avec un polynôme de degré 8 comprenant le terme constant a0 et ceux de degré 2, 3, 4, 6 et 8. Les valeurs des six constantes de la fonction :

$$\text{Log}(E) = f\left(\text{Log} \frac{ME}{M}\right) \quad \text{sont}$$

$$a_0 = 4,132$$

$$a_2 = -14,752$$

$$a_3 = -0,195$$

$$a_4 = 9,366$$

$$a_6 = -0,134$$

$$a_8 = 5,119$$

$$r^2 = 73,6 \% \quad n = 49$$

La courbe générale de sélectivité pour l'ensemble des dimensions de maille de 10 à 27 cm est représentée par la **figure 8**.

Le domaine de validité du modèle se situe pour des valeurs de ME/M comprises entre 0,47 et 2,15 pour lesquelles la fonction passe par deux minima.

Pour chacune des dimensions de maille, les courbes de sélectivité ont été établies en fonction des moyennes des classes de longueurs représentées dans cette dimension (**figure 9**), pour la totalité des classes de longueurs présentes dans l'échantillon (**figure 10**) et pour l'ensemble des longueurs correspondant aux valeurs du rapport ME/M comprises entre 0,47 et 2,15 (**figure 11**).

Les longueurs des truites (Lm) correspondant aux pics des courbes de sélectivité sont celles pour lesquelles l'efficacité d'une dimension de maille donnée (M) est maximale. Ces longueurs modales ont été calculées à partir de la formule :

$$L_m = (M - 1,386) / 0,0965$$

Les valeurs respectives pour les dimensions de maille de 10, 15, 20 et 27 mm sont de 89,26 ; 141,08 ; 192,89 et 265,43 mm. La comparaison de ces longueurs modales avec les courbes des **figures 9 et 10** relève un léger décalage du pic de ces derniers avec les valeurs de Lm. Les différences résultent de l'établissement des courbes de sélectivité à partir des valeurs observées du rapport ME/M dont aucune n'est égale à 1 (**tableau XIV**).

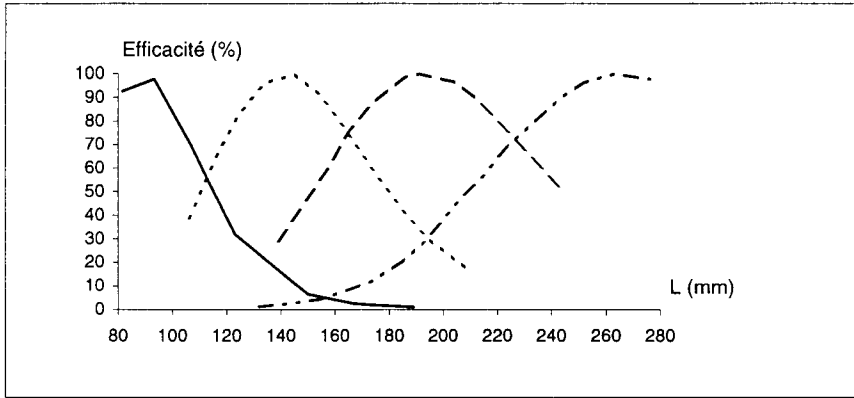


Figure 9 : Sélectivité des filets maillants en fonction de la gamme des longueurs totales représentées dans chaque dimension de maille.

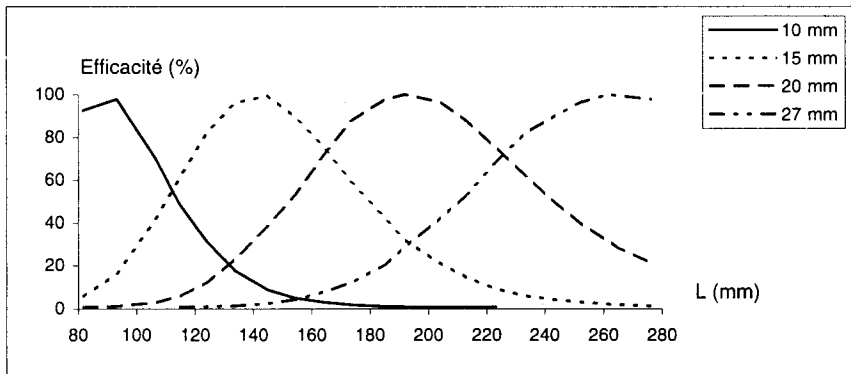


Figure 10 : Sélectivité des filets maillants en fonction de la gamme des longueurs totales représentées dans l'ensemble de l'échantillon.

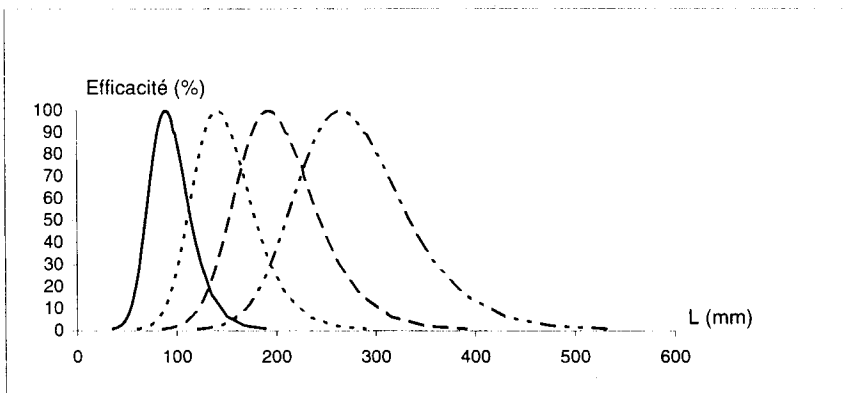


Figure 11 : Sélectivité théorique des filets maillants pour la gamme des longueurs totales correspondant à l'intervalle de variation du rapport ME/M.

Tableau XIV - Valeurs de l'efficacité (E), de la maille optimale (ME) et du rapport entre celle-ci et la dimension de maille des filets (ME/M).

Dimension de maille (mm)	10			15			20			27		
	E	ME	ME/M	E	ME	ME/M	E	ME	ME/M	E	ME	ME/M
80-89	100	9.25	0.93									
90-99	100	10.38	1.04									
100-109	93.55	11.68	1.17	6.45	11.62	0.77						
110-119	63.95	12.33	1.23	34.88	12.59	0.84				1.16	12.01	0.44
120-129	29.77	13.26	1.33	69.47	13.39	0.89				0.76	13.07	0.48
130-139				89.8	14.3	0.95	4.08	14.81	0.74	6.12	14.1	0.52
140-149				93.75	15.37	1.02				6.25	15.29	0.57
150-159	7.69	15.87	1.59	71.79	16.25	1.08	12.82	16.64	0.83	7.69	16.29	0.6
160-169	12	17.51	1.75	56	17.11	1.14	28	17.34	0.87	4	17.22	0.64
170-179	17.65	18.09	1.81	41.18	18.14	1.21	17.65	18.14	0.91	23.53	18.17	0.67
180-189	8.82	19.36	1.96	23.53	19.21	1.28	41.18	19.32	0.97	26.47	19.25	0.71
190-199				25	20.07	1.34	66.67	19.81	0.99	8.33	20.02	0.74
200-209							62.5	21.05	1.05	37.5	21.21	0.79
210-219				28.57	21.66	1.44	28.57	21.85	1.09	42.86	22.14	0.82
220-229	25	22.92	2.29				16.67	23.01	1.15	58.33	22.92	0.85
230-239							40	24.07	1.2	60	23.88	0.88
240-249							25	24.84	1.24	75	24.94	0.92
250-259										100	25.72	0.95
260-269										100	26.78	0.99
270-279										100	28.08	1.04

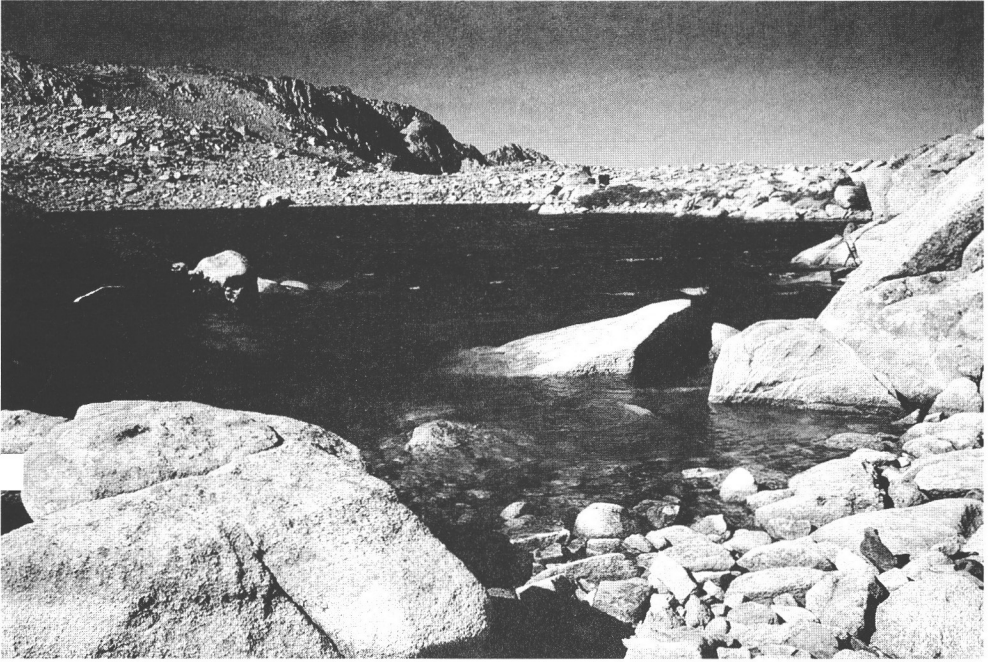
5.5 - Intérêt des calculs de sélectivité : structure théorique de l'échantillon

L'efficacité relative cumulée de l'ensemble des quatre dimensions de maille pour les classes de longueurs comprises entre 80 et 280 mm est représentée par la **figure 12**. L'efficacité est maximale pour les truites de longueurs comprises entre 150 et 210 mm qui sont capturées par les mailles de 15, 20 et 27 mm. Pour les longueurs comprises entre 80 et 100 mm, seule la maille de 10 mm est opérationnelle et l'efficacité est donc inférieure à 100 %. Un résultat identique apparaît pour les truites de longueurs comprises entre 220 et 250 mm capturées seulement par les filets à maille de 15 et 27 mm dont les efficacités sont limitées pour ces classes de longueurs. Les poissons appartenant aux trois classes de longueurs les plus élevées ne sont capturés que par la maille de 27 mm, ce qui limite l'efficacité de la gamme de filets à des valeurs inférieures à 100 %.

Les valeurs des abondances relatives, initiales et corrigées en fonction de la sélectivité, sont mentionnées dans le **tableau XV**. L'application du test du Chi² aux deux distributions montre qu'elles ne diffèrent pas significativement l'une de l'autre (Chi² = 1,73, dl = 19). Les valeurs des différences entre les abondances relatives initiales et calculées indiquent que la sélectivité des filets maillants aboutit à une sous-représentation dans l'échantillon des classes de longueur 80 à 159 mm et 220 à 279 mm et à une surestimation des effectifs pour les classes de longueur comprises entre 150 et 209 mm. Les valeurs des différences entre les pourcentages initiaux et corrigés sont plus élevées en moyenne pour les différences positives (1,08 %) que pour les différences négatives (0,58 %). La forte efficacité de la série de filets pour les truites de longueurs moyennes est donc le facteur principal qui explique les distorsions dans l'échantillon.

5.6 - Discussion

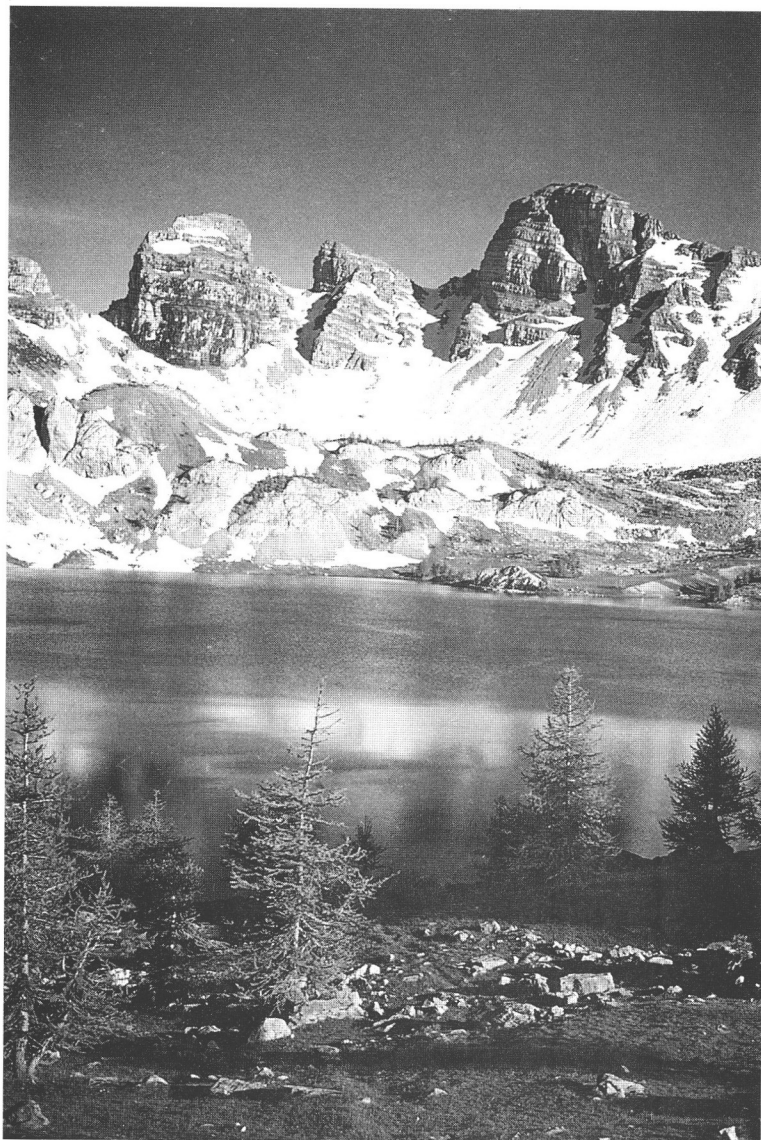
L'efficacité d'une série de filets varie entre des valeurs maximales représentées par les pics des courbes de sélectivité et des valeurs minimales situées à l'intersection des branches descendante et ascendante des courbes relatives à deux dimensions de mailles adjacentes. JENSEN (1986) considère qu'une série de filets dont ces valeurs minimales se situent à 60 % peut être considérée comme satisfaisante, alors que REGIER & ROBSON (1966) les situent à 50 %. La **figure 11** indique que les minima sont de 55 % pour les mailles de 10 et 15 mm et de 75 % pour les autres combinaisons de dimensions de maille. La gamme de filets employée sur le lac de Nino peut donc être considérée comme satisfaisante. L'amplitude des courbes de sélectivité théorique (**figure 11**) augmente avec la dimension de maille et la sélectivité décroît donc en passant des filets à dimension



▲ Le lac de Bastani (photo B. Roche)



▲ Le lac du Serpent (photo B. Dumont)



▲ Le lac d'Allos en période de fonte des neiges (photo B. Dumont)



▲ Le lac de Laramon en période de dégel (photo B. Dumont)



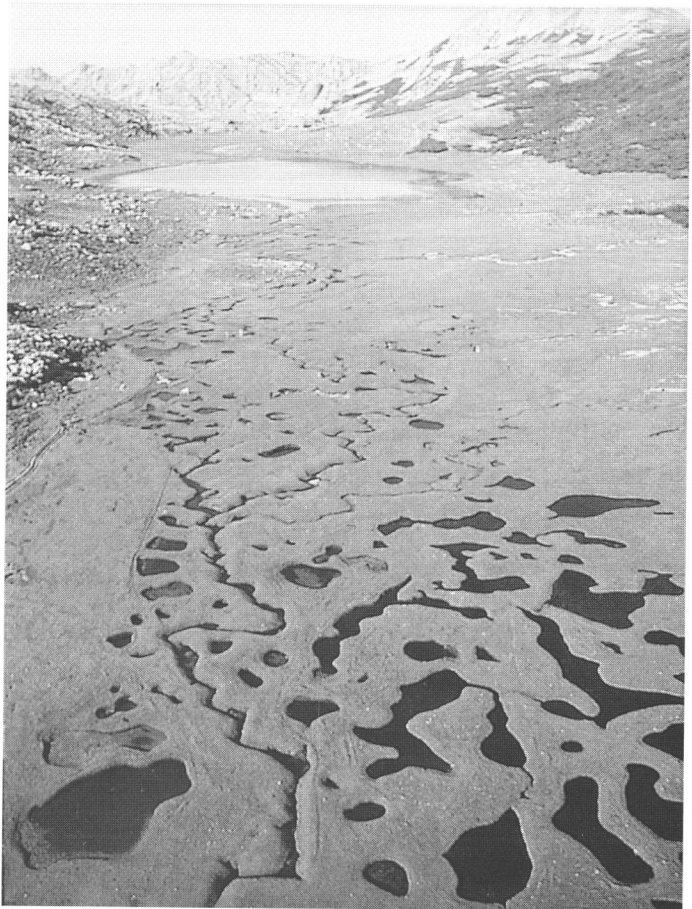
▲ Le lac de Tavel (photo B. Dumont)



▲ Herbiers de bordures du lac de Nino (photo B. Dumont)



▲ Lacs de Capitello (en amont) et de Melo (en aval)



Le lac de Nino
et le réseau des pozzines
en aval du lac ►



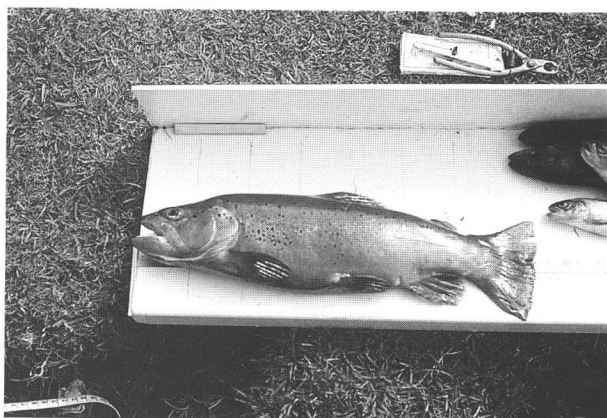
▲ Le lac de Tignes (photo G. Carrel)



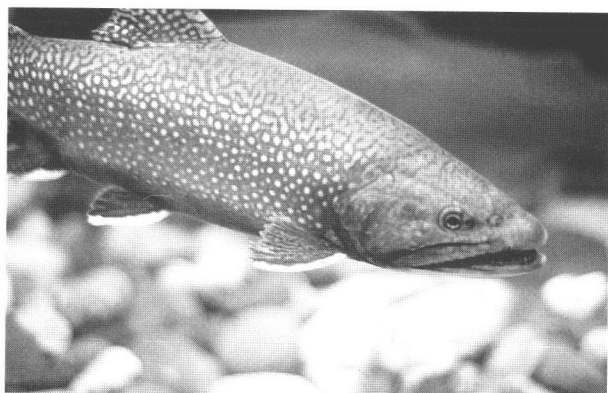
▲ Le lac d'Aubé (photo J.-C. Massabuau)



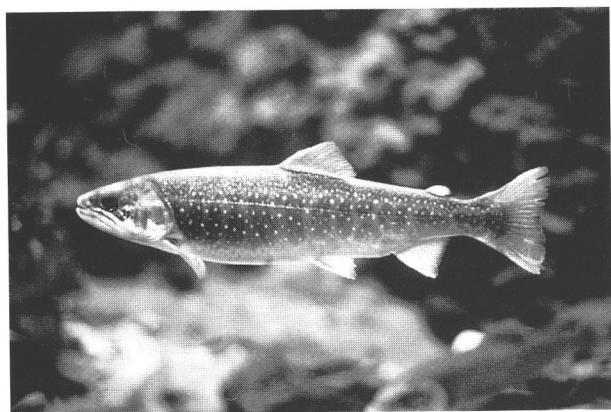
◀ Truites fario capturées dans un filet maillant au cours de l'inventaire du lac de Tavel (photo B. Dumont)



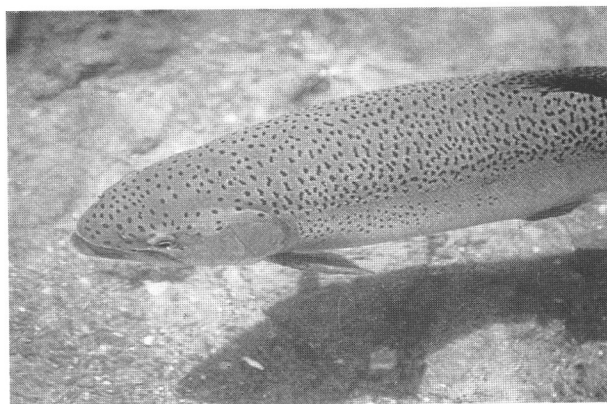
Truite fario (*Salmo trutta L.*) du lac de Nino ▶



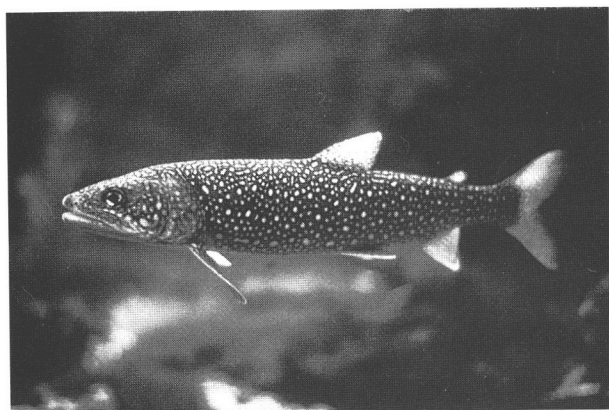
◀ Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss walbaum*) (photo H. Carmie)



◀ Omble chevalier
(*Salvelinus alpinus* L.)
(photo H. Carmie)



Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis* Mitchill)
(photo H. Carmie) ▶



◀ Critivomer (*Salvelinus namaycush* Walbaum)
(photo H. Carmie)

de maille de 10 à 27 mm. Les distributions des longueurs correspondant à des probabilités de capture de 10, 25, 50 et 75 % sont représentées dans le tableau **XVI**. La diminution de la sélectivité avec l'augmentation de la dimension de maille est liée à l'importance croissante du mécanisme de capture par accrochage très fréquent chez les salmonidés. Les principaux éléments qui permettent d'expliquer la large plage d'efficacité des filets à dimension de maille relativement importante sont la diminution de la visibilité des engins, la plus grande élasticité des mailles et la plus forte résistance des fils résultant de l'augmentation de leur diamètre. La diversification des modes de capture a été mentionnée par **HEARD** (1962) et par **HAMLEY & REGIER** (1973) pour expliquer la relation inverse entre la sélectivité et la dimension de maille. **EHRHARDT & DIE** (1988) ont montré que la variation, au cours de la croissance, des proportions des différentes parties du corps des poissons et notamment de celle de leur section par rapport à leur longueur, pouvait expliquer la diminution de la sélectivité avec l'augmentation de la maille.

5.7 - Conclusion

L'échantillonnage des milieux lacustres à partir d'un ensemble de filets maillants comprenant une gamme déterminée de dimensions de maille induit un effort de capture inégalement réparti entre les individus appartenant à une espèce donnée et donc à l'obtention d'échantillons comportant toujours un certain biais (**RIVIER & DUMONT**, 1995). Le calcul des statistiques essentielles des populations étudiées risque dans ce cas de comporter de graves erreurs s'il est basé sur une fraction de celle-ci qui ne reflète que partiellement la réalité (**RICKER**, 1969, 1975). Le calcul de la sélectivité des filets maillants représente donc une étape indispensable dans le cadre de travaux relatifs à la dynamique des populations de poissons. Dans le cas particulier des lacs de montagne les calculs de sélectivité se heurtent à deux difficultés principales : la gamme des mailles efficaces est souvent réduite et le faible nombre des captures limite la validité de la distribution des classes de longueurs. La méthode de calcul de la sélectivité doit donc être adaptée aux échantillons de faible dimension. Le modèle développé dans le cas du lac de **Nino** permet de satisfaire cette condition. Le calcul de la sélectivité des filets maillants doit être effectué au cas par cas en fonction du milieu et de la population étudiés, toutefois la simplicité et la flexibilité de la méthode de **GULLAND & HARDING** permettent d'envisager l'application de ce modèle à un grand nombre de situations.

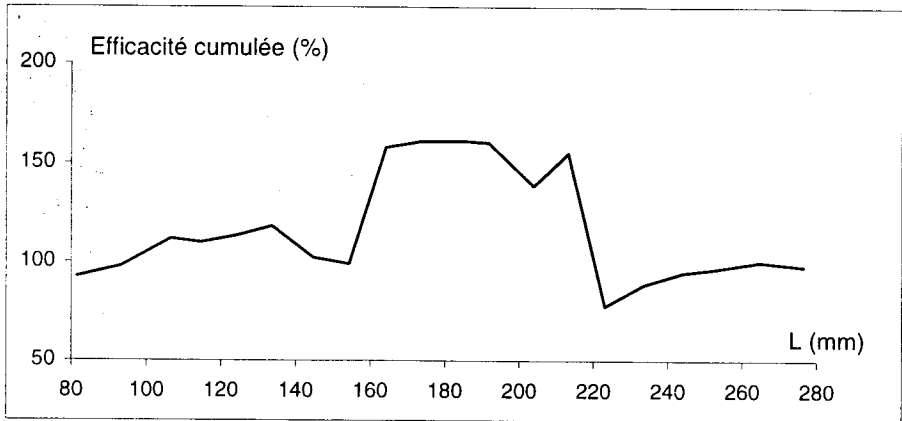


Figure 12 : Efficacité relative cumulée de la série de filets comprenant les quatre dimensions de maille.

Tableau XV - Abondances relatives initiales et corrigées en fonction de la sélectivité cumulée de la série de filets.

Classes de longueurs totales (mm)	Abondance relative initiale (ARI) (%)	Abondance relative corrigée (ARC) (%)	Différence ARI - ARC (%)
80-89	1.05	1.36	-0.31
90-99	3.33	4.08	-0.75
100-109	5.43	5.83	-0.40
110-119	15.06	16.46	-1.40
120-129	22.94	24.34	-1.40
130-139	8.58	8.72	-0.14
140-149	5.60	6.58	-0.98
150-159	6.83	5.39	+1.44
160-169	8.76	6.65	+2.11
170-179	5.95	4.44	+1.51
180-189	5.95	4.43	+1.52
190-199	2.10	1.57	+0.53
200-209	1.40	1.21	+0.19
210-219	1.23	0.95	+0.28
220-229	2.10	3.30	-1.20
230-239	0.88	1.19	-0.31
240-249	1.40	1.78	-0.38
250-259	0.53	0.66	-0.13
260-269	0.53	0.63	-0.10
270-279	0.35	0.43	-0.08

Tableau XVI - Valeurs des longueurs totales (mm) correspondant à des probabilités de capture de 10, 25, 50 et 75 % pour les dimensions de maille comprises entre 10 et 27 mm.

() intervalle de variation.

Dimension de maille (mm)	10	15	20	27
Probabilité de capture (%)				
10	53,65 143,05 (89,40)	87,66 221,75 (134,09)	121,67 300,46 (178,79)	169,28 410,64 (241,36)
25	61,07 127,78 (66,71)	98,78 198,85 (100,07)	136,50 269,93 (133,43)	189,30 369,42 (180,12)
50	68,76 114,74 (45,98)	110,32 179,30 (68,98)	151,88 243,85 (91,97)	210,06 334,22 (124,16)
75	75,67 104,88 (29,21)	120,68 164,50 (43,82)	165,70 224,12 (58,42)	228,72 307,59 (98,87)

6 - Application des résultats des inventaires ichtyologiques à la gestion piscicole des lacs d'altitude

6.1 - Problématique générale

Les inventaires ichtyologiques effectués sur les lacs d'altitude ont, dans la majorité des cas, eu pour origine des questions émanant des services ayant en charge leur gestion piscicole. Les questions posées se répartissent en deux catégories suivant que la situation piscicole (appréciée à partir de l'aspect halieutique) est considérée comme satisfaisante ou non.

Dans le premier cas, la demande d'inventaire piscicole est motivée par une volonté de connaissance précise des ichtyocénoses : bilans qualitatif et quantitatif des peuplements, effets des actions de gestion passées, opportunité de procéder à des introductions, impact de l'activité halieutique et mise en place de mesures réglementaires destinées à assurer la pérennité des peuplements.

Dans le second, la demande d'inventaires piscicoles résulte de l'observation de situations piscicoles jugées comme étant anormales : suspicion de l'existence de phénomènes de nanisme, diminution du nombre de captures par pêche à la ligne, disparition ou apparition d'espèces. Dans ce cas, les résultats doivent aboutir à la mise en évidence des causes de la situation observée et à la proposition de solutions destinées à la restauration des peuplements.

6.2 - Exemples de règles de gestion applicables aux lacs d'altitude

A partir des inventaires ichtyologiques effectués sur les dix lacs étudiés, il est possible de définir les mesures de gestion adaptées aux principaux cas rencontrés et celles qui d'une manière plus générale sont applicables à l'ensemble des lacs d'altitude. Les résultats issus de l'inventaire permettant d'aboutir à la proposition de ces mesures sont :

- la composition spécifique des échantillons,
- les bilans numérique et pondéral,
- la distribution des poissons de chaque espèce en fonction de classes de longueur ou de masse,
- la répartition des espèces en fonction des habitats,

- les paramètres révélant la physiologie générale des espèces tels que les coefficients de condition,
- les paramètres de l'inventaire : effort de pêche, rendements numérique et pondéral.

L'examen de ces paramètres a été effectué pour les dix lacs dans les études citées en référence au chapitre 3-1 et c'est sur l'ensemble des résultats que sont basées les propositions de gestion décrites dans la suite de ce chapitre. Cependant, afin de simplifier l'exposé, la composition spécifique des échantillons sera utilisée pour servir de guide à la discussion des principes de gestion des lacs d'altitude. L'examen du **tableau IV** montre que les dix lacs se répartissent en deux catégories en fonction du nombre d'espèces de salmonidés présentes. Le premier groupe comprend cinq lacs peuplés d'une seule espèce : truites fario pour les lacs de **Nino** et de **Tavels**, omble de fontaine pour les lacs de **Bastani**, **Melo** et **Capitello**. Le second groupe est constitué des lacs où la truite fario est accompagnée d'une ou deux espèces d'ombles et de la truite arc-en-ciel dans le cas du lac de **Laramon**. Cette distinction entre lacs à peuplements monospécifiques et à peuplements plurispécifiques présente une importance essentielle pour définir les règles de gestion des lacs d'altitude en se basant sur trois critères :

- intérêt d'un peuplement monospécifique,
- choix de l'espèce la mieux adaptée au milieu,
- opportunité des introductions de poissons dans certains lacs.

L'intérêt d'un peuplement monospécifique a été mis en évidence grâce aux études des lacs d'**Allos** d'une part et des deux lacs corses de **Bastani** et de **Melo**. Sur le lac d'**Allos**, la coexistence de la truite fario et de l'omble chevalier a pour conséquence l'apparition du mécanisme de ségrégation interactive mis en évidence dès les travaux de NILSSON (1955, 1960, 1963, 1965 et 1967) et confirmé ensuite par de nombreux auteurs (HENRICSON & NYMAN, 1976 ; SVÄRDSON, 1976 ; HINDAR & JONSSON, 1982 ; FRASER & POWER, 1984 ; HEGGBERGET, 1984 ; HEGGE & *al.*, 1989 ; LANGELAND & *al.*, 1991). La ségrégation interactive est le mécanisme par lequel deux espèces présentant des exigences écologiques similaires, s'excluent en raison de l'amplification des différences minimes qui existent dans leur comportement. Elle apparaît dès qu'un facteur déterminant pour le déroulement du cycle vital de ces espèces devient limitant. Dans les milieux oligotrophes, les faibles quantité, diversité et disponibilité des ressources alimentaires (zooplancton, invertébrés benthiques, faune allochtone) représentent les causes les plus fréquentes de l'apparition de la ségrégation interactive. La ségrégation interactive se manifeste par des effets directs : prédation, combats pour la nourriture, territorialité et des effets indirects : changements de comportement ou d'habitat. Ces changements traduisent l'aptitude différente des espèces à

exploiter les ressources alimentaires et les habitats présents dans un milieu donné. La ségrégation interactive conditionne donc la répartition spatiale des espèces, leur régime alimentaire et d'une manière plus générale la dynamique de leurs populations. Deux effets de la ségrégation interactive ont été mis en évidence sur le lac d'**Allos** :

- 1) La truite fario et l'omble chevalier occupent des habitats différents. La première espèce est principalement localisée en zone littorale à des profondeurs inférieures à 5 m, la seconde se répartit entre la zone sublittorale à des profondeurs comprises entre 10 et 20 m et la zone pélagique,
- 2) Les ressources alimentaires exploitées par les deux espèces sont différentes. La nourriture des truites est principalement constituée d'invertébrés benthiques et de faune terrestre. Certaines truites fario ont un régime ichtyophage et se nourrissent d'ombles chevaliers. L'alimentation des ombles est à base de zooplancton et de diptères chironomides.

La truite fario est l'espèce dominante en zone littorale. Son comportement territorial est lié à des exigences de vie bien définies concernant notamment la nature des ressources alimentaires exploitables (DERVO & *al.*, 1991) et le mode de recherche des proies. Ce comportement résulte des faibles possibilités d'adaptation de cette espèce à des variations de son mode de vie que SVÄRDSON (1976) attribue à une faible plasticité génétique. A l'inverse, l'omble chevalier est une espèce dont les possibilités d'adaptation alimentaire et à l'occupation de différents types d'habitats sont beaucoup plus étendues (FROST, 1951, 1955, 1965 ; CHAMPIGNEULLE, 1985 ; JOHNSON, 1980). Lorsque la ségrégation interactive apparaît, l'omble chevalier ne manifeste généralement aucune agressivité, s'adapte à un régime alimentaire planctonophage et colonise la zone pélagique des lacs (BARBOUR, 1987 ; L'ABEE-LUND & *al.*, 1992). Ces adaptations ne correspondent pas aux conditions de vie de l'espèce en l'absence de concurrence. D'après SVÄRDSON (1976), elles reflètent plutôt la limitation du spectre écologique d'une espèce à large potentialité adaptative (HAMMAR, 1987).

La localisation et le régime alimentaire de l'omble chevalier dans le lac d'**Allos** montrent que cette espèce subit négativement les effets de la ségrégation interactive qui ont pour conséquence un taux de croissance et un potentiel de reproduction faibles (RIVIER, en préparation).

La gestion piscicole du lac d'**Allos** doit donc être basée sur la limitation de la ségrégation interactive, ce qui implique de favoriser l'une des deux populations de salmonidés. L'omble chevalier est l'espèce la mieux adaptée au lac d'**Allos**, en raison de son mode de vie strictement lacustre sous nos latitudes : cette espèce est

à même de coloniser tous les habitats du lac, d'exploiter l'ensemble de la ressource trophique et de se reproduire dans le milieu lacustre. La gestion du lac d'**Allos** a donc consisté à suspendre les introductions de truites fario, et à effectuer un suivi à long terme de la population d'ombles chevaliers en accordant une attention particulière à l'étude de la croissance et du recrutement. Les travaux en cours permettront de juger de la nature et de la structure de la population d'ombles chevalier en l'absence de ségrégation interactive et d'envisager d'éventuels renforcements d'effectifs.

L'exemple des lacs de **Bastani** et de **Melo** permet également de mettre en évidence l'intérêt d'axer la gestion des lacs d'altitude sur une seule espèce de salmonidé. Ces deux lacs ont fait l'objet en septembre 1971 d'introductions simultanées d'ombles de fontaine et de truites fario au stade d'alevins (estivaux dans leur première année de vie). Les quantités d'alevins introduites dans chacun des lacs figurent dans le **tableau XVII**. A l'époque des introductions, le lac de **Bastani** était dépourvu de peuplement piscicole et le lac de **Melo** peuplé de truites fario autochtones (*Salmo trutta* var. *macrostigma*). En 1984, GAUTHIER & *al.*, signalent la dominance de la truite fario dans les captures par pêche à la ligne sur le lac de **Melo** et la reproduction de l'omble de fontaine sur le lac de **Bastani**. Les résultats obtenus sur les deux lacs au cours de la présente étude permettent de montrer que la truite fario n'est plus présente sur les lacs de **Bastani** et de **Melo** et qu'à l'inverse l'omble de fontaine s'y maintient de façon autonome.

Tableau XVII : Nombres d'alevins de truite fario et d'omble de fontaine introduits en 1971 dans les lacs de Bastani et de Melo.

Espèce	TRF	SDF
Lacs		
BASTANI	5000	1200
MELO	3000	900

(D'après les comptes rendus d'alevinage établis par la Fédération Interdépartementale pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique de la Corse).

Ces résultats mettent en évidence l'intérêt de gérer les lacs d'altitude à partir d'une seule espèce de salmonidés, et révèlent l'importance que revêt le choix de celle-ci. Les deux critères essentiels qui permettent d'orienter ce choix sont la biologie des espèces et la position du lac dans le contexte hydraulique du bassin hydrographique dans lequel il se situe. L'exemple des deux lacs précédents et de

ceux de **Tavels** et de **Nino** permet de souligner l'importance essentielle du contexte hydraulique.

Dans le lac de **Melo**, l'élimination de la truite fario à la suite de l'introduction des ombles de fontaine est liée à l'existence de la ségrégation interactive entre ces deux espèces. L'omble de fontaine est une espèce parfaitement adaptée à un mode de vie lacustre. Elle est capable d'exploiter intensément les ressources alimentaires représentées par les invertébrés benthiques présents dans les lacs de haute altitude (POWER, 1980). L'omble de fontaine est peu exigeant sur le plan de la nature des substrats de ponte et sa reproduction en lac est fréquente (SCOTT & CROSSMAN, 1973 ; POWER, 1980 ; FRASER, 1982, 1985 ; REIMERS, 1958 ; McT. COWAN & BAGGS, 1988). Les secteurs de reproduction de l'omble de fontaine sont constitués par des substrats de sable ou de gravier dépourvus de colmatage par des matériaux fins et situés au niveau d'émergences d'eaux souterraines qui percolent ces substrats. Les frayères des ombles de fontaine se répartissent dans le lac de **Melo** à des profondeurs comprises entre 1.5 et 4 m et sont situées au-dessous du niveau estimé de la couche de glace hivernale (ROCHE, communication personnelle). Ces habitats de reproduction sont également favorables à la truite fario qui pouvait donc se maintenir naturellement dans le lac de **Melo**, dont la colonisation par les truites présentes dans le réseau hydrographique du Tavignano est impossible en raison de la présence d'un exutoire infranchissable.

Le lac de **Bastani** est également isolé du réseau hydrographique du Prunelli. Des secteurs de reproduction des salmonidés identiques à ceux rencontrés sur le lac de **Melo** existent (RIVIER & DUMONT, 1987). L'absence de naturalisation des truites fario introduites dans le lac de **Bastani** s'explique donc par le biais de la ségrégation interactive.

Les résultats relatifs aux lacs de **Melo** et de **Bastani** montrent que la similitude des régimes alimentaires et des secteurs de reproduction de l'omble de fontaine et de la truite fario sont des facteurs à l'origine de l'apparition de la ségrégation interactive, dont le résultat final est l'élimination de l'espèce la moins adaptée aux conditions générales du milieu (JOHNSON, 1976).

L'adaptation de l'omble de fontaine à un mode de vie strictement lacustre est confirmée par les résultats obtenus sur le lac de **Capitello**. Contrairement aux autres lacs de Corse qui ont été alevinés en 1971 en truites fario et ombles de fontaine, seule cette espèce a été introduite sur le lac de Capitello, à raison de 1200 alevins. L'introduction a donné lieu à l'existence d'une population autonome peu dense en raison du caractère hyperoligotrophe du lac.

D'une manière générale, la ségrégation interactive conditionne la dynamique des populations de salmonidés dans la plupart des lacs de haute altitude où coexistent deux ou plusieurs espèces appartenant à cette famille. Elle aboutit à une diminution de la production piscicole de ces lacs en affectant la croissance et le potentiel de reproduction de l'une ou de chacune des espèces présentes. Lorsqu'une seule espèce de salmonidé est présente dans les lacs de haute altitude, elle tend à occuper l'ensemble des niches disponibles (NILSSON, 1967 ; LANGELAND & *al.*, 1971) et un positionnement de celles-ci entre les différents stades de développement confère à la population un degré élevé d'homéostasie (JOHNSON, 1976, 1987).

Le lac de **Tavels** qui occupe dans le bassin de la Tinée le même statut hydraulique que ceux de **Melo** et de **Bastani** est peuplé seulement de truites fario. Les résultats de l'inventaire ont montré que cette espèce n'était pas en mesure de se reproduire sur le site du lac de **Tavels** et ne pouvait s'y maintenir que par le biais d'introductions répétées (RIVIER & TERZIAN, 1987).

A l'inverse, la population du lac de **Nino** est exclusivement constituée de truites fario autochtones et se maintient sans aucune intervention humaine. L'absence d'obstacles aux déplacements des poissons entre le lac et le réseau hydrographique du Tavignano permet d'expliquer le caractère naturel de la population. Le lac de **Nino** est un milieu favorable à la phase de croissance des truites car il renferme une ressource alimentaire importante en raison de son degré élevé de trophie. Les études relatives à la détermination des âges des truites montrent que celles-ci se répartissent entre les groupes d'âge 1+ et 7+ (RIVIER & DUMONT, 1988), ce qui révèle une forte diversité à l'intérieur de la population. La présence d'une ceinture d'hydrophytes à *Potamogeton natans* et *Menyanthes trifoliata* contribue à l'existence d'un type d'habitat particulièrement favorable aux juvéniles. Les herbiers représentent une zone de refuge pour ces stades de vie et jouent donc un rôle dans la limitation de la compétition intraspécifique. Les secteurs de reproduction des truites sont situés sur le cours du Tavignano principalement en aval du lac et notamment dans l'importante zone de pozzines. Cette formation qui résulte du comblement du lac est une tourbière formée de chenaux anastomosés qui se créent entre les zones de dépôt de sable granitique et sont ensuite stabilisés par les organes souterrains des végétaux constituant les pelouses hygrophiles de l'étage subalpin (GAUTHIER & *al.*, 1984).

Les deux exemples précédents montrent donc que la gestion des lacs d'altitude basée sur l'introduction de truites fario est généralement peu adaptée à ce type de milieu. Dans la majorité des cas l'absence de continuité hydraulique entre le lac et les zones de reproduction le plus souvent situés en rivière (CHAMPIGNEULLE, 1985) empêche la migration des truites vers ces secteurs, avec pour conséquence

l'impossibilité pour cette espèce d'effectuer en totalité son cycle vital dans le lac (CHACORNAC, 1986). Les introductions de truites fario sont cependant très fréquentes dans les lacs d'altitude. Cette espèce est couramment élevée en pisciculture et donc facilement disponible. Les mêmes problèmes liés à la phase de reproduction existent avec la truite arc-en-ciel qui comme la truite fario n'est pas une espèce strictement lacustre et dont la reproduction demeure exceptionnelle dans l'ensemble des eaux douces en France.

Une gestion à long terme ayant pour objectif essentiel l'existence de populations autonomes doit donc avoir pour principe de base l'introduction de salmonidés strictement lacustres qui en dehors de l'omble de fontaine sont représentés par l'omble chevalier et le cristivomer.

Ces deux dernières espèces présentent des caractéristiques biologiques communes qui permettent de mettre en évidence leur degré élevé d'adaptation aux lacs d'altitude. Elles possèdent cependant chacune des particularités qui doivent être analysées afin de servir de guide lors du choix de l'une ou de l'autre espèce à introduire dans un lac d'altitude en fonction des caractéristiques du milieu. L'exposé des éléments de biologie utiles dans le cadre de la gestion des lacs d'altitude est basé sur les observations effectuées sur les lacs étudiés et sur l'examen des travaux scientifiques concernant ce domaine. L'abondance de la littérature existante notamment celle relative à l'omble chevalier ne permet pas de citer tous les ouvrages et articles consultés. Les lecteurs intéressés par la biologie du cristivomer et de l'omble chevalier peuvent se référer aux travaux de MARTIN & OLVER (1976, 1980) et de MARTINOT (1978, 1979) pour la première espèce. Les principaux ouvrages ou articles relatifs à l'omble chevalier sont ceux de CHIMITS (1952, 1953, 1960), DUSSART (1952a, 1952b, 1952c, 1954a, 1954b, 1955a, 1955b), FROST (1951, 1955, 1965, 1977), NORDENG (1961), SPILLMANN (1961), SKRESLET (1973), SCOTT & CROSSMAN (1973), JOHNSON (1976, 1980), BALON (1980), NYMAN & *al.* (1981), JOHNSON & BURNS (1984), MAITLAND & *al.* (1984), CHAMPIGNEULLE (1985), RUBIN & BUTTIKER (1987), KAWANABE & *al.* (1989), HAMMAR (1989), MACHINO (1991), ALLARDI & KEITH (1991). D'autres nombreux renseignements importants sur la biologie de l'omble chevalier figurent dans la revue publiée par un institut suédois : Institute of Freshwater Research, Drottningholm ainsi que dans le périodique intitulé ISACF Information Series. La synthèse bibliographique de HEURING & *al.*, parue en 1991 mentionne d'autre part 738 articles scientifiques consacrés à l'omble chevalier et publiés entre les années 1985 et 1990.

L'omble chevalier et le cristivomer sont deux espèces très bien adaptées aux faibles températures. L'optimum thermique pour la première espèce est compris entre 12 et 16°C selon JOHNSON (1980), alors que CHAMPIGNEULLE (1985) indique

la valeur de 16°C comme limite supérieure de la gamme des températures favorables à l'omble chevalier. Le cristivomer est une espèce encore nettement plus inféodée aux milieux d'eaux froides. MARTIN & OLVER (1980) mentionnent des valeurs de 6 à 13 degrés pour les températures les plus favorables au cristivomer. Un élément essentiel qui démontre l'adaptation des deux espèces aux conditions thermiques extrêmes existant sur les lacs d'altitude est leur aptitude à survivre à des températures proches de 0°C (JOHNSON, 1980 ; REIMER, 1986 ; BAROUDY & ELLIOTT, 1994), rencontrées en phase hivernale. Un autre critère commun à la biologie de l'omble chevalier et du cristivomer, montrant l'intérêt des deux espèces pour la gestion des lacs d'altitude, est leur possibilité de vie dans les milieux à faible potentiel biologique. Les deux espèces sont à même de s'adapter aux lacs les plus oligotrophes où la quantité et la diversité de la nourriture disponible pour le poisson est un facteur limitant (RYDER, 1972 ; RYDER & JOHNSON, 1972 ; KLEMETSEN & *al.*, 1972 ; RIGET & *al.*, 1986 ; FRASER & POWER, 1989 ; SVENNING & GROTNES, 1991 ; CONLON & *al.*, 1992).

Un autre critère à prendre en considération dans le cadre de la gestion piscicole des lacs d'altitude est le mode de reproduction du cristivomer et de l'omble chevalier. La fraie des deux espèces a lieu dans le milieu lacustre. Les substrats de ponte de l'omble chevalier ont été décrits notamment par FABRICIUS (1953), FABRICIUS & GUSTAFSON (1954), FROST (1965), JOHNSON (1980), GILLET (1985), CHAMPIGNEULLE (1985). Ce sont le plus souvent des fonds de graviers, de galets ou de cailloux non colmatés par les sédiments fins. La reproduction de l'omble chevalier a toutefois été observée sur d'autres types de substrats : sable (MOORE, 1975 ; GILLET, 1985, CHAMPIGNEULLE, 1985) ou sur fonds boueux. L'omble chevalier construit un nid dans le substrat puis recouvre ses oeufs après la fraie. Les zones de reproduction du cristivomer sont sensiblement les mêmes que celles de l'omble chevalier. Le cristivomer semble toutefois se reproduire dans des habitats plus diversifiés : zones de blocs et de gros galets (MARTIN & OLVER, 1980), formations végétales.

L'omble chevalier et le cristivomer, au même titre que l'omble de fontaine sont en conclusion deux espèces parfaitement adaptées aux conditions de milieu rencontrées sur les lacs d'altitude. Il conviendra cependant de tenir compte de certaines particularités biologiques de chacune des trois espèces lors du choix de celle à introduire dans un lac donné.

Le principal problème pouvant aboutir à l'échec d'une gestion piscicole à base d'ombles chevaliers est l'apparition du nanisme chez cette espèce. Les ombles chevaliers demeurent dans ce cas de très petite taille tout en se reproduisant (MACHINO, 1991). L'apparition du nanisme résulte d'une surdensité en ombles chevaliers qui aboutit au partage d'une quantité limitée de nourriture entre un

nombre trop élevé de poissons et dont la conséquence est une limitation importante de la croissance. Les surdensités en ombles chevaliers peuvent avoir deux origines, soit l'existence dans le milieu de zones très favorables à la reproduction et d'un recrutement en juvéniles trop élevé, soit des mises en charges trop élevées lors des introductions aboutissant à un trop fort potentiel de reproduction. Pour des populations constituées d'une souche unique (pour lesquelles il n'existe pas au départ plusieurs formes plus ou moins différenciées au plan génétique), il est possible de limiter ou d'annuler le nanisme en diminuant artificiellement la population par une exploitation intensive (FABRE & SENOCQ, 1981 ; PECHLANER, 1984, 1985 ; AMUNDSEN, 1987 ; AMUNDSEN & *al.*, 1991). Les moyens d'action possibles sont par exemple la diminution ou la suppression de la taille de capture ou la réalisation de pêches spéciales de gestion à l'aide de filets maillants.

L'importance du phénomène de nanisme, signalé par de nombreux auteurs (les principales références figurent dans l'annexe II) doit cependant être relativisée : parmi les 131 lacs cités par MACHINO (1991) sur lesquels l'omble chevalier est présent en France, seulement 18 cas de nanisme ont été signalés. Un degré suffisant d'exploitation d'une population d'ombles chevaliers par la pêche sportive représente l'un des éléments principaux permettant d'éviter l'apparition du nanisme. Ce phénomène induit en effet une perte importante de la valeur halieutique d'une population d'ombles chevaliers lorsqu'il se manifeste.

L'autre particularité de l'omble chevalier est l'apparition, dans les populations relativement anciennes, de plusieurs formes présentant des différences biologiques plus ou moins marquées. Ces différences portent essentiellement sur la vitesse de croissance, la répartition dans le lac, le régime alimentaire, la fécondité, l'époque et les secteurs de reproduction. Les problèmes relatifs au polymorphisme de l'omble chevalier ont fait l'objet d'un nombre considérable de travaux dont les principaux sont cités dans l'annexe III. L'existence de deux à quatre formes différentes d'ombles chevaliers est fréquente dans de nombreux lacs d'altitude et représente un inconvénient dans le cadre de la gestion de ces milieux. L'exemple du lac d'**Allos** où coexistent deux formes d'ombles chevaliers permet de montrer la nature des problèmes liés au polymorphisme de cette espèce. L'une des sous-populations est constituée de poissons à croissance normale qui atteignent une longueur totale de l'ordre de 30 à 40 cm à un âge de 5 à 7 ans. L'autre forme comprend des ombles chevaliers qui à un âge de plus de dix ans ont des longueurs comprises entre 15 et 20 cm. Ces deux formes se distinguent par la condition, élevée pour la première forme et faible à très faible pour la seconde, ainsi que par leur morphologie générale : proportions relatives des tailles du corps et de la tête, colorations. Les autres critères distinctifs sont la répartition dans le lac et le régime alimentaire : les ombles présentant une croissance normale sont sublittoraux et à régime alimentaire mixte (diptères chironomides et zooplancton), ceux à faible

croissance sont pélagiques et zooplanctonophages. Cette dernière forme s'apparente nettement à celles atteintes de nanisme.

La manifestation du nanisme peut être liée à l'existence du mécanisme de ségrégation interactive, mais peut également s'expliquer par la biologie propre de l'omble chevalier. Des formes différentes d'ombles chevaliers existent dans les lacs où cette espèce est la seule présente. La plupart des travaux cités dans l'annexe III expliquent cette différenciation par la plasticité écologique de l'omble chevalier qui tend à occuper l'ensemble des niches écologiques présentes dans un milieu donné. L'explication de la partition d'une population en différentes formes est une stratégie adaptative destinée à permettre la survie de l'espèce face à des conditions écologiques adverses affectant différenciellement chacune des formes présentes (JOHNSON, 1987). Au plan de la gestion, l'existence de formes à faible croissance représente un inconvénient. Ces poissons participent à l'exploitation des ressources alimentaires et peuvent donc limiter le développement des autres sous populations. Ils contribuent donc à amplifier les incidences négatives résultant de la compétition intra ou interspécifique. Au plan halieutique les formes à faible croissance n'ont qu'un intérêt limité, ces ombles chevaliers sont de petite taille et sont difficiles à capturer en raison de leur mode de vie pélagique.

En résumé, une gestion correcte des populations d'ombles chevaliers devra, dans le cas d'introductions nouvelles, avoir pour point de départ une évaluation précise de la quantité de poissons à introduire sur un lac donné. Cette évaluation devra prendre en compte les caractéristiques physiques du lac (superficie, bathymétrie, régime thermique et hydraulique) et une estimation de son potentiel biologique (analyse des paramètres physico-chimiques et des phyto et zoocénoses). Les introductions devront faire ensuite l'objet d'un suivi destiné à évaluer la vitesse de croissance des poissons et la structure de la population. La reconstitution de la structure des populations polymorphes est souvent un problème très délicat à résoudre. Une solution envisageable est, comme dans le cas du nanisme, une exploitation intensive et sélective des formes à faible croissance, éventuellement suivie d'un renforcement des effectifs à l'aide de poissons issus de souches à forte croissance. Dans le cas où les ombles chevaliers à faible vitesse de croissance représentent la part la plus importante de la population, il est préférable de changer le mode de gestion en introduisant une autre espèce de salmonidé lacustre : omble de fontaine ou cristivomer.

Le cristivomer est caractéristique des lacs profonds et oligotrophes (MARTIN & OLVER, 1980 ; CONLON & *al.*, 1992). C'est une espèce à régime alimentaire omnivore à base de macroinvertébrés ou de poissons et notamment d'autres salmonidés (WALES, 1946 ; NILLSON & SVÄRDSON, 1968). Des cas de cannibalisme ont également été mentionnés (MARTIN & OLVER, 1980). Le

crustivomer est une espèce susceptible d'atteindre une taille importante : des longueurs de 80 à 90 cm ont été fréquemment mentionnées. Les taux de croissance sont toutefois très variables en fonction de la localisation géographique et de la quantité de nourriture disponible dans le milieu. Le crustivomer est une espèce à longévité élevée. JOHNSON (1976) mentionne des âges parfois supérieurs à 25 ans. Dans certains lacs nord-américains, la première maturité est atteinte relativement tardivement : âges compris entre 4 et 13 ans suivant les auteurs.

Une gestion basée sur le crustivomer apparaît bien adaptée aux lacs d'altitude les plus oligotrophes et de profondeur importante. Le cycle de vie de cette espèce nécessite toutefois de prendre des mesures de protection dans les premières années qui suivent son introduction afin d'éviter des mortalités trop élevées de poissons n'ayant pas eu la possibilité d'atteindre le stade de maturité sexuelle.

6.3 - Cas particulier des lacs vierges

Un type particulier de lacs d'altitude est représenté par ceux où n'existe pas de peuplement piscicole. Ces lacs se répartissent en trois sous-catégories.

- 1) Lacs où les possibilités de survie des poissons sont inférieures à l'échelle de temps d'un cycle annuel.
- 2) Lacs à peuplement artificiel dans lesquels les introductions ont été suspendues et dont les peuplements ont disparu.
- 3) Lacs où n'existe pas de peuplement naturel et dans lesquels aucune introduction n'a été pratiquée.

Les causes essentielles qui provoquent la disparition des poissons dans le premier cas sont les conditions physiques rencontrées en période hivernale. Le gel des eaux du lac sur toute la profondeur, l'écoulement de la totalité de l'eau, le comblement des lacs par les avalanches sont les facteurs les plus fréquents de mortalité piscicole (CHIMITS, 1952 ; PECHLANER, 1987). La seule possibilité de mise en valeur halieutique (qui ne peut cependant en aucun cas être considérée comme entrant dans le domaine de la gestion) consiste en des déversements de poissons de taille légale de capture qui devront être repris avant le gel du lac. Cette pratique ne présente qu'un intérêt très limité en raison des difficultés matérielles liées à l'introduction de poissons en altitude, au prix de revient de ces opérations et à la qualité discutable qu'elle présente au plan halieutique.

Dans le second cas, l'absence de conditions favorables à la reproduction des salmonidés, et l'insuffisance du potentiel nutritif sont les causes principales de la disparition des peuplements. Seules des introductions répétées permettent le maintien d'une certaine valeur halieutique dans ces milieux.

Les lacs appartenant à la troisième catégorie doivent faire l'objet d'études particulières dans le cas où des introductions de poissons sont envisagées. Il y a lieu d'examiner l'ensemble des possibilités offertes aux poissons pour qu'ils puissent réaliser leur cycle vital dans le lac, en abordant successivement l'étude des composantes morphodynamiques, physico-chimiques et biologiques. Au plan de l'habitabilité, les paramètres principaux à prendre en compte sont la bathymétrie et la granulométrie de la cuvette lacustre qui définissent l'existence de zones potentielles d'abris, de nutrition et de reproduction. La connaissance des abords immédiats du lac est également nécessaire : nature des berges, présence de zones d'éboulis ou de secteurs d'avalanche. Un aspect essentiel est celui qui a trait à la connaissance de la durée de la période de gel, à celle du cycle thermique et des principaux paramètres chimiques qui déterminent la productivité biologique : quantité et nature des composés azotés et phosphorés en particulier. Lorsque les bilans morphodynamique et physico-chimique ne mettent pas en évidence de paramètres défavorables, l'aspect biologique est pris en compte. Un examen approfondi des composantes biologiques : phytoplancton, algues et macrophytes, zooplancton, zoobenthos permet de déterminer la nature et l'importance de la ressource trophique du lac. En possession de l'ensemble des informations précédentes, le gestionnaire est en mesure de choisir l'espèce à introduire. Il n'existe pas de règles précises concernant la quantité de poissons à introduire et ce problème devra être résolu au cas par cas. La mise en charge d'un lac de haute altitude vierge dépend de son degré de trophie, de l'espèce introduite et du stade de développement de celle-ci à l'époque de l'introduction.

Les juvéniles de salmonidés au stade d'estivaux (âge 0+) paraissent bien adaptés à l'introduction de poissons dans les lacs d'altitude vierges. En été, les ressources alimentaires sont les plus abondantes. La période séparant l'introduction de la phase hivernale permet d'autre part aux poissons de s'adapter progressivement aux conditions du milieu.

Des introductions, répétées sur plusieurs années, de faibles quantités de salmonidés (entre 100 et 500 poissons par hectare en fonction de la profondeur du lac) sont préférables à une introduction unique d'une quantité importante de poissons. Les introductions échelonnées dans le temps permettent de structurer partiellement la population en classes d'âge et d'adapter la quantité de poissons présents dans le milieu à son potentiel trophique. Les introductions doivent donc

être complétées par un suivi de l'évolution de la population comprenant les examens de la croissance, du régime alimentaire et de l'état de maturité sexuelle.

L'opportunité de l'ouverture du lac à la pêche sera décidée en fonction des résultats du suivi. Elle ne pourra intervenir que lorsque la population aura atteint un degré d'équilibre tel que la mortalité induite par la pêche puisse être au minimum compensée par la reproduction naturelle. Des mesures relatives à la réglementation de la pêche : alternance des années d'ouverture et de fermeture, limitation du nombre de captures ou des jours de pêche pourront être mises en place en vue d'assurer la protection de la population.

L'existence de lacs appartenant à l'une des trois catégories précédentes pose le problème de l'opportunité de l'introduction de poissons dans ces milieux. La prédation exercée par les salmonidés est susceptible de modifier profondément la composition des communautés animales qui existent en l'état naturel et de mettre en péril l'existence de certaines espèces. REIMERS (1979) mentionne la disparition de deux espèces de crustacés zooplanctoniques (*Daphnia* sp. et *Diaptomus* sp.) et de la majorité des espèces d'invertébrés benthiques en présence d'une population trop dense d'ombles chevaliers. La disparition de l'éphéméroptère *Siphonurus* sp. et des crustacés *Daphnia* sp. due à une prédation excessive par l'omble chevalier est également signalée par PECHLANER (1984). GAUTHIER & al. (1984) ont montré que les ombles de fontaine du lac de **Bastani** se nourrissaient fréquemment d'euproctes (*Euproctus montanus*) avec à terme un risque important de disparition de cette espèce endémique de Corse. Il est clair que la présence de poissons peut modifier profondément la nature et la structure du réseau trophique des lacs d'altitude. Les introductions de poissons, qui conditionnent l'intérêt halieutique et touristique des lacs d'altitude, doivent donc dans certains cas être considérées dans le cadre plus vaste de leur écologie générale. La conservation de milieux témoins de l'état naturel des lacs d'altitude, la protection des espèces en voie de disparition ou à grand intérêt écologique s'inscrivent dans le cadre de la protection du patrimoine aquatique et doivent être pris en compte lorsque des introductions de poissons sont envisagées.

Conclusion générale

La gestion piscicole des lacs d'altitude doit être envisagée dans le contexte général de la conservation ou de la restauration de leur valeur écologique fondée sur l'existence d'un équilibre harmonieux entre les différents constituants de ces écosystèmes par nature fragiles.

Ce concept d'équilibre biologique définit le cadre des interventions humaines qui sont à l'origine de la majorité des peuplements piscicoles actuels ou futurs des lacs d'altitude.

Une gestion piscicole rationnelle de ces milieux a donc pour base des critères biologiques et représente un travail à long terme dont la finalité est l'obtention de populations autonomes adaptées à la nature du lac sous l'aspect qualitatif et à son potentiel trophique au plan quantitatif.

Dans les nombreux lacs d'altitude renfermant un peuplement piscicole, le recueil de données décrivant de manière précise la nature et la structure des ichtyocénoses est indispensable pour atteindre ces objectifs.

Face à l'impossibilité matérielle de procéder à un recensement complet des peuplements piscicoles, les connaissances sont acquises grâce à l'emploi d'une méthode d'investigation permettant l'obtention d'un échantillon représentatif de la réalité.

Le choix de la méthode d'inventaire par pêche aux filets maillants horizontaux a été guidé par deux séries de critères :

- Les filets maillants horizontaux sont très efficaces pour la capture des salmonidés et autorisent une prospection exhaustive de l'ensemble des habitats rencontrés sur les lacs d'altitude.
- Ces engins sont bien adaptés à l'échantillonnage des lacs d'altitude en raison de leur facilité d'emploi et de transport.

L'originalité de la méthode d'échantillonnage des lacs d'altitude par pêche aux filets maillants réside dans les modalités d'utilisation des engins afin de limiter les mortalités et de déployer un effort de pêche en constante adéquation avec les dimensions du milieu et la densité du peuplement.

Le protocole d'échantillonnage comprend donc une phase initiale d'étalonnage dont les résultats permettent de déterminer le déroulement général de l'inventaire.

Les résultats obtenus au cours de chacune des séances de pêche sont ensuite utilisés pour définir le plan d'échantillonnage de l'étape suivante et l'effort de pêche est calibré en permanence afin de concilier les objectifs d'efficacité et de survie des poissons capturés.

Les résultats acquis au cours de l'inventaire piscicole représentent un bilan général des peuplements et permettent de décrire les caractéristiques générales des populations. La première série de résultats inclue pour chaque étude la description qualitative des peuplements, les bilans numérique et pondéral de l'échantillon, les rendements de pêche et une approche de la répartition des poissons en fonction des différents habitats rencontrés sur le lac.

La mesure des caractéristiques biométriques individuelles essentielles (longueur et masse) permet de décrire la structure globale des populations en analysant la distribution des poissons en fonction de classes de longueur ou de masse et les paramètres qui reflètent la physiologie générale des espèces : relations masse-longueur, coefficients de condition. Les résultats acquis grâce à l'étude de chaque échantillon représentent le constat d'une situation piscicole et permettent de définir les limites de validité de l'inventaire piscicole.

Les données issues d'un échantillonnage piscicole ne sont pas interprétables en dehors du contexte temporel et ne permettent pas une quantification directe et rigoureuse des peuplements. L'examen des paramètres biométriques doit être effectué en positionnant l'inventaire par rapport au cycle de vie des poissons.

En définitive, si l'inventaire piscicole constitue la phase initiale et indispensable de toute étude ichtyologique, il ne représente qu'une étape de cette dernière. Au terme de l'inventaire les principaux résultats décrivant les peuplements sont acquis, mais les questions relatives aux causes de la situation piscicole observée, restent posées.

L'étude des paramètres biologiques explicatifs de la nature quantitative et de la structure des peuplements entre dans le domaine de la dynamique des populations. L'inventaire ichtyologique permet l'acquisition de données et la réalisation de manipulations permettant d'aborder ces études.

Une quantification des peuplements est rendue possible par le marquage des poissons et leur recapture dans les cas où des inventaires multiples sont programmés sur le même lac.

Le prélèvement de matériel biologique est à la base des travaux relatifs à la physiologie des espèces : âge et croissance, régime alimentaire, fécondité.

Malgré ces limitations, les inventaires piscicoles réalisées sur les dix lacs entrant dans le cadre du présent travail ont permis de définir les règles générales de gestion applicables aux lacs d'altitude et ont mis en évidence l'intérêt de peuplements monospécifiques constituées d'espèces d'ombles strictement lacustres mieux adaptées au contexte hydraulique de la majorité des lacs d'altitude que la truite fario ou la truite arc-en-ciel.

En conclusion, des travaux à caractère scientifique, dont la phase initiale est représentée par l'échantillonnage des ichtyocénoses sont indispensables afin d'acquérir les données de base qui après traitement sont directement applicables dans l'optique d'une gestion rationnelle des lacs d'altitude.

BIBLIOGRAPHIE

ALLARDI, J. & P. KEITH, 1991. Atlas préliminaire des poissons d'eau douce de France. Coll. Patrimoines naturels. Vol. 4. Secrétariat Faune Flore. MNHN, Paris : 234 p.

AMUNDSEN, P.A., 1987. Food and feeding in a population of stunted arctic charr in lake Takvatn : preliminary effects of an intensive fishing program. p. 9-14. *In* J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

AMUNDSEN, P. A., KLEMETSEN, A. & P. E. GROTNES, 1991. Rehabilitation of a stunted population of arctic charr by intensive fishing. p. 13-17. *In* J. HAMMAR (ed.). Proceedings of the sixth ISACF workshop on arctic charr, 1990. *ISACF Inform. Ser.* 5.

BALON, E. K., 1980. Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht : 928 p.

BARBIER, B., 1985. Les techniques de capture. Engins passifs : les filets maillants. p. 81-90. *In* D. GERDEAUX & R. BILLARD (eds.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. INRA, Paris.

BARBOUR, S.E., 1987. Variation in life history , ecology and resource utilization by arctic char in Scotland. p. 557. *In* M.J. DADSWELL, R.J. KLAUDA, C. M. MOFFITT, R.L. SAUNDERS, R.A. RULIFSON & J.E. COPER (eds.). Common strategies of anadromous and catadromous fishes. Proceedings of an international symposium Boston, USA. Amer. Fish. Soc. Symp. n°1.

BAROUDY, E. & J.M. ELLIOT, 1994. The critical thermal limits for juvenile arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *J. Fish Biol.* 45 : 1041-1053.

BEAMESDERFER, R.C. & B.E. REIMAN, 1988. Size selectivity and bias in estimates of population statistics of smallmouth bass, walleye and northern squawfish in a Columbia river reservoir. *North American Journal of Fisheries Management.* 8 : 505-510.

BORGSTROM, R. & E. PLAHTTE, 1992. Gillnet selectivity and a model for capture probabilities for a stunted brown trout (*Salmo trutta*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 1546-1554.

BOY, V. & A.J. CRIVELLI, 1988. Simultaneous determination of gillnet selectivity and population age-class distribution for two cyprinids. *Fish. Res.* 6 : 337-345.

BRANDT, A.V., 1952. Erfahrungen mit platt-netzen beim fang von edelfihen. *Der Fischwirt.* 6 : 210-213.

BRANDT, A.V., 1975. Enmeshing nets : the theory of their efficiency. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 1 : 96-116.

BURCZYNSKI, J.J., MICHALETZ, P.H. & G.M. MARRONE, 1987. Hydroacoustic assessment of the abundance and distribution of rainbow trout in lake Oahe. *North American Journal of Fisheries Management.* 7 : 106-116.

CEMAGREF, 1985a. Ecologie d'un lac d'altitude. Le lac d'Allos, dans le Parc National du Mercantour. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Parc National du Mercantour : 58 p.

CEMAGREF, 1985b. Les lacs de montagne. Inventaire diagnostique d'un patrimoine naturel. Rapport CEMAGREF (Lyon, Grenoble) - Ministère de l'Environnement (DPN, ACE) : 198 p.

CEMAGREF, 1987. Méthodologie de l'étude des grands plans d'eau : suivi piscicole et essai de typologie. Rapport CEMAGREF (Paris) - Ministère de l'Environnement : 33 p. + Annexes I à IV.

CEMAGREF, 1990. Lac de Tignes. Etude 1989-1990. Rapport CEMAGREF (Lyon) : 114 p.

CHACORNAC, J.M., 1986. Lacs d'altitude : métabolisme oligotrophe et approche typologique des écosystèmes. Thèse Univ. Claude Bernard, Lyon 1, Villeurbanne : 214 p.

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. p. 187-217. In D. GERDEAUX & R. BILLARD (eds.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles, INRA Paris.

CHIMITS, P., 1952. Les lacs de montagne des hautes et basses Pyrénées : leur peuplement. *Rev. Forest. Fr.* 4 : 99-110.

CHIMITS, P., 1953. Inventaire piscicole des lacs pyrénéens français. *Ann. Fed. Pyrénéenne Econ. Montagnarde*. Année 1951. 17 : 105-116.

CHIMITS, P., 1960. Inventaire piscicole, en 1960, des lacs de montagne des basses et hautes Pyrénées. *Bull. Fr. Piscic.* 197 : 136-148.

CONLON, M., GUNN, J.M. & J.R. MORRIS, 1992. Prediction of lake trout (*Salvelinus namaycush*) presence in low alkalinity lakes near Sundbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 (Suppl. 1) : 95-101.

CRAIG, J.F., 1980. Sampling with traps. p. 55-70. In T. BACKIEL & R. L. WELCOMME (eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. EIFAC. Tech. Pap. no. 33.

CSP, 1991. Etude piscicole et halieutique des lac du Carlite. Département des Pyrénées Orientales. Rapport Conseil Supérieur de la Pêche : 16 p. +Annexes.

CTFT, 1964. Confection, montage et réparation des filets de pêche. Pub. n° 25. Centre Technique Forestier Tropical : 96 p.

DAGET, J., 1971. L'échantillonnage des peuplements de poissons d'eau douce. p.85-108. In M. LAMOTTE & F. BOURLIERE. Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques. MASSON & Co. (eds.), Paris. Chap. 3.

DAHM, E., 1980. Sampling with active gear. p. 71-89. In T. BACKIEL & R.L. WELCOMME (eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n° 33.

DAHM, E., 1987. Bibliography of existing literature on selectivity of inland water fishing gear published by european authors. FAO. EIFAC. Occ. Pap. no. 18 : 46 p.

DAHM, E., HARTMANN, J., LINDEM, T. & H. LOFFLER, 1985. EIFAC experiments on pelagic fish stock assessment by acoustic methods in lake Constance. FAO. EIFAC. Occ. Pap. n°15 : 14 p.

DAVIES, W. D. & W. L. SHELTON, 1983. Sampling with toxicants. p. 199-213. In L. A. NIELSEN & D. L. JOHNSON (eds.). Fisheries techniques. *Amer. Fish. Soc.*, Bethesda.

DEGIORGI, F., GUILLARD, J., GRANDMOTTET, J. P. & D. GERDEAUX, 1993. Les techniques d'étude de l'ichtyofaune lacustre utilisées en France : bilan et perspectives. *Hydroecol. Appl.* 5 : 27-42.

DERVO, B.K., HEGGE, O., HESSEN, D.O. & J. SKURDAL, 1991. Diel food selection of pelagic arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) and brown trout, *Salmo trutta* (L.) in lake Atnsjø, SE Norway. *J. Fish Biol.* 38 : 199-209.

DRAPER, N. R. & H. SMITH, 1980. Applied regression analysis. 2nd. ed. Wiley series probability and mathematical statistics : 450 p.

DUBOIS, J.A. & A. DZIEDZIC, 1989. L'acoustique passive appliquée à l'étude du comportement des corégones (*Coregonus* sp. et *C. lavaretus*) durant la reproduction en milieu naturel. *Rev. Sci. Eau.* 2 : 847-858.

DUMONT, B. & N. MATHYS, 1985. Ecologie de quatre lacs d'altitude du briançonnais. Tome I : Physico-Chimie. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence)-Ministère de l'Environnement (DPN) : 56 p.

DUSSART, B., 1952a. Contribution à l'étude des lacs de Savoie. Le lac du Mont-Cenis. *Bull. Fr. Piscic.* 164 : 89-98.

DUSSART, B., 1952b. Contribution à l'étude des lacs de Savoie. Le lac de la Girotte. *Ann. Stn. Hydrobiol. Appl.* 4 : 379-392.

DUSSART, B., 1952c. Contribution à la connaissance des lacs pyrénéens. *Ann. Stn. Hydrobiol. Appl.* 4 : 319-338.

DUSSART, B., 1954a. L'omble chevalier en France : biométrie et biologie. *Ann. Stn. Hydrobiol. Appl.* 5 : 129-157.

DUSSART, B., 1954b. Contribution à l'étude des lacs de Haute-Savoie : les lacs du Faucigny. *Mem. Acad. Faucigny. Années 1953/1954.* 8 : 36-46.

DUSSART, B., 1955a. Un poisson trop peu connu en France : l'omble chevalier. *La terre et la vie.* 102 : 129-158.

DUSSART, B., 1955b. L'omble chevalier du Léman et son introduction dans les eaux françaises de montagne. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 12 : 520-526.

DUSSART, B.; 1966. Limnologie. L'étude des eaux continentales. Gauthier-Villars (ed.), Paris : 677 p.

EHRENBERG, J.E., 1976. Echo counting and echo integration. Notes prepared for short course on hydro acoustic stock estimation. University of Washington, Seattle : 8 p.

EHRHARDT, N.M. & D.J. DIE, 1988. Selectivity of gill nets used in the commercial spanish mackerel fishery of Florida. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 117 : 574-580.

FABRE, H. & B. SENOCQ, 1981. Etude de quelques lacs d'altitude des Pyrénées : biologie et dynamique des populations piscicoles, aménagements. Thèse 3e. cycle. Institut National Polytechnique, Toulouse : 338 p.

FABRICIUS, E., 1953. Aquarium observations on the spawning behaviour of the char, *Salmo alpinus*. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 34 : 14-48.

FABRICIUS, E. & K.J. GUSTAFSON, 1954. Further aquarium observation on the spawning behaviour of the char, *Salmo alpinus* L. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 35 : 58-104.

FORBES, S. T. & O. NAKKEN, 1972. Manuel des méthodes de prospection et d'évaluation des ressources halieutiques. 2e. partie. Emploi d'instruments acoustiques pour détecter le poisson et en estimer l'abondance. FAO. Man. Sci. Halieut. 5 : 138 p.

FOREL, F.A., 1882, 1895, 1904. Le Léman : monographie limnologique. 3 tomes. F. ROUGE, Lausanne.

FRASER, J.M., 1982. An atypical brook charr (*Salvelinus fontinalis*) spawning area. *Environ. Biol. Fish.* 7 : 385-388.

FRASER, J.M., 1985. Shoal spawning of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in a precambrian shield lake. *Le naturaliste canadien.* 112 : 163-174.

FRASER, N.C. & G. POWER, 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. p. 163-181. In L. JOHNSON & B. L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

FRASER, N.C. & G. POWER, 1989. Influences of lake trout on lake-resident arctic char in northern Quebec. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 118 : 36-45.

FROST, W.E., 1951. Some observations on the biology of the char, *Salvelinus willughbii* (Günther) of Windermere. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 9 : 105-110.

FROST, W.E., 1955. An historical account of the char in Windermere. *Salm. Trout Mag.* 143 : 15-24.

FROST, W.E., 1965. Breeding habits of Windermere char, *Salvelinus willughbii* (Günther) and their bearing on speciation in these fish. *Proc. R. Soc. Edinb. B.* 163 : 232-284.

FROST, W.E., 1977. The food of charr, *Salvelinus willughbii* (Günther) in Windermere. *J. Fish Biol.* 11 : 531-547.

GAUTHIER, A., ROCHE, B. & G. F. FRISONI, 1984. Contribution à la connaissance des lacs d'altitude de la Corse. Rapport Parc Naturel Régional de la Corse. C. R. D. P. (ed.) : 221 p.

GERDEAUX, D., 1985. Techniques d'échantillonnage. Les engins actifs : chaluts et sennes. p. 91-105. In D. GERDEAUX & R. BILLARD (eds.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. INRA, Paris.

GILLET, C., 1985. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. p. 167-185. In D. GERDEAUX & R. BILLARD (eds.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. INRA, Paris.

GUILLARD, J., GERDEAUX, D. & J.M. CHAUTRU, 1990. The use of geostatistics for abundance estimation by echo-integration in lakes : the example of lake Annecy. Rapport P. V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer. 189 : 410-419.

GUILLARD, J., GERDEAUX, D., BRUN, G. & R. CHAPPAZ, 1992. The use of geostatistics to analyse data from an echo-integration survey of fish stock in lake Sainte-Croix. *Fish. Res.* 13 : 395-406.

GULLAND, J.A. & D. HARDING, 1961. The selection of *Clarias mossambicus* (Peters) by nylon gill nets. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 26 : 215-222.

HALL, G.E., 1975. Sampling reservoir fish populations with rotenone. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 1 : 249-259.

HAMLEY, J.M. & H. A. REGIER, 1973. Direct estimates of gillnet selectivity to walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 30 : 817-830.

HAMLEY, J.M., 1975. Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 32 : 1943-1969.

HAMLEY, J.M., 1980. Sampling with gillnets. p. 37-53. In T. BACKIEL & R.L. WELCOMME (eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°33.

HAMMAR, J., 1987. Zoogeographical zonation of fish communities in insular Newfoundland : a preliminary attempt to use the arctic char population ecology to describe early post glacial colonization interactions. p. 31-38. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

HAMMAR, J., 1989. Freshwater ecosystems of polar regions : vulnerable resources. *Ambio.* 18 : 6-22.

HARTLEY, W.G., 1980. The use of electrical fishing for estimating stocks of freshwater fish. p. 91-95. In T. BACKIEL & R.L. WELCOMME (eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°33.

HEARD, W.R., 1962. The use and selectivity of small meshed gill nets at Brooks Lake, Alaska. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 91 : 263-268.

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. p. 217-231. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

HEGGE, O., DERVO, B.K., SKURDAL, J. & D.O. HESSEN, 1989. Habitat utilization by sympatric arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lake Atnsjø, south-east Norway. *Freshwater Biology.* 22 : 143-152.

HELFMAN, G.S., 1983. Underwater methods. p. 349-369. In L. A. NIELSEN & D.L. JOHNSON (eds.). Fisheries techniques. *Amer. Fish. Soc.* Bethesda.

HELSER, T.E., CONDREY, R.E. & J.P. GEAGHAN, 1991. A new method of estimating gillnet selectivity with an example for spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 487-492.

HENRICSON, J. & L. NYMAN, 1976. The ecological and genetical segregation of two sympatric species of dwarfed char (*Salvelinus alpinus* L.) species complex. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 55 : 15-37.

HEURING, L.G., BABALUK, J.A. & K.E. MARSHALL, 1991. A bibliography of the arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) complex : 1985-1990. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1775 : IV+46p.

HIGH, W., 1967. Scuba diving a valuable tool for investigating the behaviour of fish within the influence of fishing gear. FAO. Conference on fish behaviour in relation to fishing techniques and tactics, Bergen, Norway 1967 : 19-27.

HINDAR, K. & B. JONSSON, 1982. Habitat and food segregation of dwarf and normal arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet lake, western Norway. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39 : 1030-1045.

HUBERT, W.A., 1983. Passive capture techniques. p. 95-111. In L. A. NIELSEN & D. L. JOHNSON (eds.). Fisheries techniques. *Amer. Fish. Soc.*, Bethesda.

JENSEN, J.W., 1984. The selection of arctic charr *Salvelinus alpinus* L. by nylon gillnets. p. 463-469. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

JENSEN, J.W., 1986. Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *J. Fish Biol.* 28 : 637-646.

JENSEN, J.W., 1990. Comparing fish catches taken with gill nets of different combinations of mesh sizes. *J. Fish Biol.* 37 : 99-104.

JENSEN, K.W., 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout *Salmo trutta* L. in lake Ovre Heimdalsvatn, southern Norway. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 56 : 18-69

JESTER, D.B., 1973. Variations in catchability of fishes with color of gill nets. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 102 : 109-115.

JESTER, D.B., 1977. Effects of color, mesh size, fishing in seasonal concentrations and baiting on catch rates of fishes in gillnets. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 106 : 43-56.

JOHNSON, D.L. & L.A. NIELSEN, 1983. Sampling considerations. p. 1-21. In L.A. NIELSEN & D.L. JOHNSON (eds.). Fisheries techniques. *Amer. Fish. Soc.*, Bethesda.

JOHNSON, L., 1976. Ecology of arctic populations of lake trout, *Salvelinus namaycush*, lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*, arctic char, *S. alpinus*, and associated species in unexploited lakes of the canadian northwest territories. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33 : 2459-2488.

JOHNSON, L., 1980. The arctic charr, *Salvelinus alpinus*. p. 15-98. In E. K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

JOHNSON, L., 1987. Changes in the arctic charr population of Keyhole lake over a 25 years period. p. 73-87. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

JOHNSON, L. & B.L. BURNS (eds.), 1984 . Biology of the arctic charr . Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg : 584 p.

KAWANABE, H., YAMAZAKI, F. & D.L. G. NOAKES (eds.), 1989. Biology of charrs and masu salmon. Proceedings of the international symposium on charrs and masu salmon, Sapporo, Japan, October 1988. *Physiol. Ecol. Jpn. Spec.* Vol : 711 p.

KLEMETSEN, A., GROTNES, P. E. & C. ANDERSEN, 1972. Preliminary studies of north norwegian arctic char lakes. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 18 : 1107-1113.

L'ABEE-LUND, J.H., LANGELAND, A. & H. SAEGROV, 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in norwegian lakes. *J. fish Biol.* 41 : 91-101.

LADICH, F., 1988. Sound production by the gudgeon (*Gobio gobio* L.) a common european freshwater fish (Cyprinidae, Teleostei) . *J. Fish Biol.* 32 : 707-715.

LAGLER, K.F., 1978. Capture, sampling and examination of fishes. p. 7-47. in T. BAGENAL (ed.). Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP. Handbook n°3. Blackwell scientific publications, Oxford.

LANGELAND, A., L'ABEE-LUND, J.H., JONSSON, B. & N. JONSSON, 1991. Resource partitionning and niche shift in arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *J. Anim. Ecol.* 60 : 895-912.

LE CREN, E.D., BAGENAL, T.B. & C. KIPLING, 1975. Experiences with fish sampling methods in Windermere. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 1 : 58-65.

LEOPOLD, M., KORULCZYK, T., SWIERZOWSKA, L. & W. NOWAK, 1975a. Effectiveness of seine catches for the estimation of fish populations in polish lakes. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 1 : 49-57.

LEOPOLD, M., KORULCZYK, T., NOWAK, W. & L. SWIERZOWSKA, 1975b. Effectiveness of catches from various types of trap nets for the estimation of fish populations in polish lakes. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 2 : 519-531.

LEOPOLD, M., KORULCZYK, T., NOWAK, W. & L. SWIERZOWSKA, 1975c. Effectiveness of gillnet catches as a tool for the estimation of fish populations in polish lakes. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 1 : 90-95.

LIBOSVARSKY, J., 1970. Survey carried out of lake La Martre, northwest territories, in summer 1969 and the entangling capacity of gillnets of different twine, color and age when fishing for whitefish and lake trout. *J. Fish. Res. Bd. Can. Tech. Rep.* 180 : 1-36.

MACHINO, Y., 1991. Répartition géographique de l'omble chevalier (Poisson, Salmonidae, *Salvelinus alpinus*) en France. Diplôme supérieur de recherches. Lab. Zool. -Hydrobiol., Univ. J. Fourier. Grenoble 1 : 438 p.

MAITLAND, P.S., GREER, R.B., CAMPBELL, R.N. & G.F. FRIEND, 1984. The status and biology of arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in Scotland. p. 193-215. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). *Biology of the arctic charr*. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

MARCHAL, E., 1985. La détection acoustique dans l'étude des peuplements piscaires. p. 107-124. In D. GERDEAUX & R. BILLARD (eds.). *Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles*, INRA. Paris.

MARKING, L.L. & V.K., DAWSON, 1972. The half life of biological activity of antimycin determined by fish bioassay. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 101 : 100-105.

MARTIN, N.V. & C.H. OLVER, 1976. The distribution and characteristics of Ontario lake trout lakes. *Ont. Min. Nat. Resour. Res. Rep.* 97 : 1-30.

MARTIN, N.V. & C.H. OLVER, 1980. The lake charr, *Salvelinus namaycush*. p. 205-277. In E. K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

MARTINOT, J.P., 1978. Acclimatation de l'omble du canada *Salvelinus namaycush* Walbaum (Salmonidae) dans un lac de haute montagne du Parc National de la Vanoise. Travaux scientifiques du Parc National de la Vanoise. Tome IX : 103-139.

MARTINOT, J.P., 1979. Ecologie et gestion piscicole des lacs de haute altitude du Parc National de la Vanoise. Thèse 3e. cycle. Univ. Grenoble 1, Saint-Martin-d'Hère : 128 p.

MARTINOT, J.P., 1989. "Les lacs de montagne : mieux connaître et bien gérer". Présentation d'une brochure technique du Parc National de la Vanoise. Colloque IIGGE : La gestion environnementale des plans d'eau, Aix-les-Bains, Juin 1989. Document V : 19 p.

MARTINOT, J.P. & A. RIVET, 1985. Typologie écologique des lacs de haute altitude du parc national de la Vanoise en vue de leur gestion. Rapport Parc National de la Vanoise-Ministère de l'Environnement : 63 p. +Annexe.

MATHISEN, O.A., 1980. Acoustic stock assessment. p. 115-141. In T. BACKIEL & R.L. WELCOMME (eds.). Guidelines for sampling fish in inland waters. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°33.

Mc. COMBIE, A.M & A.M. BERST, 1969. Some effects of shape and structure of fish on selectivity of gillnets. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 26 : 2681-2689.

McT. COWAN, G.I. & E.M. BAGGS, 1988. Incidences of lacustrine spawning of the ouananiche, *Salmo salar*, and the brook charr, *Salvelinus fontinalis*, on the Avalon peninsula, Newfoundland. *J. fish Biol.* 32 : 311-312.

MOLIN, G., 1953. Test fishing with nets made of monofilament nylon thread. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 34 : 73-77.

MOORE, J.W., 1975. Reproductive biology of anadromous arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in the Cumberland Sound of Baffin Island. *J. Fish. Biol.* 7 : 339-348.

MURPHY, L.W., 1954. Two-years creel census of the Little Salmon river, Idaho. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 85 : 200-206.

NAMECHE, T. & P. GERARD, 1992. Aperçu de la valeur halieutique des lacs de Robertville et de Butgenbach. Ministère de la région wallone. Station de recherches forestières. Travaux Série D. 57 : 20 p.

NILSSON, N.A., 1955. Studies on the feeding habits of trout and char in north swedish lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 36 : 163-225.

NILSSON, N.A., 1960. Seasonal fluctuations in the food segregation of trout, char and whitefish in 14 north swedish lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 41 : 185-205.

NILSSON, N.A., 1963. Interaction between trout and char in Scandinavia. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 92 : 276-285.

NILSSON, N.A., 1965. Food segregation between salmonid species in north Sweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 46 : 58-78.

NILSSON, N.A. 1967. Interactive segregation between fish species. p. 295-313. In S.D. GERKING (ed.). The biological basis of freshwater fish production. BLACKWELL Scientific Publications, Oxford and Edingburgh.

NILSSON, N.A. & G. SVÄRDSON, 1968. Some results of the introduction of lake trout (*Salvelinus namaycush* Walbaum) into swedish lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 48 : 5-16.

NORDENG, H., 1961. On the biology of char (*Salmo alpinus*) in Salangen, north Norway. I. Age and spawning frequency determined from scales and otoliths. *Nytt. Mag. Zool.* 10 : 67-123.

NORTHCOTE, T.G., 1975. Sampling of fish populations for evaluation of water quality conditions in large british Columbia lakes and rivers. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 2 : 704-721.

NYMAN, L., HAMMAR, J. & R. GYDEMO, 1981. The systematics and biology of landlocked populations of arctic charr from northern Europe. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 59 : 128-141.

PARKER, J.O., 1970. Surfacing of dead fish following application of rotenone. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 99 : 805-807.

PECHLANER, R., 1984. Dwarf populations of arctic charr in high-mountain lakes of the Alps resulting from under exploitation. p. 319-327. In L. JOHNSON & B. L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

PECHLANER, R., 1985. Individual and population sizes of arctic char in high mountain lakes of Tirol. p. 131-136. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser.* 3.

PECHLANER, R., 1987. Habitat of charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) at high elevations in the Alps in Austria. p. 113-119. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

PIERCE, R.B., TOMCKO, C.M., & T.D. KOLANDER, 1994. Indirect and direct estimates of gill-net size selectivity for northern pike. *North American Journal of Fisheries Management.* 14 : 170-177.

POWER, G., 1978. Fish population structure in arctic lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 35 : 53-59.

POWER, G., 1980. The brook charr, *Salvelinus fontinalis*. p. 141-203. In E. K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

REGIER, H.A. & D.S. ROBSON, 1966. Selectivity of gill nets, especially to lake whitefish. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 23 : 423-454.

REIMER, G., 1986. The relationship between the digestive enzymes in arctic charr, *Salvelinus alpinus* (Salmonidae, Osteichthyes) and its ability to survive in extreme environments. *Hydrobiologia.* 133 : 65-72.

REIMERS, N., 1958. Conditions of existence, growth and longevity of brook trout in a small high-altitude lake of the eastern Sierra Nevada. *Calif. Fish. Game.* 44 : 319-333.

REIMERS, N., 1979. A history of a stunted brook trout population in an alpine lake : a life span of 24 years. *Calif. Fish Game.* 64 : 196-215.

REYNOLDS, J.B., 1983. Electrofishing. p. 147-163. In L.A. NIELSEN & D.L. JOHNSON (eds). Fisheries techniques. *Amer. Fish. Soc.*, Bethesda.

RICKER, W.E., 1969. Effects of size-selective mortality and sampling bias on estimates of growth, mortality, production and yield. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 26 : 479-541.

RICKER, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 141 : 382 p.

RIGET, F. F., NYGAARD, K.H. & B. CHRISTENSEN, 1986. Population structure, ecological segregation and reproduction in a population of arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from lake Tasersuaq, Greenland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43 : 985-992.

RIVIER, B., 1985. Ecologie de quatre lacs d'altitude du Briançonnais. Tome II : Peuplement piscicole. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Ministère de l'Environnement (DPN) : 40 p.

RIVIER, B., 1986. Suivi halieutique de la retenue de Serre-Ponçon. Synthèse des résultats obtenus au cours des campagnes de pêche à la traine 1984 et 1985. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Ministère de l'Environnement (DPN) : 92 p. + Annexes.

RIVIER, B., 1989. Etude ichtyologique des lacs d'altitude de la Corse. Compte rendu de la campagne 1988 : lacs de Capitello, Melo et Nino. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Parc Naturel Régional de la Corse : 22 p.

RIVIER, B., 1992. Contribution à la connaissance des peuplements ichtyologiques du lac pyrénéen d'Aubé (France). Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) : 82 p.

RIVIER, B. & B. DUMONT, 1987. Etude ichtyologique des lacs d'altitude de la Corse. I : Le lac de Bastani. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Parc Naturel Régional de la Corse : 50 p.

RIVIER, B. & E. TERZIAN, 1987. Inventaire piscicole du lac de Tavel (2235 m), dans le Parc National du Mercantour. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Parc National du Mercantour : 22 p.

RIVIER, B. & B. DUMONT, 1988. Etude ichtyologique des lacs d'altitude de la Corse. II : Le lac de Rotondo. III : Le lac de Nino. Rapport CEMAGREF (Aix-en-Provence) - Parc Naturel Régional de la Corse : 91 p.

RIVIER, B. & B. DUMONT, 1995. Application d'un modèle de calcul de la sélectivité des filets maillants pour les truites fario (*Salmo trutta* L.) d'un lac de montagne : le lac de Nino (Haute Corse). p. 149-167. In Cemagref (ed.). Séminaire inter-chercheurs. Les modèles au Cemagref : formulation, validation, pertinence. Tome 1, Gif sur Yvette, Octobre 1995.

ROBSON, D.S., 1961. On the statistical theory of a roving creel census of fisherman. *Biometrics*. 17 : 415-437.

ROCHE, B. & M.D. LOYE-PILOT, 1989. Eutrophisation récente d'un lac de montagne sans occupation humaine (lac de Bastani, Corse) : conséquences d'agents atmosphériques. *Rev. Sci. Eau*. 2 : 681-707.

RUBIN, J.F. & B. BUTTIKER, 1987. Croissance et reproduction de l'omble chevalier, *Salvelinus alpinus* (L.) dans le lac de Neuchatel (Suisse). *Schweiz. Z. Hydrol.* 49 : 51-61.

RUDSTAM, L.G., MAGNUSON, J.J. & W.M. TONN, 1984. Size selectivity of passive fishing gear : a correction for encounter probability applied to gill nets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41 : 1252-1255.

RYDER, R.A. 1972. The limnology and fishes of oligotrophic glacial lakes in north America (about 1800 A. D.) . *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29 : 617-628.

RYDER, R.A. & L. JOHNSON, 1972. The future of salmonids communities in north America. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29 : 941-949.

SAINTONGE, F.X., 1987. Echantillonnage piscicole des grands plans d'eau. Utilisation des filets maillants. Cahier technique. In CEMAGREF, 1987 : Méthodologie de l'étude des grands plans d'eau : suivi piscicole et essai de typologie. Rapport CEMAGREF (Paris) - Ministère de l'Environnement. Annexe I : 39 p.

SCOTT, W.B. & E.J. CROSSMAN, 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 184 : 966 p.

SHUTER, B.J., MATUSZEK, J.E. & H.A. REGIER, 1987. Optimal use of creel survey data in assessing population behaviour : lake Oponego lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) , 1936-83. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 2) : 229-238.

SKRESLET, S., 1973. The ecosystem of arctic lake Nordlaguna, Jan Mayen Island. Part. 3. Ecology of arctic char, *Salvelinus alpinus*. *Astarte*. 6 : 43-54.

- SMITH, C.L. & J.C. TYLER, 1973. Population ecology of a bahamian suprabenthic shore fish assemblage. *Amer. Mus. Novitater.* 2528 : 1-38.
- SPILLMANN, C.J., 1961. Faune de France. 65. Poissons d'eau douce. Paul Lechevalier (ed.), Paris : 304 p.
- STEINMETZ, B., 1985. Bevissing en vangsten. *Visserij.* 39 : 58-77.
- STOBER, Q.J., 1969. Underwater noise spectra, fish sounds and response to low frequencies of cutthroat trout (*Salmo clarki*) with reference to orientation and homing in Yellowstone lake. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 98 : 652-663.
- SVÄRDSON, G., 1976. Interspecific population dominance in fish communities of scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 55 : 144-171.
- SVENNING, M.A. & P. GROTNES, 1991. Stationarity and homing ability of landlocked arctic charr. *Nordic J. Freshw. Res.* 66 : 36-43.
- TUNNAINEN, P., 1975. Different netting techniques and their suitability for large finish lakes. Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. FAO. EIFAC. Tech. Pap. n°23 (Suppl. 1). Vol. 1 : 136-151.
- UZMANN, J.R., COOPER, R.A., THEROUX, R.B. & R.L. WIGLEY, 1977. Synoptic comparison of three sampling techniques for estimating abundance and distribution of selected megafauna : submersible vs. camera sled vs. otter trawl. *Mar. Fish. Review.* 39 : 11-19.
- VIVIER, P., 1961. La vie dans les eaux douces. Press. Univ. Fr. "Que sais-je", Paris, 3e. ed. : 128 p.
- WALES, J.H., 1946. Castle lake investigation. First phase : interrelationships of four species. *Calif. Fish Game.* 32 : 267-286.
- WALLINE, P.D., PISANTY, S. & T. LINDEM, 1992. Acoustic assessment of the number of pelagic fish in lake Kinneret, Israel. *Hydrobiologia.* 231 : 153-163.
- WATHNE, B.M., PATRICK, S.T., MONTEITH, D. & H. BARTH (eds.), 1995. Acidification of mountain lakes : paleolimnology and ecology. AL : PE 1 Report for the period April 1991-April 1993. European Commission. Science Research and Development, Luxembourg : 292 p.
- WINTERS, G.M. & J.P. WHEELER, 1990. Direct and indirect estimation of gillnet selection curves of atlantic herring (*Clupea harengus harengus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 : 460-470.

ANNEXE I : Déroulement chronologique des inventaires

Figure 1 : Lac du Serpent. Année 1981

Figure 2 : Lac du Serpent. Année 1982

Figure 3 : Lac de Tavel

Figure 4 : Lac de Bastani. Année 1990

Figure 5 : Lac de Melo

Figure 6 : Lac de Tignes

Figure 7 : Lac de Nino. Année 1987

Figure 8 : Lac de Nino. Année 1988

Figure 9 : Lac de Nino. Année 1990

Figure 10 : Lac d'Allos

Figure 11 : Lac de Bastani. Année 1986

Figure 12 : Lac de Capitello

Figure 13 : Lac d'Aubé

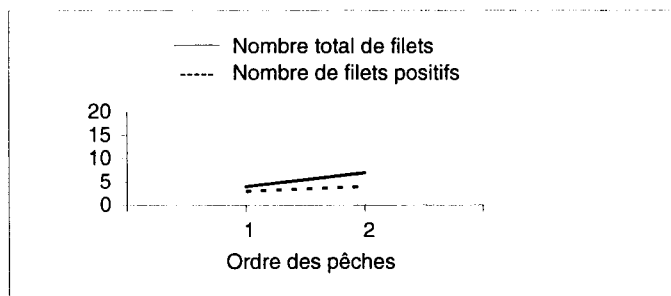
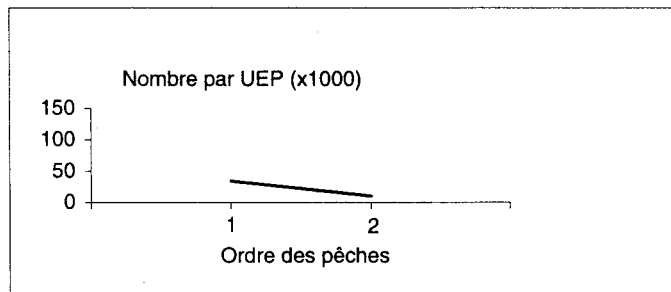
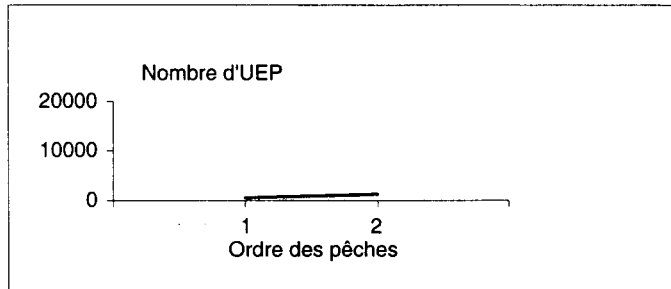
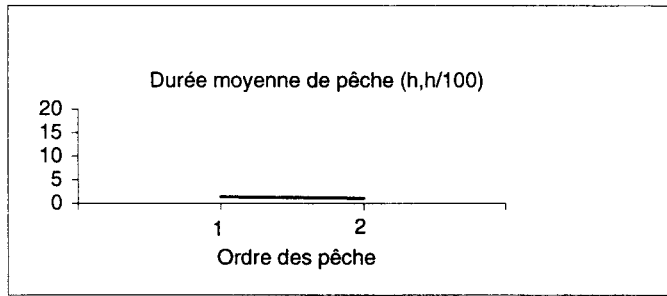


Figure 1 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac du Serpent pour l'année 1981.

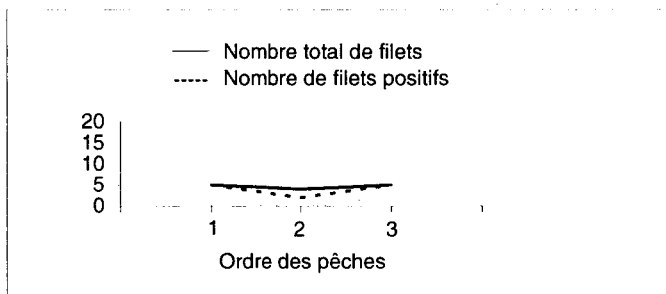
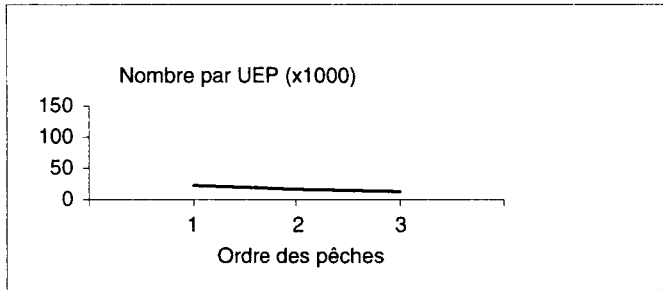
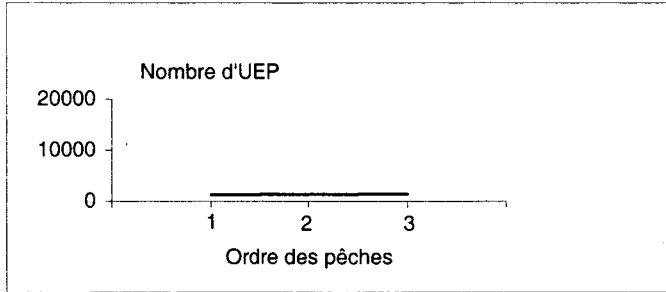
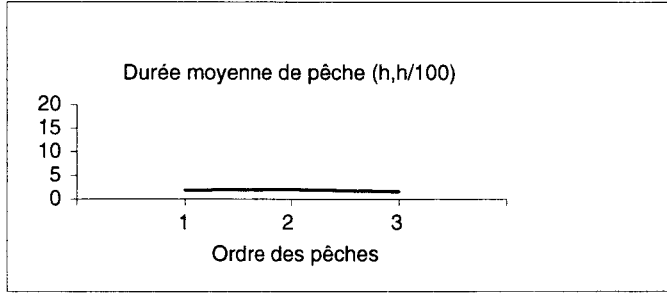


Figure 2 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac du Serpent pour l'année 1982.

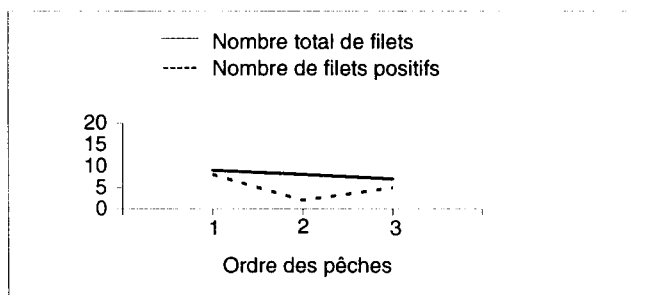
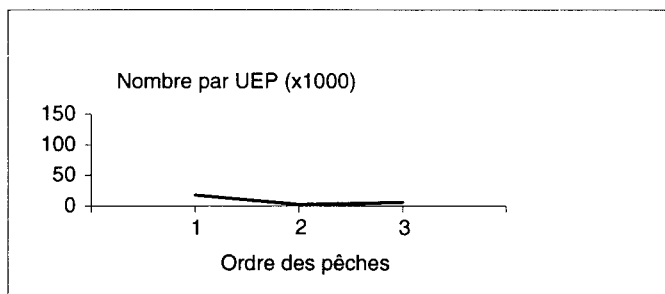
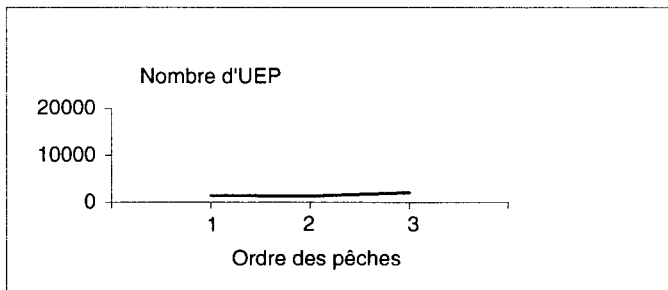
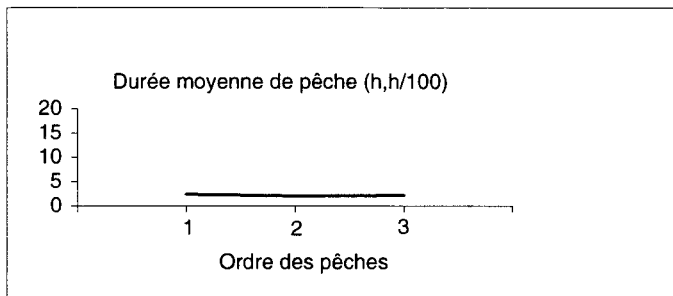


Figure 3 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Tavel.

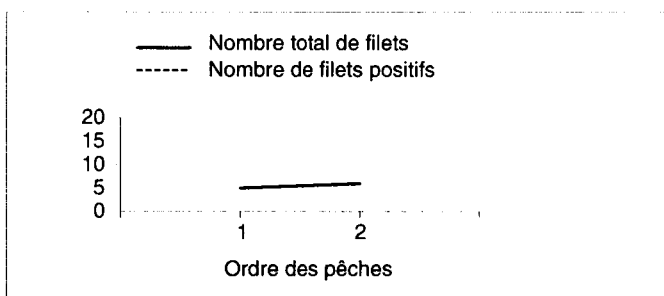
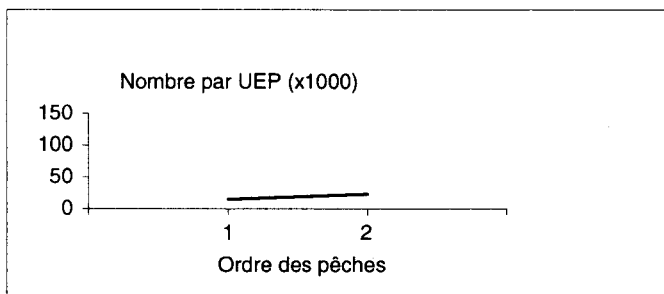
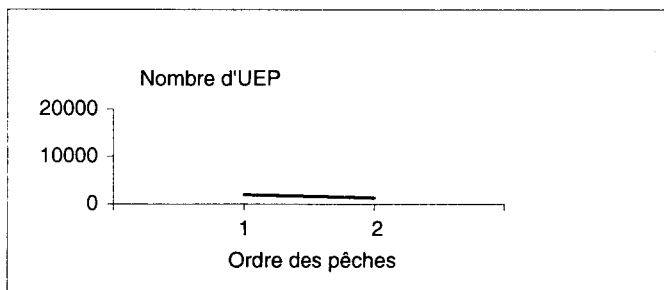
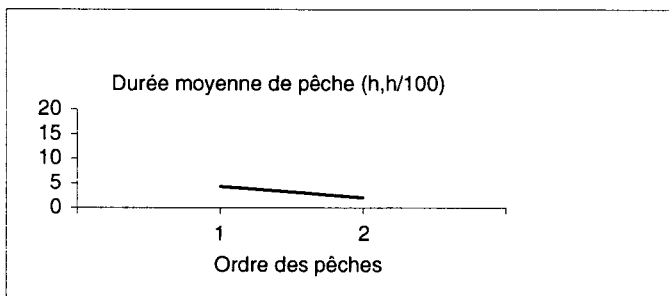


Figure 4 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Bastani pour l'année 1990.

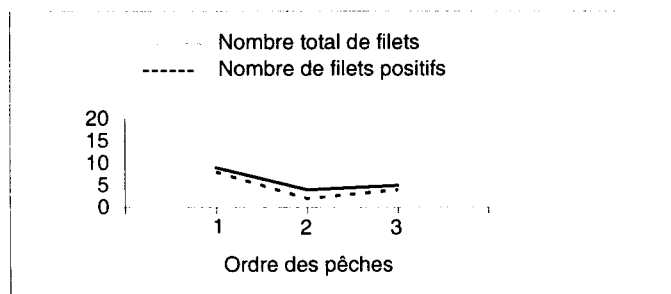
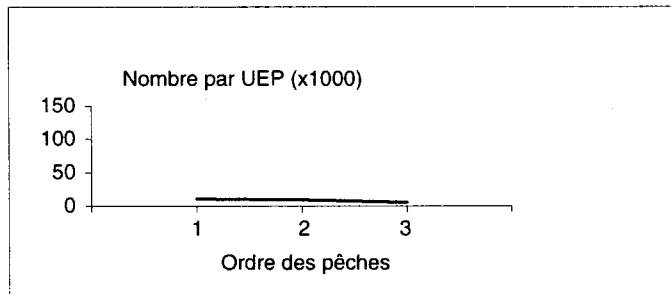
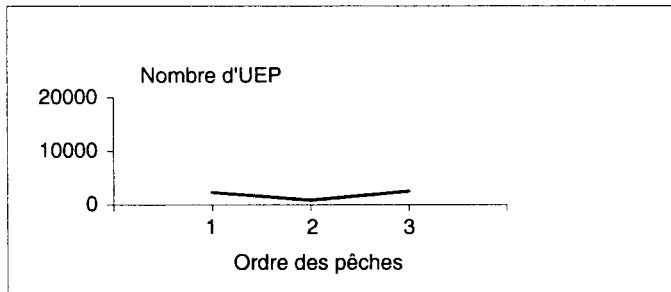
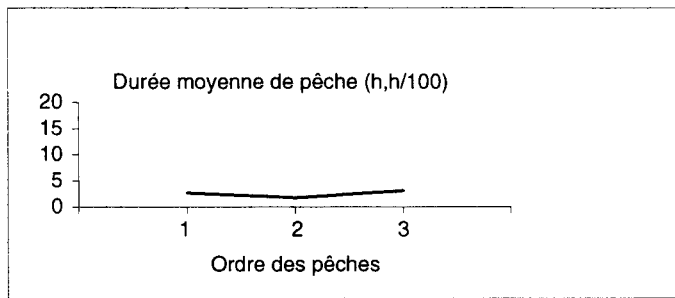


Figure 5 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Melo.

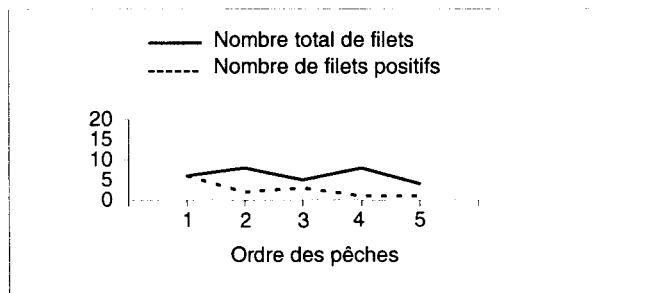
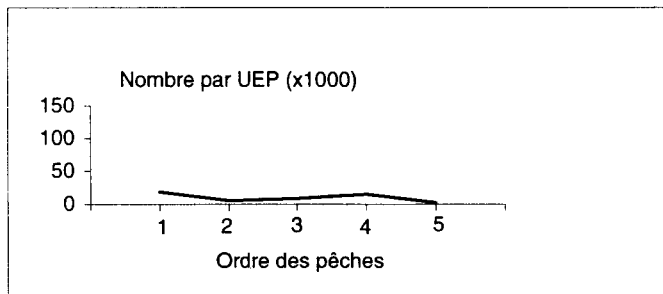
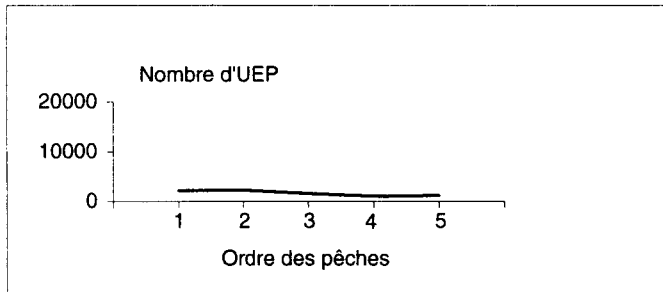
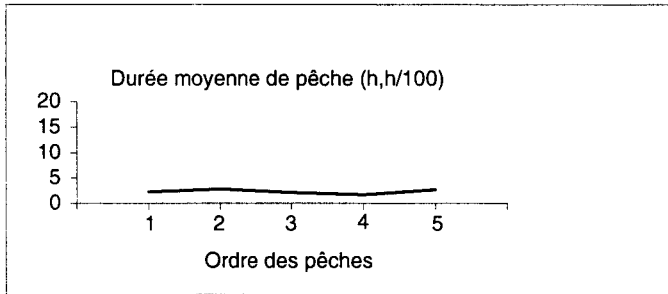


Figure 6 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Tignes.

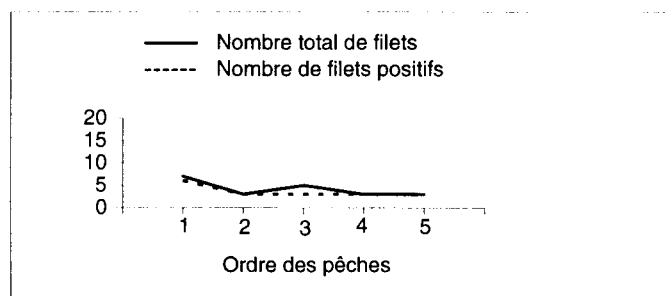
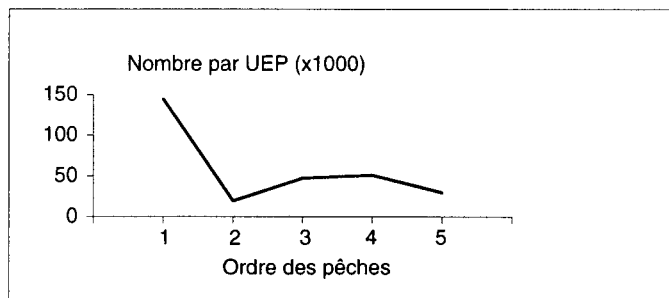
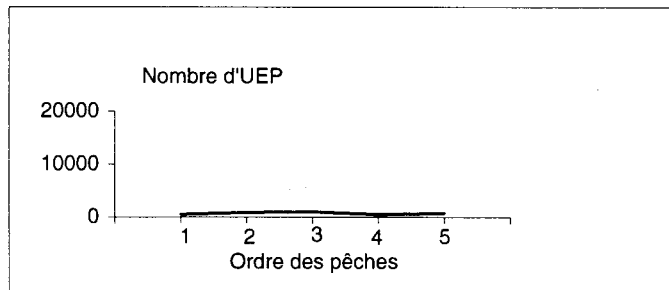
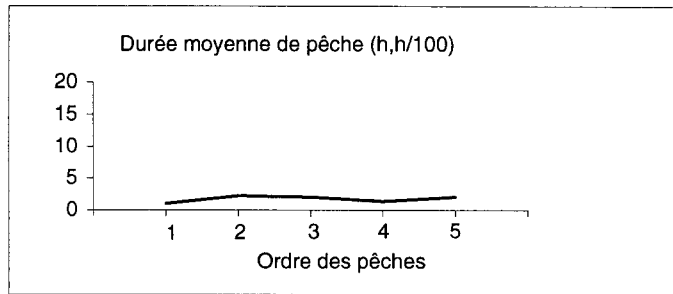


Figure 7 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Nino pour l'année 1987.

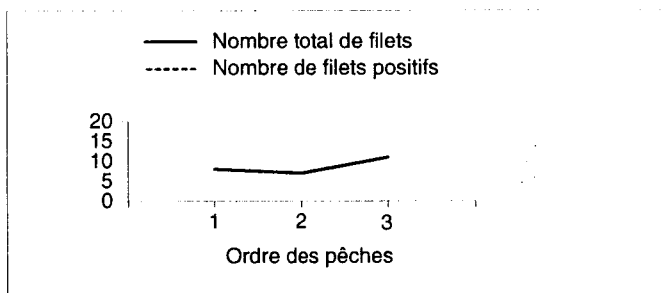
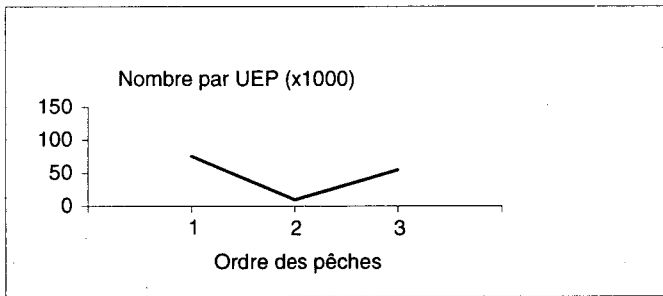
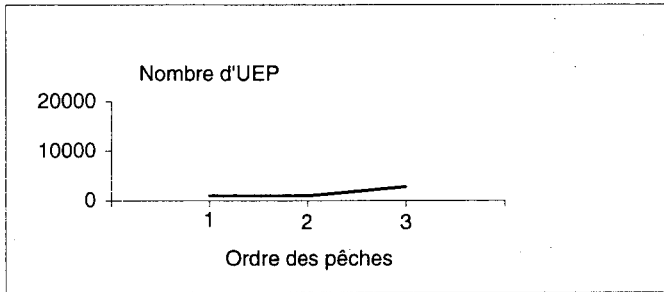
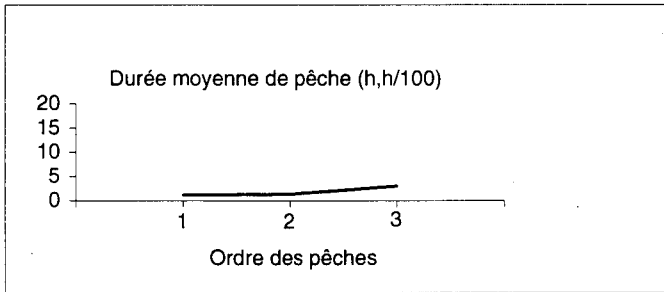


Figure 8 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Nino pour l'année 1988.

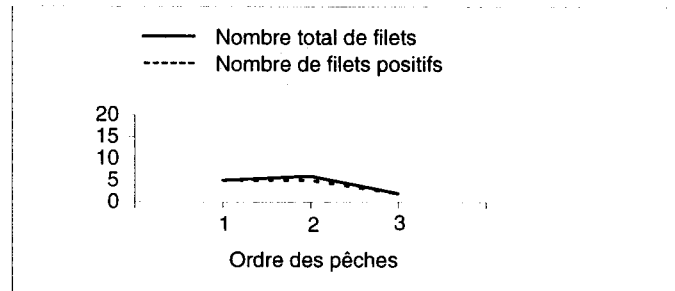
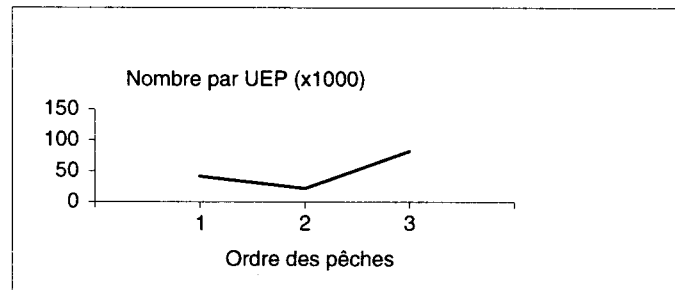
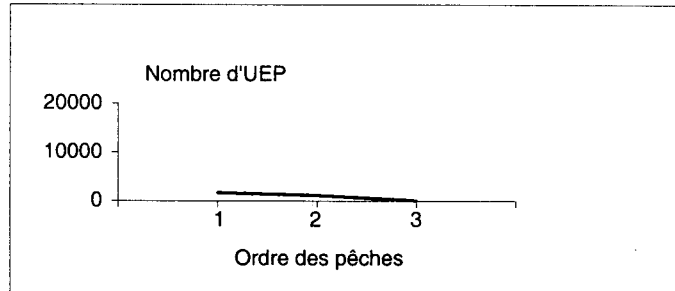
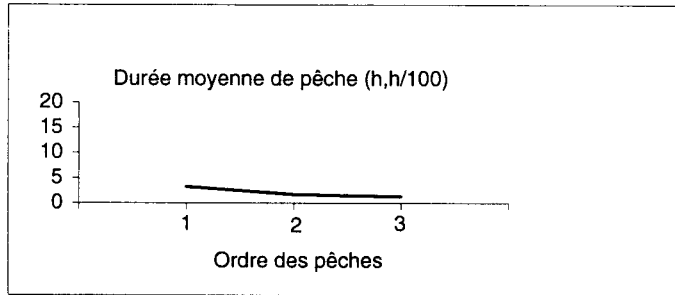


Figure 9 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Nino pour l'année 1990.

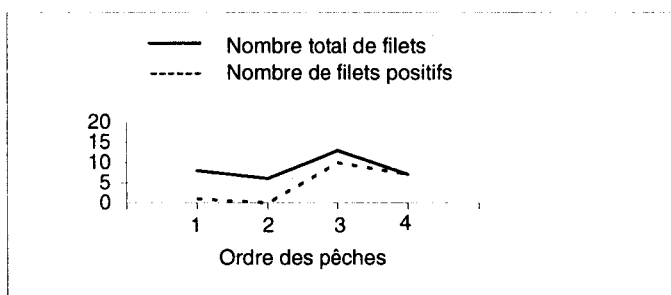
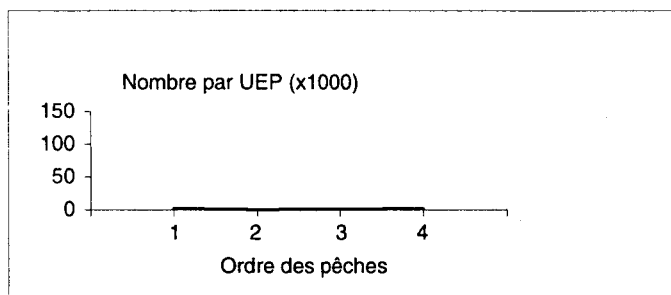
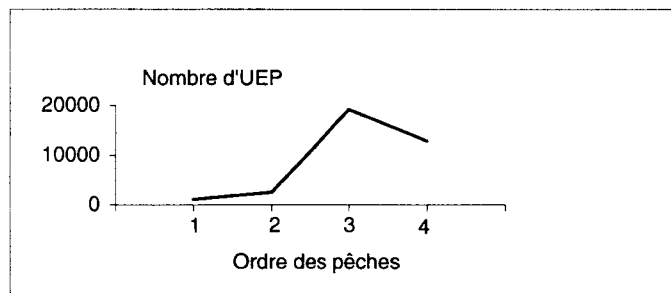
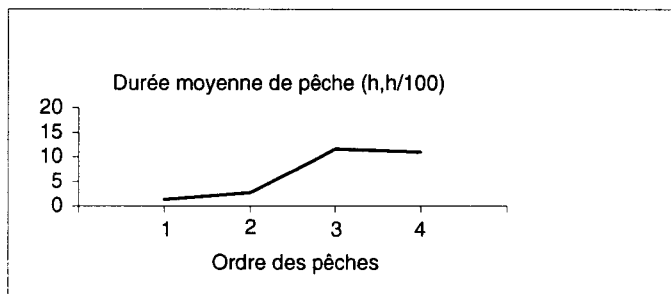


Figure 10 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac d'Allos.

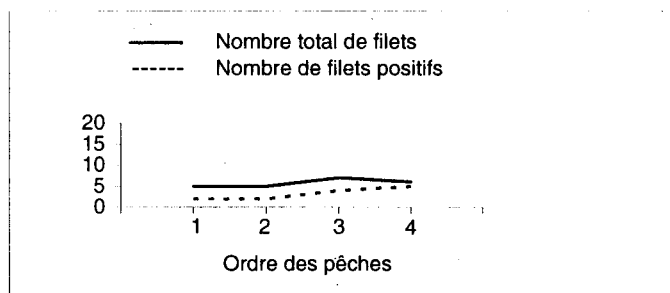
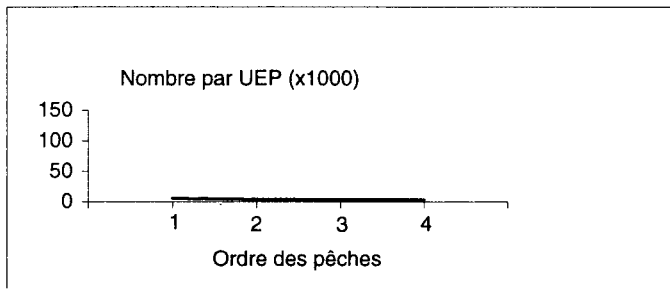
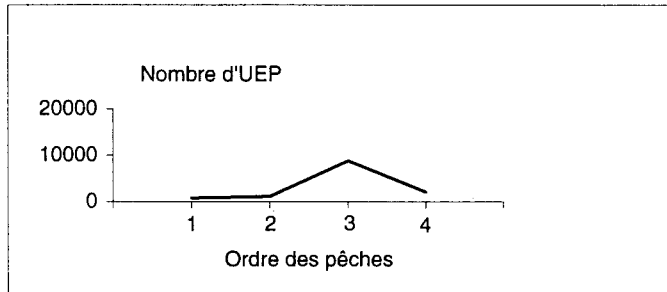
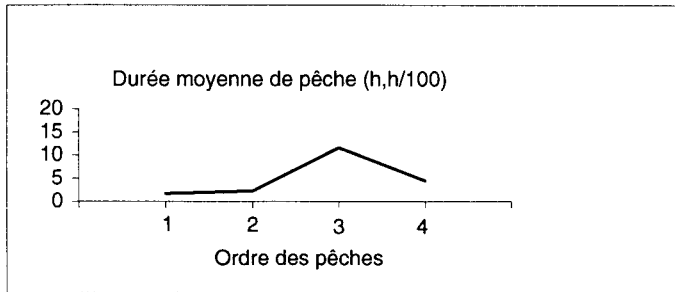


Figure 11 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Bastani pour l'année 1986.

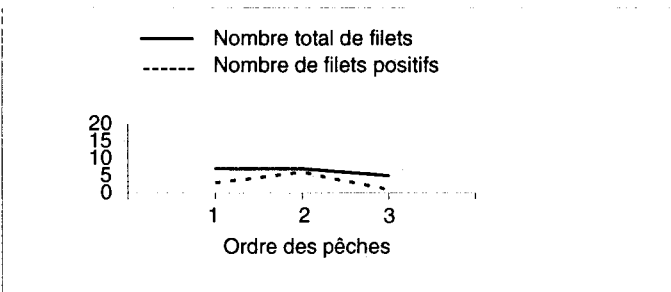
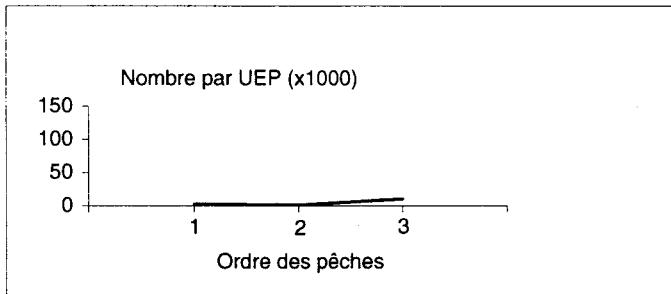
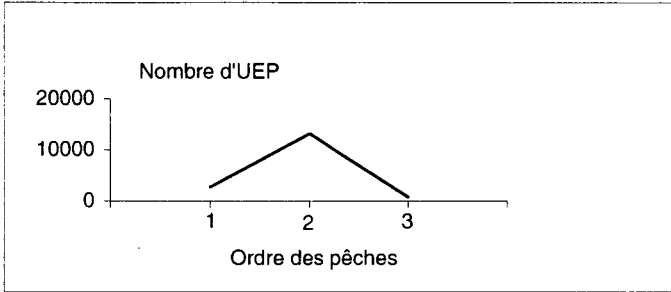
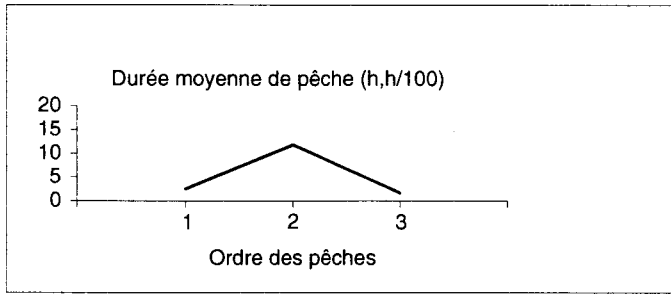


Figure 12 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac de Capitello.

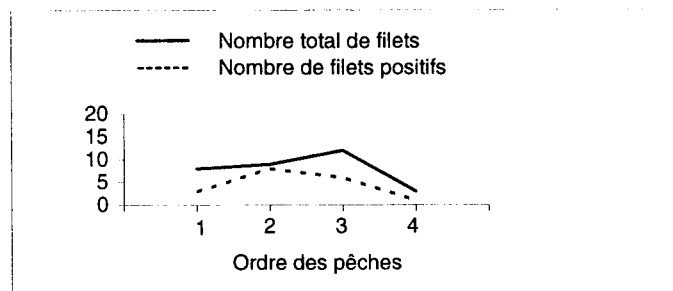
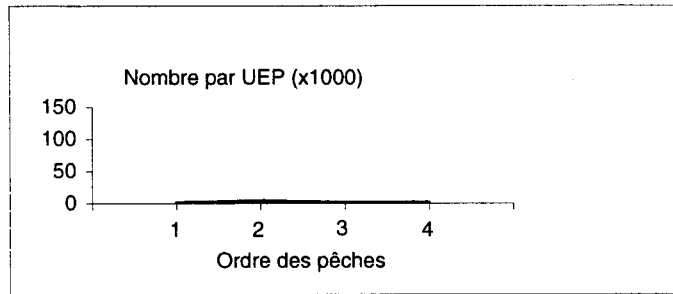
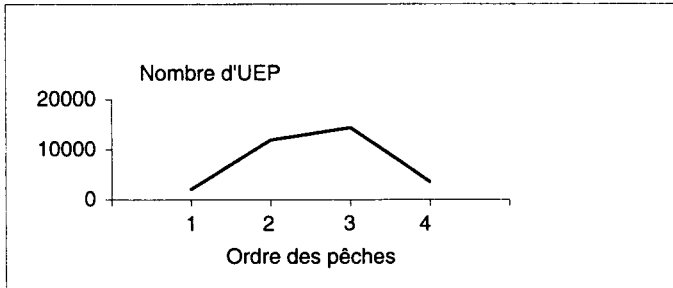
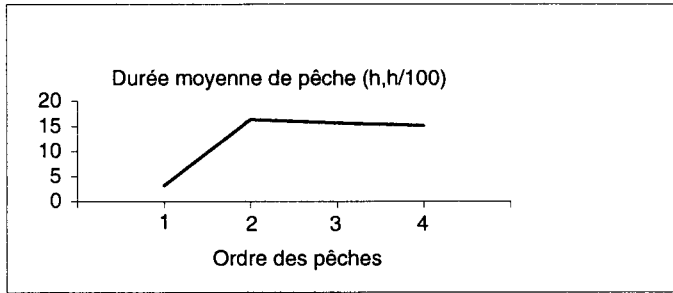


Figure 13 : Paramètres de l'inventaire piscicole du lac d'Aubé.

ANNEXE II

Bibliographie relative au nanisme de l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* L.)

AMUNDSEN, P.A., 1987. Food and feeding in a population of stunted arctic charr in lake Takvatn : preliminary effects of an intensive fishing program. p. 9-14. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

AMUNDSEN, P.A., 1989. Effects of intensive fishing on food consumption and growth of stunted arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) in Takvatn, northern Norway. *Physiol. Ecol. Jpn. Spec. Vol. 1* : 265-278.

AMUNDSEN, P.A. & A. KLEMETSEN, 1988. Diet, gastric evacuation rates and food consumption in a stunted population of arctic charr, *Salvelinus alpinus* L., in Takvatn; northern Norway. *J. Fish Biol.* 33 : 697-709.

AMUNDSEN, P.A., KLEMETSEN, A. & P.E. GROTNES, 1991. Rehabilitation of a stunted population of arctic charr by intensive fishing. p. 13-17. In J. HAMMAR (ed.) Proceedings of the sixth ISACF workshop on arctic charr, 1990. *ISACF Inform. Ser.* 5.

BALON, E.K. & T. PENCZAK, 1980. The dwarfed charr of Dösener See, an alpine lake in Austria. p. 773-794. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

BOHL, M., LEUNER, E., NEGELE, R.D. & E. BOHL, 1989. Reduced growth of arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) in lake "Konigssee", bavarian national park. p. 639-646. In H. KAWANABE, F. YAMAZAKI & D.L.G. NOAKES (eds.). Biology of charrs and masu salmon. Proceedings of the international symposium on charrs and masu salmon. Sapporo, Japan, October 1988. *Physiol. Ecol. Jpn. Spec. Vol.*

CHACORNAC, J.M., 1986. Lacs d'altitude : métabolisme oligotrophe et approche typologique des écosystèmes. Thèse Univ. Claude Bernard, Lyon 1, Villeurbanne : 214 p.

CHIMITS, P., 1952. Les lacs de montagne des hautes et basses Pyrénées : leur peuplement. *Rev. Forest. Fr.* 4 : 99-110.

CHIMITS, P., 1953. Inventaire piscicole des lacs pyrénéens français. *Ann. Fed. Pyrénéenne Econ. Montagnarde.* Année 1951. 17 : 105-116.

CHIMITS, P., 1960. Inventaire piscicole, en 1960, des lacs de montagne des basses et hautes Pyrénées. *Bull. Fr. Piscic.* 197 : 136-148.

CHIMITS, P., 1970. La pêche sportive dans le Parc National des Pyrénées. *Bull. Fr. Piscic.* 237 : 113-136.

DUSSART, B., 1954. L'omble chevalier en France : biométrie et biologie. *Ann. Stn. Hydrobiol. Appl.* 5 : 129-157.

DUSSART, B., 1954. Contribution à l'étude des lacs de Haute-Savoie : les lacs du Faucigny. *Mem. Acad. Faucigny.* Années 1953/1954. 8 : 36-46.

FABRE, H. & B. SENOCQ, 1981. Etude de quelques lacs d'altitude des Pyrénées : biologie et dynamique des populations piscicoles, aménagements. Thèse 3e. cycle. Institut National Polytechnique, Toulouse : 338 p.

HENRICSON, J. & L. NYMAN, 1976. The ecological and genetical segregation of two sympatric species of dwarfed char (*Salvelinus alpinus* (L.)) species complex. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 55 : 15-37.

JOBLING, M. & T.G. REINSNES, 1986. Physiological and social constraints on growth of arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. : an investigation of factors leading to stunting. *J. Fish Biol.* 28 : 379-384.

JOHNSON, L., 1987. Changes in the arctic charr population of Keyhole lake over a 25 years period. p. 73-87. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

LANGELAND, A. & B. JONSSON, 1990. Management of stunted population of arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in Norway. p. 396-405. In W. L. T. van DENSEN, B. STEINMETZ & R. L. HUGHES (eds.). Management of Freshwater Fisheries. Pudoc, Wageningen, Netherlands.

MACHINO, Y., 1991. Répartition géographique de l'omble chevalier (Poisson, Salmonidae, *Salvelinus alpinus*) en France. Diplôme supérieur de recherches. Lab. Zool. -Hydrobiol., Univ. J. Fourier. Grenoble 1 : 438 p.

MARTINOT, J.P., 1989. "Les lacs de montagne : mieux connaître et bien gérer". Présentation d'une brochure technique du Parc National de la Vanoise. Colloque IIGGE : La gestion environnementale des plans d'eau, Aix-les-Bains, Juin 1989. Document V : 19 p.

NYMAN, L., 1987. High, old and small : the dwarfs of "Chardom"p. 107-112. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser. 4*.

PECHLANER, R., 1984. Dwarf populations of arctic charr in high-mountain lakes of the Alps resulting from under exploitation. p. 319-327. In L. JOHNSON & B. L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr . Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press. Winnipeg.

PECHLANER, R., 1985. Individual and population sizes of arctic char in high mountain lakes of Tirol. p. 131-136. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser. 3*.

REIMER, G., 1986. The relationship between the digestive enzymes in arctic charr, *Salvelinus alpinus* (Salmonidae, Osteichthyes) and its ability to survive in extreme environments. *Hydrobiologia*. 133 : 65-72.

ANNEXE III

Bibliographie relative au polymorphisme de l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* L.)

BALON, E.K., 1980. Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht : 928 p.

BALON, E.K., 1984. Life histories of arctic charrs : an epigenetic explanation of their invading ability and evolution. p. 109-141. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr . Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

BEHNKE, R.J., 1972. The systematics of salmonid fishes in recently glaciated lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29 : 639-671.

BEHNKE, R.J., 1980. A systematic review of the genus *Salvelinus*. p. 441-480. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

BEHNKE, R.J., 1984. Organizing the diversity of the arctic charr complex. p. 3-21. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

BRENNER, T., 1980. The arctic charr, *Salvelinus alpinus salvelinus*, in the prealpine Attersee, Austria. p. 765-772. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

CAVENDER, T.M., 1980. Systematics of *Salvelinus* from the north pacific basin. p. 441-481. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

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. p. 187-217. In D. GERDEAUX & R. BILLARD (eds.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. INRA, Paris.

CHERESHNEV, I.A., 1991. On the systematics and phylogeny of charrs of the genus *Salvelinus* : relationships of sympatric anadromous charrs of north-east Asia. p. 25-35. In J. HAMMAR (ed.). Proceedings of the sixth ISACF workshop on arctic charr, 1990. *ISACF Inform. Ser.* 5.

DOROFEYEVA, Y.A., ZINOV'YEV, Y.A., KLYUKANOV, V.A., RESHETNIKOV, Y.S., SAVVAITOVA, K.A. & G.K. SHAPOSHNIKOVA, 1981. The present state of research into the phylogeny and classification of salmonids. *J. Ichtyol.* 21 : 1-20.

FRANSEN, F., MALMQUIST, H.J. & S.S. SNORRASON, 1989. Ecological parasitology of polymorphic arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in lake Thingvallavatn, Iceland. *J. Fish Biol.* 34 : 281-297.

FROST, W.E., 1963. The homing of char, *Salvelinus willughbii* (Günther) in Windermere. *Anim. Behav.* 11 : 74-82.

FROST, W.E., 1965. Breeding habits of Windermere char, *Salvelinus willughbii* (Günther) and their bearing on speciation in these fish. *Proc. R. Soc. Edinb. B.* 163 : 232-284.

GARDNER, A.S., WALKER, A.F. & R.B. GREER, 1988. Morphometric analysis of two ecologically distinct forms of arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in loch Rannoch, Scotland. *J. Fish Biol.* 32 : 901-910.

HAMMAR, J., 1984. Ecological characters of different combinations of sympatric populations of arctic charr in Sweden. p. 35-63. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). *Biology of the arctic charr*. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

HAMMAR, J., 1985. The geographical distribution of the arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) species complex in Svalbard. p. 29-37. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser.* 3.

HAMMAR, J., 1987. Zoogeographical zonation of fish communities in insular Newfoundland : a preliminary attempt to use the arctic char population ecology to describe early post glacial colonization interactions. p. 31-38. In J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the fourth ISACF workshop on arctic char, 1986. *ISACF Inform. Ser.* 4.

HARTMANN, J., 1984. The charrs (*Salvelinus alpinus*) of lake Constance, a lake undergoing cultural eutrophication. p. 471-486. In L. JOHNSON & B.L. BURNS (eds.). *Biology of the arctic charr*. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

HENRICSON, J. & L. NYMAN, 1976. The ecological and genetical segregation of two sympatric species of dwarfed char (*Salvelinus alpinus* L. species complex). *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 52 : 15-37.

- HEURING, L.G., BABALUK, J.A. & K.E. MARSHALL, 1991. A bibliography of the arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) complex : 1985-1990. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1775 : IV+46p.
- HINDAR, K. & B. JONSSON, 1982. Habitat and food segregation of dwarf and normal arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet lake, western Norway. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39 : 1030-1040.
- HINDAR, K., RYMAN, N. & G. STAHL, 1986. . Genetic differentiation among local populations of arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Biol. J. Linn. Soc.* 27 : 269-285.
- JONSSON, B. & K. HINDAR, 1982. Reproductive strategy of dwarf and normal arctic charr(*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet lake, western Norway. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39 : 1404-1413.
- JONSSON, B., SKULASON, S., SNORASSON, S.S., SANDLUND, O.T., MALMQUIST, H.J., JONASSON, P.M., GYDEMO, R. & T. LINDEM, 1988. Life history variation of polymorphic arctic charr in Thingvallavatn, Iceland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 : 1537-1547.
- JOHNSON, L., 1980. The arctic charr, *Salvelinus alpinus*. p. 15-98. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.
- JOHNSON, L. & B.L. BURNS, 1984. Biology of the arctic charr . Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg : 584 p.
- KLEMETSEN, A., GROTNES, P.E. & C. ANDERSEN, 1972. Preliminary studies of north norwegian arctic char lakes. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 18 : 1107-1113.
- KLEMETSEN, A. & P.E. GROTNES, 1975. Food and habitat segregation by two sympatric arctic char populations. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 19 : 2521-2528.
- KLEMETSEN, A. & P.E. GROTNES, 1980. Coexistence and immigration of two sympatric arctic charr. p. 757-763. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.
- KOLYUSHEV, A.I., 1971. Some osteological characters of chars (genus *Salvelinus*) in connection with the problem of their systematic position. *J. Ichtyol.* 11 : 464-473.

KORNFIELD, I., BELAND, K.F., MORING, J.R. & F. W. KIRCHEIS, 1981. Genetic similarity among endemic arctic char (*Salvelinus alpinus*) and implications for their management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38 : 32-39.

MACHINO, Y., 1991. Répartition géographique de l'omble chevalier (Poisson, Salmonidae, *Salvelinus alpinus*) en France. Diplôme supérieur de recherches. Lab. Zool. -Hydrobiol., Univ. J. FOURIER. Grenoble 1 : 438 p.

MAGNUSSON, K.P. & M.M. FERGUSON, 1987. Genetic analysis of four sympatric morphs of arctic charr, *Salvelinus alpinus* from Thingvallavatn, Iceland. *Environ. Biol. Fish.* 20 : 67-73.

McCART, P.J., 1980. A review of the systematics and ecology of arctic char, *Salvelinus alpinus* in the western arctic. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* : VII+89 p.

McPHAIL, J.D., 1961. A systematic study of the *Salvelinus alpinus* complex in north America. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 18 : 793-816.

MEDNIKOV, B.M., MAKSIMOV, V.A. & K.A. SAVVAITOVA, 1980. Genetic divergence of eurasian charrs. p. 357-363. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

MEDVEDEVA, K. D. & K.A. SAVVAITOVA, 1980. Intrapopulation and geographic variability of the skull in charrs. p. 435-440. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

NILSSON, N.A. & O. FILIPSSON, 1971. Characteristics of two discrete populations of Arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) in a north swedish lake. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 51 : 90-108.

NORDENG, H., 1961. On the biology of char (*Salmo alpinus*) in Salangen, north Norway. I. Age and spawning frequency determined from scales and otoliths. *Nyt. Mag. Zool.* 10 : 67-123.

NORDENG, H., 1983. Solution of the "char problem" based on arctic char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 : 1372-1387.

NORDENG, H. & J. SKURDAL, 1985. Morph segregation and transformation in a natural population of arctic char (*Salvelinus alpinus*). p. 89-99. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.) . Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser.* 3.

NORDENG, H. & L. KNIVESTOEN, 1985. Coexisting forms of arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in norwegian river systems. p. 118-124. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser.* 3.

NYMAN, L., 1972. A new approach to the taxonomy of the *Salvelinus alpinus* species complex. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 52 : 103-131.

NYMAN, L., 1984. Management of allopatric and sympatric populations of landlocked arctic charr in Sweden. p. 23-34. In L. JOHNSON & B. L. BURNS (eds.). Biology of the arctic charr. Proceedings of the international symposium on arctic charr. Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press. Winnipeg.

NYMAN, L., HAMMAR, J. & R. GYDEMO, 1981. The systematics and biology of landlocked populations of arctic char from northern Europe. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 59 : 128-141.

RIGET, E.F., NYGAARD, K.H., & B. CHRISTENSEN, 1986. Population structure, ecological segregation and reproduction in a population of arctic char (*Salvelinus alpinus*) from lake Tasersuaq, Greenland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43 : 985-992.

RIGET, F. & K.H. NYGAARD, 1985. Aspects of the population biology of arctic char in lake Tasersuaq near Sisimut/Holsteinsborg, Greenland. p. 137-143. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.). Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser.* 3.

SANDLUND, O.T., JONSSON, B., MALMQUIST, H.J., GYDEMO, R., LINDEM, T., SKULASON, S., SNORRASON, S. S. & P.M. JONASSON, 1987. Habitat use of arctic charr *Salvelinus alpinus* in Thingvallavatn, Iceland. *Environ. Biol. Fish.* 20 : 263-274.

SANDLUND, O.T., JONSSON, B., JONASSON, P.M., MALMQUIST, H.J., SKULASON, S. & S.S. SNORRASON, 1989. Reproductive investment patterns in the polymorphic arctic charr. p. 383-392. In H. KAWANABE, F. YAMAZAKI & D.L.G. NOAKES (eds.). Biology of charrs and masu salmon : proceedings of the international symposium on charrs and masu salmon. *Physiol. Ecol. Jpn. Spec.* Vol.

SANDLUND, O.T., GUNNARSSON, K., JONASSON, P.M., JONSSON, B., LINDEM, T., MAGNUSSON, K.P., MALMQUIST, H.J., SIGURJONSDOTTIR, H., SKULASON, S. & S. SNORRASON, 1992. The arctic charr *Salvelinus alpinus* in Thingvallavatn. *Oikos.* 64 : 305-351.

SAVVAITTOVA, K.A., 1961. Intraspecific biological forms of *Salvelinus alpinus* (L.) in Kamchatka. *Vopr. Ikhtiol.* 1 : 695-706. (Transl. from russian by Fish. Res. Bd. Can. Trans. Ser n° 795. 1966)

SAVVAITTOVA, K.A., 1980. Taxonomy and biogeography of charrs in the palearctic. p. 281-294. In E.K. BALON (ed.). Charrs. Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. JUNK, Dordrecht.

SAVVAITTOVA, K.A., 1985. Charrs of the *Salvelinus* genus : formation and structure of the population systems. p. 144-156. In A. KLEMETSEN, J. HAMMAR & L. NYMAN (eds.) . Proceedings of the third ISACF workshop on arctic char, 1984. *ISACF Inform. Ser.* 3

SAVVAITTOVA, K.A., 1991. On the problem of sympatric char forms in water bodies of eastern Siberia and Chukotka. p. 151-155. In J. HAMMAR (ed.) Proceedings of the sixth ISACF workshop on arctic charr, 1990. *ISACF Inform. Ser.* 5.

SKRESLET, S., 1973a. The ecosystem of arctic lake Nordlaguna, Jan Mayen Island. Part. 3. Ecology of arctic char, *Salvelinus alpinus*. *Astarte.* 6 : 43-54.

SKRESLET, S., 1973b. Group segregation in landlocked arctic char, *Salvelinus alpinus*, of Jan Mayen Island in relation to the char problem. *Astarte.* 6 : 55-58

SKULASON, S., SNORRASON, S.S., NOAKES, D.L.G., FERGUSON, M.M. & H.J. MALMQUIST, 1989. Segregation in spawning and early life history among polymorphic arctic charr *Salvelinus alpinus*, in Thingvallavatn, Iceland. *J. Fish Biol.* (Suppl. A). 35 : 225-232.

SKULASON, S. NOAKES, D.L.G., & S.S. SNORRASON, 1989. Ontogeny of trophic morphology in four sympatric morphs of arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Thingvallavatn, Iceland . *Biol. J. Linn. Soc.* 38 : 281-301.

SNORRASON, S.S., SKULASON, S., SANDLUND, O.T., MALMQUIST, H.J., JONSSON, B. & P.M. JONASSON, 1989. Shape polymorphism in arctic charr, *Salvelinus alpinus* in Thingvallavatn, Iceland. p. 393-404. In H. KAWANABE, F. YAMAZAKI & D.L.G. NOAKES (eds.). Biology of charrs and masu salmon : proceedings of the international symposium on charrs and masu salmon. *Physiol. Ecol. Jpn. Spec. Vol*

SPILLMANN, C.J., 1961. Faune de France. 65. Poissons d'eau douce. Paul Lechevalier (ed.). Paris : 304 p.

SVENNING, M.A. & P. GROTNES, 1989. Stationarity and homing of landlocked arctic charr : a prerequisite for ecological segregation? p. 170. In H. KAWANABE, F. YAMAZAKI & D.L.G. NOAKES (eds.). Biology of charrs and masu salmon : proceedings of the international symposium on charrs and masu salmon. *Physiol. Ecol. Jpn. Spec. Vol*

WALKER, A.F., GREER, R.B. & A.S. GARDNER, 1988. Two ecologically distinct forms of arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in loch Rannoch, Scotland. *Biol. Conserv.* 43 : 43-61.