



HAL
open science

Voies de diversification de l'élevage de la carpe *Cyprinus carpio* L. en Lorraine : avantages, contraintes et limites

Nathalie Ebersveiller Dubost-Ebersveiller

► To cite this version:

Nathalie Ebersveiller Dubost-Ebersveiller. Voies de diversification de l'élevage de la carpe *Cyprinus carpio* L. en Lorraine : avantages, contraintes et limites. Biologie animale. Université Paul Verlaine - Metz, 1996. Français. NNT : 1996METZ053S . tel-01777175

HAL Id: tel-01777175

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01777175>

Submitted on 24 Apr 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

S/Mz
96153

THÈSE

Présentée à l'Université de Metz en vue de l'obtention du grade de :

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE METZ

Mention : Sciences de la Vie

Intitulé : Aquaculture et Environnement

par

Nathalie DUBOST - EBERSVEILLER

**VOIES DE DIVERSIFICATION
DE L'ÉLEVAGE DE LA CARPE *Cyprinus carpio* L.
EN LORRAINE :
Avantages, Contraintes et Limites.**

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE DE METZ



022 420566 1

Présentée le 4 Juin 1996 devant le jury :

J.C. MORETEAU	Professeur (Université de Metz)	Directeur de Thèse
R. BILLARD	Professeur (Muséum National d'Histoire Naturelle - Paris)	Rapporteur
H. Le LOUARN	Chargé de recherche (INRA - Rennes)	Rapporteur
G. MERLE	Ingénieur Hydrobiologiste (EDF - Paris)	Examineur
J.C. PIHAN	Professeur (Université de Metz)	Examineur
G. MASSON	Maître de Conférences (Université de Metz)	Examineur

VB 121/80

THÈSE

Présentée à l'Université de Metz en vue de l'obtention du grade de :

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE METZ

Mention : Sciences de la Vie

Intitulé : Aquaculture et Environnement

par

Nathalie DUBOST - EBERSVEILLER

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ	
N° inv	1996/065
Cote	S/M3 96/53
Loc	Magasin

**VOIES DE DIVERSIFICATION
DE L'ÉLEVAGE DE LA CARPE *Cyprinus carpio* L.
EN LORRAINE :
Avantages, Contraintes et Limites.**

Présentée le 4 Juin 1996 devant le jury :

J.C. MORETEAU	Professeur (Université de Metz)	Directeur de Thèse
R. BILLARD	Professeur (Muséum National d'Histoire Naturelle - Paris)	Rapporteur
H. Le LOUARN	Chargé de recherche (INRA - Rennes)	Rapporteur
G. MERLE	Ingénieur Hydrobiologiste (EDF - Paris)	Examinateur
J.C. PIHAN	Professeur (Université de Metz)	Examinateur
G. MASSON	Maître de Conférences (Université de Metz)	Examinateur

Avant-Propos

Au terme de ce travail je tiens à remercier tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail et tout d'abord les membres du jury :

- Monsieur **BILLARD**, Professeur au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris, qui me fait le grand honneur de juger ce travail ;

- Monsieur **LE LOUARN**, chargé de recherches à l'INRA de Rennes pour ses conseils avisés. Je le remercie de bien vouloir porter un jugement sur mes travaux.

- Monsieur **MORETEAU**, Professeur à l'Université de Metz et Directeur de thèse. Je tiens à le remercier d'avoir accepté la direction scientifique de ce travail , de m'avoir fait profiter de ses compétences en matière de modélisation et traitements statistiques. Ses critiques constructives lors de la rédaction du manuscrit m'ont permis d'améliorer le document ;

- Monsieur **PIHAN**, Professeur à l'Université de Metz et Directeur du Centre de Recherches Écologiques de Metz, pour avoir été l'initiateur de ce sujet de recherche. Je tiens à le remercier aussi pour ses conseils en écotoxicologie ainsi que la confiance qu'il m'a toujours témoignée ;

- Monsieur **MASSON**, Maître de Conférences à l'Université de Metz, sans qui ce travail n'aurait sans doute pu aboutir. Sa collaboration permanente, tant sur le terrain que lors de l'interprétation des résultats et de la rédaction, a été pour moi un grand soutien tout au long de ces années. Qu'il trouve ici toutes mes excuses pour lui avoir "volé" tout ce temps.

- Madame **MERLE**, Ingénieur hydrobiologiste à EDF, pour sa présence dans ce jury, mais aussi pour ses encouragements et son intérêt depuis le début de ce travail ;

Je tiens à remercier aussi tous les chercheurs, les techniciens et le personnel du CREUM et en particulier :

- Monsieur **NOURISSON**, Professeur émérite à l'Université de Metz, pour m'avoir accueillie au sein du laboratoire d'écologie, pour son soutien et pour ses encouragements.

- Messieurs **BECKER, BERBACHI** et **KRAG**, CES , pour leur travail sur le terrain ;

- Madame **BEAUVAIS**, technicienne, pour son aide technique lors des préparations histologiques et pour l'interprétation des lames. Je la remercie de sa bonne humeur et de sa gentillesse ;

- Monsieur **LEGLIZE**, Assistant à l'Université de Metz, qui par ses connaissances dans le domaine de l'eau m'a permis de présenter de manière synthétique les données recueillies. Sa gentillesse m'a vivement soutenue ;

- Madame **OLLIVIER**, documentaliste, pour son aide précieuse lors de la recherche bibliographique. Elle m'a apporté ses encouragements et son soutien moral aux périodes les plus difficiles de ce travail. Je tiens à l'en remercier tout particulièrement ;

- Madame **PELTRE**, Ingénieur d'études, pour sa disponibilité et son aide précieuse lors de la détermination d'espèces phytoplanctoniques ;

- Monsieur **POINSAINT**, technicien, pour son aide lors de l'élaboration de nouveau matériel ainsi que pour les campagnes de terrain réalisées ensemble ;

- Monsieur **ROUSELLE**, technicien et Monsieur **GIGLEUX**, Docteur-es-Sciences, pour l'apprentissage aux techniques de dosages physico-chimiques qu'ils m'ont apportées. Leur bonne humeur et leur ingéniosité ont toujours été au rendez-vous ;

- Monsieur **USSEGLIO**, Maître de Conférences à l'Université de Metz, qui a participé à l'exploitation des données de production. Sa connaissance approfondie en analyse multivariée m'a permis de gagner un temps précieux. Je le remercie de son aide.

- Monsieur **WAGNER**, technicien, qui m'a initiée à la métrologie sur le terrain et aux techniques d'échantillonnage. Sa disponibilité, sa rigueur et son expérience m'ont permis d'être autonome sur le terrain. Je tiens à lui témoigner ici toute ma reconnaissance.

Il se doit aussi de remercier les Docteurs **MONDON** et **MORAND**, vétérinaires, pour les renseignements apportés dans leur domaine de compétence.

Je ne peux passer sous silence les aides ponctuelles mais appréciables de Monsieur **MATHEY** en biochimie.

Messieurs **TERVER** et **FONTAINE**, du Laboratoire de Biologie Appliquée de l'Université de Nancy, m'ont apporté leur aide technique, matériel et bibliographique en ce qui concerne la Carpe. Je tiens à leur exprimer toute ma gratitude.

Cette thèse doit aussi beaucoup aux producteurs et exploitants piscicoles de la région :

- Monsieur **BORNERT** y est pour beaucoup dans mon intérêt pour les poissons. Cet homme, passionné par les étangs, a su me faire découvrir la pisciculture et me donner envie de travailler dans ce domaine. Ancien gérant de l'exploitation de Lindre, il est à l'origine d'une partie de ce travail. Je tiens à lui témoigner toute ma reconnaissance et toute ma sympathie ;

- Monsieur **CAPDEVILLE**, Ingénieur directeur du Domaine Départemental Piscicole de Lindre, et l'ensemble du personnel, pour leur collaboration à ce travail durant deux cycles de production, tant du point de vue des données de production que de l'aide sur le terrain ;

- Monsieur **BIZE** et les membres du Domaine du Vieux Moulin de Lachaussée pour s'être associés à mon travail en posant la problématique du filetage et m'avoir donné les moyens de l'étudier ;

- Messieurs **GRASMUCK**, **PREVOTEAU** et **MARX** pour avoir mis à disposition des lots de poissons afin d'empoissonner les cages flottantes ;

Je tiens à remercier tout particulièrement les partenaires financiers qui ont participé à la mise en place de programmes de recherche aquacole : **EDF Cattenom**, la **Région Lorraine**, le **District de Cattenom**, le Domaine de Lindre et le **Département de la Moselle**, qui m'ont permis de réaliser ce travail .

Je ne peux oublier mes amis, **A. FLESCHE**, **R. MARZOU**, **R. VLAVONOU**, pour leurs aides multiples : sur le terrain, au laboratoire, et tous ceux qui de près ou de loin ont participé à la réalisation de ce travail. Je les en remercie.

L'achèvement de ce travail n'aurait pu avoir lieu sans la patience de tous mes proches et sans leur concours. Je pense à la patience de mon mari et de mes enfants vis-à-vis de mon indisponibilité, de mes mauvaises humeurs et de mes découragements. Je les remercie d'avoir su résister à une telle épreuve. Je tiens à remercier également mes parents et ma sœur qui, par leur soutien et leur présence, ont contribué à leur manière à ce travail.

SOMMAIRES

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	1
1.Introduction	3
2.Présentation des milieux	5
2.1. Exploitation piscicole de Lachaussée	5
2.2. Retenue du Mirgenbach	5
2.2.1. Situation géographique et vocation.....	5
2.2.2. Caractéristiques de la retenue	7
2.3. Domaine de Lindre.....	9
2.3.1. Situation géographique et vocation.....	9
2.3.2. Circuit hydraulique.....	10

PREMIERE PARTIE

PRODUCTIONS PISCICOLES	11
-------------------------------------	-----------

CHAPITRE - I

TRANSFORMATION DE LA CARPE *Cyprinus carpio* L.:

EFFET DE LA MATURATION SUR LA PRODUCTION DE FILETS	12
---	-----------

1. Introduction	13
2. Matériel et méthodes.....	13
2.1. Conditions expérimentales.....	13
2.2. Caractéristiques de la population.....	14
2.3. Index	14
2.4. Etude histologique	15
2.5. Analyses statistiques.....	15
3. Résultats.....	15
3.1. Caractéristiques de la population.....	15
3.2. Maturation sexuelle et ponte	16
3.3. Relations stade de maturité - Degrés jours et Wt.....	19
3.4. Rendements de filetage	20
3.5. Relations Wf-L-H et Wf-Wt	22
3.6. Indices (RGS, K, K1)	22
3.7. Évolution des masses lors de la maturation.....	23
4. Discussion.....	24
5. Conclusions	26

CHAPITRE - II**PRODUCTION INTENSIVE EN CAGES FLOTTANTES.....27**

1. Introduction	29
2. Matériel et méthodes.....	31
2.1. Structure	33
2.2. Matériel biologique	34
2.3. Contrôles zootechniques	35
2.4. Alimentation.....	36
2.5. Établissement de modèles de croissance	37
2.5.1. Modèle sinusoïdal.....	38
2.5.2. Modèle multilinéaire	39
2.5.3. Établissement et validation	40
a. Choix des lots pour l'établissement des deux modèles.....	40
b. Validation	42
3. Résultats.....	42
3.1. Cycles de production.....	44
3.2. Modèles de croissance	46
3.3. Facteurs limitants la production.....	50
3.3.1. Prise alimentaire.....	52
3.3.2. Évolution des effectifs.....	52
a. Enceinte d'élevage.....	54
b. Maladies	54
c. Echappement - prédation - vol	55
4. Discussion.....	55

DEUXIEME PARTIE**RELATIONS MILIEU - ELEVAGE.....63****CHAPITRE - III****INFLUENCE DES ELEVAGES SUR LE MILIEU.....64**

1. Introduction	65
2. Matériel et méthodes.....	68
2.1. L' eau	68
2.1.1. Échantillonnage.....	69
a- Étang de Lindre	69
b- Retenue du Mirgenbach.....	70
2.1.2. Méthodes.....	71
a. Paramètres physiques et chimiques.....	71
b. Paramètres trophiques	71
2.1.3. Traitement statistique	73
2.2. Les matières récoltées	73
2.2.1. Échantillonnage.....	74
a. Sédimentomètre.....	74
b. Collecteur.....	76
2.2.2. Traitements et analyses	76
2.2.3. Bilans de matières.....	77
2.2.4. Traitement statistique	80
3. Résultats	81
3.1. L' eau	81
3.1.1. Température, oxygène dissous, pH et conductivité.....	81
a- Étang de Lindre	81
-Température	81

-Teneurs en oxygène dissous.....	81
-pH	83
-Conductivité:	83
b- Retenue du Mirgenbach.....	83
-Température	83
-Teneurs en oxygène dissous.....	83
-pH	86
-Conductivité	86
3.1.2. État de minéralisation et de trophie des deux plans d'eau.....	89
3.1.3. Comparaison stations cages - témoin	92
3.2. Matières décantées	97
3.2.1. Caractérisation des milieux.....	97
3.2.2. Estimation des pertes d'aliment (retenue du Mirgenbach).....	97
3.2.3. Estimation des pertes fécales (étang du Lindre).....	99
3.2.4. Fixation des éléments par les poissons	102
4- Discussion	102

CHAPITRE - IV

INFLUENCE DU MILIEU SUR L'ELEVAGE..... 109

1.Ecotoxicité des milieux.....	111
1.1. Introduction.....	111
1.2. Matériel et Méthodes.....	112
1.2.1. Somme des fractions de CL50.....	113
a. Ammoniaque NH ₄	114
b. Acide nitreux HNO ₂	114
c. Zinc Zn	115
d. Cuivre Cu.....	115
e. Chlorures Cl	116
f. Sodium Na	117
g. Potassium K.....	117
1.2.2. Étude de la flore	117
1.2.3. Étude des mortalités de poissons en cages	117
1.3. Résultats	119
1.3.1. Sommation des fractions de CL50	119
1.3.2. Participation des fractions de CL50	119
1.3.3. Mortalité des poissons dans le retenue du Mirgenbach	121
1.3.4. Flore de la retenue du Mirgenbach	121
1.3.5. Rapports azote / phosphore sur la retenue du Mirgenbach	122
1.4. Discussion	124
2. Etude des salissures	129
2.1. Introduction.....	129
2.2. Matériel et méthodes.....	129
2.3. Résultats	132
2.3.1. Conditions environnementales.....	132
2.3.2. Biomasses de salissures.....	132
2.3.3. Composition des salissures	137
2.4. Discussion.....	138
2.5. Conclusion.....	142

DISCUSSION GENERALE et CONCLUSIONS.....143

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....157

ANNEXES.....177

Sommaire des figures

Figure 1 : Localisation des sites d'étude (retenue du Mirgenbach, étang de Lachaussée, étang de Lindre).....	6
Figure 2 : Réseau hydraulique reliant le réservoir du Mirgenbach à la centrale électronucléaire de Cattenom et à la rivière Moselle.....	8
Figure 3 : Évolution de la température de l'eau de la retenue du Mirgenbach et de l'étang de Lindre de 1989 à 1992.....	9
Figure 4 : Fluctuations de la température de l'eau et augmentation du nombre de degrés jours dans les bassins de stockage de <i>Cyprinus carpio</i> L. au domaine de Lachaussée en 1992.....	13
Figure 5 : Histogrammes des classes de masses (a) et de tailles (b) de <i>Cyprinus carpio</i> L. stockée en bassin à l'étang de Lachaussée d'avril à août 1992. Relation entre la longueur (L) et la masse totale (Wt) (c).....	16
Figure 6 : Pourcentage de <i>Cyprinus carpio</i> mâles (a) et femelles sans les stades de rematuration (b), femelles groupes I (c) et II (d) aux différents stades de maturation en fonction du nombre de degrés jours ou des dates.....	18
Figure 7 : Relation entre le nombre de degrés jours et la masse totale (Wt) de <i>Cyprinus carpio</i> L. permettant de déterminer le stade de maturité sexuelle chez les femelles du groupe I à l'étang de Lachaussée d'avril à août 1992.....	19
Figure 8 : Évolution des rendements de filetage (RF) de <i>Cyprinus carpio</i> mâles et femelles d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée.....	20
Figure 9 : Évolution des rapports gonadosomatiques (RGS) de <i>Cyprinus carpio</i> L. mâles et femelles d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée.....	22
Figure 10 : Évolution des indices de condition (K) de <i>Cyprinus carpio</i> mâles et femelles d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée.....	23
Figure 11 : Évolution des masses de filets, de gonades et des autres masses (carcasse, tube digestif...) en fonction des stades de maturité pour un poisson mâle et femelle (<i>Cyprinus carpio</i> L.) de 2 Kg.....	24
Figure 12 : Représentation schématique des structures d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.....	32
Figure 13 : Localisation des cages flottantes et sens de circulation de l'eau (Retenue du Mirgenbach et étang de Lindre).....	34
Figure 14 : Analyse en composantes principales (ACP) des conditions expérimentales des élevages en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.....	41
Figure 15 : Évolution des masses moyennes individuelles des lots de <i>C. carpio</i> L. élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre comparées aux données bibliographiques.....	43
Figure 16 : Évolution des masses moyennes individuelles, des taux de croissance spécifique (SGR) et des quotients nutritifs de lots de <i>C. carpio</i> élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach au cours de deux années consécutives de deux cycles d'élevage.....	43

Figure 17 : Évolution des masses moyennes individuelles, des taux de croissance spécifique (SGR) et des quotients nutritifs (Qn) de trois lots d'hybrides tanche-carpe au cours de deux cycles d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach.	45
Figure 18 : Évolution des masses moyennes individuelles de la tanche <i>Tinca tinca</i> et de la carpe <i>Cyprinus carpio</i> L., au cours de deux cycles d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach. Taux de croissance spécifique de la tanche au cours de cette expérience.	45
Figure 19 : Taux de croissance spécifique (SGR) et pourcentage de rationnement de la carpe <i>Cyprinus carpio</i> L. en cages flottantes dans l'étang de Lindre (L) de 1991 à 1992.	46
Figure 20 : Taux de croissance spécifique (SGR) et pourcentage de rationnement de la carpe <i>Cyprinus carpio</i> L. en cages flottantes dans le retenue du Mirgenbach (M) de 1989 à 1992.	47
Figure 21 : Relation entre le taux de croissance spécifique et le pourcentage de rationnement alimentaire de <i>Cyprinus carpio</i> L. en cages flottantes à l'étang de Lindre et sur la retenue du Mirgenbach.	47
Figure 22 : Relation entre le taux de croissance spécifique de <i>C. carpio</i> L. (SGR) en cages flottantes sur l'étang de Lindre et sur la retenue du Mirgenbach en fonction de la température moyenne de l'eau.	48
Figure 23 : Évolution de la température de l'eau (courbe théorique moyenne des 4 années 1989 à 1992) et des taux de croissance spécifique de <i>C. carpio</i> en cages flottantes sur l'étang de Lindre et sur la retenue du Mirgenbach.	48
Figure 24 : Modèle de croissance de la carpe <i>Cyprinus carpio</i> L. en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach (SGR = Taux de croissance spécifique) en fonction du nombre de degrés jours (DD: depuis le début de l'année) et le taux de rationnement (RA).	49
Figure 25 : Facteurs responsables de quotients nutritifs élevés (Qn > 2,5) en fonction du taux de croissance spécifique (SGR) de <i>Cyprinus carpio</i> élevée en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.	51
Figure 26 : Évolution des masses moyennes individuelles de lots de <i>C. carpio</i> au cours de plusieurs cycles d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach.	51
Figure 27 : Évolution des taux de survie de <i>C. carpio</i> et hybrides <i>Tinca tinca</i> x <i>C. carpio</i> (lots 5,6,7,8) élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach.	53
Figure 28 : Taux de survie final de chaque lot de <i>C. carpio</i> en cages flottantes en fin d'élevage sur l'étang de Lindre en 1991 et 1992.	53
Figure 29 : Causes de diminutions d'effectifs des poissons élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1992.	54
Figure 30 : Rationnement alimentaire (RA) de <i>C. carpio</i> élevé en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre en fonction de la température moyenne de l'eau.	59
Figure 31 : Taux de croissance spécifique en fonction de la charge initiale de poissons en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.	60
Figure 32 : Stations d'échantillonnage sur l'étang de Lindre.	69
Figure 33 : Stations d'échantillonnage sur la retenue du Mirgenbach.	70
Figure 34 : Matériel d'échantillonnage utilisé lors de la récolte de matières dans les deux milieux Mirgenbach et Lindre.	75
Figure 35 : Paramètres utilisés dans l'établissement des bilans de matières sèches (MS), de phosphore (P) et d'azote (N) au niveau d'élevages piscicoles en cages flottantes.	77

VI

Figure 36 : Représentation spatio-temporelle des températures (°C) et des pourcentages de saturation en oxygène dissous (%) en 1992 sur l'étang de Lindre.....	82
Figure 37 : Valeurs de pH à l'étang de Lindre de la surface au fond à la station témoin au cours de l'été 1992.....	83
Figure 38 : Représentation spatio-temporelle des températures (°C) en 1991 sur la retenue du Mirgenbach.....	84
Figure 39 : Représentation spatio-temporelle des pourcentages de saturation en oxygène dissous en 1991 sur la retenue du Mirgenbach.	85
Figure 40 : Évolution des valeurs de pH sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1991.....	86
Figure 41 : Évolution de la conductivité de la retenue du Mirgenbach de 1986 à 1992.....	86
Figure 42 : Variations verticales de la température, de la oxygène dissous (mg/l et écart à la saturation), du pH et de la conductivité, à la station 3 de la retenue du Mirgenbach au cours d'un arrêt de circulation de l'eau en août 1992.	87
Figure 43 : Valeurs moyennes des principaux paramètres physiques, chimiques et trophiques sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1991 (54<n<153) et l'étang de Lindre de 1991 à 1992 (n=104).....	88
Figure 44 : Évolution des teneurs en matières en suspension (MES) dans la rivière Moselle et dans la retenue du Mirgenbach d'avril 1990 à décembre 1991.....	90
Figure 45 : Évolution saisonnière des principaux paramètres chimiques et trophiques mesurés sur la retenue du Mirgenbach (station 3) de 1989 à 1992 (47<n<73) et sur l'étang de Lindre (station témoin) de 1991 à 1992 (n= 22).....	91
Figure 46 : Fréquences d'apparition des différences de concentrations en éléments azotés entre les stations cages d'élevage et témoin à trois profondeurs à l'étang de Lindre et en surface sur la retenue du Mirgenbach.....	94
Figure 47 : Quantités de matières sèches et leurs teneurs en azote, phosphore carbone et matières organiques sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.....	96
Figure 48 : Bilan des matières distribuées aux élevages et récoltées dans les collecteurs placés sous les cages de la retenue du Mirgenbach en 1991.....	99
Figure 49 : Comparaison des quantités de matières sèches récoltées et de leurs teneurs en éléments (azote, phosphore, carbone et matières organiques) au niveau des cages d'élevage et à la station témoin de l'étang de Lindre à l'aide de sédimentomètres.....	100
Figure 50 : Bilan des matières distribuées aux élevages et récoltées dans les sédimentomètres placés sous les cages d'élevage de l'étang de Lindre en 1991 et 1992	101
Figure 51 : Bilan des flux de matières sèches, de phosphore et d'azote au niveau des cages d'élevage de <i>C. carpio</i> sur l'étang de Lindre et la retenue du Mirgenbach pour des expériences d'élevage avec $Q_n > 1$	106
Figure 52 : Relation entre les CL ₅₀ /48h de Salmonidés et de Cyprinidés (<i>Cyprinus carpio</i> L.) pour des duretés de 10 à 300 mg/l d'après PERES & PIHAN (1991) modifié.....	116
Figure 53 : Fréquence des sommes des fractions de CL ₅₀ (S) vis-à-vis des poissons sur la retenue du Mirgenbach de 1988 à 1992, l'étang de Lindre en 1991 et 1992 et la rivière Moselle en 1991.....	118

Figure 54a : Évolution du nombre de morts cumulés en élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach. Histogrammes de la participation de chaque facteur dans la somme des fractions de CL50 vis-à-vis des poissons sur la retenue du Mirgenbach (1988-1992), la rivière Moselle (1991) et l'étang de Lindre (1991-1992).....	120
Figure 54b : Taux de mortalité hebdomadaire (TM) et somme des fractions de CL ₅₀ (S) pour l'ensemble des lots de <i>Cyprinus carpio</i> et pour l'ensemble des lots d'hybrides Tanche-Carpe au cours du temps.	121
Figure 55 : Évolution des teneurs en phosphore total et des rapports NO ₃ /PO ₄ et Ntot/Ptot de 1988 à 1992 sur la retenue du Mirgenbach.	123
Figure 56 : Relation entre la toxicité (CL ₅₀) et le temps de mise en contact avec un organisme.....	125
Figure 57 : Apparition et disparition d'une stratification thermique et de Cyanobactéries sur la retenue du Mirgenbach au cours de la période estivale (1992) en relation avec le mode de fonctionnement de la centrale électronucléaire de Cattenom.....	128
Figure 58 : Unité d'étude des salissures	130
Figure 59 : Évolution des masses fraîches et sèches des filets et des salissures en fonction du temps d'immersion dans les plans d'eau du Mirgenbach et de Lindre	134
Figure 60 : Évolution des masses sèches de salissures par m ² de surface colonisable en fonction du temps d'immersion dans les deux plans d'eau du Mirgenbach et de Lindre.	135
Figure 61 : Modélisation de l'évolution des masses de salissures sèches par m ² de surface colonisable en fonction du temps d'immersion et de la surface de nappe correspondant à 1 m ² de surface de fil colonisable sur la retenue du Mirgenbach.	136
Figure 62 : Suggestion d'exploitation de la carpe <i>Cyprinus carpio</i> L. en couplant plusieurs systèmes d'élevage en vue d'alimenter un atelier de filetage.....	146
Figure 63 : Résumé des pertes principales en phosphore (P) au profit de l'environnement associées à la culture piscicole intensive en cages flottantes (d'après BEVERIDGE, 1985).....	151
Figure 64 : Potentialités d'un site industriel du type de la retenue du Mirgenbach avec une utilisation la plus fréquente (a) ou occasionnelle (b).....	152
Figure 65 : Potentialités d'un plan d'eau à vocation piscicole du type de l'étang de Lindre.....	152
Figure 66 : Relations entre les élevages en cages flottantes et le milieu environnant.....	156

Sommaire des Tableaux

Tableau 1 : Stades de maturité sexuelle de la carpe <i>Cyprinus carpio</i> L. d'après l'échelle de GUPTA (1975).....	15
Tableau 2a : Nombre de carpes mâles <i>Cyprinus carpio</i> L. aux différents stades de maturité.	16
Tableau 2b : Nombre de carpes femelles <i>Cyprinus carpio</i> L. aux différents stades de maturité pour les 3 groupes.....	17
Tableau 3 : Rapport Gonado-somatique, rendements de filetage (total et somatique) et indices de condition (total et somatique) en fonction des stades de maturité des carpes femelles et des mâles <i>Cyprinus carpio</i> L.....	20
Tableau 4 : Caractéristiques des structures d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et sur l'étang de Lindre de 1989 à 1992.	33
Tableau 5 : Exemples de lots de <i>C. carpio</i> élevés en cages flottantes présentant des taux de croissance élevés et des quotients nutritifs faibles	44
Tableau 6 : Indices de condition moyens, écarts-types et nombres de données pour <i>Cyprinus carpio</i> L. (lots T, 4 et 15) et pour des hybrides tanches-carpe (lot 5) sur la retenue du Mirgenbach.....	46
Tableau 7 : Synthèse bibliographique de la croissance de différentes espèces en étangs, bassin ou cages flottantes.....	56
Tableau 8 : Synthèse bibliographique des études d'impact écologiques de l'élevage piscicole intensif en cages flottantes dans divers pays. Tableau d'après BEVERIDGE (1985) modifié et complété jusqu'en 1995 (classement chronologique).....	66
Tableau 9 : Méthodes d'analyse de l'eau et des sédiments.....	72
Tableau 10 : Valeurs moyennes des paramètres trophiques d'août 1989 à novembre 1991 au niveau des cages d'élevage et des trois stations témoin en surface sur la retenue du Mirgenbach.....	92
Tableau 11 : Valeurs moyennes des paramètres trophiques en 1991-1992 au niveau des cages d'élevage et à la station témoin à trois profondeurs (surface, milieu = 1m et fond = 2m) à l'étang de Lindre.	93
Tableau 12 : Valeurs moyennes obtenues au cours de cycles nyctéméraux de mesures sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.	95
Tableau 13 : Pertes d'aliments estimées sur la retenue du Mirgenbach en 1991, à l'aide des collecteurs placés sous les cages d'élevage. Décantation naturelle à une station témoin mesurée à l'aide de collecteurs et de sédimentomètres.....	98
Tableau 14 : Succession des populations algales dans la retenue du Mirgenbach de 1990 à 1992.	122
Tableau 15 : Valeurs des paramètres utilisés dans l'étude des salissures.....	131
Tableau 16 : Résultats de taux d'accroissement pondéral des filets, des masses de fouling sec par unité de surface de nappe et par unité de surface colonisable à l'étang de Lindre et dans la retenue du Mirgenbach. Évaluation des masses fraîches de filets sales après 28 jours de pose sur la retenue du Mirgenbach.	133

Tableau 17 : Paramètres et coefficients des courbes de régressions logistiques entre les masses de salissures sèches et le temps d'immersion ou l'unité de surface colonisable.	136
Tableau 18 : Inventaire des espèces composant les salissures, coefficients de recouvrement et d'abondance après 69 jours d'immersion à l'étang de Lindre et 28 jours d'immersion au Mirgenbach.	137
Tableau 19 : Avantages et inconvénients de l'utilisation de cages flottantes pour le stockage ou la production piscicole (adapté de COCHE, 1978).....	147

Sommaire des Annexes

Annexe 1 : Détails du croisement à l'origine des hybrides tanche-carpe TC et de leur élevage avant leur transfert en cages flottantes au Mirgenbach.....	179
Annexe 2 : Conditions d'expériences en cages flottantes.	180
Annexe 3 : Composition des aliments utilisés dans les élevages en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et à l'étang de Lindre.	181
Annexe 4 : Résultats de croissance et d'alimentation en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.....	182
Annexe 5 : Problèmes sanitaires rencontrés pour les élevages de carpe <i>Cyprinus carpio</i> en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach.....	184
Annexe 6 : Température, oxygène dissous et pH au cours des cycles nycthémeraux sur l'étang de Lindre en 1992.....	187
Annexe 7 : Écarts de température (étang de Lindre et retenue du Mirgenbach).....	191
Annexe 8 : Valeurs de pH relevées à l'étang de Lindre en 1991 et 1992.....	192
Annexe 9 : Mesures de température, oxygène dissous et pH au cours des cycles nycthémeraux sur la retenue du Mirgenbach en 1991.....	193
Annexe 10 : Mesures chimiques et trophiques sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1991 (stations cage, 2, 3 et 4 : en surface).	198
Annexe 11 : Mesures chimiques et trophiques sur l'étang de Lindre de 1991 à 1992 (stations cage et témoin : en surface, à 1 et 2 m de profondeur).....	201
Annexe 12 : Étude des variations saisonnières entre 3 stations et 3 profondeurs du point de vue trophique sur la retenue du Mirgenbach au cours de trois campagnes.	207
Annexe 13 : Distribution probable des catégories trophiques. Situations de la retenue du Mirgenbach et de l'étang de Lindre (d'après RYDING & RAST, 1994).....	208
Annexe 14 : Conditions physico-chimiques et trophiques de la retenue du Mirgenbach (M) et de l'étang de Lindre (L) au cours de l'étude du fouling en 1991.....	210

INTRODUCTION GENERALE

1. INTRODUCTION

Consommé sous toutes les latitudes depuis fort longtemps, le poisson était principalement issu de la pêche, dans les pays occidentaux, il y a seulement 30 ans. Son approvisionnement évolue depuis quelques décennies. Le développement de l'aquaculture est encore timide en 1967 (BOGHEN, 1995). Cette activité se développe rapidement à partir des années 1980 (BILLARD, 1991). Elle atteint près de 9 millions de tonnes de poissons en 1991 (BILLARD, 1995b). Cette activité en plein essor est principalement localisée en Asie. Ce continent produit près de 80 % de la production aquacole mondiale (RANDALL *et al.*, 1990). La Carpe chinoise constitue la moitié des poissons d'aquaculture (FERLIN, 1989). En 1988, la production européenne aquacole d'eau douce représente 675 000 t de poissons ; seulement le quart de cette production provient de l'Europe de l'ouest (KAUSHIK, 1989). La production française est de l'ordre de 39 000 t qui se répartissent en 31 000 t de Salmonidés (KAUSHIK, 1989) et 8 000 t de poissons d'étangs (MARCEL, 1993b). La pisciculture d'étangs ne constitue qu'une faible part de la production aquatique française (CHATEAU, 1988), cependant ce secteur est prometteur. Les difficultés grandissantes de la pêche en mer, du fait de la raréfaction des espèces exploitables à proximité du littoral, lui donne la possibilité de se développer.

Le secteur aquacole d'eau douce est donc partagé en deux grandes activités : les systèmes d'élevage intensif qui concernent principalement les Salmonidés et l'élevage extensif de Cyprinidés en étang. La Lorraine tient une place importante dans la pisciculture extensive française avec plus de 7000 ha d'étangs (réservoirs non compris) (MARCEL, 1988) sur les 67 000 ha d'étangs piscicoles français (KAUSHIK, 1989). Il existe deux sites principaux :

- la dépression de la Woèvre en Meuse et en Meurthe-et-Moselle,
- le Saulnois entre la Sarre et la Seille côté Mosellan.

La Lorraine est marquée par la tradition. Depuis le moyen-âge, les vallées impropres à l'agriculture sont barrées pour y produire du poisson. Aujourd'hui, le rendement atteint 100 à 150 kg/ha (FONTAINE, 1993). Pourtant, la production présente une grande disparité entre les exploitations. Près de 65 % des étangs comptent moins de 15 ha. On trouve en majorité des exploitations non professionnelles de type extensif sans intervention. Leur rendement est en général inférieur à 100 kg/ha. Quelques entreprises appliquent des méthodes de productions semi-intensives avec intervention (fertilisation, alimentation complémentaire...). Ces exploitations obtiennent des rendements supérieurs à 500 kg/ha.

Le poisson d'étang lorrain est principalement destiné au repeuplement des zones de pêche (70 % de la production). Il existe dans cette région, plus de 250 associations regroupant environ 120 000 pêcheurs amateurs (DESTREZ, 1988). La part de poissons destinés à

l'exportation, vers l'Allemagne notamment, tend cependant à diminuer du fait de l'ouverture des marchés de l'Europe de l'Est.

Au delà du loisir et du tourisme, le reste de la production trouve des débouchés dans la commercialisation locale et dans le secteur de la transformation. Quelques ateliers artisanaux commencent à produire des filets de carpe. C'est le cas notamment du Domaine de Lachaussée (Meuse). La Carpe *C. carpio* L. est le poisson traditionnel en Lorraine. Elle supporte une mauvaise image de marque auprès des consommateurs. "Odeur de vase", "taille monstrueuse" et "nombreuses arêtes" sont des qualificatifs souvent associés à ce poisson. Pourtant, il possède des qualités diététiques (VALLOD, 1987). Sa présence sur le marché prend un caractère très saisonnier lié à une ou deux saisons de pêche dans l'année. Cette pratique est l'héritage des objectifs datant de plusieurs décennies qui consistait à produire surtout de la Carpe et peu de poissons carnassiers. L'avenir économique de cette espèce tient dans la possibilité de mettre en place une industrie de transformation qui pourra valoriser ce produit.

Partant de l'existence de cet "état des lieux", tradition et modernité, le présent travail porte sur l'étude des deux versants de la production piscicole lorraine. La première partie est consacrée aux productions piscicoles. Dans le chapitre I, la tradition s'adapte à la modernité. Il est consacré à la production extensive traditionnelle de Carpe dans l'étang de Lachaussée associée au stockage en bassin en terre. Cet élevage traditionnel se met au goût du jour en produisant de façon artisanale des filets de Carpe. L'influence de la maturation sexuelle est analysée avec l'objectif d'optimiser le rendement de filetage.

Dans le chapitre II, la modernité s'adapte à la tradition. L'insertion d'une nouvelle technique d'élevage intensive en cages flottantes est tentée dans une exploitation extensive (domaine piscicole de Lindre) et sur le site de la centrale nucléaire de Cattenom où les potentialités offertes par les eaux échauffées sont testées sur la retenue du Mirgenbach.

Les relations entre le milieu et l'élevage intensif font l'objet d'une seconde partie, dans laquelle le chapitre III caractérise les conditions des deux sites : Mirgenbach et Lindre. L'influence des élevages en cages sur la qualité de l'eau et des sédiments y est évaluée. Dans le chapitre IV, les risques de toxicité et de développement de salissures ou fouling pour les élevages en cages flottantes sont déterminés pour ces deux milieux .

Intensifier la production en cages flottantes ou associer cette structure aux pratiques extensives pour le stockage, profiter du milieu aquatique lorrain ou développer les installations piscicoles à terre, avoir la possibilité d'étaler les périodes de production... Des choix stratégiques et économiques sont à faire à la lumière du travail réalisé. Dans l'état actuel des débouchés commerciaux, la carpe traditionnelle lorraine est ici un "cobaye" utilisé pour sa résistance dans le milieu naturel régional. Elle est donc un poisson "pilote" dans le sillage de laquelle d'autres espèces plus "nobles", de meilleure valeur marchande, devraient par la suite s'engouffrer.

2. PRÉSENTATION DES MILIEUX

La Lorraine compte de nombreux plans d'eau qui présentent des intérêts économiques et écologiques. Des enquêtes ont été réalisées auprès des pisciculteurs (UNIVERSITÉ DE METZ, 1991; FLAC, 1993). Quelques travaux concernent les exploitations extensives ou le fonctionnement écologique des plans d'eau (KLEIN, 1980; SAINTE MARIE, 1983; CEMAGREF, 1986; DUBOST, 1992). Mais la connaissance générale de ces milieux et des pratiques piscicoles dans les étangs lorrains est limitée.

2.1. EXPLOITATION PISCICOLE DE LACHAUSSÉE

Le Domaine de Lachaussée est situé dans le département de la Meuse, à l'intérieur du Parc Naturel Régional de Lorraine dans la dépression de la Woëvre entre les côtes de Meuse à l'Ouest et les côtes de Moselle à l'Est (Figure 1). Cette exploitation piscicole de 325 ha gère de manière extensive les étangs de Lachaussée. Il se compose du grand étang et de deux prolongements : l'étang Comé et l'étang Picard. Le grand étang joue un rôle de tampon lors de leur lâchement d'eau des étangs en amont. Son origine remonte au Moyen-Âge. Sa construction par les moines de Saint-Benoît date de 1273. L'étang est entouré de 34 % de forêts, 55 % de terres agricoles, principalement de la prairie. Cette exploitation appartient depuis 1978 à l'Association des Paralysés de France. Elle est dotée, en aval, de bassins en terre alimentés par l'eau de l'étang par gravité ou pompage. Ils servent de bassins de stockage. Cette exploitation artisanale associe la production et la transformation du poisson (filets de carpe), et de volailles, à une activité commerciale locale (vente de produits régionaux) et touristique (ferme auberge et observatoire ornithologique).

2.2. LA RETENUE DU MIRGENBACH

2.2.1. Situation géographique et vocation

La retenue du Mirgenbach se situe dans le département de la Moselle, à 33 km au nord de Metz et 20 km au sud-est de Luxembourg (Figure 1). Cette retenue a été construite en 1985 par creusement des argiles superficielles pour créer une cuvette et constituer le remblai du barrage d'un affluent de la Moselle : le Mirgenbach. La retenue est alimentée par pompage des eaux de la rivière Moselle. Elle reçoit les eaux de purge du circuit des aéroréfrigérants de la centrale électronucléaire de Cattenom. Elle constitue une réserve de sécurité pour l'alimentation des circuits de sauvegarde de la centrale électronucléaire, un tampon thermique et une zone de stabulation entre le bassin froid des aéroréfrigérants et la rivière Moselle.

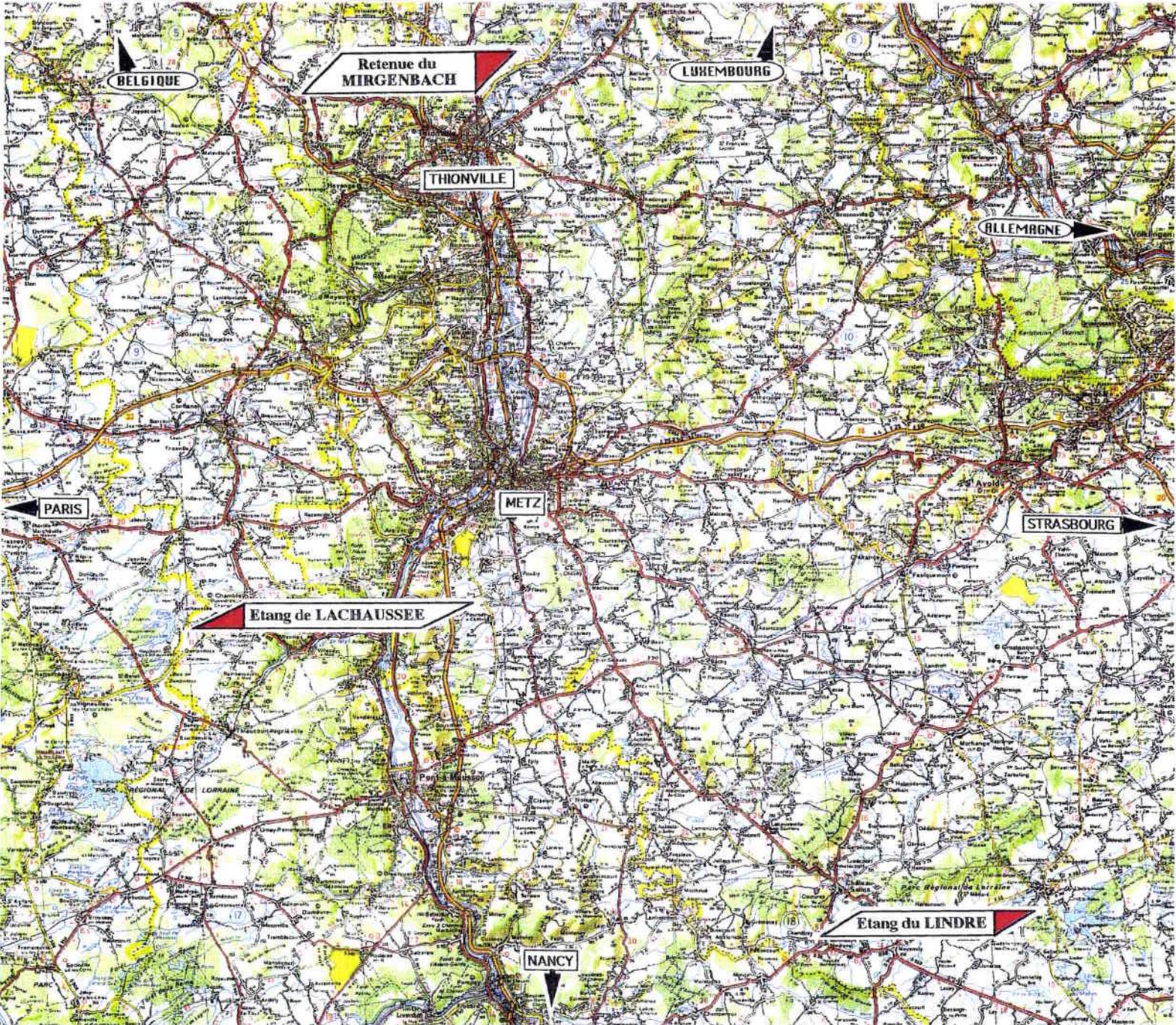


Figure 1 : Localisation des sites d'étude (retenue du Mirgenbach, étang de Lachaussee, étang de Lindre)

La centrale électronucléaire de Cattenom est constituée de 4 tranches de 1300 MW. Chaque tranche se compose d'un îlot nucléaire, d'une salle des machines et d'un réfrigérant atmosphérique. Le site est à 3 km vers l'ouest de la rive gauche de la Moselle et à 20 m au dessus du niveau de la rivière pour être à l'abri des crues exceptionnelles (Figure 2). La rivière Moselle a un régime pluvial océanique avec des influences nivales et océaniques. Sa période d'étiage se situe en fin d'été et début de l'automne et sa période de hautes eaux en saison froide avec de rapides variations de débits.

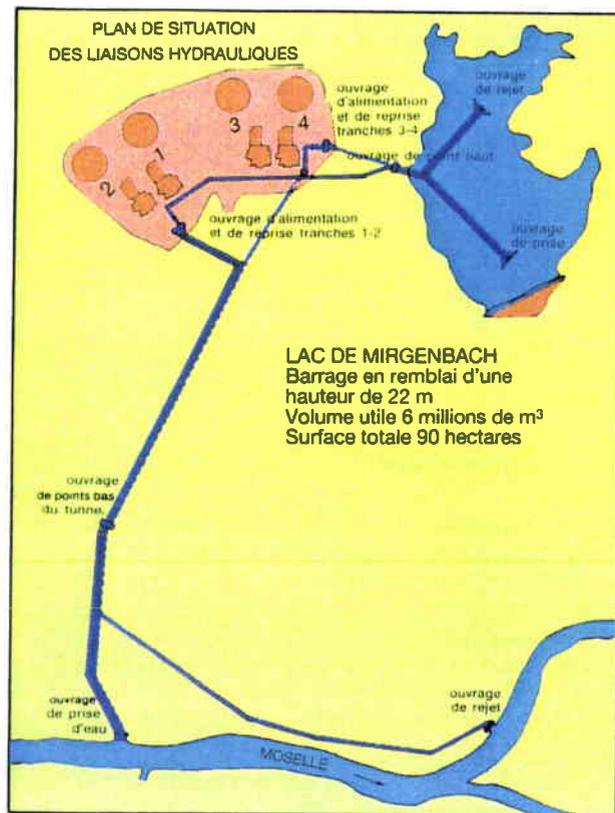
2.2.2. Caractéristiques de la retenue

Le débit du ruisseau Mirgenbach est négligeable ($0,083 \text{ m}^3/\text{s}$) (FLESCH, 1987). La centrale électronucléaire de Cattenom pompe $8,8 \text{ m}^3/\text{s}$ dans la rivière Moselle, $3 \text{ m}^3/\text{s}$ sont évaporés lors du passage de l'eau dans les aéroréfrigérants, $5 \text{ m}^3/\text{s}$ constituent les eaux de purge du circuit de refroidissement tertiaire enrichies en sels minéraux. Ces eaux de purge associées à des débits annexes ($0,8 \text{ m}^3/\text{s}$) sont injectées dans la retenue du Mirgenbach au niveau de l'ouvrage de rejet (Figure 2). L'eau est pompée dans la retenue au niveau de l'ouvrage de prise d'eau avant d'être rejetée dans la Moselle. Le temps de séjour de l'eau pour 4 tranches en fonctionnement est de 15 jours¹. La gestion du réservoir par l'exploitant (EDF) est complexe ; celui-ci peut fonctionner ou non en boucle sur la retenue ou même la court-circuiter (MERSCH *et al.*, 1993). Il n'y a pas de marnage dans la retenue en condition de fonctionnement normal.

Sa superficie est de 95 ha pour $7,3.10^6 \text{ m}^3$, sa profondeur moyenne de 7,7 m, sa profondeur maximale de 19 m. Son bassin versant est de 4 km^2 . Il est occupé par 60 % de forêts auxquels s'ajoutent des terres agricoles (céréalières dont certaines sont drainées vers la retenue) et 15 % de bâtiments de la centrale nucléaire. Il n'y a pas de rejet des communes voisines mais toute pollution dans l'eau de la Moselle a un impact sur les eaux de la retenue.

Sur la retenue du Mirgenbach, la température maximale est relevée en août 1990 avec 31°C , le minimum (6°C) correspond au mois février 1991 (Figure 3). Le plan d'eau a fait l'objet de plusieurs travaux au cours desquels les caractéristiques thermiques et les teneurs en oxygène ont été étudiées (VEIN *et al.*, 1990; FLESCH, 1994). La retenue est qualifiée de lac tempéré polymictique non stratifié par VEIN *et al.* (1990).

¹Calcul effectué avec un débit de $5,4 \text{ m}^3/\text{s}$ dans la retenue du Mirgenbach pour un volume de $7,3.10^6 \text{ m}^3$. La valeur avancée par E.D.F est de 10 jours pour 4 tranches en fonctionnement (calcul effectué avec un débit de $8,8 \text{ m}^3/\text{s}$ pour un volume de $7,3.10^6 \text{ m}^3$).



Les circuits de refroidissements de la centrale

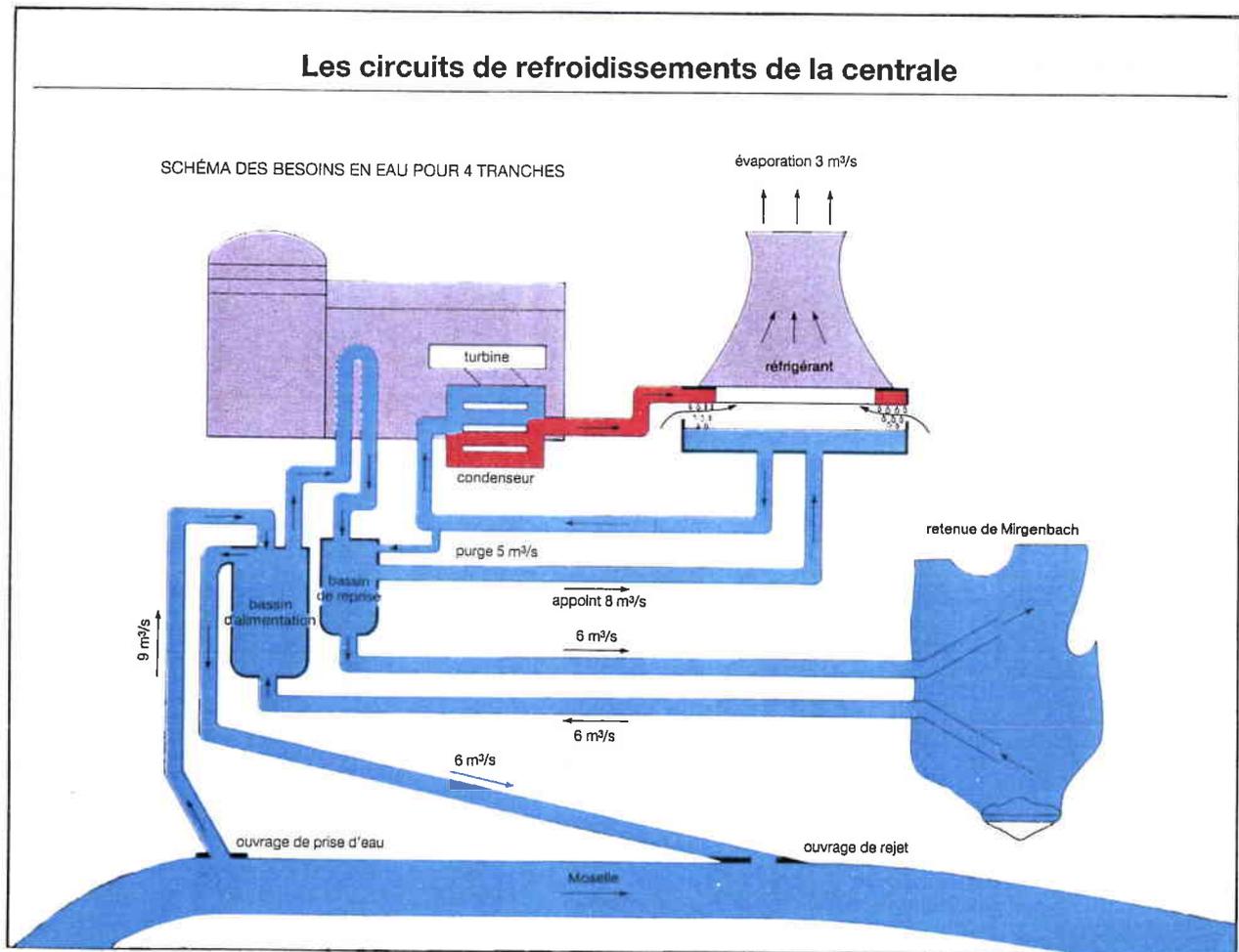


Figure 2 : Réseau hydraulique reliant le réservoir du Mirgenbach à la centrale électronucléaire de Cattenom et à la rivière Moselle.

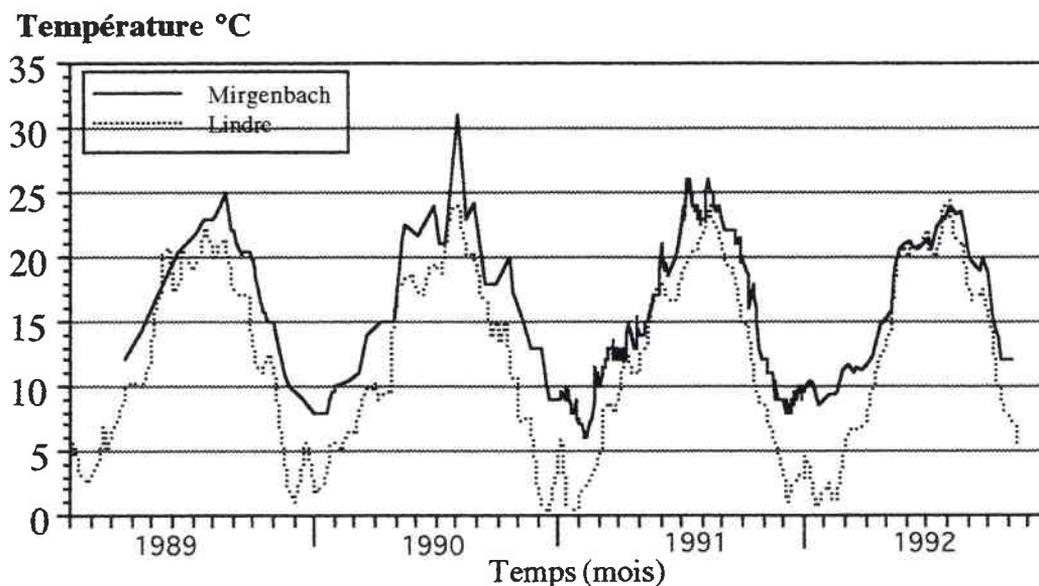


Figure 3 : Évolution de la température de l'eau de surface de la retenue du Mirgenbach et de l'étang de Lindre de 1989 à 1992.

2.3. LE DOMAINE DE LINDRE

2.3.1. Situation géographique et vocation

Les premières traces d'exploitation du domaine piscicole de Lindre datent de 1418. Cette pisciculture appartient au département de la Moselle depuis 1976. Elle est située en Moselle, dans le Saulnois, à 44 km au nord-est de Nancy et à 65 km au sud-est de Metz (Figure 1). Actuellement, l'exploitation s'étend sur 800 ha répartis en 13 étangs : l'étang de Lindre, qui est le plus vaste, et 12 étangs satellites. Elle se compose de structures au sol (serres, écloséries, hangars, ateliers, bassins et frayères) et de pontons supportant des cages flottantes (FONTAINE, 1993).

L'étang de Lindre est composé de plusieurs cornes partiellement fermées par des digues artificielles. Sa superficie totale est de 620 ha, son volume est de 13 à 15.10⁶ m³. Les profondeurs moyenne et maximale sont respectivement de 2,1 et 5 m. Son bassin versant représente 103 km². La température estivale de l'eau à l'étang de Lindre atteint 25 °C ; l'étang est pris en glace en hiver (Figure 3). De mai à septembre, la température est supérieure à 15 °C et c'est au cours de cette période que l'élevage en cages flottantes est envisagé (DUBOST, 1991; DUBOST, 1992; FONTAINE *et al.*, 1995). Ce centre produit en élevage extensif des poissons de repeuplement, de rempoissonnement et de consommation. Il assure également la reproduction contrôlée de nombreuses espèces (carpes, brochets, poissons d'ornement ...).

2.3.2. Circuit hydraulique

L'étang de Lindre est alimenté par de nombreuses sources et étangs en amont. A sa sortie, l'eau est captée et alimente les bassins en terre et les structures hors-sol de l'exploitation piscicole. Au delà de la pisciculture, cette eau forme la rivière Seille. La vidange de l'étang de Lindre, réalisée tous les deux ans jusqu'en 1992, est actuellement annuelle pour les 2/3 du plan d'eau. Le débit est de l'ordre de 1,5 m³/s, son taux de renouvellement serait de l'ordre d'une centaine de jours.

PREMIERE PARTIE

PRODUCTIONS PISCICOLES

L'étude des productions piscicoles est réalisée sur les trois sites présentés précédemment. Une première étude (Chapitre I) s'attache à la transformation de la carpe (DUBOST *et al.*, 1997). Elle est réalisée à l'étang de Lachaussée. Son objectif est d'optimiser la production de filets de ce poisson. Cette étude se situe entre les pêches de printemps et la période estivale. Elle traite du problème posé par la maturation sexuelle de ces animaux au cours de cette période.

Les deux autres sites : l'étang de Lindre et la retenue du Mirgenbach accueillent des cages flottantes pour l'élevage piscicole. Il s'agit au cours du deuxième chapitre de vérifier la faisabilité de cette nouvelle technique d'élevage pour la carpe ; l'objectif étant de maîtriser ce mode de production dans le but de l'intégrer au système d'élevage traditionnel.

CHAPITRE - I

TRANSFORMATION DE LA CARPE *Cyprinus carpio* L.

EFFET DE LA MATURATION SUR LA PRODUCTION DE FILETS

DUBOST N., MASSON G., MORETEAU J.C., 1997. Gonad development and filleting yield of common carp *Cyprinus carpio* L. reared in ponds in Eastern France. *J. appl. ichtyol.*, 13 : 15-20.

1. INTRODUCTION

La Carpe commune *Cyprinus carpio* L. est une des espèces les mieux connues (FERNANDEZ-DELGADO, 1990). Mais ce poisson d'eau douce ne bénéficie pas d'une bonne image de marque auprès des consommateurs : il a le goût de vase et des arêtes, il est difficile à préparer (VALLOD, 1995). Pour cette raison mais aussi pour les exigences du marché actuel, les producteurs s'orientent vers de nouveaux produits. La transformation de la Carpe en filets semble avoir des débouchés (VARADI, 1995). Les rendements de filetage dépendent de nombreux facteurs : la morphologie du poisson, sa croissance et les conditions environnementales (FERMIN, 1990), mais aussi de sa maturité sexuelle. Le développement ovarien de la Carpe est asynchrone (BIENIARZ *et al.*, 1992) et ses relations avec la production de filets sont encore mal connues. L'objectif de cette étude est de déterminer avec un pas de temps hebdomadaire durant la période printemps-été, l'existence ou non d'une maturation chez des poissons dans leur quatrième année et d'évaluer son incidence sur les masses somatiques disponibles pour produire des filets.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

L'élevage extensif de Carpe en polyculture est réalisé sur le domaine piscicole de Lachaussée. Les poissons sont pêchés par vidange de l'étang au cours de leur quatrième année (mars 1992). Le cheptel est alors placé dans un bassin de terre de 400 m² et nourri avec un aliment composé. A partir de fin avril et jusqu'au début du mois d'août 1992, toutes les semaines, un lot d'une vingtaine de poissons est prélevé afin d'être fileté. Chaque jour en matinée, la température de l'eau est relevée à 20 cm du fond du bassin de stockage. Elle décline à la fin de l'étude mais reste proche de 25 °C (température de maturation et de ponte). Le nombre de degrés jours correspondant au cumul des températures quotidiennes est calculé pour chaque date depuis le 1/3/1992 (mois du stockage en bassin). Environ 3000 degrés jours sont obtenus entre mars et août 1992 (Figure 4). Durant cette période, le pH varie de 7,5 à 8,5. La présence d'un aérateur dans le bassin assure le maintien des teneurs en oxygène dissous entre 4,2 et 12,1 mg/l.

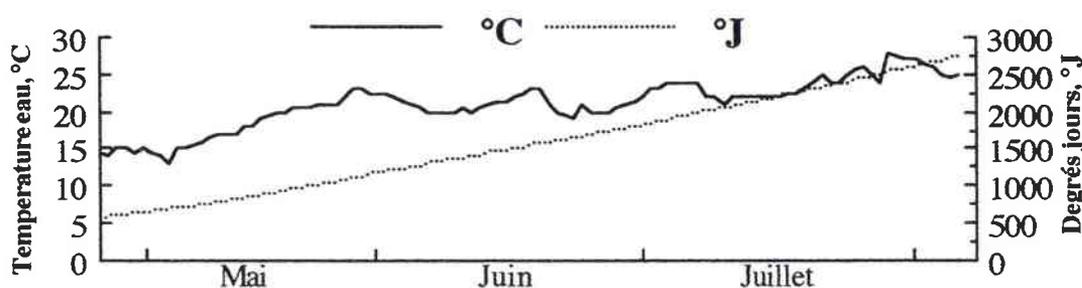


Figure 4 : Fluctuations de la température de l'eau et augmentation du nombre de degrés jours dans les bassins de stockage de *Cyprinus carpio* L. au domaine de Lachaussée en 1992.

2.2. CARACTÉRISTIQUES DE LA POPULATION

Le prélèvement de poissons dans le bassin de stockage est réalisé au hasard. Ainsi, il n'est pas possible de sélectionner à une date donnée le même nombre de mâles et de femelles. Au cours de cette étude, 232 spécimens sont prélevés (108 mâles et 124 femelles). Ces poissons sont des carpes *Cyprinus carpio* L. dans leur quatrième année. Les paramètres relevés pour caractériser cette population sont la masse totale (W_t), la longueur totale (L) et la hauteur (H). La relation entre la masse et la longueur totale de la population est estimée par le modèle exponentiel applicable à la plupart des poissons (LE CREN, 1951; STOUIMBOUDI *et al.*, 1992) :

$$W_t = a \times L^b \quad (1) \text{ avec } W_t = \text{masse totale du poisson (g), } L = \text{longueur totale du poisson (cm).}$$

2.3. INDEX

Une vingtaine de poissons est filetée tous les 8 à 15 jours. Pour chaque individu, les masses de gonades (W_g) et de filets (W_f) sont relevées. On calcule des rendements de filetage total (RF) et somatique (RF1).

$$RF = \frac{100 \times W_f}{W_t} \quad (2) \text{ avec RF = rendement de filetage total (\%), } W_f = \text{masse de filet (g), } W_t = \text{masse totale du poisson (g).}$$

$$RF1 = \frac{100 \times W_f}{(W_t - W_g)} \quad (3) \text{ avec RF1 = rendement de filetage somatique (\%), } W_f = \text{masse de filet (g), } W_t = \text{masse totale du poisson (g), } W_g = \text{masse de gonades (g).}$$

La masse totale de poisson est utilisée pour calculer un indice de condition total (K). Le poids total moins le poids des gonades donne un indice de condition somatique ($K1$) (FERNANDEZ-DELGADO, 1990).

$$K = \frac{100 \times W_t}{L^3} \quad (4) \text{ avec } W_t = \text{masse totale du poisson (g), } L = \text{longueur totale du poisson (cm).}$$

$$K1 = \frac{100 \times (W_t - W_g)}{L^3} \quad (5) \text{ avec } W_t = \text{masse totale du poisson (g), } W_g = \text{masse de gonades (g), } L = \text{longueur totale du poisson (cm).}$$

Le rapport gonado-somatique correspondant au RGS traduit le développement des gonades. Il est susceptible de varier avec l'âge. Les animaux étudiés appartiennent à des classes d'âge très voisines.

$$RGS = \frac{100 \times W_g}{W_t} \quad (6) \text{ avec RGS (\%), } W_t = \text{masse totale du poisson (g), } W_g = \text{masse de gonades (g).}$$

2.4. ÉTUDE HISTOLOGIQUE

Les gonades prélevées sur les carpes sont fixées dans une solution de Bouin Hollande, puis incluses dans de la paraffine et colorées à l'hématoxyline de Groat et la picrofuchine (HUMASON, 1979). L'observation des coupes fines est réalisée sous microscope optique. Parmi les échelles existantes, celle établie par GUPTA (1975) est choisie pour déterminer les stades de maturité. Elle est composée de cinq stades pour les mâles et six stades pour les femelles ; deux stades de rematuration sont ajoutés à cette échelle pour les femelles (Tableau 1).

Tableau 1 : Stades de maturité sexuelle de la Carpe *Cyprinus carpio* L. d'après l'échelle de GUPTA (1975).

<p>FEMELLES Stade I : Jeunes ovocytes (diamètre = 0,05 - 0,15 mm) Stade II : Ovocytes en maturation (diamètre = 0,15 - 0,30 mm) Stade III : Ovocytes en maturation avancée, vacuolisation (diamètre = 0,30 - 0,70 mm) Stade IV : Ovocytes matures (diamètre = 0,70 - 0,80 mm) Stade V : Ponte (stade non observé) Stade VI : Post-ponte Stades IB et IIB: stades de rematuration avec les mêmes structures qu'aux stades I et II respectivement mais présence d'atrésie.</p>
<p>MALES Stade I : Testicules immatures, spermatogonies en périphérie des lobules Stade II : Testicules en maturation avec de nombreux spermatoocytes Stade III : Forte densité de spermatoocytes au centre des lobules Stade IV : Testicules matures remplis de spermatozoïdes Stade V : Post-émission, présence de vides dans les lobules avec des cellules germinales en périphérie.</p>

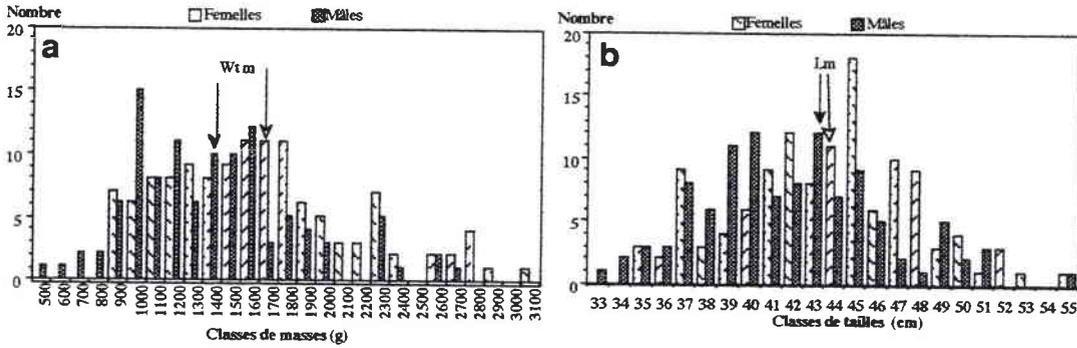
2.5. ANALYSES STATISTIQUES

Les analyses statistiques consistent en analyses de variance ANOVA (index selon le sexe et le stade de maturité), de covariance ANCOVA (régression longueur-masse selon le sexe et le stade de maturité), en régressions pas à pas et ajustements non linéaires (modèle prédictif de la maturation sexuelle) à l'aide de STATISTICA 4.5 (Statsoft™).

3. RÉSULTATS

3.1. CARACTÉRISTIQUES DE LA POPULATION

La masse totale (Wt) varie de 905 g à 3100 g pour les femelles (moyenne Wt = 1705 ± 510 g) et de 476 g à 2725 g pour les mâles (moyenne Wt = 1448 ± 449 g) (Figure 5a). La longueur totale (L) pour les deux sexes varie de 330 à 550 mm. Les mâles et les femelles mesurent en moyenne respectivement 423 ± 42 mm et 441 ± 42 mm (Figure 5b). La hauteur totale moyenne (H) est égale à 144 ± 16 mm (maximum = 189 mm et minimum = 98 mm). Les rapports L/H sont compris entre 2,23 et 4,10 (L/H moyen = 3,03) et ne sont pas significativement différents pour les deux sexes. Aucune différence significative n'est mise en évidence entre les mâles et les femelles et la relation est calculée sur l'ensemble du stock (Figure 5c).



$$Wt = 9,3 \cdot 10^{-5} \cdot L^{2,73} ; n=232 \quad R^2=0,749.$$

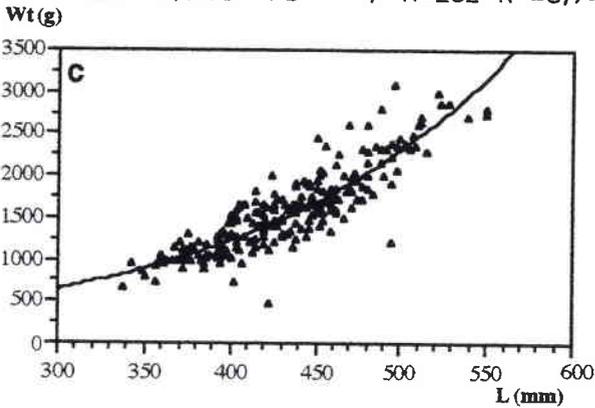


Figure 5 : Histogrammes des classes de masses (a) et de tailles (b) de *Cyprinus carpio* L. stocké en bassin à l'exploitation de Lachaussée d'avril à août 1992. Relation entre la longueur (L) et la masse totale (Wt) (c), Wt m = masse moyenne, Lm = longueur moyenne.

3.2. MATURATION SEXUELLE ET PONTE

Pour les carpes mâles (Tableau 2a), la maturation des gonades est homogène durant l'expérience et tous les stades de maturité apparaissent et se succèdent. Quelle que soit leur taille, les mâles émettent leurs produits génitaux de juin-juillet à août à partir de 1500 degrés jours (Figure 6a).

Tableau 2a : Nombre de carpes mâles *Cyprinus carpio* L. aux différents stades de maturité. °J = somme de degré jours depuis le 1/3/92 (date de mise en stockage), Temp. = température moyenne du bassin.

Jours	°J	Temp.	Stades de maturité					
			I	II	III	IV	V	
28/4/92	0	593	14°C	10	1			
6/5/92	8	709	14,5	2	2			
15/5/92	17	859	16,7		5			
19/5/92	21	937	19,6		1	1		
2/6/92	35	1241	21,7		2	4		
10/6/92	43	1403	20,3	1	4	8	1	
15/6/92	48	1509	21,3	1		3	7	
3/7/92	66	1833	21,3			1	4	5
7/7/92	70	1989	24				2	5
16/7/92	79	2186	21,9				6	3
20/7/92	83	2276	22,5				5	9
27/7/92	90	2449	24,8				5	2
4/8/92	98	2735	26,4				2	6

Pour les femelles, trois groupes peuvent être identifiés (Tableau 2b). Le groupe 1 est constitué de poissons dont la maturité commence en avril - mai (température de l'eau de 14 - 20°C) (Figure 6c).

Tableau 2b : Nombre de carpes femelles *Cyprinus carpio* L. aux différents stades de maturité pour les 3 groupes :

Groupe 1 (Normal) : Carpes dont la maturation gonadique débute en Avril - Mai (température de l'eau 14 - 20 °C) et la ponte a lieu en Mai - Juin (température de l'eau 20 - 21 °C),

Groupe 1' (*Italique*) : Carpes présentant des phénomènes de rematuration,

Groupe 2 (**Gras**) : Carpes encore immatures après 1500 °J (température > 21 °C) ou n'ayant pas atteint le stade IV après 2000 °J (température > 24 °C)

°J = somme de degré jours de puis le 1/3/92 (date de mise en stockage),

Temp. = température moyenne du bassin.

	Jours	°J	Temp.	Stades de maturité							
				I	II	III	IV	VI	IB	IIB	
28/4/92	0	593	14°C	3	5	1					
15/5/92	17	859	15,6	3	3	5	3				
19/5/92	21	937	19,6	3		2			2		
2/6/92	35	1241	21,7		1	1	12				
10/6/92	43	1403	20,3		2	3	1				
15/6/92	48	1509	21,3	1	1	2	2				3
3/7/92	66	1893	21,3	3		1			6		
7/7/92	70	1989	24	3	1		3		6		
16/7/92	79	2186	21,9	1	1				6	2	
20/7/92	83	2276	22,5	1	2				3		
27/7/92	90	2449	24,8	2	4	3	2	1		1	
4/8/92	98	2735	26,4		2		3		6		1

En fonction de l'accroissement du nombre de degrés jours, le stade de maturité progresse. La ponte (entre les stades IV et VI) a lieu en mai et juin (température de l'eau de 20 - 21 °C) (Figure 6b). Pour quelques individus, nous considérons qu'un second phénomène de maturation débute durant cette période (stade IB) et se poursuit en juillet quand les carpes présentent le stade IIB (groupe 1').

Certaines femelles sont encore au stade I ou II en juillet alors que le nombre de degrés jours croît en été. Aucun poisson en stade III n'est observé du 7/7/92 au 20/7/92 et en stade IV du 16/7/92 au 20/7/92 (Figure 6b). Fin juillet, ces stades réapparaissent. A la fin de la période d'observation, la plupart des femelles sont au stade VI. Ainsi, toutes les femelles qui sont encore immatures après 1500 °J (température > 21°C) ou qui n'ont pas atteint le stade IV avant 2000 °J (température > 24°C) constituent le groupe 2 (Tableau 2b et Figure 6d). Cependant, certains spécimens de ce groupe restent immatures et les stades III et IV ne sont pas observés chez les femelles de moins de 1200 g. Certaines femelles d'une masse totale de 2000 g restent en stade II le 27/7/92. La taille des femelles du groupe 2 est plus faible que celles du groupe 1. Les femelles du groupe 2 ont des masses maximales de 2200 g et 1900 g aux stades de maturité IV et VI respectivement. Ces masses correspondent aux masses moyennes des femelles du groupe 1 aux mêmes stades. Dans le groupe 2, les longueurs moyennes des femelles aux stades IV et VI sont inférieures à 460 mm.

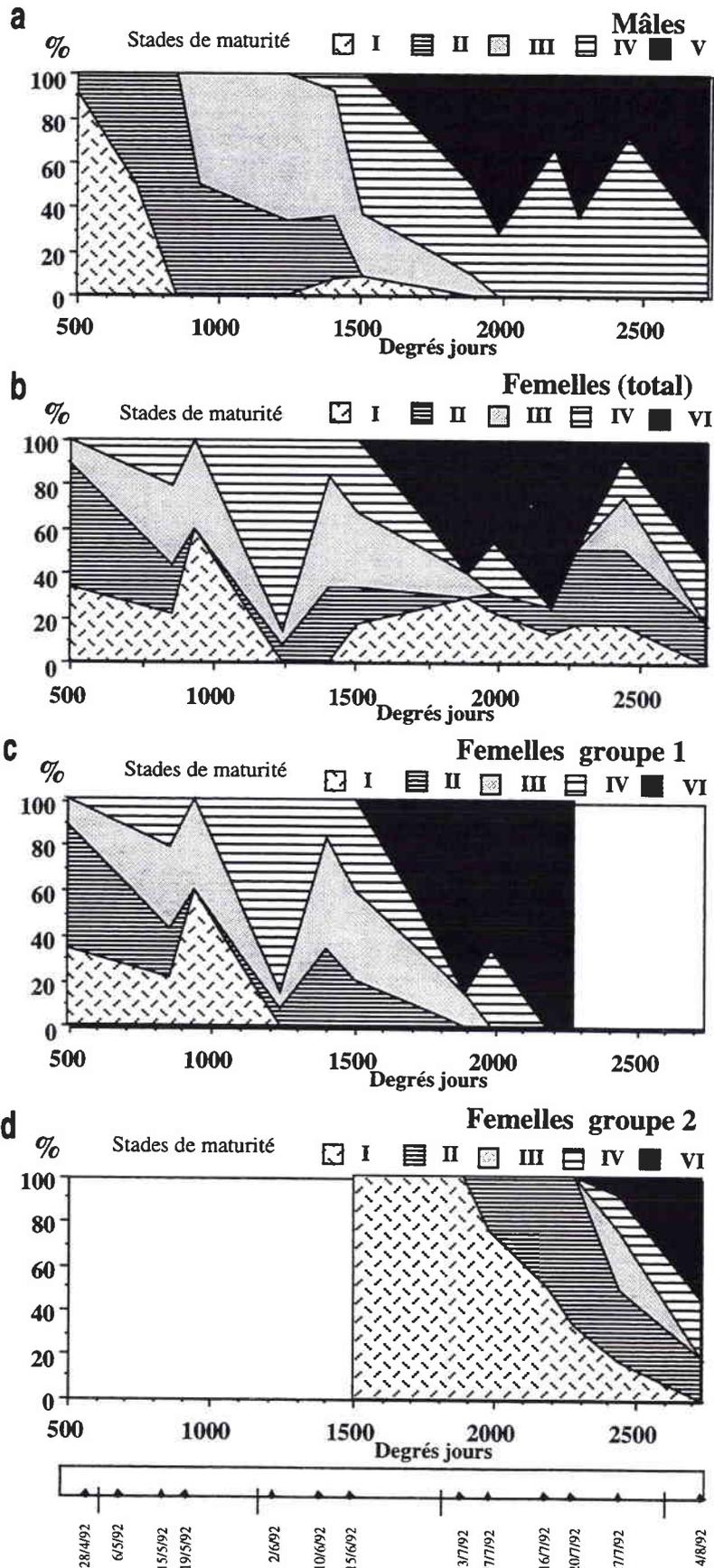


Figure 6 : Pourcentage de *Cyprinus carpio* mâles (a) et femelles sans les stades de rematuration (b), femelles groupes 1 (c) et 2 (d) aux différents stades de maturation en fonction du nombre de degrés jours ou des dates.

3.3. RELATIONS STADE DE MATURITÉ - DEGRÉS JOURS ET WT

La succession des stades de maturité pour les deux sexes est une fonction du temps et du nombre de degrés jours (Figure 6). Le stade qui constitue une variable discontinue est considéré ici comme une variable continue.

La relation établie pour les mâles est :

$$\text{Stade} = 0,3678 + 1,83 \cdot 10^{-3} \cdot \text{Degrés Jours}, n=108, R^2=0,750.$$

Pour les femelles du groupe 1, la relation :

$$\text{Stade} = 0,1010 + 2,63 \cdot 10^{-3} \cdot \text{Degrés Jours}, n=79, R^2=0,704$$

est significativement différente de celle établie pour les femelles du groupe 2 (ANCOVA, $P < 0,05$) :

$$\text{Stade} = -6,940 + 4,06 \cdot 10^{-3} \cdot \text{Degrés Jours}, n=35, R^2=0,542.$$

Les stades de maturité dépendent aussi des caractéristiques du poisson comme par exemple sa masse totale. Les plus petites femelles restent aux stades I ou II alors que les plus grosses présentent des stades plus avancés et pondent. La relation pour le groupe 1 est améliorée lorsque la masse est intégrée² (Figure 7).

$$\text{Stade} = -1,207 + 2,4 \cdot 10^{-3} \cdot \text{Degrés Jours} + 8,94 \cdot 10^{-4} \cdot \text{Wt (g)}, n=79, R^2=0,785.$$

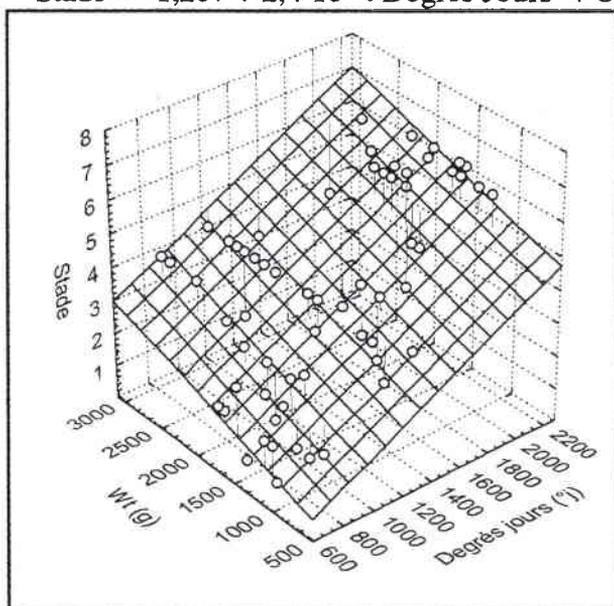


Figure 7 : Relation entre le nombre de degrés jours et la masse totale (Wt) de *Cyprinus carpio* L. permettant de déterminer le stade de maturité sexuelle chez les femelles du groupe 1 à l'étang de Lachaussée d'avril à août 1992.

²Pour le groupe 2 et pour les mâles, l'intégration de la masse totale dans l'équation n'améliore pas la relation établie.

3.4. RENDEMENTS DE FILETAGE

Les rendements de filetage RF ne présentent pas de différence significative entre dates d'échantillonnage pour les mâles et les femelles ou entre femelles des groupes 1 et 2 mais des variations individuelles sont enregistrées (femelles : 17,5-48,4%, mâles : 22,4-50,2%) (Figure 8).

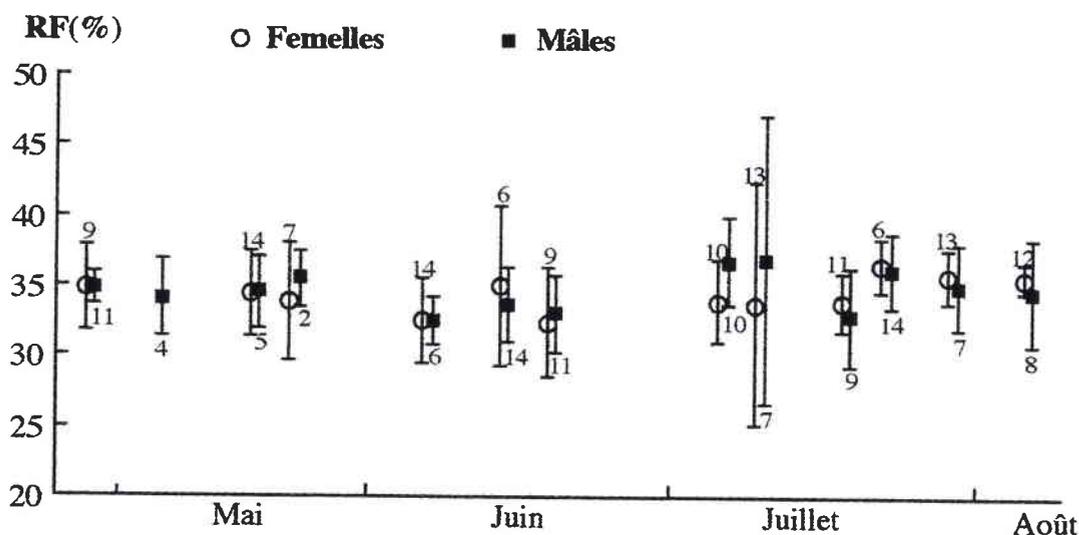


Figure 8 : Évolution des rendements de filetage (RF) de *Cyprinus carpio* mâles et femelles d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée. Les valeurs indiquent les nombres de poissons.

Les rendements de filetage moyens en fonction des stades de maturité varient de 32,3 à 36,1% pour les femelles et de 33 à 35,5% pour les mâles (Tableau 3). Une diminution significative de RF est mise en évidence entre les stades II et IV des femelles (Tableau 3). Les valeurs de RF1 sont constantes à tous les stades de maturité dans les deux sexes et la moyenne est $36,0 \pm 3,8\%$, $n=232$ (minimum RF1 = 17,6% and maximum RF1 = 53,5%).

Tableau 3 : Masses, rapports gonado-somatique (RGS), rendements de filetage (total RF et somatique RF1) et indices de condition (total K et somatique K1) en fonction des stades de maturité des carpes femelles et mâles (*Cyprinus carpio* L) d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée.

Moy. = moyenne, ET = écart-type, n = nombre de poissons, min = minimum, max = maximum. Pour chaque paramètre des exposants différents en colonne, indiquent des différences significatives au seuil 5% (ANOVA, $P < 0,05$).

Masse (g)	femelles					mâles					
	Stades	Moy.	ET	n	min	max	Moy.	ET	n	min	max
I	I	1210 a	312	20	905	1880	1319 ac	422	14	745	2300
II	II	1491 b	380	22	1000	2610	1325 ab	434	15	950	2725
III	III	1583 b	331	18	940	2255	1651 b	567	17	900	2600
IV	IV	2208 c	548	26	1220	3100	1339 a	407	32	476	2460
V	V	-	-	-	-	-	1571 bc	388	30	740	2630
VI	VI	1879 d	365	28	1160	2810	-	-	-	-	-
IB	IB	1531	137	5	1140	1725	-	-	-	-	-
IIB	IIB	1649	295	5	1210	2000	-	-	-	-	-

Tableau 3 suite

		femelles					mâles				
RGS (%)											
stades	Moy.	ET	n	min	max	Moy.	ET	n	min	max	
I	1.03 a	0.79	20	0.19	3.83	3.87 ab	2.63	14	0.61	7.78	
II	1.62 a	1.15	22	0.23	5.46	4.92 ab	2.53	15	2.11	11.16	
III	5.56 b	4.12	18	1.06	16.97	5.15 a	2.55	17	0.79	11.15	
IV	9.87 c	3.84	26	3.78	15.94	3.73 b	1.81	32	1.39	7.98	
V	-	-	-	-	-	3.40 ab	1.37	30	1.47	6.46	
VI	3.84 d	2.80	28	0.38	10.96	-	-	-	-	-	
IB	4.41	4.60	5	0.68	10.32	-	-	-	-	-	
IIB	3.40	2.65	5	1.32	7.58	-	-	-	-	-	
RF (%)											
stades	Moy.	ET	n	min	max	Moy.	ET	n	min	max	
I	34.7 ab	3.62	20	25.3	39.4	35.0 a	1.61	14	32.0	38.1	
II	36.1 a	2.65	22	29.5	43.4	34.0 a	2.25	15	31.4	38.8	
III	34.9 ab	4.09	18	25.3	41.6	33.0 a	2.72	17	28.0	36.9	
IV	32.3 b	2.77	26	27.7	38.0	34.8 a	3.98	32	28.5	50.2	
V	-	-	-	-	-	35.5 a	4.94	30	22.4	49.7	
VI	35.2 ab	5.53	28	17.5	48.4	-	-	-	-	-	
IB	33.6	2.53	5	30.0	36.5	-	-	-	-	-	
IIB	33.3	1.91	5	29.9	34.4	-	-	-	-	-	
RF1 (%)											
stades	Moy.	ET	n	min	max	Moy.	ET	n	min	max	
I	35.0 a	3.70	20	25.5	39.7	36.5 a	2.12	14	32.6	41.0	
II	36.7 a	2.70	22	29.9	43.8	35.7 a	2.10	13	33.5	40.3	
III	35.5 a	3.48	18	29.6	42.5	34.8 a	3.00	18	29.2	38.2	
IV	35.9 a	2.60	26	30.7	40.8	35.9 a	4.48	30	28.8	53.5	
V	-	-	-	-	-	37.1 a	4.87	32	23.3	50.6	
VI	36,6 a	5.66	28	17.9	48.9	-	-	-	-	-	
IB	35,2 a	1.28	5	33.5	37.1	-	-	-	-	-	
IIB	34.5 a	2.44	5	30.3	36.4	-	-	-	-	-	
K											
stades	Moy.	ET	n	min	max	Moy.	ET	n	min	max	
I	1.99 a	0.22	20	1.63	2.44	1.77 abc	0.30	14	1.01	2.18	
II	2.00 a	0.29	22	1.47	2.61	1.87 abc	0.28	15	1.47	2.38	
III	1.90 a	0.32	18	1.39	2.53	1.78 ab	0.16	17	1.53	2.02	
IV	1.93 a	0.21	26	1.57	2.53	1.88 b	0.34	32	0.63	2.68	
V	-	-	-	-	-	1.99 c	0.30	30	1.14	2.51	
VI	1.92 a	0.28	28	1.38	2.48	-	-	-	-	-	
IB	1.90	0.22	5	1.61	2.22	-	-	-	-	-	
IIB	1.92	0.33	5	1.59	2.37	-	-	-	-	-	
K1											
stades	Moy.	ET	n	min	max	Moy.	ET	n	min	max	
I	1.97 a	0.22	20	1.59	2.41	1.71 abc	0.08	14	0.99	2.10	
II	1.97 a	0.28	22	1.46	2.57	1.78 abc	0.29	15	1.41	2.33	
III	1.79 ab	0.31	18	1.33	2.37	1.68 ab	0.15	17	1.46	1.94	
IV	1.74 b	0.19	26	1.39	2.18	1.81 b	0.34	32	0.58	2.58	
V	-	-	-	-	-	1.92 c	0.29	30	1.12	2.40	
VI	1.84 ab	0.28	28	1.30	2.43	-	-	-	-	-	
IB	1.81	0.22	5	1.44	2.03	-	-	-	-	-	
IIB	1.86	0.36	5	1.47	2.34	-	-	-	-	-	

3.5. RELATIONS WF-L-H ET WF-WT

La relation entre la masse de filet et la longueur est la suivante :

$$Wf = 2,9 \cdot 10^{-5} \cdot L^{2,75} \quad R^2 = 0,656.$$

Ainsi, un poisson de 400 mm permet d'obtenir deux filets d'environ 200g.

La relation entre la masse de filet et la longueur totale d'une part et la hauteur totale d'autre part est déterminée pour l'ensemble des individus (pas de différence significative entre les deux sexes) :

$$\text{Log } Wf = -5,489 + 1,898 \cdot \text{Log } L + 1,486 \cdot \text{Log } H, \quad n = 232, \quad R^2 = 0,817.$$

La masse de filet est corrélée à la masse totale du poisson et à sa longueur. Les deux sexes ne présentent pas de différence significative et sont regroupés pour établir les relations suivantes :

$$Wf = 17,63 + 0,333 \cdot Wt, \quad n = 232, \quad R^2 = 0,864$$

Mais Wf dépend aussi du développement des gonades. Si cette masse est soustraite à la masse totale, la relation devient :

$$Wf = -28,57 + 0,381 \cdot (Wt - Wg), \quad n = 232, \quad R^2 = 0,886.$$

3.6. INDICES (RGS, K, K1)

Les RGS des mâles et des femelles augmentent de mai à juin mais la variabilité est importante à toutes les dates (Figure 9).

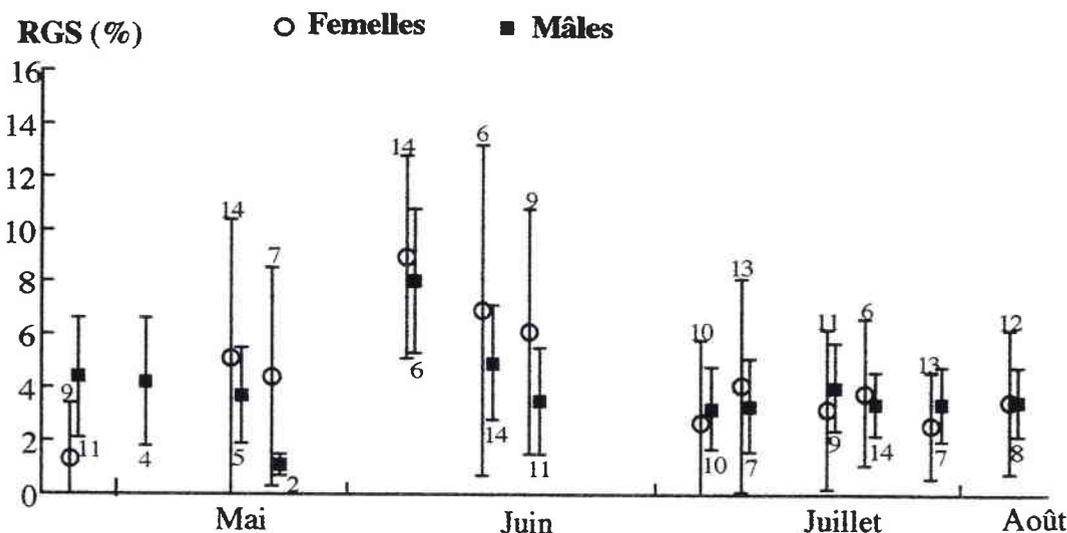


Figure 9 : Évolution des rapports gonadosomatiques (RGS) de *Cyprinus carpio* L. mâles et femelles d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée. Les chiffres indiquent les nombres de poissons.

Pour les femelles des groupes 1 et 2, les valeurs de RGS ne présentent pas de différence significative en fonction des stades de maturité. Si l'on considère l'ensemble des femelles, le RGS moyen augmente de manière significative à chaque stade de maturité (sauf entre les stades I et II) alors que chez les mâles, seuls les RGS aux stades III et IV (Tableau 3). Les deux sexes se distinguent par la masse de leurs gonades : les RGS des femelles sont plus élevés particulièrement aux stades III et IV où ils atteignent 16% de la masse totale.

Pour les mâles, ils ne dépassent pas 11% (stades II et III). Dans les deux sexes, les RGS les plus élevés sont relevés en juin et correspondent à la fois à une température de 20°C mais aussi aux indices de condition K les plus faibles (Figure 10). Cependant dans ce cas à une date donnée, il y a regroupement de poissons à différents stades. D'un stade à l'autre, l'indice de condition total K est constant chez les femelles (Tableau 3). Mais l'indice de condition somatique (K1) diminue chez les femelles au stade IV, juste avant la ponte.

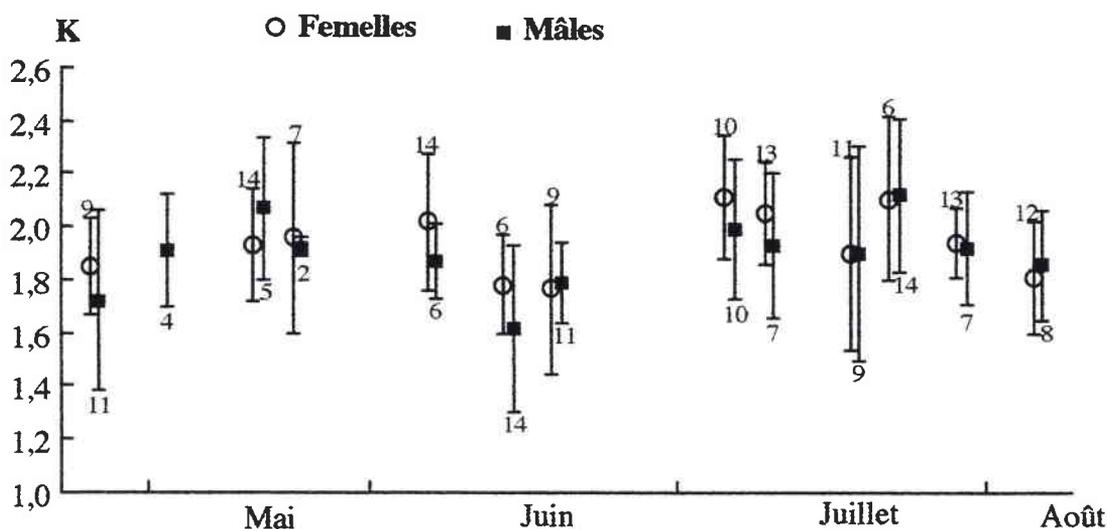


Figure 10 : Évolution des indices de condition (K) de *Cyprinus carpio* mâles et femelles d'avril à août 1992 à l'étang de Lachaussée. Les chiffres indiquent les nombres de poissons.

3.7. ÉVOLUTION DES MASSES LORS DE LA MATURATION

Sans disposer d'éléments concernant la croissance de ces poissons au cours de l'étude, on considère l'évolution de la masse totale d'un poisson qui pèserait 2 kg au stade I et de longueur constante au cours de l'étude. Sa longueur moyenne est calculée au stade I. A l'aide des valeurs des indices de conditions moyens aux différents stades, ses masses théoriques de filets, gonades et autres (carcasse, tube digestif...), sont déterminées pour cette longueur donnée. L'évolution de la proportion de ces masses en fonction des stades de maturité est représentée sur la figure 11. Chez les mâles, la masse de gonades ne varie pratiquement pas. La

variation est plus importante chez les femelles. Au stade 4 qui précède la ponte des femelles, les rendements de filetage se trouvent diminués.

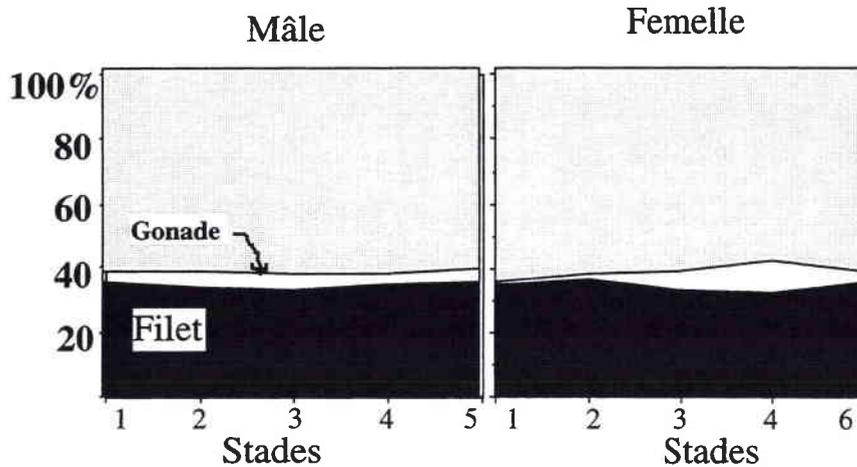


Figure 11 : Évolution des masses de filets, de gonades et des autres masses (carcasse, tube digestif...) en fonction des stades de maturité pour un poisson mâle et femelle (*Cyprinus carpio* L.) de 2 Kg.

4. DISCUSSION

Chez la Carpe *Cyprinus carpio*, la reproduction a lieu une fois par an dans les régions tempérées et débute lorsque la température de l'eau atteint 18°C (BIENIARZ *et al.*, 1979; BILLARD, 1979). HORVATH (1986) estime que 2300 à 2500 degrés jours correspondent à la quantité de chaleur requise par saison en Europe centrale. Comme pour le goujon *Gobio gobio* (KESTEMONT, 1987), le développement ovarien de la Carpe est asynchrone. Dans la présente étude, les différences de développement ovarien de *Cyprinus carpio* sont considérables. Elles concordent avec les observations d'autres auteurs (FERNANDEZ-DELGADO, 1990; BIENIARZ *et al.*, 1992). Ainsi, des femelles ne dépassent pas les stades II et III et restent immatures probablement parce que trop petites pour avoir une maturation complète. D'autres femelles pondent en mai et début juin et leurs ovaires sont complètement régénérés environ 6 à 8 semaines plus tard (27 juillet). BIENIARZ *et al.* (1977) obtiennent des résultats similaires. Lorsque la Carpe est placée dans des conditions environnementales favorables, elle peut pondre plusieurs fois par an. GUPTA (1975) obtient plusieurs reproductions dans l'année pour des carpes maintenues à température constante (20°C). En Europe, la possibilité d'obtenir en étang une ponte double pendant l'été a déjà été rapportée par certains auteurs (BIENIARZ *et al.*, 1977; DAVIES *et al.*, 1986).

Le rapport gonado-somatique (RGS) augmente au cours de la maturation sexuelle (BIENIARZ *et al.*, 1992). Les valeurs moyennes les plus élevées pour les femelles (17%) sont supérieures à celles des mâles (11%). Mais elles sont moins inférieures à celles décrites par FERNANDEZ-DELGADO (1990) sur des poissons plus âgés, qui atteignent 29% pour les

femelles et 15% pour les mâles. Dans la présente étude, la variabilité des RGS est grande chez les femelles au cours de leur quatrième année lorsque les stades ne sont pas pris en compte. En Pologne, BIENIARZ *et al.* (1992) obtiennent des résultats semblables sur des carpes dans leur cinquième année ; au mois de mai, les RGS moyens par stade varient de 3,1 à 18,3. Il semble aussi que les RGS des mâles présentent une grande variabilité avec des valeurs maximales au stade I du même ordre que celles au stade d'émission des gamètes ; ce qui traduit une faible correspondance entre cet indice (Tableau 3) et l'échelle de GUPTA (Tableau 1). Cela est aussi à mettre en relation avec une certaine incertitude de l'âge exact des poissons en élevage.

Selon VARADI (1995), les parties comestibles de la Carpe incluant les gonades constituent 60-70% de la masse totale. BERKA (1986) estime une valeur utilisable (muscle + gonades) de 59% pour des carpes de moins de 1 Kg et 66% pour une masse supérieure au kilogramme. Néanmoins, pour la Carpe, le filet constitue souvent la seule partie comestible. Les rendements de filetage sont habituellement faibles et représentent seulement 35-40% de la masse totale, alors que pour la truite, ils sont d'environ 50% (VARADI, 1995). Nos résultats rejoignent ceux de FAUCONNEAU *et al.* (1995) qui mettent en évidence de grandes différences dans la conformation du poisson et dans les pourcentages de filets obtenus. La reproduction de la Carpe constitue un facteur diminuant les rendements de filetage (HOLLEBECQ & HAFFRAY, 1994). Dans cette étude, la masse des carpes est comprise entre 1 et 3 kg, le rendement de filetage des mâles n'est pas affecté par la reproduction. Par contre, celui des femelles l'est au stade IV, juste avant la ponte. La cause peut être attribuée au fait que ces femelles pondent pour la première ou deuxième fois seulement. BILLARD *et al.* (1978) situent la maturité sexuelle des femelles à l'âge de 3-4 ans en région tempérée. Alors que pour les mâles, la première maturation sexuelle survient durant la deuxième ou troisième année de vie (HORVATH *et al.*, 1992; HOLLEBECQ & HAFFRAY, 1994). Comme pour d'autres espèces (TOMASINI *et al.*, 1989; FERNANDEZ-DELGADO, 1990), une augmentation du RGS coïncide avec une diminution de l'indice de condition de la Carpe. La croissance somatique (corps et carcasse) a lieu durant les premières phases du développement ovarien, puis cesse. Cet arrêt peut être le résultat de changements hormonaux au cours de la dernière phase d'ovogenèse (WASHBURN *et al.*, 1990). Pour les femelles, la croissance est réduite par l'intensification de la maturation sexuelle (HORVATH, 1986).

Les rendements de filetage sans les gonades (RF1) sont constants au cours de la maturation des femelles. Nous en concluons que la diminution du rendement de filetage au stade IV est due au développement gonadique. K est stable au cours de la maturation mais K1 diminue. Cela confirme que les femelles n'ont pas une croissance somatique proportionnelle au cube de leur longueur pendant la maturation sexuelle. Le développement ovarien se substitue au développement somatique, voire même utiliserait les réserves des tissus somatiques. La part d'énergie réservée au développement des gonades est plus importante chez la femelle que chez le mâle (KESTEMONT, 1989). La masse d'un poisson de taille commerciale se situe entre 600

et 2500 g (FAUCONNEAU *et al.*, 1995) ce qui correspond à des poissons de 3 ou 4 ans. Utiliser des poissons plus jeunes ne permettrait pas de produire un filet de taille suffisante pour la vente. Pour des poissons plus gros et donc plus âgés, la maturation sexuelle serait un inconvénient en raison de l'augmentation du RGS. Avec l'âge, il peut atteindre jusqu'à 30% de la masse totale (BIENIARZ *et al.*, 1992). Cette augmentation est principalement due au fait que plus les carpes femelles sont âgées, plus le nombre et la taille de leurs oeufs sont élevés (HULATA *et al.*, 1974; BILLARD, 1995a). Des poissons, dont les rendements de filetage atteignent 50 % de leur masse totale, peuvent avoir un intérêt du point de vue de la sélection génétique.

5. CONCLUSIONS

Cette étude met en évidence qu'à cet âge, toutes les carpes mâles ont une maturation sexuelle complète ; mais que les femelles présentent une grande hétérogénéité du fait de leur développement gonadique asynchrone. Cette étude révèle aussi l'intérêt de l'utilisation des indices de condition pour remarquer une perte de poids somatique. Les changements de masse des différentes parties du corps de la Carpe sont influencés par des facteurs génétiques et environnementaux. Ils s'effectuent au cours de la croissance et ont un impact important sur les valeurs nutritives du poisson pour l'homme (GERI *et al.*, 1995). FAUCONNEAU *et al.* (1995) indiquent que des carpes de même âge, mais de poids différents, ne présentent pas la même texture de filet, les plus larges étant les plus moelleuses. La chair est composée de différents tissus : muscles, graisses, tissus conjonctifs dont les modifications varient au cours de la croissance et de la période de reproduction. Il serait nécessaire de poursuivre les recherches en déterminant les modifications biochimiques et organoleptiques induites durant ces phénomènes.

Cette étude concerne une exploitation piscicole artisanale qui par son mode de fonctionnement (élevage extensif, reproduction non contrôlée, pêche, stockage en bassin et filetage) peut étaler sa production et sa distribution de filets de Carpe sur plusieurs mois. Une possibilité de s'affranchir de la maturation sexuelle et obtenir des taux de croissance plus élevés, serait d'utiliser des individus triploïdes monosexes. Ces cultures sont supposées offrir de meilleurs résultats de transformation (KAUSHIK & CHEVASSUS, 1988; HOLLEBECQ & HAFFRAY, 1994) bien que ce ne soit pas toujours le cas (CHERFAS *et al.*, 1994). Mais elles ne peuvent s'intégrer à un mode d'élevage traditionnel. Elles nécessitent de changer complètement les pratiques culturelles. L'élevage et le stockage en bassin ou en cage sont une alternative pour disposer de poissons pour la transformation. Dans cet optique, le chapitre suivant traite des possibilités d'utiliser des structures intégrées dans un plan d'eau : les cages flottantes.

CHAPITRE - II

PRODUCTION INTENSIVE EN CAGES FLOTTANTES

1. INTRODUCTION

COCHE (1978) définit l'élevage de poissons en cages comme une technique permettant d'élever un groupe de poissons depuis le stade juvénile jusqu'à la taille commerciale, dans un volume d'eau enclos de tous côtés, y compris le fond tout en permettant la libre circulation de l'eau à travers la "cage" ainsi matérialisée. Cette méthode d'élevage est née il y a plus d'un siècle au Cambodge et s'est fortement développée en Extrême-Orient où elle est devenue traditionnelle. Vers 1950, des expérimentations en cages flottantes débutent au Japon avec *Cyprinus carpio* (COCHE, 1978). Cette technique s'est ensuite perfectionnée avec l'apparition de la nourriture artificielle permettant des productions piscicoles intensives. Elle s'est alors rapidement répandue aux Etats-Unis et en Europe au cours des trois dernières décennies.

Les cages doivent permettre un coût de production faible (LANDLESS, 1974), avoir une bonne durabilité et se manier facilement. Ces objectifs sont plus ou moins atteints selon les matériaux utilisés localement et l'importance de l'élevage considéré. Il existe plusieurs types de cages d'élevage. Certaines reposent sur le fond et sont utilisées surtout dans les rivières ou les canaux. Les cages immergées sont principalement utilisées en mer et les cages flottantes de surface sont largement adoptées dans les milieux continentaux. Les cages flottantes ont l'avantage d'être éloignées du fond. L'incidence des parasitoses et de la désoxygénation sur les poissons est réduite. En élevage traditionnel, en Indonésie ou au Viêt-nam, les matériaux habituellement utilisés sont des lattis de bambou et de bois ou des planches (PANTULU, 1976). En élevage intensif, l'enceinte d'élevage est constituée par des filets de polyamide au Japon et en Europe ou par du grillage métallique ou plastique aux Etats-Unis. Des systèmes annexes sont indispensables à l'installation de cages flottantes : il s'agit des systèmes de flottaison, d'amarrage, de couverture de la cage pour limiter la prédation par les oiseaux (HARVEY, 1988; CARSS, 1993), d'alimentation et d'accès aux élevages. La forme de cage la plus adoptée est le parallélépipède droit de base carrée ou rectangulaire. Le volume des cages varie de 1 à 100 m³.

Les espèces de poissons susceptibles d'être élevées en cages doivent posséder des :

i. caractéristiques biologiques et physiologiques :

- croissance rapide ;
- acceptation des aliments distribués ;
- bonne efficacité de rendement de la nourriture ;
- tolérance du confinement et de fortes densités de population ;
- acceptation des conditions du milieu et de ses variations pouvant être occasionnellement mauvaises en particulier vis-à-vis de la teneur en oxygène dissous ;
- bonne résistance aux maladies et aux parasites ;

ii. caractéristiques économiques :

- approvisionnement aisé en alevins ;
- existence d'un marché pour l'espèce et commercialisation facile ;
- bonne valeur marchande du poisson à une taille moyenne.

Les principales espèces élevées en cages, appartiennent aux familles des Cyprinidés (carpes communes ou herbivores) (BOJCIC, 1990), Siluridés (Silure : *Silurus glanis*), Clariidés (*Clarias* spp.), Ictaluridés (poisson chat : *Ictalurus punctatus*) (SCHMITTOU, 1969), Chanidés (*Ophiocephalus* spp.) et Salmonidés (Truites et Saumons) (SUEGUIN, 1970). La production piscicole en cages est très diversifiée tant du point de vue de ses objectifs que des milieux fréquentés (COCHE, 1978). Elles peuvent être utilisées pour la stabulation de géniteurs, pour des productions commerciales de poissons de repeuplement, de consommation ou d'ornement ou pour des études expérimentales (FERNO *et al.*, 1995; SMITH *et al.*, 1995; WEBSTER *et al.*, 1995). Ces élevages se pratiquent actuellement dans la plupart des milieux aquatiques (mer, rivières, plans d'eau). Elles sont également un moyen d'élevage de Salmonidés durant une période de l'année dans les lacs de Montagne du sud de la France. C'est le cas de la "transhumance de la Truite" sur le lac de Villefort (L.R.E. & ITAVI, 1993/94).

En France, les élevages en cages se multiplient depuis une vingtaine d'années et apparaissent en Corse sur l'étang de Diane en 1975 pour le Bar et la Daurade (VITRAC, 1989), en Méditerranée pour le Bar à Palavas-les-Flots en 1976 (PIQUION & DE LA POMELIE, 1988) et entre Saint-Raphaël et Cannes en 1986 (QUINCY, 1989), pour le Saumon Atlantique à Antifer-Le Havre en 1988 (QUINCY, 1988), dans le golfe de Juan-les-Pins pour le Bar et la Daurade (THOMAS, 1994). En eau douce, il s'agit surtout d'élevage de salmonidés en lac et en retenue (valorisation des étendues d'eau d'Electricité de France). C'est le cas de la Truite arc en ciel (*Onchorunchus mykiss*) à Golinac (CTGREF, 1975) et de la Truite fario (*Salma trutta fario*) dans une retenue artificielle du Verdon (LAMARE *et al.*, 1985; ATTARD, 1988). En Lorraine, deux structures flottantes sont installées : la première en 1989, sur la retenue du Mirgenbach, pour profiter de l'homogénéité de l'oxygénation et du gain de calories de ce plan d'eau (MERLE, 1991), la deuxième en 1991, par le centre piscicole départemental du domaine de Lindre (DUBOST, 1991). Sur l'étang de Lindre, les cages flottantes offrent un système de production intensif supplémentaire à l'exploitation.

La rentabilité d'un élevage dépend en grande partie de la croissance des poissons. Les potentialités de ce processus physiologique d'accroissement de masse et de taille sont considérables, mais soumises à d'importantes variations (MARCEL, 1990). Elles dépendent à la fois des facteurs génétiques du poisson et de ses conditions d'élevage : température, ration alimentaire, âge et sexe (LE LOUARN, 1980), densité de stockage, photopériode (MARCHANT *et al.*, 1986; WOIWODE & ADELMAN, 1991), mais aussi de leurs capacités

d'adaptation au mode d'élevage. Des facteurs comme l'adaptation aux conditions d'élevage ou la diminution d'effectifs peuvent limiter la production. Les poissons élevés en cages flottantes ne sont pas toujours des animaux habitués à ces conditions depuis leur naissance. Ils peuvent être issus d'élevage extensif et être introduits en cages au cours de leur première, voire même deuxième année. Dans tous les cas lorsqu'il s'agit d'animaux transférés, ils sont contraints à s'adapter à leur nouveau mode de vie et passent par des périodes de stress plus ou moins longues selon leurs capacités d'adaptation. Leur comportement est modifié sur de nombreux plans : leur mode d'alimentation, leurs déplacements, leur relations avec leurs congénères. Ces stress peuvent être la cause de croissance faible ou de mortalité.

L'objectif de ce travail est double. Il s'attache à décrire les productions obtenues grâce à cette technique et pour cela, à établir un modèle de croissance de *C. carpio* élevé en cages flottantes. Mais il est aussi réalisé dans le but de définir les contraintes d'exploitation engendrées par cette méthode, d'y dégager ses avantages et ses inconvénients afin de déterminer les limites de son utilisation sur les plans d'eau. Certaines contraintes propres aux structures (colmatage des filets) ou à la qualité du milieu environnant (toxicité) seront évoqués dans un chapitre spécifique (chapitre IV).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

La croissance est étudiée sur différents lots de poissons en cages flottantes sur deux sites (la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre). Compte tenu de l'évolution annuelle des températures sur ces deux plans d'eau, les cycles d'élevage sont différents. A Lindre, la récolte de la production extensive nécessite la vidange de l'étang qui débute au mois d'octobre. Les années de maintien en eau, l'étang est pris en glace durant une partie de l'hiver. Ces deux contraintes ne permettent pas de maintenir un élevage en cages durant toute l'année ; les cycles d'élevage en cages débutent au printemps et s'achèvent à l'automne. Sur la retenue du Mirgenbach, l'élevage y est pratiqué en continu avec une réduction des quantités d'aliments en période hivernale et une mise en évidence du ralentissement ou de l'arrêt de la croissance des poissons.

Au Mirgenbach, les charges initiales de poissons en cages sont faibles (0,2 à 10 kg/m³), la ration alimentaire n'est jamais limitante. La croissance est utilisée pour vérifier si le gain de calories de l'eau de ce milieu est intéressant pour l'élevage. A l'étang de Lindre, les conditions d'élevage sont soumises aux contraintes de production ; les charges initiales sont élevées (3 à 21 kg/m³). L'objectif de ces expériences est de déterminer la possibilité d'une exploitation saisonnière de l'eau des étangs.

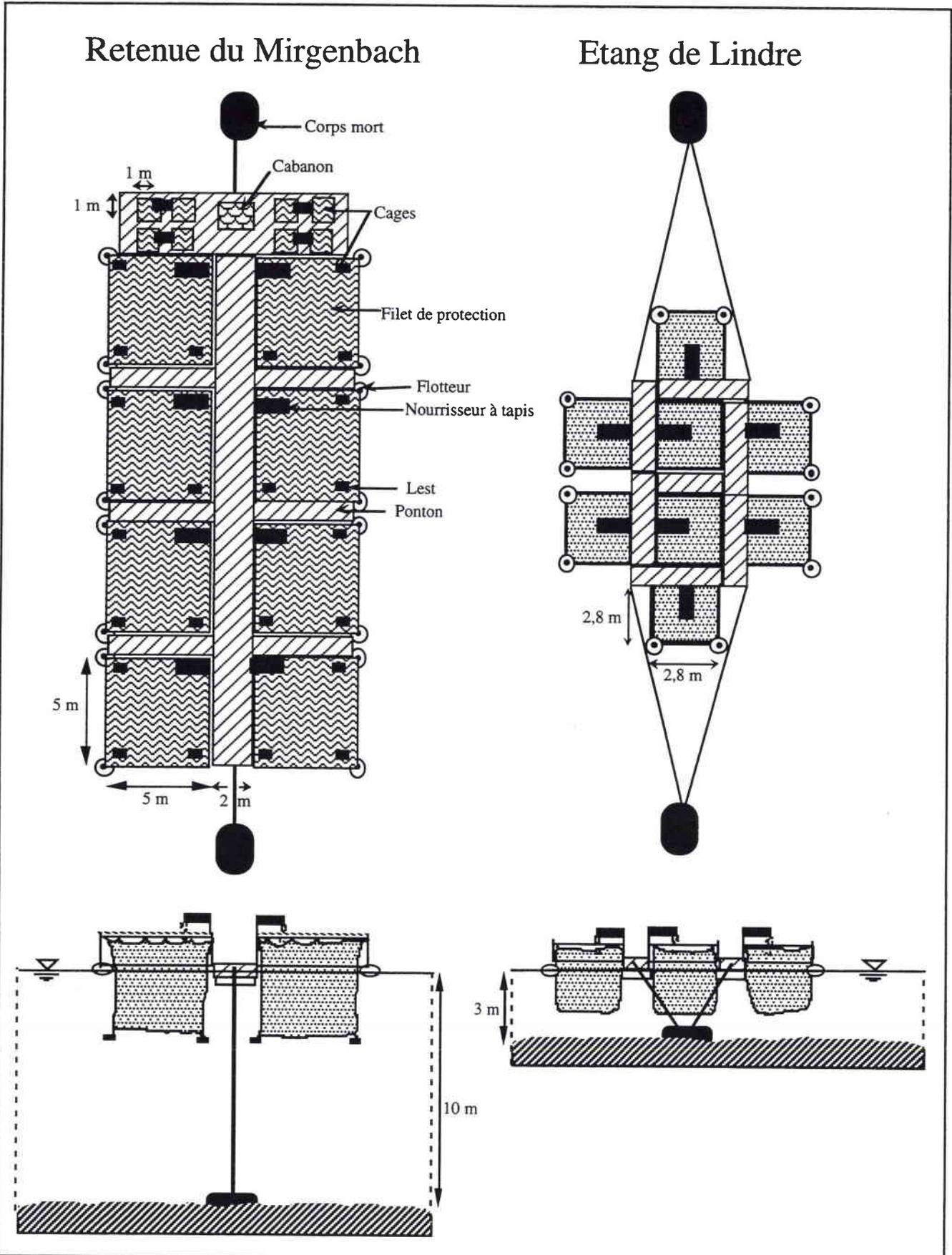


Figure 12 : Représentation schématique des structures d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.

2.1. STRUCTURE

Les structures d'élevage sont constituées de pontons flottants et de cages en tubes auxquelles sont fixées des poches de filet. Les filets constituent l'enceinte d'élevage (Figure 12). L'ouverture des filets et la taille des mailles utilisées varient en fonction de la taille des poissons stockés. Les structures d'élevage sont amarrées au fond.

Tableau 4 : Caractéristiques des structures d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et sur l'étang de Lindre de 1989 à 1992.

	Retenue du Mirgenbach	Etang de Lindre
Localisation	Centre du plan d'eau	Au bord de l'étang
Profondeur du lieu d'installation	10 m	2,5 à 3 m
Amarrage	2 corps morts d' 1,5 t	1991 : 2 corps morts de 500 Kg 1992 : 1 corps mort de 500 Kg / ponton et un ponton attaché à la digue
Pontons de bois	2 centraux (10 x 2 m) 6 entre les cages (4 x 0,5 m) 1 extension latérale de 10 x 3 m	6 éléments (4 x 1 m) 1 central (3 x 1 m) (1 ponton en 1991 et 3 en 1992)
Concepteur	Entreprise Hydro-M	Domaine de Lindre
Cages	Tubes galvanisés 8 de 5 x 5 m et 8 de 1 x 1 m	Fer soudé 8 de 2,8 x 2,8 m par ponton
Filets (ouverture)		
62,5 m³ (5 x 5 m)	Mailles : 10, 20, 40 mm	/
12,5 m³ (5 x 1 m)	Mailles : 8, 20 mm	/
2,5 m³ (1 x 1 m)	Mailles : 2, 6, 10 mm	/
14 m³ (2,8 x 2,8 m)	/	Mailles : 3, 5, 8, 10 mm
Hauteur	2,5 m	1,8 m
Protection	filets ou bâches	pas de protection
Lests	4 lests / filet	pas de lest

Ces structures d'élevage n'ont pas les mêmes caractéristiques (Tableau 4). D'une part, les volumes d'élevage mesurent de 2,5 - 12,5 et 62,5 m³ au Mirgenbach et 14 m³ à Lindre et d'autre part, leur localisation sur le plan d'eau diffère (Figure 13). Le choix de l'emplacement des pontons prend en compte plusieurs paramètres comme la profondeur en rapport avec les conditions de circulation hydraulique et la distance à la berge. Sur la retenue du Mirgenbach, les cages sont situées au centre du plan d'eau entre les ouvrages de rejet et de pompage des eaux. A cet endroit, la profondeur atteint 10 m. Elles bénéficient d'une hauteur d'eau sous les filets d'au moins une fois leur profondeur. Elles se sont révélées plus exposées aux vents dominants. Elles ont même subi des déplacements et ont dû être amarrées une nouvelle fois au cours de la période d'étude. A l'étang de Lindre, elles sont amarrées à proximité de la pisciculture dans la zone proche du chenal de vidange et des déversoirs qui présente la plus grande profondeur. L'emplacement se trouve dans une station abritée proche de la berge. La profondeur du site choisi ne permet pas d'avoir, sous les cages, plus d'un mètre d'eau (Figure 12). En 1992, une

extension a été même arrimée directement sur la jetée. Le choix de l'emplacement des cages prend aussi en compte la distance à la berge et à l'exploitation piscicole afin de réduire les risques de vol ou de vandalisme. Cela facilite également les manutentions imputées à l'élevage en cages. Sur la retenue du Mirgenbach, ce critère ne peut cependant pas être pris en compte faute d'exploitation au sol proche du plan d'eau.

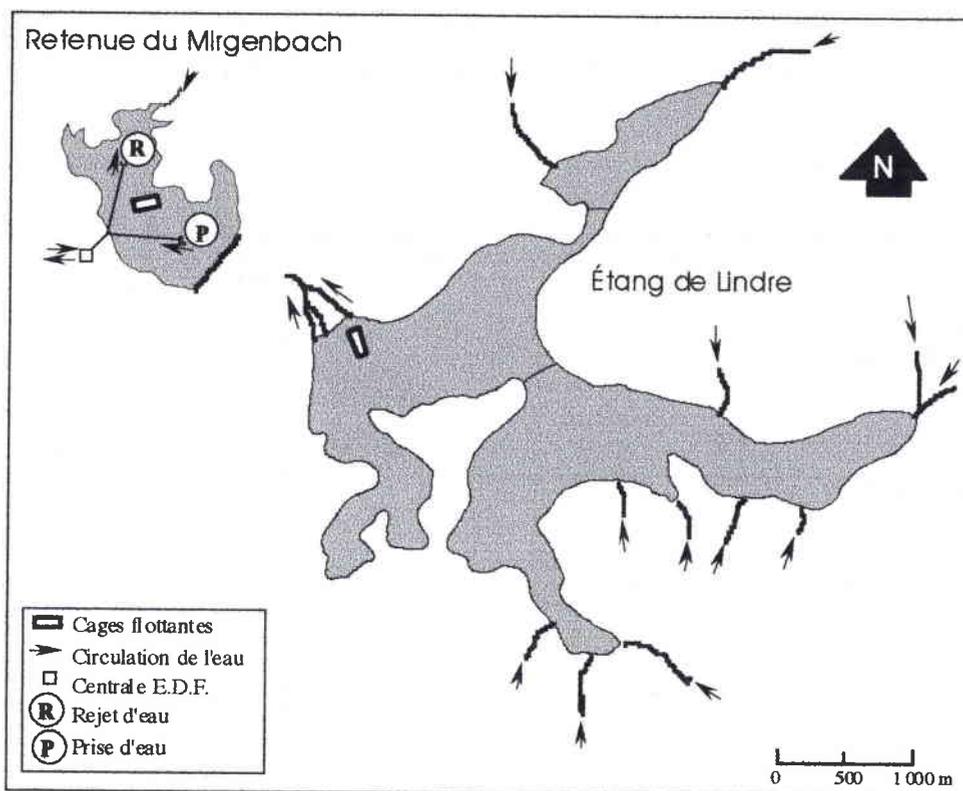


Figure 13 : Localisation des cages flottantes et sens de circulation de l'eau (retenue du Mirgenbach et étang de Lindre).

2.2. MATÉRIEL BIOLOGIQUE

La principale espèce de l'élevage est la Carpe commune *Cyprinus carpio* L. de différentes variétés (écaille, miroir, cuir). Il s'agit d'un animal robuste avec une croissance rapide, facile à se procurer localement. Il s'agit principalement de poissons dans leur première ou deuxième année provenant du centre piscicole de Lindre. Ils sont issus de production extensive en étangs ou de reproduction contrôlée. Certains lots débutent leur croissance en bassins ou en bacs à Lindre. Dans ce cas, ils sont déjà initiés à la prise d'aliments secs composés avant leur introduction dans les cages. Le transport des animaux, du lieu de pêche au site d'élevage, est effectué en camion dans des bacs de 1 à 2 m³ en fibre de verre sous oxygénation. Le transfert du camion aux cages flottantes est effectué par bateau, en bassines dans un bain désinfectant³.

³Vert Malachite à 0,5 ml/l (0,4 g/l et 3% de formol) utilisé comme désinfectant lors de toute manipulation des poissons.

De juillet 1989 à septembre 1992, 14 lots de carpes sont élevés dans les cages du Mirgenbach ; 15 dans les cages à l'étang de Lindre de juillet 1991 à octobre 1992. La durée des expériences d'élevage varie de 130 à 390 jours au Mirgenbach et de 15 à 140 jours à Lindre. Le détail des conditions d'expérience (dates et durées d'expérience, alimentation) et les caractéristiques de chaque lot (espèces, masses, effectifs) sur les deux sites figurent en annexe 2.

Des essais complémentaires sur d'autres espèces comme la Tanche *Tinca tinca* et des hybrides *T. tinca* x *C. carpio*⁴ sont réalisés sur le Mirgenbach.

2.3. CONTRÔLES ZOOTECHNIQUES

Les contrôles de croissance d'un même lot permettent d'obtenir des paramètres zootechniques à une date donnée et de réajuster la quantité de nourriture quotidienne à distribuer pour la période à venir. Ils permettent aussi de calculer à posteriori, les gains de poids des poissons et leurs taux de croissance dans l'objectif d'établir un modèle prévisionnel de croissance de *C. carpio* en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach.

Ils sont réalisés à des intervalles de temps variables ; les plus courts étant inférieurs au mois. Le filet d'élevage du lot à contrôler est remonté. L'échantillonnage varie de 10 à 100 % de l'effectif. Il concerne tout le lot lors des changements de filets⁵. Les prélèvements de poissons se font à l'épuisette. Les animaux sont stockés en bassines de 100 litres contenant un anesthésiant⁶ et oxygénés à l'aide de bulleurs autonomes. Le nombre d'individus et leur état sanitaire sont déterminés et permettent de réajuster l'évolution des effectifs disparus ; les poissons morts apparents sont dénombrés quotidiennement. Les variations d'effectifs ont plusieurs causes :

- la mortalité (elle est estimée par le nombre de morts flottants ou au fond des cages, retirés régulièrement des filets d'élevage),
- l'échappement (il correspond au nombre de poissons disparus d'un filet d'élevage ayant subi des dommages pouvant permettre la fuite des animaux),
- le vol (il correspond au nombre de poissons manquant dans un lot, mortalité et échappement exclus).

Le taux de survie (TS) correspond au rapport entre l'effectif présent et l'effectif initial. Il est exprimé en pourcentage. La masse totale des poissons est obtenue soit par pesée globale⁷ soit par pesées individuelles au cours desquelles la longueur des animaux est aussi déterminée.

⁴Détail du croisement en annexe 1.

⁵Les filets d'élevage sont régulièrement retirés du milieu pour être nettoyés sur la retenue du Mirgenbach afin d'éliminer le fouling, ils restent en place durant toute la période d'élevage sur l'étang de Lindre.

⁶éthylène glycol monophényléther (0,3 ml/l).

⁷La masse individuelle moyenne des poissons est estimée par le rapport entre la masse totale du lot et le nombre d'individus.

Ces mesures individuelles permettent de calculer un indice de condition total (K) qui traduit l'embonpoint des poissons. Il est fonction de sa longueur totale (L) et de sa masse (W) selon la formule :

$$K = \frac{100 \times W}{L^3} \quad (1)$$

avec W = masse de poisson (g) et L = longueur totale du poisson (cm).

La masse moyenne individuelle W donne un renseignement direct concernant le poisson en élevage et permet d'évaluer rapidement la biomasse totale en élevage. Cependant, elle n'est qu'une image à un moment donné. Pour pouvoir intégrer une période de temps et comparer différentes expériences, il est préférable d'utiliser un taux de croissance. Le paramètre le plus couramment utilisé en pisciculture intensive est le taux de croissance spécifique SGR⁸ (HOUDE, 1989; HANLEY, 1991; KRAKENES *et al.*, 1991; WOIWODE & ADELMAN, 1991; FONDS *et al.*, 1992; KESTEMONT & STALMANS, 1992). Il permet de comparer la performance de croissance chez des lots de masse variable.

$$SGR = \frac{100 \times (\ln W_1 - \ln W_0)}{t_1 - t_0} \quad (2)$$

avec SGR en %/j et W₀ et W₁ = masse individuelle moyenne des poissons aux temps t₀ et t₁ (en g).

A la fin de ces manipulations, qui doivent être les plus brèves possibles, les poissons sont transférés dans un bain désinfectant au vert de malachite pour un traitement prophylactique et replacés dans l'enceinte d'élevage.

2.4. ALIMENTATION

LASSERRE (1989) définit un élevage intensif comme "un élevage qui ne trouvera sa nourriture que de la main de l'homme". Cette définition s'applique aux élevages en cages flottantes où la majeure partie de l'alimentation des poissons est constituée par l'apport de l'exploitant. COCHE (1978) et VIOLA *et al.* (1988) estiment que la part de nourriture produite par le milieu (algues et de zooplancton) est négligeable.

Les aliments utilisés sont des granulés secs pour Cyprinidés. Un apport complémentaire de céréales (orge) est fourni à l'étang de Lindre (en 1992). Suivant l'âge des poissons et les espèces considérées, la taille des aliments et leur composition diffèrent (teneurs en protéines de 19 à 40 %) (annexe 2). Leurs compositions sont indiquées en annexe 3. La distribution est assurée par des distributeurs automatiques à tapis⁹. L'apport de nourriture a lieu en continu durant toute la journée (remplissage des nourrisseurs en matinée, 5 jours par semaine sur le Mirgenbach et tous les jours sur le Lindre). Les taux de rationnement varient de 0,1 à 4 %/j.

⁸SGR: Initiales du terme anglo-saxon 'Specific Growth Rate' couramment utilisé dans la littérature.

⁹ Leur vitesse de défilement est de 12 heures.

Le rationnement alimentaire correspond à la quantité de nourriture distribuée quotidiennement à l'élevage et s'exprime en pourcentage du poids total du lot en cage distribué par jour. Cependant, il n'est pas possible de connaître chaque jour le poids total du lot à nourrir et de réajuster la quantité d'aliments à distribuer au fur et à mesure que les poissons grossissent. Ces réajustements se font lors des contrôles de croissance. Un taux de rationnement moyen est estimé entre deux contrôles de croissance ; il est calculé à partir d'un poids total moyen du lot :

$$RA = \frac{100 \times Q}{(t_1 - t_0) \times \frac{(P_{tot0} + P_{tot1})}{2}} \quad (3) \quad \text{avec RA = taux de rationnement journalier moyen en (\%/j),}$$

Q = quantité d'aliments distribués entre les temps t_0 et t_1 (en kg),
 P_{tot0} et P_{tot1} = poids total du lot aux temps t_0 et t_1 (en kg).

Le facteur de conversion alimentaire ou quotient nutritif (Q_n) est un autre facteur important qui se doit d'être calculé pour tout apport de nourriture à un élevage. Il est défini comme le rapport entre la quantité d'aliments distribués et le gain de poids de poissons obtenu :

$$Q_n = \frac{Q}{[(W_1 - W_0) \times n_{moy}]} \quad (4) \quad \text{avec Q = quantité d'aliments distribués entre les temps } t_0 \text{ et } t_1$$

(en kg), W_0 et W_1 = masse individuelle moyenne des poissons aux temps t_0 et t_1 (en kg) et n_{moy} = nombre moyen de poissons entre les temps t_0 et t_1 .

Plus ce rapport est faible, plus l'aliment est performant. Au contraire, plus Q_n est élevé, moins l'aliment est utilisé par les poissons. Dans ce cas, soit il n'est pas consommé et donc perdu, soit il l'est mais n'est pas correctement assimilé par le poisson. Il faut donc trouver un compromis entre un rationnement suffisant pour obtenir un taux de croissance maximal et des pertes minimales d'aliments afin d'obtenir un facteur de conversion alimentaire le plus faible possible.

2.5. ÉTABLISSEMENT DE MODÈLES DE CROISSANCE

La croissance chez les poissons possède des particularités originales : elle est pratiquement illimitée, mais aussi très variable, flexible et ne s'arrête qu'avec la mort. Elle est très active pendant la phase qui suit la naissance et diminue ensuite à l'approche d'un poids maximal théorique. En deçà d'une valeur maximale spécifique fixée génétiquement, la taille limite est déterminée par les conditions du milieu (température, nourriture, facteurs sociaux...) qui contrôlent les taux de croissance. La croissance, qui intègre les résultats de processus très complexes, peut se traduire en termes mathématiques par des équations algébriques comportant seulement quelques paramètres fondamentaux. Les études de la croissance des poissons ont deux objectifs :

- soit sur le plan biologique fondamental ou écologique : elles permettent de dégager les différents facteurs qui l'influencent et de cerner les mécanismes physiologiques entrant en jeu ;
- soit sur le plan pratique : sa modélisation mathématique permet d'obtenir un modèle descriptif pour une espèce donnée. Elle peut servir de façon prédictive, avec comme application le calcul d'équations de rendements et l'aide au pilotage des exploitations piscicoles en

optimisant les productions (CACHO, 1990 ; MULLER-FEUGA, 1990 ; SZUMIEC & MALICZAK, 1995).

La description mathématique de la croissance a suscité de nombreux travaux et de multiples fonctions sont proposées. Le modèle de VON BERTALANFFY (1938) est le plus couramment utilisé pour décrire la croissance des poissons (PAWLAK & HANUMARA, 1991):

$$\frac{dl}{dt} = k \times (L_{\infty} - l) \quad (5) \quad \text{soit en intégrant en fonction du temps}$$

$$L_t = L_{\infty} \times \left[1 - e^{-k \times (t - t_0)} \right] \quad (6) \quad \text{avec } L_t = \text{taille au temps } t, L_{\infty} = \text{taille maximale ou asymptotique, } k = \text{taux de croissance, } t_0 = \text{paramètre de calage du modèle de façon à ce qu'au temps } t = 0 \text{ l'animal ait une taille } L_0.$$

Ce modèle décrit suffisamment bien les données observées sur des populations naturelles (CHEN *et al.*, 1992) et se trouve à la base des équations de rendement les plus utilisées dans la gestion des stocks (LARDEUX, 1986). Cependant, il convient à des espèces dont l'environnement reste constant et, de ce fait, présente des limites. Les poissons qui vivent dans les régions tempérées ont une croissance qui oscille de façon saisonnière avec un ralentissement en période hivernale. Pour cette raison, de nombreux auteurs ont proposé soit de nouveaux modèles de croissance, soit des modifications de modèles usuels en y incorporant une composante saisonnière. Il existe trois catégories de modèles où une composante température, une composante "alimentaire" ou une composante liée au temps est ajoutée.

2.5.1. Modèle sinusoïdal

L'intégration d'un facteur saisonnier de croissance dans le modèle de VON BERTALANFFY (1938) peut-être réalisée soit en substituant un temps théorique au temps réel (BUESTEL & LAUREC, 1975), soit en modifiant la valeur de k en fonction de la saison. CLOERN & NICHOLS (1978) proposent une sinusoïde présentant des phases de ralentissement ou d'arrêt de croissance. D'après l'équation (5) :

$$k = \frac{dl}{dt} \times (L_{\infty} - l)^{-1} \quad (7)$$

La variation du facteur de croissance k en fonction du temps est calculée au moyen de l'équation proposée par CLOERN & NICHOLS (1978) :

$$k(t) = b_0 + \left(b_1 \times e^{b_2 \times \sin\left[\frac{\pi}{180} \times (t - b_3)\right]} \right) \quad (8) \quad \text{avec } b_0, b_1, b_2 \text{ et } b_3 \text{ des constantes déterminées d'après les points expérimentaux.}$$

Afin de couvrir une année exprimée en jours, $\pi/180$ peut être remplacé par $2\pi/365$ (LE GALLO & MORETEAU, 1988). Le modèle établi dans cette étude dérive de celui proposé par LE GALLO & MORETEAU (1988). Certaines modifications y sont apportées ; notamment les longueurs sont remplacées par les masses. L'équation (7) devient :

$$k' = \frac{dw}{dt} \times (W_{\infty} - w)^{-1} \quad (9) \text{ avec } k' \approx k^3, W_{\infty} = \text{masse maximale ou asymptotique, } w = \text{masse au temps } t.$$

La masse de *C. carpio* dans ces expériences est très inférieure à 1 kg. Une masse maximale (W_{∞}) de 15,5 kg est avancée avec certitude pour une Carpe miroir de 12 ans (longueur standard de 76,5 cm avec un rapport L/H de 2,7) par SPILLMANN (1961). Une masse de moins de 1 kg, par rapport à un W_{∞} de 15,5 kg, représente moins de 6%. En admettant une telle erreur, ($W_{\infty}-w$) est considéré comme une constante.

$$k' \cong \frac{dw}{dt} \times Cte \quad (10)$$

Ce développement mathématique s'explique par le fait qu'en aquaculture, seul le SGR est utilisé. Il paraît essentiel de prendre en compte la température du milieu et la ration alimentaire, nous proposons donc une correction complémentaire. La formule est établie par analogie avec celle de CLOERN & NICHOLS (1978) en remplaçant dw/dt par SGR (taux de croissance spécifique) et en introduisant un effet du rationnement et de la température. La consommation est connue (ration distribuée) par l'expérimentateur, alors que l'ingestion par les poissons ne l'est pas.

$SGR = b_0 + \left(b_1 \times RA \times e^{b_2 \times \sin \left[\frac{2\pi}{\sum DD_{an}} \times (DD - b_3) \right]} \right)$	<p>(11) avec SGR= taux de croissance spécifique (%/j), RA= ration moyenne (%/j), $\sum DD_{an}$= somme moyenne annuelle de degrés jours (années 1990-1991 : $\sum DD_{an}$= 5852°J), DD= nombre de degrés jours du début de l'année jusqu'au jour du contrôle de croissance.</p>
--	--

Dans un tel modèle, un "temps thermique" plus proche du temps physiologique est substitué au "temps astronomique" (BUESTEL & LAUREC, 1975). Les paramètres de ce modèle sont calculés à partir des données de taux de croissance spécifique (SGR) de *C. carpio* à l'aide d'une estimation non linéaire réalisée sur STATISTICA 4.5/w (Statsoft™).

2.5.2. Modèle multilinéaire

Une seconde approche est proposée pour expliquer les valeurs de SGR dans les deux milieux en fonction des conditions d'élevage : la régression multilinéaire pas à pas. Pour chaque expérience, un maximum de descripteurs (X_i) est choisi. Ils appartiennent à trois groupes. Les

descripteurs du groupe (1) concernent les conditions du milieu comme la température, le groupe (2) l'alimentation des poissons et le groupe (3) les conditions de stockage des poissons.

Groupe (1) : Températures moyenne, minimale et maximale, écart-type des températures et somme de degrés-jours de la période ;

Groupe (2) : Quantité d'aliments et taux de rationnement alimentaire distribués au cours de la période ;

Groupe (3) : Masse totale du lot, masse moyenne des poissons, densité de stockage, charge de stockage, nombre de poissons, volume de la cage et maille du filet d'élevage en début d'expérience, durée de la période et nombre de jours depuis l'introduction en cages.

Dans une première étape, pour retenir la meilleure variable du groupe, une régression multilinéaire est réalisée dans chaque groupe (1), (2) et (3). Pour chacun des trois groupes, la variable (X_i) qui explique en premier pas le SGR est retenue. Les trois variables ainsi déterminées (X_1 , X_2 et X_3) sont utilisées lors de la seconde étape. Elle consiste en une régression pas à pas, avec comme **variable expliquée** le taux de croissance spécifique et comme **variables explicatives**, les 3 variables X_i déterminées précédemment. L'équation est du type :

$$SGR = a + (b \times \log X_1) + (c \times \log X_2) + (d \times \log X_3) \quad (12)$$

2.5.3. Etablissement et validation

a. Choix des lots pour l'établissement des deux modèles

Les facteurs considérés pour décrire les conditions expérimentales sont ceux des trois groupes¹⁰ cités précédemment (1), (2) et (3). Ils constituent 16 variables. Les lots de *C. carpio* ayant rencontrés de grosses difficultés d'adaptation aux conditions d'élevage (maladies, problèmes d'alimentation...) sont exclus. Nous ne retenons que les résultats de 54 expériences sur la retenue du Mirgenbach et de 40 expériences sur l'étang de Lindre. Cela donne un tableau de 94 relevés et de 16 variables (annexe 4). Ce tableau est traité en analyse en composante principale (ACP) pour obtenir les traits les plus caractéristiques de l'organisation (Figure 14). Il existe une bonne corrélation entre le taux de rationnement (RA), la densité (do), la charge (Cho) et le volume de cage (V) avec l'axe F1. La température est corrélée avec l'axe F2. Le plan factoriel principal révèle que les conditions expérimentales sont plus hétérogènes sur la retenue du Mirgenbach qu'à l'étang de Lindre. Les charges d'empoissonnement au Mirgenbach sont plus réduites qu'à Lindre. Dans ce cas, la croissance individuelle des poissons n'est pas tributaire de la facilité d'accès à la nourriture. Cela justifie le choix de cette série de données pour établir les modèles de croissance et celui des résultats obtenus à Lindre pour tester la validation de ces modèles.

¹⁰Ch II § 2.5.2. Modèle multilinéaire.

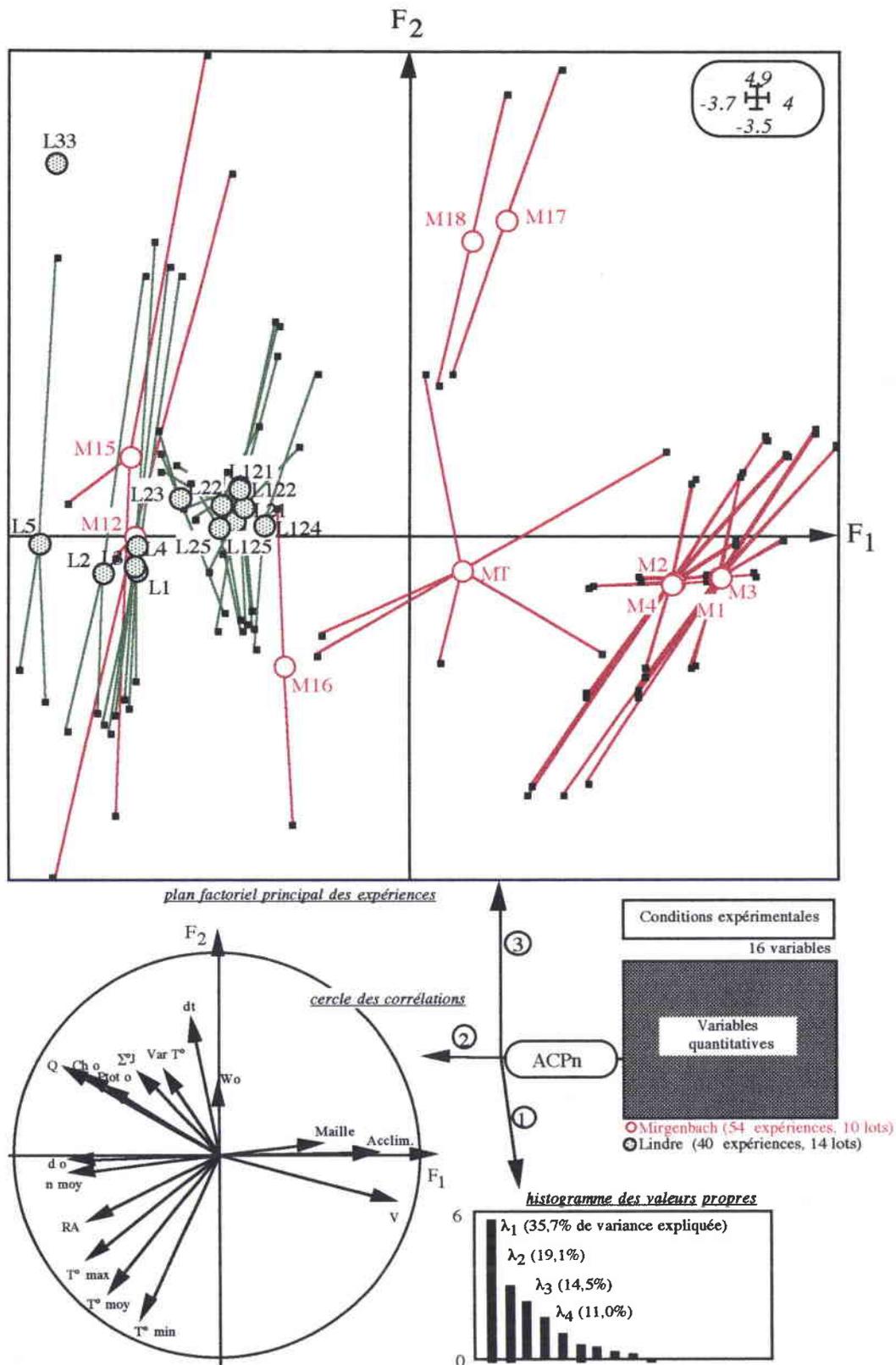


Figure 14 : Analyse en composantes principales (ACP) des conditions expérimentales des élevages en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.

T°moy = Température moyenne, T°min et T°max = températures minimale et maximale, varT° = écart-type des températures, Σ°j = somme de degrés jours de la période, Q = quantité d'aliments distribués au cours de la période, RA = taux de rationnement alimentaire, Ptot o = masse totale du lot en début d'expérience, Wo = masse moyenne individuelle des poissons en début d'expérience, do = densité de stockage en début d'expérience, ch o = charge de stockage en début d'expérience, n moy = nombre moyen de poissons, V = volume de la cage, Maille = maille du filet d'élevage, dt = durée de la période et Acclim = nombre de jours d'acclimatation depuis l'introduction des poissons en cages.

b. Validation

La validité des modèles de croissance est testée à l'aide des résultats de croissance obtenus sur les 40 expériences d'élevage de la Carpe commune à l'étang de Lindre. Ainsi, les valeurs de taux de croissance observés à Lindre ($SGR_{Obs.}$) sont confrontées aux valeurs prédictives calculées à l'aide de ces deux modèles (SGR_{mod}). Le coefficient de détermination, correspondant au rapport de la variance expliquée par le modèle et la variance totale, est calculé pour les deux approches (modèle sinusoïdal et modèle multilinéaire).

$$R^2 = \frac{\sum (SGR_{mod} - \overline{SGR_{obs}})^2}{\sum (SGR_{obs} - \overline{SGR_{obs}})^2} \quad (13) \quad \text{avec } R^2 = \text{coefficient de détermination, } SGR_{mod} = \text{taux de croissance spécifique calculé par le modèle, } SGR_{Obs.} = \text{taux de croissance spécifique observé.}$$

La significativité de R^2 est déterminée par un test F où :

$$F = \frac{R^2(n-p)}{(1-R^2) \times (p-1)} \quad (14) \quad \text{avec } R^2 = \text{coefficient de détermination, } n = \text{nombre de données, } p = \text{nombre de paramètres imposés dans les modèles.}$$

Le nombre de degrés de liberté (ddl) de la variance expliquée par la régression est égal au nombre de paramètres imposés dans le calcul du modèle (p) moins un :

$$ddl = p-1$$

Le nombre de degrés de liberté (ddl) de la variance due à l'erreur est égal au nombre de données (n) moins le nombre de paramètres imposés dans le calcul du modèle (p) :

$$ddl = n-p$$

Dans le calcul des deux modèles, quatre paramètres sont imposés (b_0 à b_3 pour le modèle sinusoïdal, a à d pour le modèle multilinéaire). Dans les deux cas p est égal à 4. Le seuil choisi est un risque d'erreur de 5 %.

3. RÉSULTATS

Les expérimentations réalisées à Cattenom et à Lindre donnent des indications sur les caractéristiques des lots de Carpe (masses, SGR, Qn) et d'autres espèces (Hybrides, Tanche) au cours de la production. Elles constituent aussi la base nécessaire à l'élaboration et la validation de modèles de croissance de *C. carpio* en cages flottantes. Un bilan des conditions défavorables à ce type d'élevage peut être établi à la suite de ces expériences.

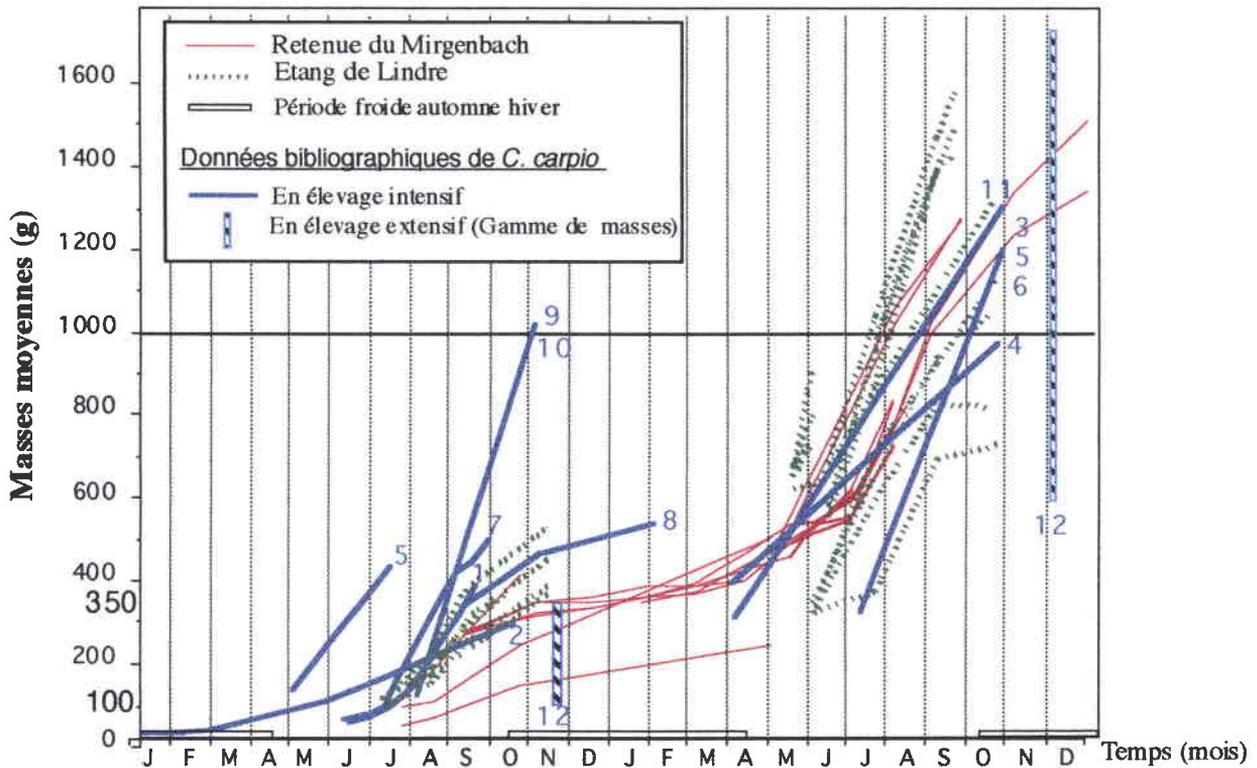


Figure 15 : Évolution des masses moyennes individuelles des lots de *C. carpio* L. élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre comparées aux données bibliographiques.

Élevage intensif en bac : 1. FONTAINE (1989), 2. PAPOUTSOGLOU *et al.* (1992),
 Élevage intensif en cages flottantes : en France 3. VALDEYRON (1988), 4. GISCLARD (1991) ; en Allemagne en eau échauffée 5. STEFFENS (1970), 6. MARTIN (1989) ; en Russie en eau échauffée 7. GRIBAVOV *et al.* (1968) ; en Israël 8. VIOLA *et al.* (1988) ; au Japon 9. K.I.F.T.C. (1987), 10. BILLARD (1978), 11. IDA *et al.* (1984 in SUZUKI, 1986).
 Élevage extensif en Europe : 12. HORVATH *et al.* (1992), LEVENTER (1987), SELLE (1949).

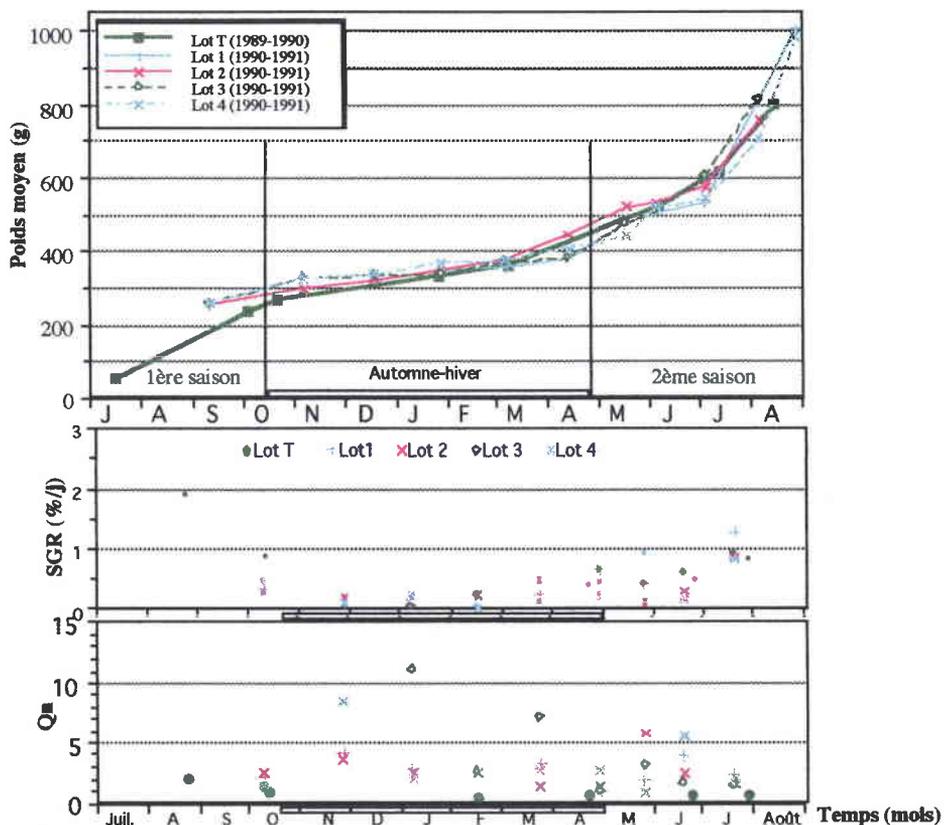


Figure 16 : Évolution des masses moyennes individuelles, des taux de croissance spécifique (SGR) et des quotients nutritifs de 5 lots de *C. carpio* L. élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach au cours de deux années consécutives de deux cycles d'élevage.

3.1. CYCLES DE PRODUCTION

Les cages empoissonnées en juin ou début juillet avec des C1 (carpes d'un an) ayant une masse moyenne de l'ordre de 50 g permettent d'obtenir des poissons de 300-400 g à la fin de la saison d'élevage (octobre). A la même époque ou l'année suivante, des C2 (carpes de 2 ans) de 300-600 g en juin atteignent 800-1500 g à l'automne (Figure 15). La production de Carpe marchande en cages flottantes est réalisée avec des carpes d'un an à l'occasion de deux cycles d'élevage ou de deux ans pour des cycles annuels. En considérant l'ensemble des résultats concernant *C. carpio* sur les deux sites (Mirgenbach et Lindre : n=123)¹¹, certains lots rationnés de 2 à 2,4 % de leur masse par jour présentent des taux de croissance spécifique élevés et des quotients nutritifs faibles (Tableau 5). On constate que lorsque la température baisse, les SGR diminuent, les Qn augmentent légèrement ; les taux de rationnement sont quasi-identiques.

Tableau 5 : Exemples de lots de *C. carpio* élevé en cages flottantes présentant des taux de croissance élevés et des quotients nutritifs faibles. *masses individuelles de 100 à 400 g du début à la fin de l'expérience. **masses individuelles de 70 à 350 g du début à la fin de l'expérience.

	du	au	RA (%/j)	SGR (%/j)	Qn
Mirgenbach Lot 16*	26/7/91	20/8/91	2,4	2,16	1,2
	20/8/91	23/10/91	2,0	1,39	1,7
Lindre cage 5**	10/7/91	16,8/91	2,3	2,20	1,1
	16/8/91	11/9/91	2,1	1,09	1,9

La figure 16 montre la reproductibilité des résultats sur la retenue du Mirgenbach au cours d'une même année (1990-1991) et entre deux années (1989-1990 et 1990-1991). Durant la période hivernale, la croissance de la Carpe ralentit nettement sur la retenue du Mirgenbach (Figure 16). De décembre à février, la température de l'eau varie de 6 à 13 °C (minimum et maximum enregistrés sur cette période en 4 ans). Les valeurs moyennes des indices de condition de *C. carpio* en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach, sont significativement plus élevées lors des périodes froides que durant l'été (Tableau 6). Les poids moyens individuels des hybrides Tanche x Carpe nés au domaine piscicole de Lindre et introduits en cages flottantes en juillet 1991 passent respectivement de 7-30 g à 25-265 g et 327-1280 g après une et deux saisons d'élevage (Figure 17). Les taux de croissance spécifique en période estivale sont en majorité supérieurs à 1 %/j et inférieurs à 0,5 %/j en période hivernale. Les taux de rationnement varient de 0,7 à 2,7 %/j. Les quotients nutritifs sont inférieurs à 5 en période estivale sauf dans deux cas. Ils sont supérieurs à 10 en période hivernale. La Tanche *T. tinca* est élevée en cage flottante à partir du mois de juillet 1991. Son poids moyen de 100 g au début de l'expérience atteint respectivement 220 g, 480 g et 800 g après une, deux et trois saisons de grossissement (Figure 18). Ses taux de croissance spécifique évoluent au cours des saisons sans jamais atteindre 0,5 %/j.

¹¹Annexe 4.

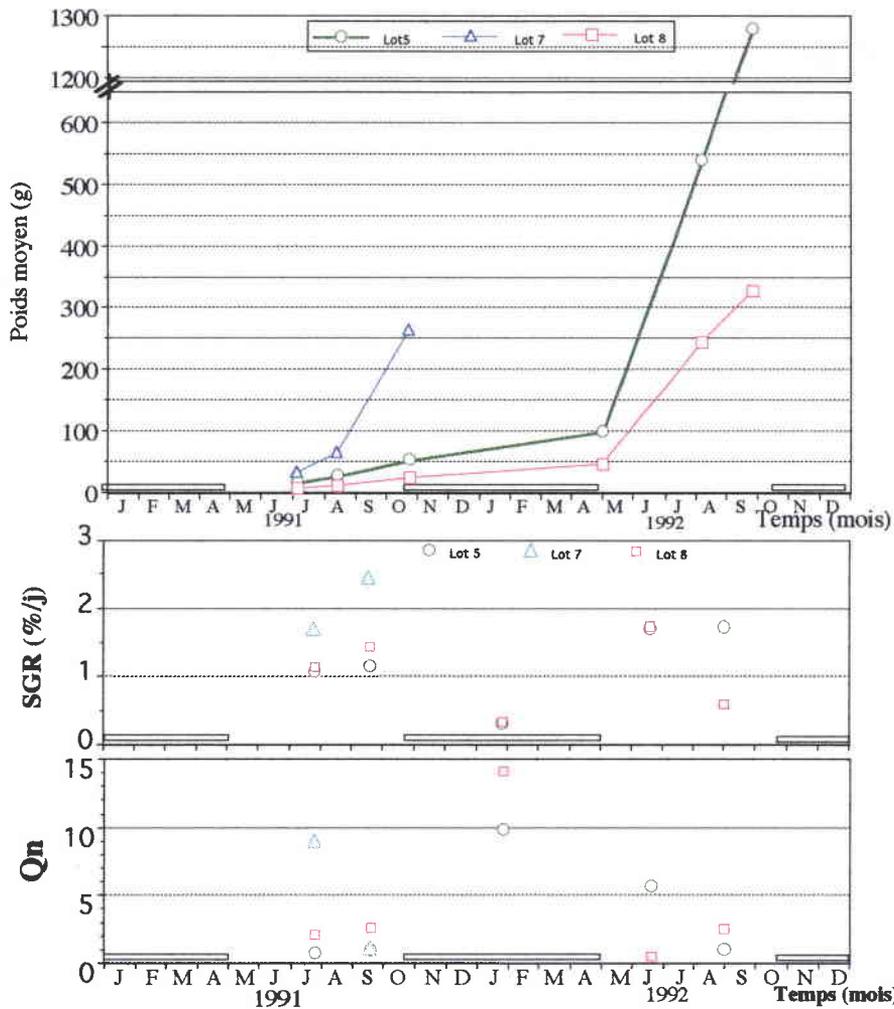


Figure 17: Évolution des masses moyennes individuelles, des taux de croissance spécifique (SGR) et des quotients nutritifs (Qn) de trois lots d'hybrides tanche-carpe au cours de deux cycles d'élevage en cages flottantes sur le retenue du Mirgenbach.

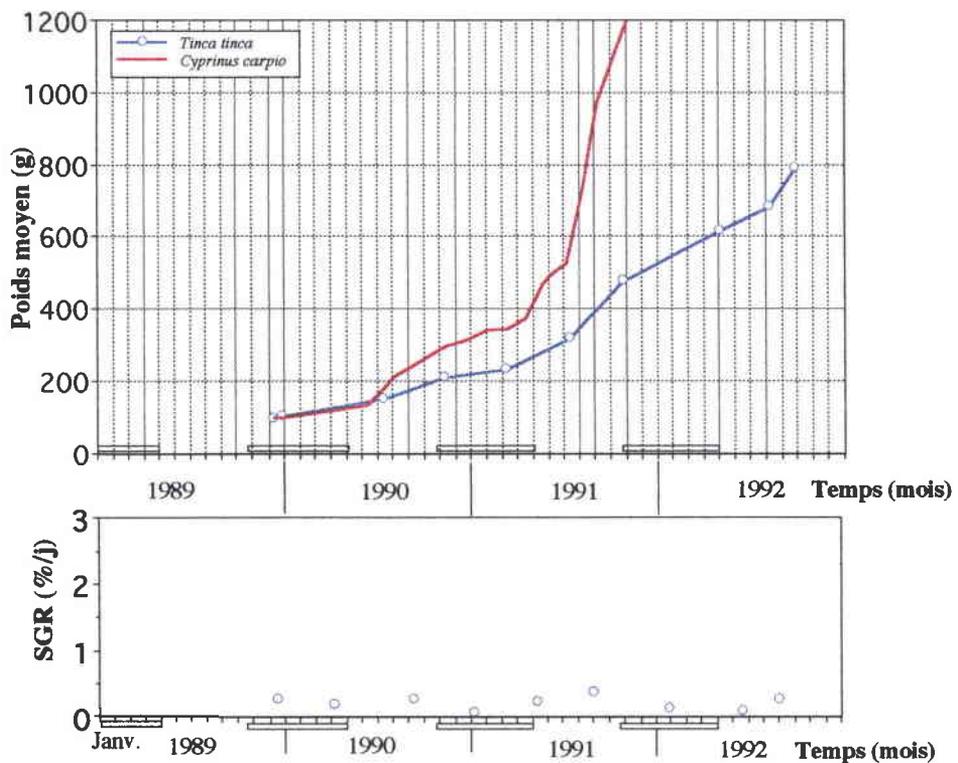


Figure 18: Évolution des masses moyennes individuelles de la tanche *Tinca tinca* et de la carpe *Cyprinus carpio* L., au cours de deux cycles d'élevage en cages flottantes sur le retenue du Mirgenbach. Taux de croissance spécifique (SGR) de la tanche au cours de cette expérience.

Tableau 6 : Indices de condition moyens (K), écarts-types et nombres de données (n) pour *Cyprinus carpio* L. (lots T, 4 et 15) et pour des hybrides Tanche-Carpe (lot 5) sur la retenue du Mirgenbach. * = différence significative entre période froide et période chaude au seuil de 0,05 (ANOVA).

		Lot T	Lot 4	Lot 15	Lot 5
Période froide	Date	7/03/90	18/12/90	30/04/92	30/04/92
	Température	11 °C	9 °C	15 °C	15 °C
	K moyen	1,932	1,886	2,287	1,968
	écart-type	0,170	0,299	0,663	0,157
	n	81	25	58	40
Période chaude	Date	12/07/90	5/08/91	25/09/92	25/09/92
	Température	21 °C	23 °C	21 °C	21 °C
	K moyen	1,694*	1,729*	1,900*	1,888*
	écart-type	0,128	0,254	0,176	0,159
	n	60	45	23	39

3.2. MODÉLISATION DE LA CROISSANCE

A Lindre, les taux de croissance spécifique pour *C. carpio* varient de 0,02 à 2,46 %/j pour des taux de rationnement de 0,6 à 3,9 %/j (Figure 19). Pour cette même espèce en cages flottantes dans la retenue du Mirgenbach, ce taux varie de 0,01 à 2,16 %/j pour des taux de rationnement de 0,1 à 3,9 %/j (Figure 20).

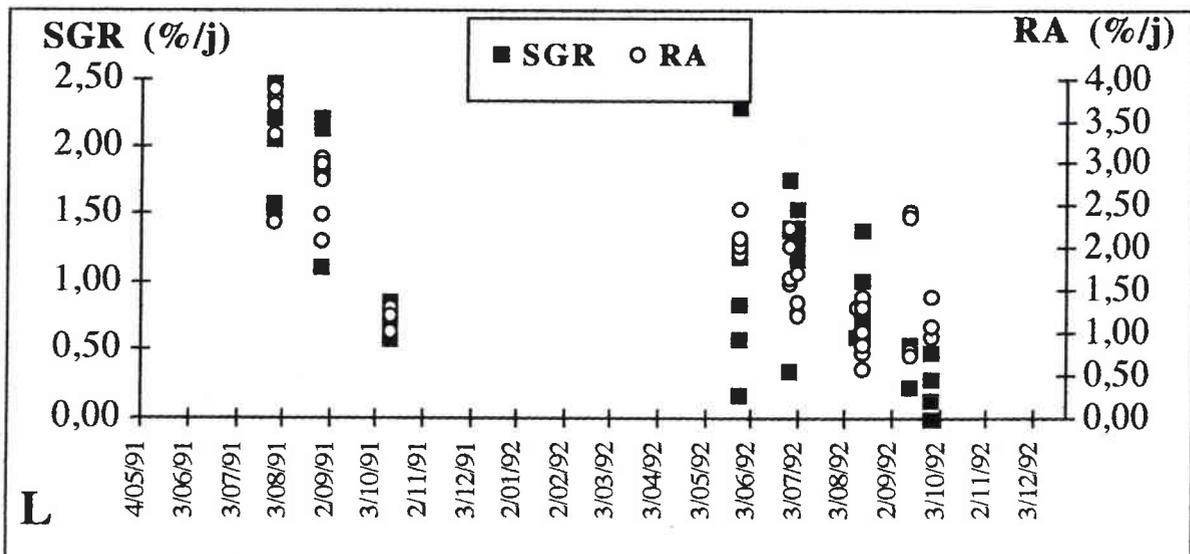


Figure 19 : Taux de croissance spécifique (SGR) et pourcentage de rationnement de la Carpe *Cyprinus carpio* L. en cages flottantes dans l'étang de Lindre (L) de 1991 à 1992.

Les valeurs maxima de SGR des expériences de 1991 au Mirgenbach sont inférieures à celles de 1992 (<1%). Le SGR évolue au cours de l'année. Les valeurs les plus faibles sont obtenues de décembre à avril. Les plus fortes valeurs correspondent à la période estivale. Cette évolution est en relation avec le taux de rationnement (Figure 21). Un rationnement inférieur à 0,5 %/j semble correspondre à un rationnement minimal pour entretenir le métabolisme de base. Au delà de cette valeur, plus le rationnement augmente, plus le taux de croissance est élevé.

Pour des rationnements de 3 à 4 %/j, les valeurs de SGR augmentent de manière moins prononcée et tendent vers un plateau, du fait de l'accès à la nourriture et de son assimilation liée au temps de transit intestinal. Cette évolution concerne essentiellement les valeurs obtenues à Lindre. Dans notre modèle, nous considérons que la relation entre les deux variables est linéaire.

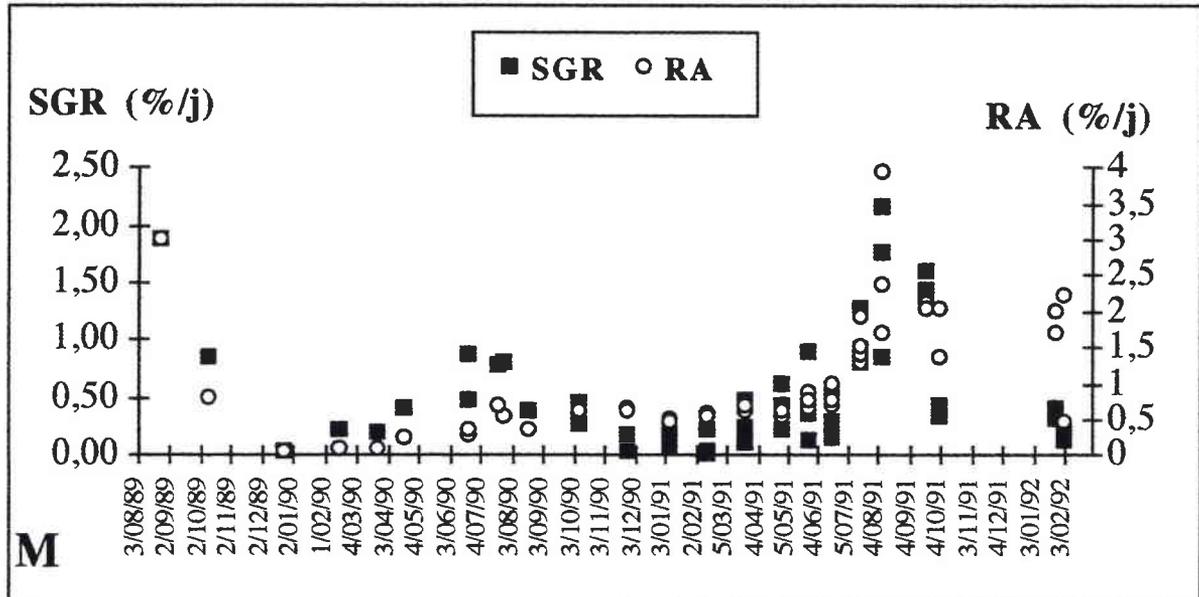


Figure 20 : Taux de croissance spécifique (SGR) et pourcentage de rationnement de la Carpe *Cyprinus carpio* L. en cages flottantes dans le retenue du Mirgenbach (M) de 1989 à 1992.

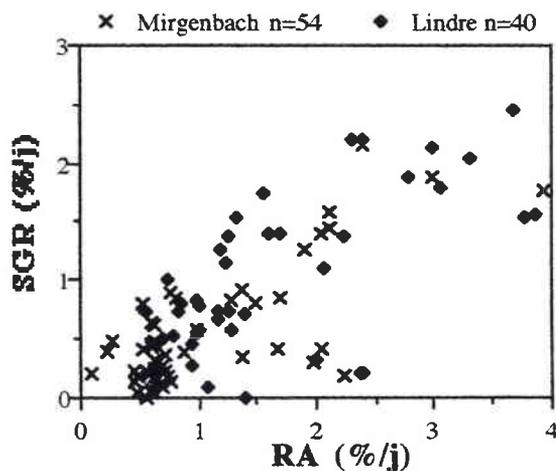


Figure 21 : Relation entre le taux de croissance spécifique et le pourcentage de rationnement alimentaire de *Cyprinus carpio* L. en cages flottantes à l'étang de Lindre et sur la retenue du Mirgenbach.

Il faut remarquer qu'il existe des expériences pour lesquelles le taux de croissance spécifique est inférieur à 0,5 %/j alors que le rationnement est compris entre 1 et 3 %/j. Ces points ne peuvent être expliqués par le rationnement, mais par un autre facteur comme la température. Si on représente le taux de croissance spécifique en fonction de la température moyenne des expériences, on constate sur les deux milieux la même tendance (Figure 22). Il s'agit ici de l'effet de la température considéré de manière indépendante du rationnement. L'évolution des SGR (augmentation ou diminution) peut se faire à température constante ou décroissante. Ce qui peut être visualisé en représentant une modélisation des températures des deux milieux en fonction du temps et les valeurs de SGR aux dates moyennes d'expérience (Figure 23).

Figure 22 : Relation entre le taux de croissance spécifique de *C. carpio* L. (SGR) en cages flottantes sur l'étang de Lindre et sur la retenue du Mirgenbach en fonction de la température moyenne de l'eau.

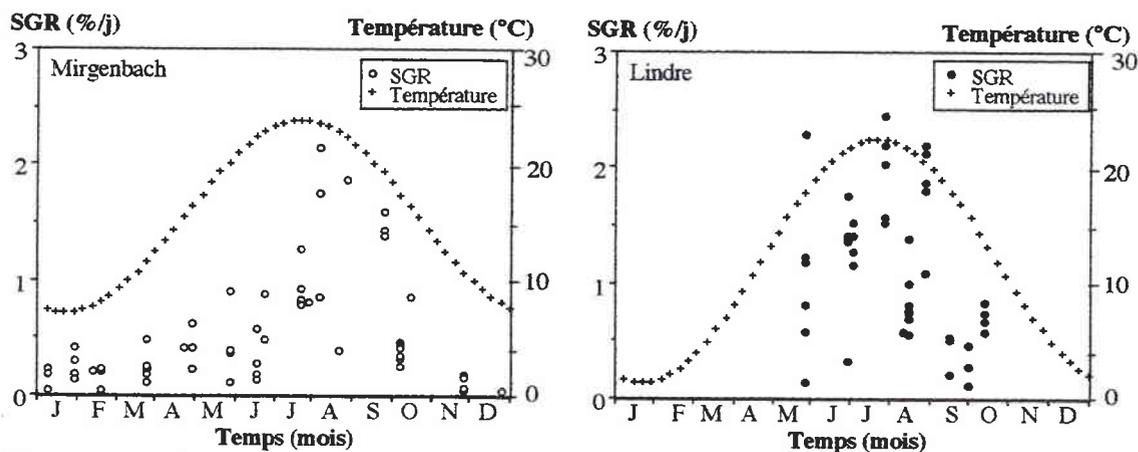
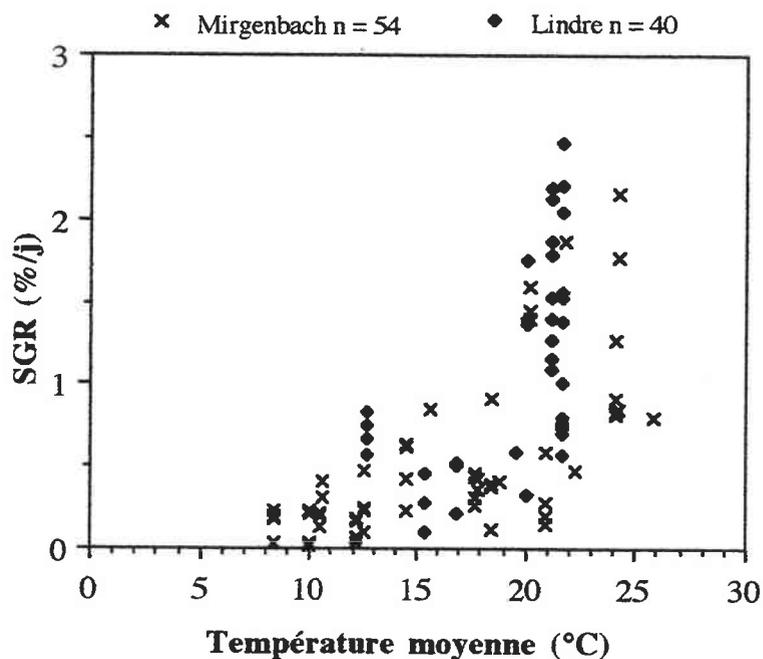


Figure 23 : Évolution de la température de l'eau (courbe théorique moyenne des 4 années 1989 à 1992) et des taux de croissance spécifique de *C. carpio* L. en cages flottantes sur l'étang de Lindre et sur la retenue du Mirgenbach.

Formule utilisée pour la modélisation des températures : $T_i = T_m + [(T_{max} - T_{min})/2] * \sin[(2 * \pi / 52) * i - (32 - 16)]$
avec T_i : température théorique moyenne de la semaine i , T_m : température moyenne de la semaine i , T_{max} : température maximale, T_{min} : température minimale, i : semaine dans l'année.

La combinaison des deux facteurs (rationnement alimentaire et température) aboutit à l'élaboration du modèle de croissance sinusoïdal. Ce modèle prend en compte la variation saisonnière des températures de l'eau par l'intermédiaire de la somme des degrés-jours et la quantité d'aliments distribués aux poissons (RA). Il est établi sur 54 expériences de grossissement de *C. carpio* en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach (Figure 24). Les résultats obtenus à l'étang de Lindre sont confrontés au modèle obtenu précédemment sur la retenue du Mirgenbach. Le coefficient de corrélation R^2 est égal à **0,483**. Le test F indique que ce coefficient est significatif¹². Le modèle sinusoïdal, établi sur la retenue du Mirgenbach pour *Cyprinus carpio* en cages flottantes, explique 48 % des valeurs de croissance observées sur cette même espèce élevée à l'étang de Lindre.

¹²F = 11,5 $F_{0,05(3-36)} = 2,88$

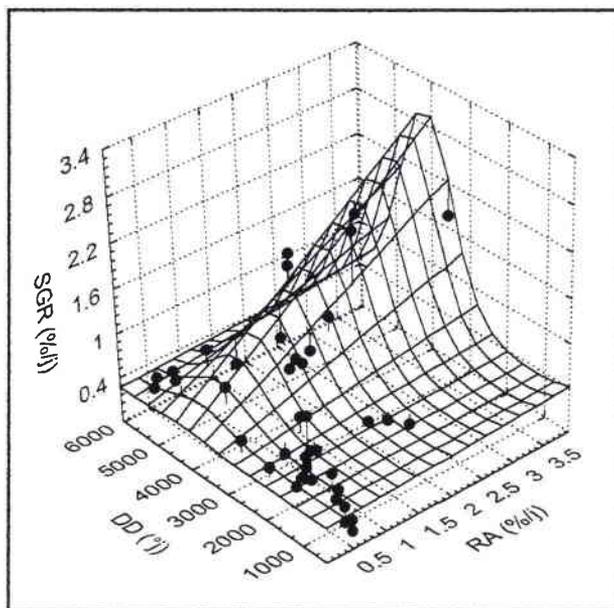


Figure 24 : Modèle de croissance de la Carpe *Cyprinus carpio* L. en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach (SGR = Taux de croissance spécifique) en fonction du nombre de degrés jours (DD: depuis le début de l'année) et le taux de rationnement (RA).

Les valeurs des paramètres sont:

$$b_0 = 0,259306$$

$$b_1 = 0,117597$$

$$b_2 = -1,79483$$

$$b_3 = -198,326$$

avec $R^2 = 0,773$, $n = 54$.

Le modèle s'écrit:

$$SGR = 0,26 + 0,118 \cdot RA \cdot e^{-1,8 \cdot \sin[2\pi / 5852 \cdot (DD + 198,3)]}$$

Les mêmes données issues de l'élevage au Mirgenbach sont utilisées pour établir le modèle multilinéaire. La première étape détermine les variables X_1 , X_2 et X_3 . Sur l'ensemble des variables du groupe (1), la température moyenne est le paramètre qui explique principalement le taux de croissance spécifique ($X_1 = \text{Log} T^{\circ}\text{moy}$). Pour le groupe (2), le pourcentage de rationnement sort en premier pas ($X_2 = \text{Log RA}$); pour le groupe (3), il s'agit de la masse moyenne individuelle des poissons en début d'expérience ($X_3 = \text{Log } W_0$).

Dans la deuxième étape, la régression multilinéaire est réalisée avec comme variable expliquée, le SGR et comme variables explicatives :

$$\text{Log} T^{\circ}\text{moy}, \text{Log RA}, \text{Log } W_0.$$

Le résultat de la régression multiple pas à pas sur l'ensemble des données Mirgenbach est le suivant : plus de 44% des valeurs de taux de croissance spécifique sont expliquées par le taux de rationnement alimentaire journalier.

$$1^{\circ} \text{ pas : } SGR = 0,624 + 1,146 \cdot \text{Log RA} \quad R^2 = 0,444 \quad n = 54$$

Les deux variables, température et ration, associées expliquent 59% du taux de croissance.

$$2^{\circ} \text{ pas : } SGR = 2,243 + 0,847 \cdot \text{Log RA} - 0,655 \cdot \text{Log} T^{\circ}\text{moy} \quad R^2 = 0,591 \quad n = 54.$$

Le dernier pas est constitué par le poids moyen individuel. L'ensemble de ces trois variables explique 74% des valeurs de SGR.

$$3^{\circ} \text{ pas : } SGR = 0,492 + 0,519 \cdot \text{Log RA} + 1,466 \cdot \text{Log} T^{\circ}\text{moy} - 0,663 \cdot \text{Log} W_0 \quad R^2 = 0,739, \quad n = 54$$

La vérification de la validation de ce modèle sur les données obtenues à l'étang de Lindre donne un coefficient R^2 de **0,284**. D'après le test F, ce coefficient de détermination est significatif¹³. Cependant, il est faible et signifie que le modèle multilinéaire explique seulement 28 % des taux de croissance obtenus sur l'étang de Lindre.

Exemple d'utilisation du modèle sinusoïdal de croissance dans le cas d'un élevage de *C. Carpio* en cages flottantes dans l'Est de la France :

Cas d'un lot de 350 poissons de 300 g de masse initiale (poids total du lot = 105 Kg) sur la période de début juin à début septembre (90 jours de grossissement en cages, 3500 °J du début de l'année jusqu'en septembre) avec une ration alimentaire de 3 %/j.

Les paramètres sont :

$$RA = 3\%/j, \quad DD = 3500 \text{ °J}, \quad W_0 = 300 \text{ g}, \quad t_1 - t_0 = 90 \text{ j}$$

En remplaçant ces valeurs dans la formule du modèle, on obtient :

$$\begin{aligned} \Rightarrow SGR &= 0,26 + 0,1183 \cdot e^{-1,8} \cdot \sin[2\pi/5852 \cdot (3500 + 198,3)] \\ &= 1,6 \%/j \end{aligned}$$

$$SGR = \frac{100 \times (\ln W_1 - \ln W_0)}{t_1 - t_0} \Rightarrow W_1 = e^{(SGR \cdot (t_1 - t_0) + 100 \cdot \ln W_0)/100}$$

En remplaçant les paramètres par leurs valeurs, on peut calculer W_1 qui correspond à la masse des poissons en fin d'élevage en septembre :

$$\begin{aligned} \Rightarrow W_1 &= e^{(1,6 \cdot 90 + 100 \cdot \ln 300)/100} \\ &= 1266 \text{ g} \end{aligned}$$

Soit un lot de $1,266 \cdot 350 = 443 \text{ Kg}$.

3.3. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTION

En représentant le taux de conversion alimentaire (Q_n) en fonction du taux de croissance de *Cyprinus carpio*, on constate que lorsque le SGR est supérieur à 0,5 %/j, les valeurs de Q_n varient de 0,4 à 2,5 (Figure 25). Par contre lorsque le SGR est inférieur à 0,5 %/j, un taux de conversion alimentaire élevé ($Q_n > 2,5$) est souvent observé. Plusieurs facteurs peuvent être en cause, dont la température (voir modèles de croissance). C'est le cas durant les périodes à températures décroissantes ou basses (inférieures à 15-17°C). Un second paramètre peut aussi être en cause : la période d'empoissonnement des cages et les difficultés d'alimentation durant cette phase d'adaptation. Un troisième facteur peut être à l'origine de ces résultats : un taux de mortalité élevé.

¹³F = 4,7 F_{0,05(3,36)} = 2,88

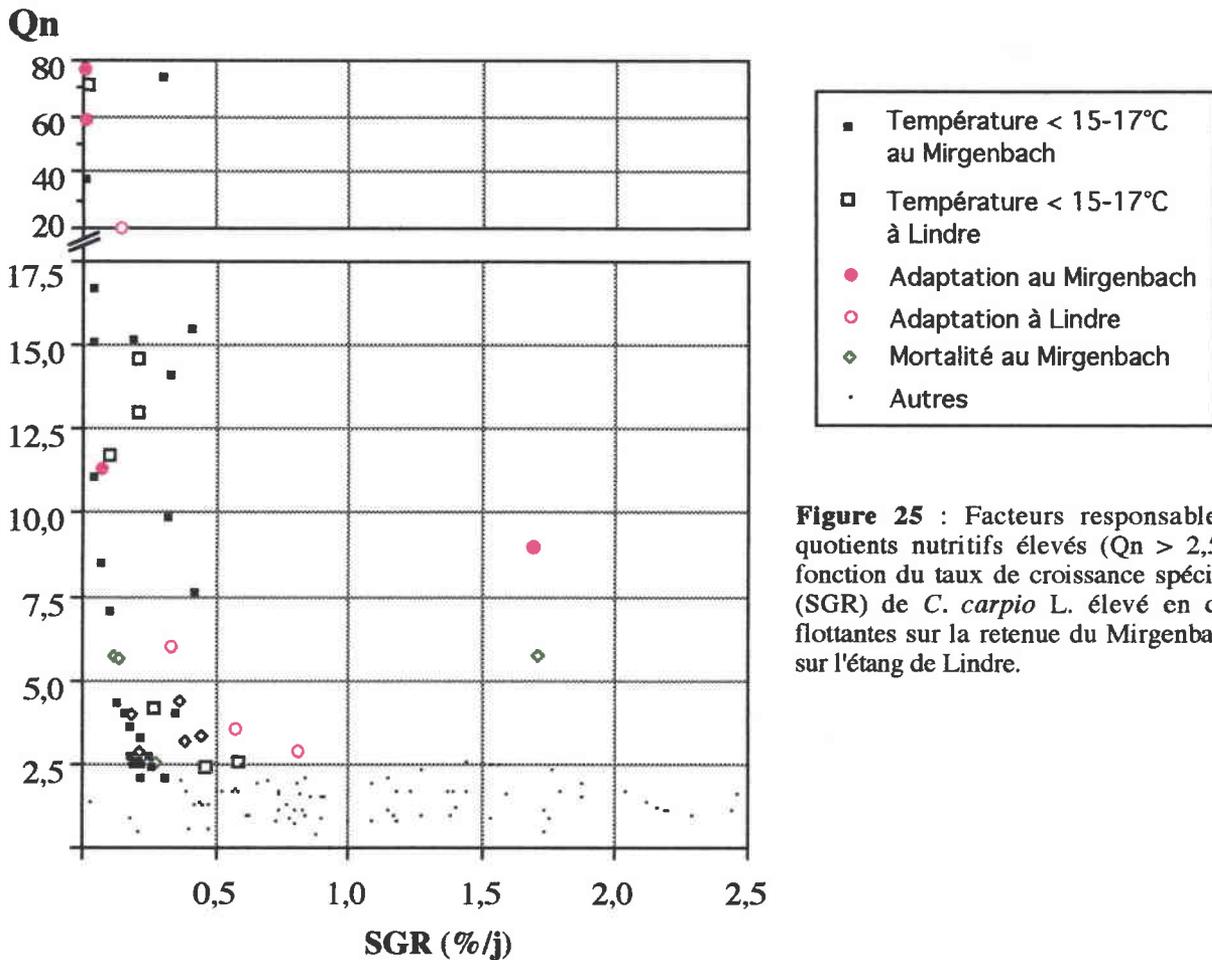


Figure 25 : Facteurs responsables de quotients nutritifs élevés ($Q_n > 2,5$) en fonction du taux de croissance spécifique (SGR) de *C. carpio* L. élevé en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et sur l'étang de Lindre.

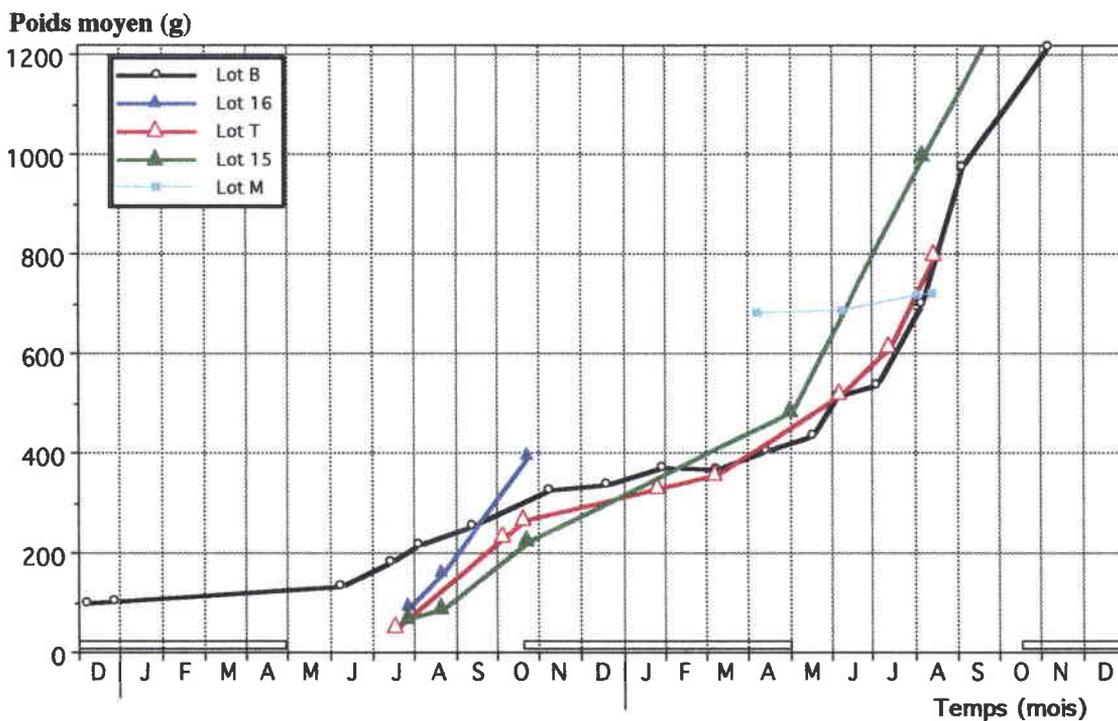


Figure 26 : Evolution des masses moyennes individuelles de lots de *C. carpio* au cours de plusieurs cycles d'élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach.

Lot B = empoissonné en période hivernale et non conditionné à l'aliment complet (expérience de décembre 1989 à octobre 1991), Lot M = empoissonné au printemps et non conditionné à l'aliment complet (expérience d'avril à août 1990), Lot 15 et 16 = empoissonnés en été et non conditionnés à l'aliment complet (expériences de juillet à octobre et août 1991 respectivement), Lot T = empoissonné en été et conditionné à l'aliment complet (expérience de juillet 1989 à août 1990).

3.3.1. Prise alimentaire

La date d'empoissonnement des cages flottantes, mais aussi l'acceptation de l'aliment, sont des facteurs qui influencent la réussite des élevages. Sur la retenue du Mirgenbach, différentes conditions d'empoissonnement se traduisent par des résultats variés (Figure 26). Un lot est placé en cage flottante en hiver (lot B). Il est constitué de poissons de petite taille (100 g) qui ne sont pas conditionnés à l'alimentation artificielle. L'aliment artificiel n'est accepté qu'après plusieurs mois. L'utilisation de nourriture ayant plus d'appétence comme du maïs ou du foie est même distribuée en complément afin de stimuler leur prise alimentaire. Il en résulte que la croissance est très faible, voire nulle et que le taux de survie diminue fortement. En 4 mois, il baisse de près de 60 % (Figure 27).

Dans le cas de cages empoissonnées en période estivale, prenons les exemples de deux lots non conditionnés à l'alimentation composée (lots 15 et 16) et d'un lot conditionné (lot T). Ces trois lots ne posent pas de problème d'alimentation. Lors de la première saison d'élevage, la prise de poids de ces poissons de moins de 100 g est similaire dans les deux cas. L'adaptation aux conditions d'élevage est très variable. Elle peut être de quelques jours pour les lots 15 et 16 et de plusieurs mois pour le lot B. Cependant, lors de la deuxième saison d'élevage, lorsque les difficultés d'alimentation ont disparu, l'augmentation de masse du lot B est comparable à celle des autres lots.

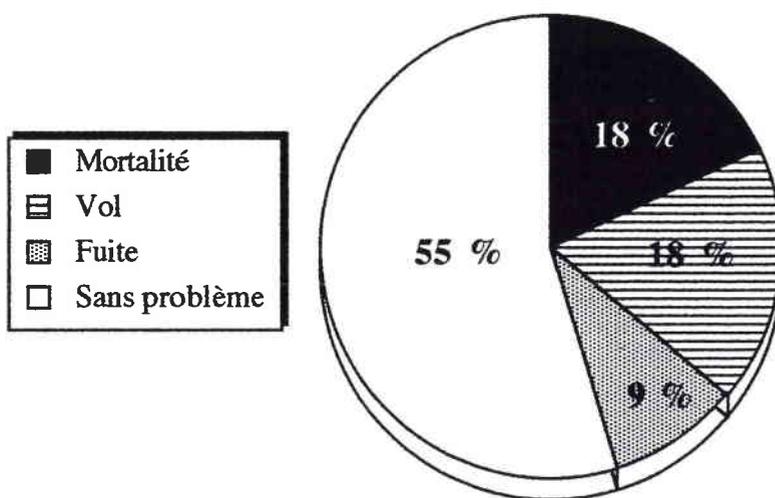
Ces exemples illustrent l'importance de la date d'empoissonnement des cages flottantes. Cependant, choisir la période printemps - été pour la mise en cages ne suffit pas pour garantir toutes les chances de succès. L'exemple d'un lot d'animaux plus gros (700 g), mis en cage au printemps (lot M) illustre ce fait. Sur ce lot, de grosses difficultés d'alimentation sont rencontrées. En 4 mois, le taux de croissance de ces poissons est quasiment nul et le taux de survie baisse de 10 à 15% (figure 27).

3.3.2. Evolution des effectifs

La diminution d'effectifs varie de 5 à 35 % pour les élevages à l'étang de Lindre (Figure 28), elle est beaucoup plus variable au Mirgenbach (Figure 27). Les causes de ces diminutions d'effectifs sont le vol, la fuite et la mortalité induites par l'enceinte d'élevage ou les maladies (Figure 29).

Figure 29 :

Causes de diminutions d'effectifs des poissons élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1992.



a. Enceinte d'élevage

L'introduction des poissons dans le filet d'élevage peut provoquer des pertes par accrochage dans les mailles du filet. Les premiers jours suivant l'empoisonnement, *C. carpio* est souvent accroché dans les mailles par le premier rayon de sa nageoire dorsale. Certains poissons peuvent aussi s'engager dans les mailles et sont retrouvés pris dans le filet d'élevage. Les pertes de ce type, ainsi occasionnées lors des premiers jours d'empoisonnement, sont estimées¹⁴ à environ 5 %. Après 3 à 4 jours, elles sont négligeables.

Lors de la prolifération d'algues filamenteuses flottantes comme *Hydrodictyon reticulatum*, le filet remonte en surface sous l'influence de leur poussée malgré la présence des lests. Au cours des expérimentations sur la retenue du Mirgenbach, trois filets remontent, réduisant fortement le volume d'élevage et provoquant la mort des lots en élevage. Il s'agit des lots B, T et M en août 1990 (Figure 27).

b. Maladies

Les problèmes sanitaires dans les élevages surviennent à n'importe quelle époque de l'année et touchent toutes les catégories de poissons et tous les âges. Les symptômes sont faciles à discerner lorsqu'il s'agit d'attaques cutanées ou d'exophthalmie. Par contre, ils peuvent passer inaperçus un certain temps et seule, la mortalité est ensuite observée. Considérons les lots d'hybrides (5-6-7-8) et de carpes (12-15-16) originaires de l'étang de Lindre. Ces poissons sont mis en cages sur la retenue du Mirgenbach en juillet 1991. Conditionnés à l'aliment inerte, ils s'alimentent dès leur transfert. Ils subissent de fortes pertes

¹⁴Estimation réalisée sur le lot M.

durant toute la période d'élevage (Figure 27). Ce problème n'est pas lié à l'alimentation, mais semble plutôt induit par le changement de milieu d'élevage (voir chapitre IV.1). Des blessures cutanées, de l'exophthalmie et des déformations sont observées sur l'ensemble de ces lots (Annexe 5). Une large part des effectifs est décimée. Quelques individus parviennent cependant à guérir leurs blessures et présentent une croissance ultérieure élevée. Ces spécimens présentent des cicatrices sur le corps et sont devenus borgnes (annexe 5).

c. Échappement - prédation - vol

L'échappement est la conséquence de la détérioration des filets d'élevage occasionnée soit par des prédateurs comme des rongeurs¹⁵ soit par usure et rupture des filets. L'ouverture de l'enceinte d'élevage peut être suffisamment importante pour laisser échapper la quasi totalité du lot stocké. Sur la retenue du Mirgenbach, trois filets sont endommagés au cours des expérimentations. Cela entraîne la disparition de 90 à 100 % des effectifs dans le milieu. Il s'agit des lots 1, 3 et 16 (Figure 27). Les cages installées sur la retenue du Mirgenbach sont, à plusieurs reprises, l'objet d'actes de vol. De juillet 1989 à octobre 1992, sur 22 lots expérimentés, les effectifs d'au moins 4 d'entre eux diminuent, de toute évidence, pour cette raison (Figure 27).

4. DISCUSSION

La masse de Carpe demandée par le consommateur est d'environ 2 livres (SPILLMANN, 1961). En élevage extensif, suivant la qualité des étangs, des reproducteurs et du mode d'exploitation choisi, un poids commercial de 1,5 kg est obtenu en trois saisons de croissance en France et dans les principaux pays d'Europe Centrale. Cette masse est obtenue en deux saisons en Israël et en une seule dans les pays d'Asie (MARCEL, 1990). Dans les deux milieux où les élevages en cages flottantes sont installés (Mirgenbach et Lindre), l'obtention de carpes de taille commercialisable s'est révélée possible. Ainsi des carpes de 1 à 1,5 kg sont obtenues au cours de leur troisième année vers la fin du mois d'août. Les résultats d'évolution de masse en fonction du temps sont du même ordre que ceux des élevages intensifs en cages flottantes dans différents pays comme en Israël (VIOLA *et al.*, 1988), au Japon (IDA *et al.*, 1984 in SUZUKI, 1986) et en eau échauffée en Allemagne (MARTIN, 1989) ou en Russie (GRIBANOV *et al.*, 1968) (Figure 15). Cependant, les élevages bénéficiant d'une température constante favorable à la croissance gagnent plusieurs mois par rapport aux élevages soumis à des températures décroissantes (STEFFENS, 1970, BILLARD, 1978). COCHE (1978) estime qu'en élevage intensif, la croissance de *C. carpio* est parmi les plus rapides. Les masses individuelles évoluent de 40-80 g à plus de 400 g en quatre mois environ et à 800 g et plus en 6 à 8 mois.

¹⁵Rat musqué sur l'étang de Lindre.

Tableau 7 : Synthèse bibliographique de la croissance de différentes espèces en étangs, bassins ou cages flottantes.

Auteurs	Année	Espèce	Nom commun	Lieu d'élevage	Structure - Volume d'élevage	Période (mois)	Durée (j)	Wi (g)	Wf (g)	T° (°C)	RA (% /j)	Prot (%)	charge (Kg/m3)	densité (p/m3)	Qn	Qnm	SGR (%/j)	SGRm (%/j)
CREMER & SMITHERMAN	1980	<i>Anistichthys nobilis</i>	Carpe chinoise	USA	cages 1 m3		159	13	146-216		3		0,3	25			1,61-1,76	1,63
ENGLE	1982	<i>Anistichthys nobilis</i>	Carpe chinoise	USA	cages 0,45 m3	7-9	72	36	51		3	35	10,8-21,6	300-600	7,7-8,8	8		0,48
SANTIAGO & al.	1991	<i>Anistichthys nobilis</i>	Carpe chinoise	Philippines	cages 12 m3	8-6	270	1100	2900		4	20-40	9,0	8			0-1,27	0,36
SUMAGAYSAY	1993	<i>Chanos chanos</i>	milkfish	Philippines	bassins 1,8 m3		96	6	76-116	25 à 34,3	3 à 4	34	0,1	16			1,16-3,09	2,38
TROSCHER & ROSCH	1991	<i>Coregonus lavaretus</i>		Allemagne	bacs 48 l		125	<0,1	5,2	10	Zoo						8,4-18,7	
BERGOT & al.	1986	<i>Coregonus schinzi</i>	Corégone	France Lac Léman	bacs 3 l	12-14	54	0	18-30	10 à 14				3,3 p/m3	0,8-6,6			7,57
CHARLON & BERGOT	1984	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France	bacs 3 l		49	0	2	20 à 23	288 repas/j		12,9	53000				4,31
FONTAINE	1989	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France	bacs	15/6-22/9	99	33	345		3 à 5				1-2,2	1,35	1,02-3,31	2,4
GUERRIN	1988	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France	bacs 1,6 m3		62	20	50-58	3 à 28,5	ad libitum	45-50	0,7-1,9	37-96	1,65-1,76	1,62	1,47-1,73	1,62
HASAN & MACINTOSH	1993	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Grande Bretagne	bacs 8 l	labo	25	4,0-6,0	25-70	24 à 35	10 à 35	50	36,0	7200	1,65-2,91		4,91-9,67	
MESKE & al.	1990	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Allemagne	bacs 40 l		81	20-26	229-287	23 à 24	1,5 à 2,5	35	5-9,1	250-350	0,98-1,07		2,56-2,68	2,62
PAPOUTSOGLOU & al.	1992	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Grèce	bacs 200 l		291	9	278	22,6-26,9	2,5	47,5	11,5-116	1250	1,4-1,95	1,8	0,74-2,01	1,41
PONGMANEERAT & WATANABE	1993	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Japon	bacs 40 l		20	3,2	3,45-8,8	22	4 à 5,6	0,4-3,4	0,3	875	1,34-1,8	4,44	0,3-5,06	3,45
SIDDIQUI & al.	1993	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Arabie Saoudite	bacs 5 m3	11-13	151	9	92	6 à 28		34	0,4	40	2,64		1,54	
BASAVARAJA & al.	1989	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Inde	bassins 25 m3		168	16	127	27,5-31	3 à 5		0,03-0,2	2		3,35	0,14-4,49	1,22
MEUNIER & PASCAL	1981/82	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France	bassins 400 l	15-15	365	53	95	8 à 22	volonté		3,3	63				
MORISSEAU	1991	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France Ardennes	bassins	14-10		400	1200					11/ha				
BILLARD	1978	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Japon	cages 121,5 m3	14-11	210	50-121	740-1031				2,5-2,9	40	1,38-1,58	1,48	1,02-1,4	1,23
GISCLARD	1991	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France Limousin	cages 50m3	11/4-2/10	174	378	971	14-30	volonté	24	14-45			3,63	0,14-0,98	0,65
GRIBANOV & al.	1968	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Russie	cages	12/6-30/9	110	40	485	21,4-27				100-200-250				
IDA & al. (1984) In SUZUKI	1986	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Japon	cages 4 m2	14-10	210	284	1300				25 p/m2		1,25-1,39	1,35	0,72	
K.I.F.T.C.	1987	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Japon	cages 121,5 m3	14-10	173-18	46-148	753-1000				3,8-16,3	83-110	1,35-1,72	1,66	1,1-1,55	1,3
MARTIN	1989	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Allemagne	cages 30 m3	17-10	120	286	1148		0,5	35-40	10,0	35			1,16	
STEFFENS	1970	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Allemagne	cages 6,5 m3	17-12	75-116	208-306	910-1324	17 à 27	1,87 à 2,88	34	20,8-44,3	100-120-200	1,61-2,25	1,87	1,18-1,77	1,43
STEFFENS & al. (1969) In COCHE	1978	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Allemagne	cages 6,5m3	18-12	75-116	88-226	346-487	25-30	4 à 2	35	14-52		1,6-2,2		1,73-2	
VALDEYRON	1988	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France Sud-Ouest	cages 10 m3	14-10	180	120	1200			35	6,0	50	1,36		1,28	
VIOLA & al.	1981/82	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	cages 1,2m3	14-11	35-44	220-310	284-370	21 à 26	2,5 à 3	25	18-26	41,5-83	3,1-6,9		0,4-0,71	0,57
VIOLA & al.	1988	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	cages 1 m3	17-12	100-111	150	550	13 à 25	2,5	29	15,0	100			0,38-0,88	0,63
VIOLA & ARIELI	1989	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	cages 1 m3	Printemps	37	90	132-143	21	3 à 5	25	9,0	100	2,9-3,1	3	0,82-1,05	0,93
VIOLA & ARIELI	1989	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	cages 1 m3	Eté	37	125	192-217	25	3 à 6	25	12,5	100	2,4-3,5	3	1,16-1,5	1,31
VIOLA & LAHAV	1991	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	cages 1,2m3		28	560	658-755	26	2,5-5	25	23,5	42	3,9-6		0,58-1,07	

Wi = Masse individuelle moyenne initiale, Wf = Masse individuelle moyenne finale, T° = Températures, RA = % de rationnement (% du poids vif total / jour), % Prot = Teneurs en protéines de l'aliment sec utilisé, Qn = taux de conversion alimentaire, SGR = Specific Growth Rate: Taux de croissance spécifique, m : Valeur moyenne, p = poissons.

Tableau 7 Suite

Auteurs	Année	Espèce	Nom commun	Lieu d'élevage	Structure - Volume d'élevage	Période (mois)	Durée (j)	Wi (g)	Wf (g)	T° (°C)	RA (% /j)	Prot (%)	charge (Kg/m3)	densité (p/m3)	Qn	Qnm	SGR (%/j)	SGRm (%/j)
LEVENTER	1987	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	étangs 1000 m3	/7-/11	122	730	1206				300p/ha					0,41
LEVENTER	1987	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Israël	étangs 8-10 ha	/11-/10	348	70	730	13 à 28	2		5800 p/ha					0,67
PRINSLOO & SCHOONBEE	1992	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Afrique du Sud	étangs 1 ha	1/2-6/6	126	26	441	23-16	2 à 4	18			0,5-5,7	2,5	0,7-5,9	2,41
SELLE	1949	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	France	étangs			55	770-1470									
HUISMAN (1976) in DABROWSKI & al	1986	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	-			42	40	48-89		1 à 9	53						0,65-1,90
OGINO & TAKEDA	1976	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	Japon			42	4,5	10,2	20 à 25	excès							1,1-2,4
KERDCHUEN & LEGENDRE	1991	<i>Heterobranchius longifilis</i>	Silure africain	Côte d'Ivoire	cages 4 m3	/7-/8	56	74	137-221	26 à 29	3	45	0,7	10	1,4-2,32	1,89	1,18-1,97	1,54
CREMER & SMITHERMAN	1980	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpe argentée	USA	cages 1 m3			22	280-292		3		0,5	25				1,62
GOUDIE & al.	1994	<i>Ictalurus punctatus</i>	Poisson chat	USA	bassins 0,04 ha		180	18-40	160-180		3		7500 p/ha		0,67-0,74			0,93-1,04
TAI & al.	1994	<i>Ictalurus punctatus</i>	Poisson chat	USA	étangs 400 m2		125	60	448-593		Restrict /satété	26-38	33 kg/m2	544 p/m2	1,21-1,47	1,35	1,61-1,83	1,72
WOIWODE & ADELMAN	1991	<i>Morone saxatilis</i> X <i>M. chrysops</i>	Hybrides de bar	USA	bacs 0,04 m3	labo	34	130		6 à 33	0 à 100% sal	29	0,16					0-1,6
MAKINEN & RUOHONEN	1990	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Finlande	bacs 0,15-0,25 m3	/8-/9	30	125-148	298-413	10 à 15	4	54	37-493					1,2-1,8
MAKINEN & RUOHONEN	1990	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Finlande	bacs 0,15-0,25 m3	/8-/2	182	125-149	298-414	1,6 à 15,7	4	54	37-494					0,2-0,45
SODERBERG	1990	<i>Oreochromis aureus</i>	Tilapia bleu	USA	bacs 67 l		77	0,8		20-25-30	excès	48						0,1-0,6 mm/j
VIOLA & al.	1988	<i>Oreochromis aureus</i> x <i>O. niloticus</i>	Tilapia	Israël	cages 1 m3	/7-/10	100	200	383	21 à 25	2	29	20,0	100				0,65
WATANABE & al.	1990a	<i>Oreochromis homorum</i> x <i>O. mossambicus</i>	Tilapia	Bahamas	cages 1 m3	/6-/8	84	8,8	162-184		3x/j à saturation	28-32	0,9-2,6	100-200-300	1,73-2,02	1,88	3,45-3,63	3,54
WATANABE & al.	1990b	<i>Oreochromis homorum</i> x <i>O. mossambicus</i>	Tilapia	Bahamas	cages 1 m3	/8-/9	30	1,8	13,4-14,2		10	32	0,9-1,8	500-1000	1,17-1,27			6,8-6,9
HANLEY	1991	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia	Jamaïque	bacs 3500 l		95	42	189-193	28 à 32	3	28-32	1,7 p/m2		0,6-0,65			1,65-1,68
ZONNEVELD & FADHOLI	1991	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia rouge	Indonésie	bassins 29 m3	/7-/8	56	9,2-13,5	36,5-179	25,8	2,16 à 2,78	28-29	0,001-0,3	0,1-1,8				1,91-5,3
KESTEMONT & STALMANS	1992	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Velton	Belgique	bacs 25 l		28	0,002	0,03				Artemia/granulés					0-15
BERG & al.	1990	<i>Salmo salar</i>	Saumon atlantique	Norvège	bacs	/1-/5	19-29	1,6-26	2,2-37,4	12,7-14	en excès							1,14-2,49
KRAKENES & al.	1991	<i>Salmo salar</i>	Saumon atlantique	Norvège	cages 62,5 m3	/2-/6	124			4 à 11	en excès		4					0,04-1,34
BAGLINIERE & MAISSE	1990	<i>Salmo trutta</i>	Truite commune	France Bretagne	rivière					6 à 20								
MIGLAVS & JOBLING	1989	<i>Salvelinus alpinus</i>	"Arctic char"	Norvège	bacs 0,18 m3		42	5,0-10,0		6,5 à 11								1,0-2
FONDS & al.	1989	<i>Solea solea</i>	Sole	Pays-Bas	bacs 0,6 m3	/12-/1		8,2-10,1		20	0 à 8,4	40			9,4-14,7			(- 0,48)-1,4
LEVENTER	1987	<i>Tilapia aurea</i>	Tilapia	Israël	étangs 8-10 ha	/5-/10	167	50	390	13 à 28	2		3840 p/ha					1,23

Wi = Masse individuelle moyenne initiale, Wf = Masse individuelle moyenne finale, T° = Températures, RA = % de rationnement (% du poids vif total / jour), % Prot = Teneurs en protéines de l'aliment sec utilisé, Qn = taux de conversion alimentaire, SGR = Specific Growth Rate: Taux de croissance spécifique, m : Valeur moyenne, p = poissons.

L'évolution des masses moyennes au cours de la première saison d'élevage est du même ordre que celle obtenue en élevage intensif en bac (FONTAINE, 1989 ; PAPOUTSOGLU *et al.*, 1992). Durant les périodes estivales, l'écart de température entre les deux sites n'est pas suffisant pour engendrer des différences de performance de croissance. En hiver, sur la retenue du Mirgenbach, la croissance de *C. carpio* est très faible ou nulle. Durant cette période, la température de l'eau, malgré un certain échauffement, peut être inférieure à 8-10°C, ce qui constitue selon FULLNER (1988 in MARCEL, 1990) la limite inférieure de croissance de la Carpe. En cages flottantes, *C. carpio* atteint à partir du mois d'août de sa première saison d'élevage, les 350 g récoltés en élevage extensif à l'automne (HORVATH *et al.*, 1992) (Figure 15). A la fin de la première saison de production en cages flottantes, les carpes pèsent en moyenne 400 g et plus. Cet écart avec la croissance en production extensive s'accroît au cours de la deuxième année d'élevage en cages flottantes et la taille commercialisable de 1 kg s'obtient dès le mois de juillet. On peut considérer que l'élevage en cages flottantes présente l'avantage d'avancer de 3 à 4 mois les résultats obtenus en élevage extensif de manière traditionnelle. Ainsi, il est possible de disposer plus tôt de Carpe à une période où la production extensive ne peut alimenter le marché de consommation.

Le taux de croissance spécifique est communément utilisé par de nombreux auteurs (Tableau 7). Il permet de comparer les performances de croissance de différentes espèces ou de poissons issus de différents modes d'élevage. Le taux de croissance spécifique peut atteindre de 5 à 10 %/j au cours des premiers mois de vie d'un alevin de Carpe (BASAVARAJA *et al.*, 1989; PONGMAGNEERAT & WATANABE, 1993; HASAN & MACINTOSH, 1993). Pour des carpes plus grosses, il est compris entre 0,1 et 3 %/j, tous systèmes d'élevage confondus (Tableau 7). Les résultats obtenus au cours de la présente étude sont de cet ordre. Les autres espèces testées au Mirgenbach ont révélé des taux de croissance inférieurs à ceux de la Carpe. C'est le cas particulièrement pour la Tanche *Tinca tinca*. Cette espèce a un taux de croissance très faible. Les hybrides ont des performances de croissance satisfaisantes comprises entre 1 et 2,4 %/j en période chaude dès la première saison d'élevage. Ces valeurs sont voisines de celles de la Carpe ; elles semblent plus éloignées de celles de la Tanche. Les résultats des deux élevages de Carpe en cage entrepris en Lorraine (Lindre et Mirgenbach) indiquent la possibilité d'utiliser ce nouveau système dans la région.

Pour tester une nouvelle pratique d'élevage piscicole, il faut aussi disposer de modèles prévisionnels de croissance pour prédire la production. Des modèles de croissance pour l'aquaculture intensive existent pour d'autres espèces que la Carpe. C'est le cas pour *Oncorhynchus mykiss*, *Salvelinus fontinalis*, *Salvelinus namaycush* (DWYER *et al.* 1981 in SODERBERG, 1990), pour le Saumon *Salmo salar* (DWYER & PIPER 1987 in SODERBERG, 1990), pour le Tilapia *Oreochromis aureus* (SODERBERG, 1990) ou pour des hybrides issus du croisement femelles *Esox masquinongy* x mâles *E. lucius* (MEADE *et al.* 1983 in SODERBERG, 1990). Pour la Carpe élevée extensivement en étangs, SZUMIEC

(1990) propose un modèle de croissance. L'objectif de cet auteur est de quantifier les effets combinés de la température de l'eau, de la densité finale de poissons et de la valeur nutritive des aliments sur la croissance des alevins. Ce modèle permet aussi d'estimer les rendements de production. Jusqu'à présent, il n'existe pas de modèle établi pour la croissance de la Carpe en cages flottantes. Cette pratique associe les conditions d'élevage intensif et les variations thermiques saisonnières de l'environnement.

Lors de ce travail, deux approches sont présentées. Le modèle sinusoïdal issu du modèle de CLOERN & NICHOLS (1978) et le modèle multilinéaire. Ces deux modèles expliquent plus de 70 % des taux de croissance spécifique de la Carpe en cages flottante au Mirgenbach. Leur application aux résultats obtenus à Lindre fournit des résultats divergeants. Le modèle sinusoïdal explique près de la moitié des SGR observés à Lindre (48 %), alors que le modèle multilinéaire n'en explique que 28 %. La technique multi-régressive simple est, selon MENESGUEN *et al.* (1984), une technique plus qualitative que quantitative ; elle permet de faire ressortir les paramètres réellement susceptibles d'influencer la variable expliquée. Le modèle sinusoïdal a plus de validité. Cependant il a deux inconvénients. Tout d'abord, il ne prend pas en compte le phénomène de plateau qui est mis en évidence sur la figure 21 (SGR en fonction du taux de rationnement). Pour des taux de rations supérieurs à 4%/j, des valeurs aberrantes de SGR pourraient être calculées. De tels taux de rationnement sont peu utilisés pour les phases de grossissement. Ils sont en général inférieurs à 3 - 3,5 (BILLARD, 1995a). Deuxièmement, il permet difficilement l'intégration d'autres facteurs comme le quotient nutritif, la densité d'élevage.... Le modèle multilinéaire offre plus facilement cette possibilité qui consiste à rajouter un paramètre à son équation ; actuellement moins performant, il sera plus facile à améliorer que le modèle sinusoïdal. Dans l'objectif d'une amélioration des modèles établis, il faut considérer, dans un cas, la partie "log RA" qui n'est pas prise en compte et l'effet "sinus" sur la température non considéré par l'autre modèle. Le rationnement pourrait être placé en exposant puisqu'il varie avec la température. Cependant, il est difficile d'ajuster la ration alimentaire qui est fonction de l'ingestion par les poissons et ainsi dépendante des pertes d'aliments dans le milieu.

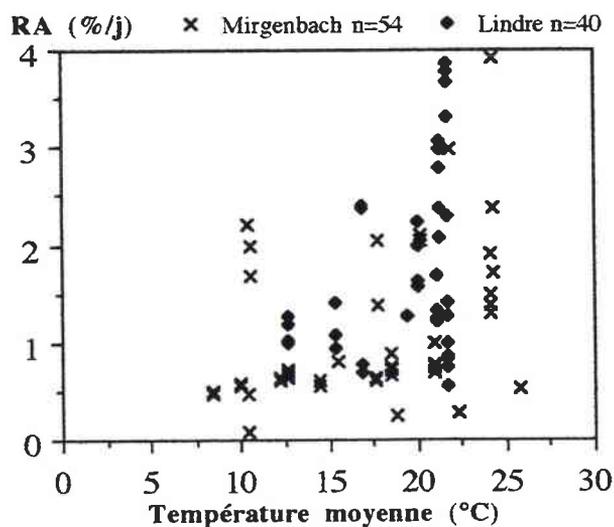


Figure 30 : Rationnement alimentaire (RA en %/j) de *C. carpio* élevée en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre en fonction de la température moyenne de l'eau.

Les conditions d'élevage à Lindre sont plus homogènes que celles au Mirgenbach. Elles correspondent à une situation bien précise de production (période, durée, densité), avec des taux de rationnement qui sont fonction de la température (figure 30). Ce qui n'est pas le cas au Mirgenbach.

De plus, la charge d'élevage à Lindre est plus élevée qu'au Mirgenbach (Figure 31). Dans de tels cas, des difficultés de nourrissage peuvent être rencontrées. Le comportement alimentaire des poissons est modifié surtout s'ils ne sont pas calibrés. Ces différences de conditions d'élevage interviennent dans le test de validité des deux modèles. Le modèle sinusoïdal peut, toutefois, constituer un moyen de prédiction de la croissance de la Carpe en cages flottantes dans une gamme de taux de rationnement de 0,5 à 4 %/j. Cependant, il est à considérer avec précautions. Ses domaines de validité doivent correspondre à des situations proches de celles où il a été établi.

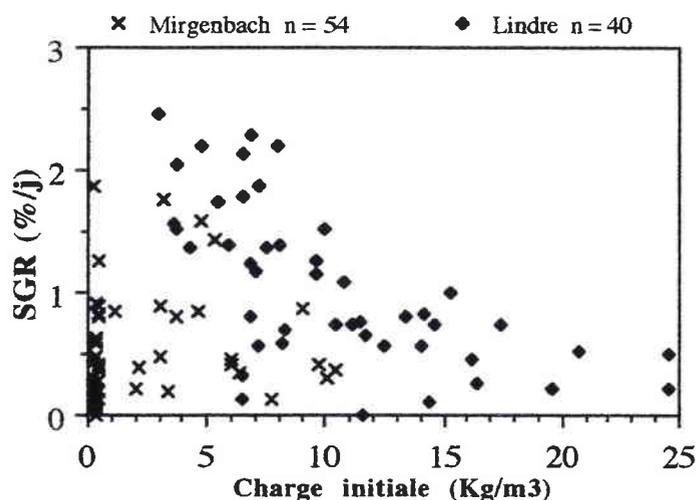


Figure 31 : Taux de croissance spécifique (SGR en %/j) en fonction de la charge initiale de poissons (kg/m^3) en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.

L'analyse bibliographique regroupée dans le tableau 7 montre que les phénomènes intervenant sur la croissance sont complexes. Les taux de croissance spécifique sont très variables selon les auteurs. Les conditions expérimentales sont différentes d'une étude à l'autre. Les deux modèles, établis dans la présente étude, intègrent deux ou trois paramètres (température, rationnement, masse). Mais ils ne peuvent expliquer toute la variabilité observée. Les gammes de températures, les rations alimentaires et les types d'aliments (teneurs en protéines), les masses initiales, les volumes et densités d'élevage sont autant de paramètres influençant les performances de croissance. D'autres facteurs peuvent aussi avoir un effet sur la croissance comme la photopériode, la qualité de l'eau ou la vitesse du courant.

Il est nécessaire de nourrir le cheptel avec des aliments composés secs de manière intensive, d'ailleurs l'utilisation de céréales comme unique source de nourriture provoque l'apparition de déficiences (HORVATH *et al.*, 1992). Cela implique un coût de production de la Carpe bien supérieur à celui d'une production traditionnelle en étangs. La production de carpes, à l'aide de ce système, ne peut être rentable que si son prix de vente est supérieur à celui pratiqué lors des saisons de vidange d'étangs du fait de sa disponibilité (MARCEL, 1993a). La rentabilité de ce type de structure peut être améliorée de plusieurs manières :

- par la vente de carpes avant la vidange et leur valorisation (sous forme de filet par exemple),
- par l'élevage puis la transformation d'autres espèces dont le prix de vente est supérieur à celui de la Carpe.

La rentabilité économique de la culture en cage impose des contraintes aux cycles de production. Elle dépend en grande partie du facteur de conversion alimentaire (Q_n). Ce paramètre utilisé pour mesurer l'efficacité de la nourriture (HASAN & MACINTOSH, 1993) se révèle le plus affecté par des conditions d'élevage défavorables (COCHE, 1978). Il traduit aussi la prise ou la non prise de nourriture des poissons. Les dates de mise en charge et de récolte des poissons sont aussi déterminantes et ont un impact direct sur la rentabilité d'un élevage.

La prise de nourriture en cage flottante est un facteur déterminant pour les performances de croissance des poissons. Elle s'avère difficile lorsqu'il s'agit d'animaux non conditionnés à consommer un aliment composé, sec et distribué en surface. En étang, *C. carpio* fouille le fond (HUET, 1970). En cages flottantes, son comportement alimentaire est complètement modifié. Les animaux viennent manger en surface ou attrapent les granulés au cours de leur descente dans l'eau. Ce problème d'adaptation n'est pas spécifique à la Carpe. Toute espèce placée dans des conditions d'élevage intensif doit modifier son comportement alimentaire. La Carpe est, en fait, un poisson plus facile à initier que des espèces carnassières. L'utilisation de granulés flottants favorise la prise d'aliments par les poissons. Dans un milieu comme la retenue du Mirgenbach, cela peut occasionner des pertes par simple dérive due au courant. L'adaptation à l'alimentation composée peut durer pendant tout le premier cycle d'élevage et la croissance est, de ce fait, meilleure la deuxième année. STEFFENS (1970) préconise d'élever cette espèce sur deux cycles d'élevage afin d'éviter des pertes importantes. Les empoissonnements de *C. carpio* en hiver et même au printemps semblent moins favorables que ceux réalisés en été avec des poissons non conditionnés à l'alimentation artificielle. La présence de poissons déjà initiés aux granulés ou l'association de deux espèces comme le Tilapia et le poisson chat, peut stimuler la consommation de la nourriture. La période d'adaptation est réduite et la croissance est améliorée (D'SILVA & MAUGHAN, 1992). Le mode de distribution de l'aliment peut aussi être en cause. Il est reconnu, que pour la croissance, une distribution automatique continue et régulière de l'aliment (distributeur à tapis) est préférable à une distribution manuelle en plusieurs repas (MARCEL, 1990 ; KERDCHUEN & LEGENDRE, 1991). La période de distribution est parfois différente selon les espèces. C'est le cas du Silure africain (*Heterobranchus longifilis*) dont la croissance est améliorée lorsque les animaux sont nourris la nuit (KERDCHUEN & LEGENDRE, 1991).

La croissance moyenne de la Carpe augmente pour des rations alimentaires croissantes (MARCEL, 1990). Ce poisson est capable d'ingérer plus de 4 % de son poids en nourriture par jour à 26,5°C (GARCIA & ADELMAN, 1985 *in* MARCEL, 1990). A des températures moyennes de 23-24°C, il semble que des quantités de nourriture journalières de 2,2 à 2,5% permettent un Q_n optimal (STEFFENS, 1970; MARCEL, 1990; VIOLA & LAHAV, 1991).

Dans les principaux systèmes d'aquaculture, ce coefficient est en général inférieur à 3 et souvent compris entre 1 et 2 (tableau 7). Les résultats de la présente étude se sont révélés satisfaisants, sur les deux milieux, pour certains lots ($Q_n < 2$). Ils sont comparables à ceux décrits par STEFFENS *et al.* (1969 in COCHE, 1978). Ces auteurs ont obtenu des SGR de 1,7 à 2 %/j et des Q_n de 1,6 à 2,2 sur des carpes de même masse, dans de l'eau de 25 à 30 °C (rationnements de 2 à 4 %/j). D'après les résultats obtenus sur le Mirgenbach et sur le Lindre, 15-17°C constituent la limite à partir de laquelle les facteurs de conversion alimentaire de *C. carpio* augmentent considérablement. Des taux de croissance maximum ne correspondent pas nécessairement au rendement optimum de l'alimentation (COCHE, 1978). Le choix de la ration alimentaire journalière en vue d'un rendement optimum de l'alimentation artificielle fournie aux élevages, est souvent délicat. La relation, existant entre le taux d'alimentation journalier (RA) et le taux de conversion de cette alimentation (Q_n), est fonction de l'espèce, de la taille et de l'âge des individus, de la densité de stockage, de la qualité de l'alimentation, de son acceptation, de son mode de distribution et de la température de l'eau (STEFFENS, 1970; COCHE, 1978; MARCEL, 1990). Dans les régions tempérées, la date de récolte conditionne les valeurs du taux de conversion alimentaire. Plus les récoltes sont tardives, plus ce taux augmente. De nombreux auteurs ont mis en évidence que la température de l'eau a une influence directe sur le métabolisme des poissons. Les fonctions digestives et de nutrition (activités enzymatiques, métabolisme des protéines, absorption intestinale, etc.) ralentissent lorsque la température de l'eau décroît, diminuant ainsi les besoins alimentaires et la prise de poids (STEFFENS, 1970; ALBERTINI-BERHAUT, 1978; VIOLA & ARIELI, 1989; BERG *et al.*, 1990; MARCEL, 1990; HASAN & MACINTOSH, 1993). L'alimentation de *C. carpio* à 5 °C, diminue progressivement et s'arrête après 6 semaines à cette température (CROCKFORD & JOHNSTON, 1990). Les résultats de notre étude concernant les indices de condition indiquent que, durant les périodes froides, *C. carpio* et les hybrides Tanche-Carpe prennent de l'embonpoint. La consommation de nourriture n'entraînerait pas d'augmentation de taille du poisson mais plutôt une prise de poids. STEFFENS (1970) constate un autre effet des récoltes tardives de *Cyprinus carpio* en cages flottantes (novembre - décembre) ; cet auteur met en relation d'importantes diminutions d'effectifs avec la chute des températures du milieu.

D'autres facteurs peuvent influencer l'alimentation des poissons. Selon ZONNEVELD & FADHOLI (1991), la qualité de l'eau et la densité de stockage ont un effet direct sur leur prise d'aliments. La composition et la présentation de la nourriture, qui leur est distribuée en cages, influencent fortement la production piscicole (COCHE, 1978). Lorsque la Carpe commune de deux ans est placée dans des conditions d'environnement similaires, sa croissance varie d'un facteur 8 selon le régime alimentaire qu'elle reçoit (MARCEL, 1990). Les performances de chaque type d'aliment sont liées à leur composition en fonction de l'espèce pour laquelle ils sont destinés. Les études actuelles sont orientées vers la recherche d'aliments de plus en plus performants qui assurent une assimilation maximale par le poisson (VIOLA & ARIELI, 1989; VIOLA & LEHAV, 1991) et donc un rejet minimal vers le milieu d'élevage et son environnement.

DEUXIEME PARTIE

RELATIONS MILIEU - ÉLEVAGE

L'introduction de cages d'élevage sur une étendue d'eau a des incidences multiples et diversifiées sur l'environnement. Elle peut limiter par sa présence, l'activité des autres utilisateurs du plan d'eau et être à l'origine de rivalités (BEVERIDGE, 1985). La présence de cages peut aussi modifier les mouvements de la masse d'eau dont dépendent les transports de l'oxygène, des sédiments et du plancton (LOLAND, 1993). D'autres conséquences à considérer, sont celles engendrées par les méthodes de culture. La culture en cages peut apporter un certain nombre de changements aux composantes biotiques et abiotiques du milieu. Le système d'élevage en cages est plus ouvert que les autres systèmes tels que les cultures en bassins. Le degré d'interaction entre le poisson en cages et l'environnement extérieur y est plus élevé. Les cages doivent être considérées comme des sous-composantes de l'écosystème aquatique dans lequel elles sont situées.

La seconde partie de ce travail est partagée en deux volets. Une étude de l'influence des élevages en cages sur la qualité de l'eau et des sédiments est présentée en chapitre III. Le chapitre IV aborde l'aspect écotoxicologique de la qualité de l'eau (PIHAN & DUBOST, 1992), et le développement de salissures sur les filets d'élevage (DUBOST *et al.*, 1996b).

CHAPITRE - III

INFLUENCE DES ELEVAGES SUR LE MILIEU

1. INTRODUCTION

Si la culture de poissons en cages flottantes ou en enclos remonte au siècle dernier, le souci de son influence sur le milieu environnant n'est apparu qu'au début des années 1970. BEVERIDGE (1985) retrace l'historique des études d'impact d'élevages en cages (Tableau 8) et situe les premières aux USA pour des productions de poissons chats et de truites (ELEY *et al.*, 1972 *in* BEVERIDGE, 1985; NEWTON, 1980 *in* BEVERIDGE, 1985). Elles se multiplient par la suite et apparaissent en Europe dans les années 1980, en Pologne et en Norvège concernant principalement la Truite (ENELL, 1982 *in* BEVERIDGE, 1985; PENCZAK *et al.*, 1982). Au cours des années 1980, l'utilisation de cages flottantes en mer ne se limite plus aux zones calmes comme les fjords mais s'étend aux zones où le flux des marées est élevé (FRID & MERCER, 1989). Les études d'impact, réalisées depuis quelques années (Tableau 8), concernent principalement les productions salmonicoles des pays nordiques et de l'Écosse, avec des travaux de synthèse ou de comparaison de sites (ACKERFORS & ENELL, 1994; KELLY *et al.*, 1994).

L'ensemble de ces études révèle de multiples changements du milieu qui concernent soit la faune et la flore des eaux continentales ou marines : bactéries, protozoaires, phytoplancton, zooplancton, benthos et poissons ; soit la qualité de l'eau et des sédiments. Le compartiment hydrosédimentaire est modifié par l'augmentation des corps solides en suspension et des éléments nutritifs dissous ainsi que par la baisse des teneurs en oxygène dissous (Tableau 8). Les protocoles d'étude ne sont pas toujours semblables. Les paramètres considérés diffèrent d'une étude à l'autre et les effets détectés sont variables. Peu de données chiffrées sont présentées et lorsque c'est le cas, l'approche et l'expression des résultats sont souvent différentes. Certains auteurs raisonnent en flux (PENCZAK, 1982; KELLY, 1992), et d'autres en quantités de matières (HALL *et al.*, 1990; FOY & ROSELL, 1991a). Enfin, la diversité des sites, des pratiques culturales et des tonnages de poissons produits, rendent chaque étude particulière et difficilement comparable aux autres.

L'objectif de ce travail consiste à déterminer les qualités physico-chimiques et trophiques des deux milieux continentaux, Lindre et Mirgenbach, afin de pouvoir estimer l'influence des élevages de *C. carpio* en cages flottantes sur le milieu environnant.

Tableau 8 : Synthèse bibliographique des études d'impacts écologiques de l'élevage piscicole intensif en cages flottantes dans divers pays.

Tableau d'après BEVERIDGE (1985) modifié et complété jusqu'en 1995 (classement chronologique).

Truite AEC = truite arc-en-ciel, tot = total, orga = organique, inorga = inorganique, O2d = oxygène dissous, MO = matière organique.

Masse d'eau	Superficie	Espèce cultivée	Production (/an)	Durée de l'opération	Impact	Impact indétectable	Commentaires	Références
Lac White Oak (Arkansas, USA)	1083 ha	Poisson chat	150 t	2 ans	<u>Augmentations:</u> Ptot, PO4, Norga, turbidité, alcalinité, DBO, bactéries, phyto et zooplancton, benthos <u>Diminutions:</u> O2, NO3, chl a	Température, COD	Cages situées à proximité des "outflows"	ELEY et al. (1972) in BEVERIDGE (1985)
Lac Crystal (Arkansas, USA)	24 ha	Truite AEC Poisson chat	9 t	1 an	<u>Augmentations:</u> NO3, PO4, NO2, turbidité, phyto et zooplancton, oligochètes, poissons	Température, O2, pH, NH4	Choix de trois stations d'échantillonnage	KILAMBI et al. (1976) in BEVERIDGE (1985)
Lac Hartwell (Caroline de Sud, USA)	24300 ha	Poisson chat	0,15 t	5 mois	<u>Augmentations:</u> Populations piscicoles locales		Petites cages expérimentales Etude des effets de la communauté piscicole uniquement	LOYACANO & SMITH (1976) in BEVERIDGE (1985)
Lac Keowee (Caroline de Sud, USA)	7300 ha	Poisson chat	0,43 t	12 mois	<u>Augmentations:</u> Populations piscicoles locales		Petites cages expérimentales Etude des effets de la communauté piscicole uniquement	LOYACANO & SMITH (1976) in BEVERIDGE (1985)
Dgal Wielki (Pologne)	94 ha	Carpes Tanches	-	4 ans	<u>Augmentations:</u> DBO, MES, teneurs en P du seston <u>Diminutions:</u> O2	PO4, NH4, NO3	-	KORYCKA & ZDANOWSKI (1980) in BEVERIDGE (1985)
Lac Skarsjon (Norvège)	310 ha	Truite AEC	20 t	3 ans	<u>Augmentations:</u> dans l'eau: Ptot dans les sédiments: Ptot, Ntot, consommation O2 <u>Diminutions:</u> Potentiel rédox dans les sédiments	NH4, NO3, NO2, Nkjeldahl dans l'eau	Etude des sédiments principalement	ENELL (1982) in BEVERIDGE (1985)
Lac Byajon (Norvège)	140 ha	Truite AEC	15 t	3 ans	<u>Augmentations:</u> dans l'eau: P tot dans les sédiments: P tot, Ntot, consommation O2d <u>Diminutions:</u> Potentiel rédox dans les sédiments	NH4, NO3, NO2, N kjeldahl dans l'eau	Etude des sédiments principalement	ENELL (1982) in BEVERIDGE (1985)
Réservoir Bull Shoals (Arkansas, USA)	-	Truite AEC Poisson chat	205 t	5 ans	<u>Augmentations:</u> NH4, P tot, algues vertes et diatomées, poissons de pêche sportive et poissons blancs <u>Diminutions:</u> transparence <u>Formation:</u> matières fécales sous les cages	O2d, pH, CO2, température, NO3, NO2, turbidité, alcalinité, conductivité, algues bleues, rotifères	Constatation de modifications subies par la baie dans laquelle les cages sont situées.	HAYS (1982) in BEVERIDGE (1985)
Lac Glebokie (Pologne)	47 ha	truite AEC	18 t	18 mois	<u>Augmentations:</u> C, N tot, P tot		Examen des budgets en C, N et P 27,9 g C/m2/an/kg poisson 3,6 g N/m2/an/kg poisson 0,84 g P/m2/an/kg poisson	PENCZAK et al. (1982)
Lac Begnas (Népal)	225 ha	Carpe commune et herbivore	5t	8 ans	<u>Diminutions:</u> production extensive			SWAR & GURUNG (1988)
Aquaculture côtière (Asie)					<u>Augmentations:</u> Nutriments <u>Diminutions:</u> O2d			CHUA et al. (1989)

Tableau 8 Suite

Masse d'eau	Superficie	Espèce cultivée	Production (/an)	Durée de l'opération	Impact	Impact indétectable	Commentaires	Références
Aquaculture marine (Scandinavie)		Salmonidés			<u>Augmentations:</u> MO, H2S, N, P <u>Diminutions:</u> benthos		3/4 granulés sont perdus dans l'environnement. Taux de sédimentation x20. 66% P et 13 % N de l'aliment sédiment, 11% P et 62% N dans l'eau, 23% P et 25 % N dans les poissons.	FOLKE & KAUTSKY (1989).
Reservoir Gan Shemuel (Israël)	8 ha	Carpes et Tilapia	51 t	1 an	<u>Diminutions:</u> O2d, production algale		O2d: 25 x moins dans les cages.	MILSTEIN et al. (1989)
Fjords novégiens					<u>Augmentations:</u> N, P, sédiments			AURE & STIGEBRANDT (1990).
2 sites en eau douce et 3 sites marins (Ecosse)					<u>Augmentations:</u> nombre et masse des poissons autour des cages			CARSS (1990)
Fjord Gullmar (Suède)		truite AEC	260 t	6 ans	<u>Augmentations:</u> C dans l'eau et les sédiments		C de l'aliment: 29% sédiment, 49% dans l'eau et 21% dans les poissons.	HALL et al. (1990)
Loch Fad (Écosse)	71 ha	truite AEC	135 t	14 mois	<u>Augmentations:</u> N-inorga., PO4, MES			STIRLING & DEY (1990)
Fjord Gullmar (Suède)		truite AEC	260 t	6 ans	<u>Augmentations:</u> P		P de l'aliment: 50-57% sédiment, 25-30% dans l'eau et 17-19% dans les poissons.	HOLBY & HALL (1991)
Rivière Bush (Irlande)		truite AEC		1 an	<u>Augmentations:</u> P, N		25,6 kg P/t poisson 124,2 kg N/t poisson	FOY & ROSELL (1991a) FOY & ROSELL (1991b)
Fermes aquacoles (Norvège)					<u>Augmentations:</u> P, N, C, MO, médicaments produits chimiques (anti-fouling)		Pertes = 30% de la nourriture, Fèces = 14% de la nourriture	SEYMOUR & BERGHEIM (1991).
Fjord Gullmar (Suède)		truite AEC	260 t	6 ans	<u>Augmentations:</u> N		N de l'aliment: 23% sédiment, 48% dans l'eau et 28% dans les poissons.	HALL et al. (1992)
Loch Trailaig (Écosse)	60 ha	Saumon		10 jours	<u>Augmentations:</u> P des sédiments		1,9 - 2,5 mgP/m2/j de plus que le témoin.	KELLY (1992)
Lac du Passage (Quebec)	23 ha	truite AEC	14 t	2 ans	<u>Augmentations:</u> % MO et P dans sédiments taux sédimentation <u>Diminutions:</u> zooplancton, O2d	T°, conductivité, pH de surface, Chl a, nutriments dans l'eau, NO3, NH4 dans les sédiments	Impact localisé et à court terme.	CORNEL & WHORISKEY (1993).
4 sites à Hong Kong			48 à 63 t	3 mois	<u>Augmentations:</u> DSO, H2S, P-inorga, NH4, NO3, NO2, <u>Diminutions:</u> benthos, O2d	MES, Secchi Chl a, Phéopigments, E. coli	Pas d'impact au delà de 1-1,5 km	WU et al. (1994)
Fjord Gullmar (Suède)		truite AEC	260 t	2 ans	<u>Augmentations:</u> Silice			HOLBY & HALL (1994)
45 sites d'eau douce (Écosse et Norvège)		Salmonidés		6 ans	<u>Augmentations:</u> NH4, NH3		Augmentation liées à la température.	KELLY et al. (1994)
Fjord Kiel (Baltique)		truite AEC			<u>Augmentations:</u> MO des sédiments <u>Diminutions:</u> benthos, O2d des sédiments		1,5-3,5 fois plus de MO dans les sédiments juste sous les cages. Effet très local.	KROST et al. (1994)
Pays nordiques					<u>Augmentations:</u> N, P, MO, vase		63-93 kg N/t poisson 6,5-12,5 kg P/t poisson 2,9-3,5 kg vase /kg poisson	ACKERFORS & ENELL (1994).
Fjord Kolding (Danemark)		Saumon			<u>Augmentations:</u> MO des sédiments		Expérimentation orientée sur la réduction des sulfates dans les sédiments	HOLMER & KRISTENSEN (1994).
Maine	mer	Saumon		2 ans	<u>Augmentations:</u> MO des sédiments <u>Modification:</u> communautés benthiques			FINDLAY et al. (1995)
Tomioka Bay (Japon)	mer	Dorade		30 ans	<u>Augmentations:</u> MO des sédiments <u>Modification:</u> communautés benthiques			TSUTSUMI (1995)

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les conditions idéales pour réaliser une étude d'impact seraient de bénéficier des caractéristiques du site avant l'implantation de l'élevage sur plusieurs cycles annuels et de les comparer à celles relevées au cours de la production. En réalité, les études d'impact naissent, le plus souvent, au moment de l'installation des élevages, voir même après un certain temps de production. Il n'est donc pas possible de disposer d'un "point zéro" du site. Dans ce cas, la comparaison se fera entre le site de production et une station témoin ou un milieu témoin, durant la même période.

La présente étude est réalisée sur deux plans d'eau ayant des caractéristiques physiques et hydrologiques très différentes. La retenue du Mirgenbach est un site qui est étudié pratiquement depuis sa création en 1985 mais qui évolue avec les années (VEIN *et al.*, 1990). Par contre, l'étang de Lindre n'a pas fait l'objet d'études de ce type jusqu'alors. Pour ces raisons et dans les deux cas, nous ne disposons pas d'une situation de référence et c'est le deuxième type d'études d'impact qui s'impose¹⁶.

Cependant, cette approche pose le problème du choix du site témoin et de sa représentativité. Il faut donc, dans un premier temps, déterminer la variabilité spatiale (horizontale et verticale) et temporelle des caractéristiques de ces deux plans d'eau en s'intéressant à un maximum de paramètres. Lorsque les caractéristiques physiques, chimiques et trophiques des milieux sont connues, le choix d'une station témoin représentative de la station cages permet la comparaison entre les deux stations. En se référant aux travaux antérieurs (Tableau 8), nous orientons notre étude vers les deux compartiments eau et sédiments. Les aspects concernant les peuplements phytoplanctoniques ne sont considérés qu'au travers des biomasses chlorophylliennes. Le zooplancton, le benthos et les poissons en élevage extensif ne sont pas abordés au cours de cette étude pour plusieurs raisons : de faibles productions en cages, des élevages intensifs récents dans ces milieux, et un manque de points de repères initiaux.

2.1. L' EAU

Sur chaque plan d'eau, la caractérisation des stations nécessite l'étude des paramètres physiques, chimiques et trophiques à plusieurs échelles afin d'évaluer les variations :

- journalières en réalisant des cycles de mesures nycthéméraux¹⁷,
- saisonnières avec un pas de temps bimensuel,
- annuelles et pluriannuelles avec un pas de temps mensuel.

¹⁶Comparaison entre une station cage et une station témoin sur le même site.

¹⁷Cycles nycthéméraux réalisés sur 24 ou 48 heures avec un pas de temps de 15 minutes.

Il est nécessaire de faire intervenir aussi plusieurs niveaux pour évaluer la variabilité spatiale : - niveau horizontal avec le choix de plusieurs stations, - niveau vertical avec le choix de plusieurs profondeurs.

Les protocoles établis prennent en compte plusieurs contraintes techniques. Pour réduire le biais de la variabilité temporelle des descripteurs, les prélèvements d'eau doivent être réalisés au cours d'une période la plus réduite possible, à une date donnée. Du fait du caractère labile de certains paramètres, les échantillons sont analysés le plus rapidement possible.

2.1.1. Échantillonnage

a- ÉTANG DE LINDRE

Deux stations sont prospectées en 1991 : la station où l'élevage en cages flottantes est installé (station cages) et la station témoin distante d'environ 50 m (Figure 32). Les 15 cages flottantes réparties sur 3 pontons en 1992, sont localisées à l'est du déversoir près du canal de vidange de l'étang. La variabilité spatiale du plan d'eau est étudiée en 1992, cinq stations sont prospectées (Stations : cages, témoin, 1, 2 et 3). Ces cinq points d'étude se situent dans la dernière pièce d'eau, alimentant la pisciculture. Les stations cages, témoin et station 1 ont des profondeurs d'eau respectives de 3,3 m, 3 m et 3,2 m. Les stations 2 et 3 sont plus au large et plus profondes 4,3 m et 4,1 m respectivement.

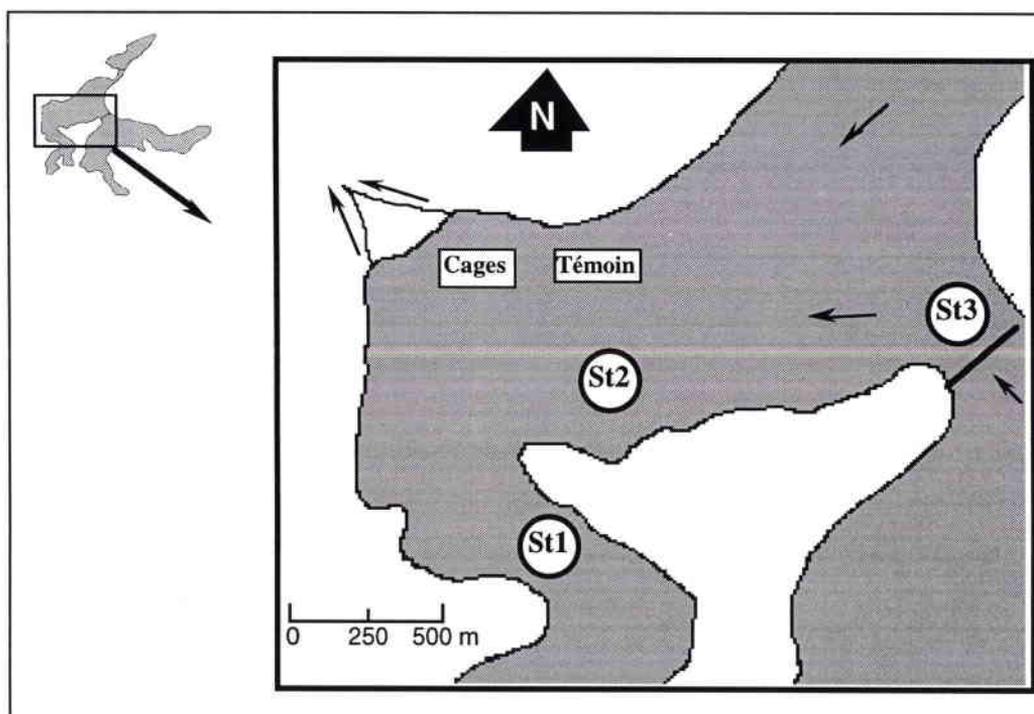


Figure 32 : Stations d'échantillonnage sur l'étang de Lindre.

Les mesures de température et oxygène dissous sont réalisées tous les 0,5 m, de la surface au fond. Les prélèvements d'eau¹⁸ aux stations 1, 2 et 3 sont effectués à mi-profondeur : entre 1,5 et 2 m. Les deux autres stations, cages et témoin, font l'objet d'un échantillonnage stratifié avec des prélèvements à trois niveaux : en surface, à 1 m et à 2 m de profondeur. Ce choix est justifié par la recherche, près des cages, de variations verticales occasionnées par l'élevage intensif.

La réalisation de cycles de mesures sur 24 ou 48 heures a lieu au niveau des cages d'élevage et à la station témoin à 2 m de profondeur avec un pas de mesures et de prélèvements¹⁹ de 15 minutes.

b- RETENUE DU MIRGENBACH

La même numérotation de stations que VEIN *et al.* (1990) est adoptée. Seules trois stations sont retenues en fonction de leur localisation par rapport aux ouvrages de rejet et de pompage de la centrale électronucléaire de Cattenom (stations 2, 3 et 4) (Figure 33). La station 2 est la plus proche de l'arrivée d'eau (rejet), la station 3 est une station pélagique centrale séparée d'environ 50 m des cages d'élevage (station cages) et la station 4 se situe vers la zone de pompage des eaux destinées au retour en Moselle. Les hauteurs d'eau moyennes sont respectivement 9,5 m, 11 m, 14 m et 15 m pour les stations cages, 2, 3 et 4.

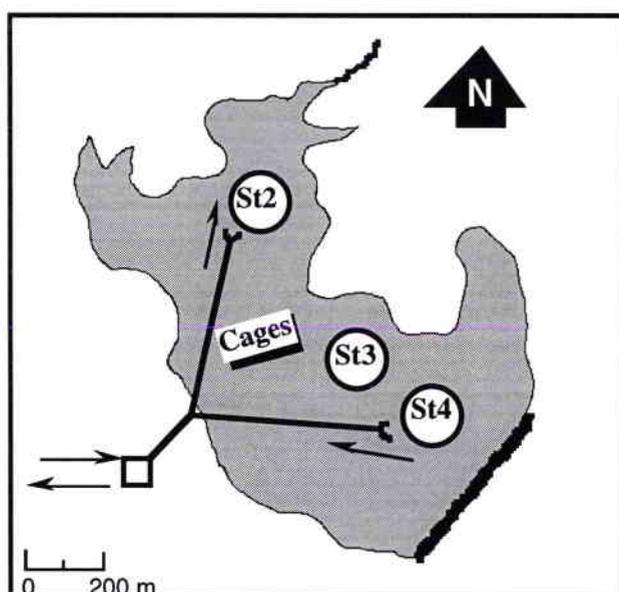


Figure 33 : Stations d'échantillonnage sur la retenue du Mirgenbach.

¹⁸Les prélèvements d'eau sont réalisés à l'aide d'une bouteille à clapets.

¹⁹Les prélèvements d'eau au cours des cycles nyctéméraux sont réalisés toutes les 15 minutes à l'aide d'échantillonneurs préleveurs automatiques. Les quatre échantillons récoltés au cours de la même heure sont regroupés dans un même flacon. Les valeurs de température, teneurs en oxygène dissous et pH sont des mesures intégrant les valeurs relevées sur 15 minutes.

Aucune différence de conductivité et de pH entre les stations 2, 3 et 4 n'est mise en évidence de 1987 à 1991 (FLESCH, 1994). La variabilité des paramètres physiques et chimiques est testée à plusieurs niveaux. Au niveau vertical, elle est testée au cours de trois campagnes (23/11/89, 24/1/90, 9/5/90) au niveau du ponton (P1 = cages, P2 et P3 à environ 15 m) et aux stations 2 et/ou 3 en surface, à 4 et 8 m de profondeur. La variabilité nyctémérale est abordée par la réalisation de cycles de mesures sur 24 ou 48 heures effectués à l'intérieur d'une cage d'élevage en comparaison avec l'extérieur ou la station 3 à 2 m de profondeur avec un pas de mesures et de prélèvements de 15 minutes. La variabilité saisonnière est étudiée aux stations 2, 3, 4 et cages cours des campagnes mensuelles ou bimensuelles (août 1989 à décembre 1991). Les prélèvements d'eau sont réalisés en surface à la mi-journée. La température et les taux d'oxygène dissous sont mesurés à tous les mètres de la surface au fond.

2.1.2. Choix, acquisition et traitement des paramètres

a. PARAMÈTRES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Chaque jour, la température est relevée au déversoir de l'étang de Lindre et en surface au niveau des cages d'élevage sur la retenue du Mirgenbach. Au cours des campagnes de mesures mensuelles ou bimensuelles, la température, la teneur en oxygène dissous (mg/l), le pH et la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) sont mesurés à l'aide de sondes W.T.W²⁰. Les concentrations de cations (mg/l) de l'eau (Ca^{++} , Na^+ , K^+ , Mg^{++}), chlorures (mg/l), et sulfates (mg/l) sont mesurées sur des échantillons d'eau prélevés à 1 m de profondeur. Les techniques d'analyses utilisées sont présentées dans le tableau 9. La teneur en oxygène dissous est exprimée en mgO_2/l mais peut aussi être exprimée en pourcentage de saturation (%) ou en écart à la saturation (mg/l)²¹.

b. PARAMÈTRES TROPHIQUES

Les éléments choisis sont :

- les éléments azotés (mg N/l) : ammonium (NH_4^+), nitrites (NO_2^-), nitrates (NO_3^-), Azote total²² (Ntot),
- les éléments phosphatés (mg P/l) : orthophosphates (PO_4^{--}) et phosphore total (Ptot),
- la silice (mg/l) (SiO_2).

²⁰Lorsque la disponibilité de matériel ne permet pas de les relever sur le terrain, le pH et la conductivité sont mesurés au laboratoire sur les prélèvements d'eau et les teneurs en oxygène dissous sont déterminées par prélèvement d'eau et dosage selon la méthode de Winckler.

²¹Une teneur théorique d'oxygène est calculée en fonction de la température. L'écart à la saturation est égal à la différence entre la valeur mesurée et cette valeur théorique. On parle de sursaturation du milieu lorsqu'il est positif et de déficit en oxygène lorsqu'il est négatif. On peut aussi réaliser le rapport entre la valeur mesurée et la valeur théorique et l'exprimer en pourcentage qui correspond au pourcentage de saturation en oxygène. Lorsqu'il est inférieur à 100, on parle de déficit et lorsqu'il est supérieur à 100, de sursaturation.

²²Azote total = Azote Kjeldahl + NO_3^- + NO_2^- . Azote Kjeldahl = Azote organique + NH_4^+ .

Tableau 9 : Méthodes d'analyse de l'eau et des sédiments (APHA, 1976; RODIER, 1984; AFNOR, 1990).

Paramètres	Méthodes - Appareillages
Température Oxygène dissous pH, Conductivité	Sondes W.T.W.
Matières en suspension (MES)	Norme NF T 90-105 Filtration de 2 l d'eau sur filtre en fibres de verre Séchage 24 h à 100°C et pesée
Perte au feu = Matières organiques (MO)	Calcination des filtres de MES à 525°C et pesée.
Ammonium (NH ₄ ⁺)	Norme NF T 90-015 Méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol
Nitrates (NO ₃ ⁻)	Méthode spectrophotométrique avec absorption dans l'U.V. après acidification
Nitrites (NO ₂ ⁻)	Méthode dérivée de la norme NF T 90-013 Méthode spectrophotométrique de diazotization avec réactif HACH NTRIVER III
Azote Kjeldahl (N _{kj})	Norme NF T 90-110 Minéralisation et neutralisation - Dosage identique NH ₄ ⁺
Orthophosphates (PO ₄ ⁻⁻⁻)	Norme NF T 90-023 Méthode spectrophotométrique après formation du complexe phosphomolybdique réduit par acide ascorbique
Phosphore total (P _{tot})	Norme NF T 90-023 Minéralisation et neutralisation - Dosage identique PO ₄ ⁻⁻⁻
Silice (SiO ₂)	Norme NF T 90-007 Méthode spectrophotométrique avec formation d'anhydride silico-molybdique
Chlorophylles et Phéopigments (Chl a, Chl tot, Phéo.)	Norme NF T 90-117 Filtration et extraction des pigments avec l'acétone Méthode spectrophotométrique
Sulfates (SO ₄ ⁻⁻⁻), Chlorures (Cl ⁻)	Chromatographie ionique : Dionex
Na ⁺ K ⁺ Mg ⁺⁺ Ca ⁺⁺	Spectrophotométrie d'absorption atomique
Carbone	Méthode Anne: attaque par oxydation sulfochromique Analyses réalisées par la SADEF

Les paramètres sont déterminés sur eau filtrée (sauf azote et phosphore totaux) ; les techniques de dosage sont regroupées dans le tableau 9. Les taux de matières en suspension²³ (mg/l), la perte au feu²⁴ (PF en %) et la transparence de l'eau (mesure au disque de Secchi en m⁻¹) sont déterminés pour évaluer la production des plans d'eau.

²³Des teneurs en matières en suspension au niveau de la rivière Moselle (zone de pompage et de rejet) déterminées par le laboratoire de la centrale nucléaire de Cattenom sont utilisées dans cette étude.

²⁴La perte au feu correspond au pourcentage de matières organiques.

Des analyses de pigments chlorophylliens ($\mu\text{g/l}$) complètent cette évaluation : chlorophylle active = Chl *a* , chlorophylle totale = Chl tot et phéopigments = Phéo. Les techniques de dosage des chlorophylles sont présentées dans le tableau 9.

2.1.3. Traitement statistique

L'effet des élevages en cages sur la qualité de l'eau est déterminé par un test-t apparié effectué pour chaque paramètre, sur l'ensemble des campagnes de mesures, entre la station cages et la station témoin à la même profondeur et à la même date ($p < 0,05$). Pour les mesures effectuées sur des cycles nycthémeraux, le test-t apparié ($p < 0,05$) est réalisé pour les mêmes heures de prélèvement. Pour un élément donné, les différences de concentrations entre la station cages et la station témoin, à une profondeur identique, sont calculées pour l'ensemble des campagnes. Les valeurs obtenues sont classées par ordre croissant. Une fréquence d'apparition est affectée à chaque valeur classée. La représentation graphique utilise une échelle gaussienne en ordonnée pour les fréquences d'apparition. Les différences de concentrations classées sont portées en abscisse. Ce mode de représentation permet de définir la probabilité pour laquelle la concentration d'un élément est supérieure aux cages par rapport à celle de la station témoin.

2.2. LES MATIÈRES RÉCOLTÉES

La récolte de matières dans les milieux implique d'autres contraintes que celles exposées précédemment pour l'étude de l'eau. Il faut, dans un premier temps, déterminer les flux de matières qui décantent naturellement. Leur quantité et leur composition sont variables en fonction de la productivité du milieu. Ainsi, il est nécessaire de réaliser l'étude sur plusieurs saisons. Dans le cas d'un milieu comme le Mirgenbach, qui a une circulation d'eau assurant un taux de renouvellement court et bénéficiant d'apport et de reprise réguliers de matières, la variabilité spatiale doit être aussi étudiée. Pour ces estimations, la récolte peut être effectuée, sur les deux milieux, avec des appareils collectant les matières qui décantent naturellement pendant un temps déterminé. La quantité de matières qui décantent et qui proviennent des cages doit être estimée parallèlement.

Cependant, les caractéristiques de chaque site constituent des contraintes supplémentaires et imposent le choix d'un matériel de récolte adéquat. Au Mirgenbach, du fait des charges piscicoles faibles, de la hauteur d'eau élevée et de la circulation hydraulique, des appareils de récolte posés au fond ne permettraient pas de quantifier un impact des cages. Les recherches sur ce milieu sont orientées vers l'évaluation des pertes d'aliments. Un appareil de grande surface de collecte est spécialement mis au point pour cette étude. Il est fixé sous les cages d'élevage, à la verticale des nourrisseurs automatiques. Les lots de poissons utilisés pour estimer les pertes de matières sont parfaitement initiés à la prise alimentaire. Les

expérimentations sont réalisées sous des cages de 1 x 5 m afin d'avoir un confinement de poissons sous le nourrisseur. La prise alimentaire étant dépendante de la température, les expériences sont réalisées au cours de l'été et l'automne.

- A Lindre, en raison de la faible profondeur, il est impossible de fixer un appareil de collecte des aliments sous les cages à l'aplomb des nourrisseurs. Par contre, l'installation d'un appareil de collecte sur le fond, permet d'estimer la production de matières fécales, les productions piscicoles étant plus importantes qu'au Mirgenbach. La période de collecte de matières est dépendante de la période de production piscicole sur ce site (du printemps à l'automne).

2.2.1. Echantillonnage

a. Sédimentomètre

L'appareil reposant sur le fond est le **sédimentomètre**. Il s'agit d'un appareil composé d'un bidon de 50 l surmonté d'un cône collecteur de 0,093 m² d'ouverture. L'ensemble est porté par une armature métallique (Figure 34). Lesté à la base, il repose sur le fond pendant une période déterminée variant de 15 à 90 jours. Lors du relevé de cet appareil, la remontée doit être lente et progressive afin d'éviter la formation de turbulences et la perte de matières.

Quatre appareils de ce type sont utilisés pour caractériser ces deux sites en 1991 (2 sur la retenue du Mirgenbach et 2 sur l'étang de Lindre). L'étude du milieu est réalisée au Mirgenbach au cours de 7 poses de sédimentomètres de juillet 1991 à février 1992 aux quatre stations cages, 2, 3 et 4. A Lindre, du fait de la faible circulation de l'eau, le transport de matières est restreint. L'étude est réalisée à la station témoin de juillet à octobre 1991 et de mars à octobre 1992.

Au cours de l'année 1991, l'étang de Lindre ne dispose que d'un seul ponton d'élevage amarré à deux corps morts. La surface d'élevage est estimée à 100 m². Les sédimentomètres sont posés au fond, sous ce ponton immobile et à la station témoin. Deux campagnes sont réalisées :

- Campagne L1 :

du 24/7/91 au 22/8/91 avec une masse totale initiale de 260 kg de carpes de 70 g dans 5 cages nourries avec un aliment complet à 29 % de protéines (INVE 7) à un taux de rationnement moyen de 3,6 %/j. Le quotient nutritif Qn^{25} est de 1,5. L'expérience dure 29 jours.

- Campagne L2 :

du 22/8/91 au 1/10/91 avec une masse totale initiale de 540 kg carpes de 170 g dans 5 cages nourries avec un aliment complet à 29 % de protéines (INVE 7) à un taux de rationnement moyen de 1,6 %/j. L'indice de consommation de ces poissons Qn est de 0,8. L'expérience dure 40 jours.

²⁵ Qn est calculé avec la formule (4) du chII §2.4. page 37.

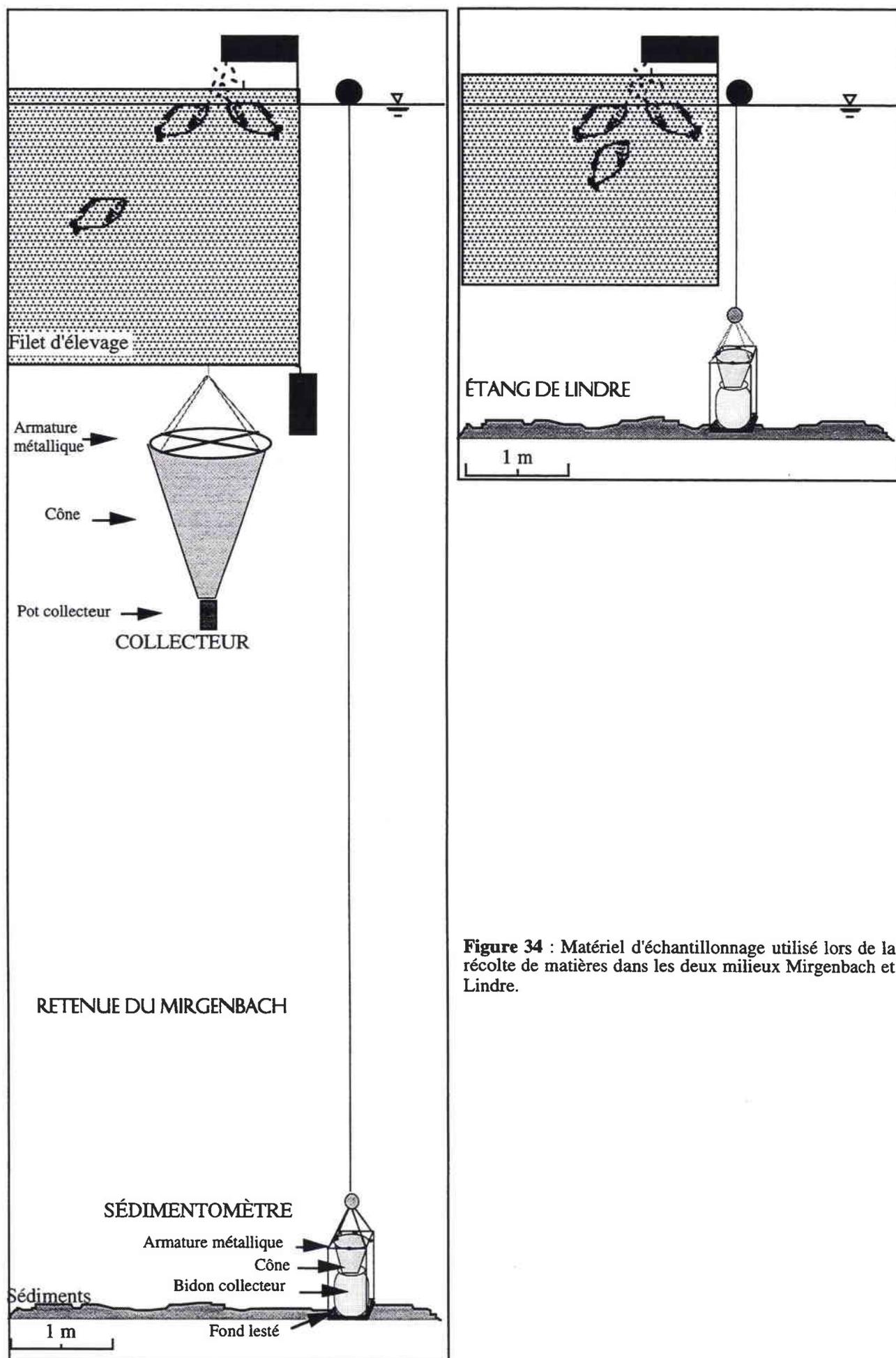


Figure 34 : Matériel d'échantillonnage utilisé lors de la récolte de matières dans les deux milieux Mirgenbach et Lindre.

En 1992, chaque ponton est amarré à un seul corps mort. En conséquence, la position de ces structures est tributaire de la direction des vents. La surface de l'étang subissant l'effet des élevages en cages correspond à la zone d'évitage ; elle est estimée à 120 m². Deux sédimentomètres sont posés dans cette zone, sous les cages. Deux autres sont posés à la station témoin au cours des campagnes L3.

Campagnes L3 :

Trois périodes successives de 50, 43 et 84 jours du 4/5/92 au 18/10/92. La dernière période correspond à la période de vidange de l'étang. Durant la saison d'élevage en cages, la masse initiale de poissons est de 1,6 t et atteint 2,4 t en fin de production. L'aliment utilisé, un mélange de 40 % de granulés (INVE 7) et de 60 % d'orge, est distribué en moyenne à 1,4 %/j. Qn = 2,9.

b. Collecteurs

Sur la retenue du Mirgenbach, l'appareil de collecte placé sous un filet d'élevage est le **collecteur** (Figure 34). Mis au point pour cette étude, il offre une surface de collecte de 1 m². Il est constitué d'une armature métallique supportant un cône en matière plastique débouchant sur un pot collecteur cylindrique en PVC. Il mesure 1 m de hauteur. Cet appareil est posé au Mirgenbach de 6 à 80 jours, sous le filet d'élevage au niveau du distributeur d'aliments, à environ 4 m de profondeur. Un second collecteur est posé à la même profondeur à une station témoin (Station 3).

Trois campagnes de collecte sont réalisées :

- Campagne M1 :

du 25/6/91 au 17/7/91 avec un lot de 15 kg d'hybrides tanche - carpe de 10 g (lot 5). L'aliment complet est à 40 % de protéines (Granufish 1,8). Il est distribué à un taux de rationnement moyen de 1,7 %/j. L'indice de consommation de ces poissons Qn est de 0,6. L'expérience dure 22 jours.

- Campagne M2 :

du 17/7/91 au 16/8/91 avec un lot de 30 kg d'hybrides tanche - carpe de 18 g (lot 5). L'aliment complet est à 40 % de protéines (Granufish 1,8). Le taux de rationnement moyen est de 0,8 %/j. L'indice de consommation de ces poissons Qn est de 0,8. L'expérience dure 30 jours.

- Campagne M3 :

du 18/8 au 5/11/91 avec un lot de 56 kg de carpes de 1kg (lot 17) nourries avec un aliment complet à 24 % de protéines (Granufish 4,8) à un taux de rationnement moyen de 1,6 %/j. L'indice de consommation de ces poissons Qn est de 2,3. L'expérience dure 79 jours.

2.2.2. Traitements et analyses

On détermine la masse sèche de matières récoltées ainsi que leurs teneurs en azote, phosphore, carbone et matières organiques. Les matières récoltées, par l'un ou l'autre de ces appareils, décantent au laboratoire pendant 24 heures dans une éprouvette. Elles sont ensuite séchées par passage à l'étuve à 60°C et pesées. Les échantillons secs sont alors broyés et tamisés sur 0,2 mm. La surface de collecte des sédimentomètres étant inférieure à 0,1 m², les valeurs sont rapportées au mètre carré et exprimée en g/j/m².

- La teneur en matières organiques est estimée par la perte au feu. On calcine 1 g de matières sèches à 525°C pendant 24 heures. Pour chaque échantillon, la mesure est faite en double.

$$\%M.O. = 100 \times \left(1 - \frac{P_c}{P_s} \right) \quad (1) \quad \text{avec } \% M.O. = \text{Matières organiques en } \%, P_s = \text{Masse de matières sèches (g), } P_c = \text{Masse de cendres après calcination (g).}$$

- Le dosage en phosphore total sur les matières sèches est celui du phosphore total dans l'eau Norme NF T 90-023. (AFNOR, 1990). Le dosage est réalisé en double. Les résultats sont exprimés en milligrammes de phosphore par gramme de poids sec (mgP/gPS). Ils correspondent à la quantité de P contenue dans la matière sèche exprimée en %.

- Le dosage de l'azote dans les matières sèches est adapté de la norme NF T 90-110 (AFNOR, 1990) sur l'eau. Le protocole est modifié en doublant les réactifs lors de la minéralisation. Trois analyses par échantillon sont effectuées. Les résultats sont exprimés en milligrammes d'azote par gramme de poids sec (mgN/gPS) ou en ‰ de matière sèche.

- Les teneurs en carbone sont dosées par un laboratoire extérieur (SADEF) par la méthode ANNE. Cette méthode consiste en une oxydation sulfochromique. Les résultats sont exprimés en mgC/g PS ou en ‰ de matière sèche.

2.2.3. Bilans de matières

Deux approches peuvent être envisagées. La première consiste à exprimer l'augmentation de matières et de teneurs en éléments entre la station cages et la station témoin sous forme d'un rapport. La deuxième approche considère les quantités de matières (matières sèches MS, azote N et phosphore P) dans l'aliment distribué (a), dans les matières récoltées dans les échantillonneurs (r), dans l'eau sous forme dissoute (e), dans les poissons exportés lors de la récolte (p) et le reliquat (ε) (Figure 35). Les résultats obtenus avec les collecteurs au Mirgenbach permettent l'évaluation des pertes d'aliments. Ceux des sédimentomètres à Lindre sont utilisés pour estimer les quantités de matières fécales.

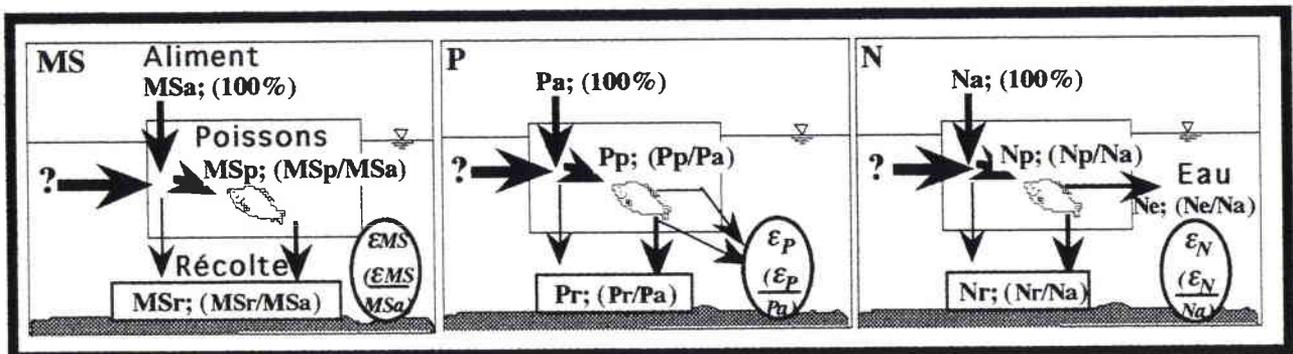


Figure 35 : Paramètres utilisés dans l'établissement des bilans de matières sèches (MS), de phosphore (P) et d'azote (N) au niveau d'élevages piscicoles en cages flottantes.

Le bilan des matières sèches est réalisé à partir des masses d'aliments distribués aux poissons (MSa), qui correspondent à la masse de matières sèches récoltées (MSr), à la masse sèche de poissons produits au cours de la période d'étude (MSp) et à l'ensemble des masses sèches d'aliments introduits dans le milieu qui ne sont pas retrouvées (\mathcal{E}_{MS}).

$$MSa = MSr + MSp + \mathcal{E}_{MS} \quad (2)$$

$$\mathcal{E}_{MS} = MSa - MSr - MSp \quad (3)$$

\mathcal{E}_{MS} correspond à la fois aux aliments distribués pendant l'élevage qui ne sont ni mesurés dans les poissons, ni récupérés dans les échantillonneurs mais prend aussi en compte la part de sources alimentaires que les poissons peuvent puiser dans le milieu. Cette dernière n'est pas estimée au cours de ce travail.

Le bilan concernant le phosphore (Figure 35) est réalisé de la même façon que pour les matières sèches avec :

$$Pa = Pr + Pp + \mathcal{E}_P \quad (4)$$

$$\mathcal{E}_P = Pa - Pr - Pp \quad (5)$$

Dans le cas de l'azote une composante supplémentaire est introduite dans le bilan (Figure 35). Il s'agit de l'estimation de la masse d'azote dissoute dans l'eau (Ne). Le bilan est alors :

$$Na = Nr + Np + Ne + \mathcal{E}_N \quad (6)$$

$$\mathcal{E}_N = Na - Nr - Np - Ne \quad (7)$$

Le calcul des masses est réalisé pour l'aliment, les matières récoltées, l'eau (uniquement pour l'azote et les poissons).

- DANS L'ALIMENT :

Masse sèche d'aliment MSa (kg) :

$$MSa = Ma \times \frac{(100 - \%Hum)}{100} \quad (8) \quad \text{avec } Ma = \text{Masse d'aliment (kg), } \%Hum. = \text{pourcentage d'humidité dans l'aliment (\%).}$$

Masse d'azote dans l'aliment Na (kg)

$$Na = MSa \times \frac{\%Na}{100} \quad (9) \text{ avec } Na = \text{masse d'azote dans l'aliment distribué (kg), } MSa = \text{Masse sèche d'aliment distribué (kg), } \%Na = \text{pourcentage d'azote dans l'aliment (\%).}$$

Masse de phosphore dans l'aliment Pa (kg)

$$Pa = MSa \times \frac{\%Pa}{100} \quad (10) \text{ avec } Pa = \text{masse de phosphore dans l'aliment distribué (kg), } MSa = \text{Masse sèche d'aliment distribué (kg), } \%Pa = \text{pourcentage de phosphore dans l'aliment (\%).}$$

- DANS LES MATIÈRES RÉCOLTÉES :

La masse sèche de matières récoltées MSr (kg)

Elle correspond à la quantité de matières récoltées au niveau des cages corrigée par celle recueillie à la station témoin²⁶.

$$MSr = MSr_{cages} - MSr_{témoin} \quad (11)$$

La masse d'azote récoltée Nr (kg) :

$$Nr = \frac{[(MSr_{cages} \times \%Nr_{cages}) - (MSr_{témoin} \times \%Nr_{témoin})]}{1000} \quad (12) \text{ avec } \%Nr = \text{teneur en azote des matières récoltées en mgN/g PS.}$$

La masse de phosphore récolté Pr (kg) :

$$Pr = \frac{[(MSr_{cages} \times \%Pr_{cages}) - (MSr_{témoin} \times \%Pr_{témoin})]}{1000} \quad (13) \text{ avec } \%Pr = \text{teneur en phosphore des matières récoltées en mgP/g PS.}$$

- DANS L'EAU :

La masse d'azote dans l'eau Ne (kg) :

Une quantité potentielle d'azote supplémentaire dans l'eau à la station cages est calculée par la moyenne des différences de teneurs en azote total entre les cages et la station témoin sur chaque site. Elle est rapportée au volume de la cage considérée multipliée par le nombre de jours de l'expérience de collecte.

²⁶Pour l'étang de Lindre, la surface de collecte des sédimentomètres est inférieure à 0,1 m² et les appareils collectent une quantité moyenne de la matière distribuée sur l'ensemble des pontons. Nous considérons alors que les valeurs obtenues doivent être rapportées à la surface de ponton de 100 m² en 1991 et 120 m² en 1992. En 1992, lorsqu'il y a deux sédimentomètres placés à la station témoin en même temps, ce sont les valeurs moyennes qui sont soustraites aux valeurs obtenues aux niveau des cages.

$$Ne = \frac{([N_{tot}]_{cages} - [N_{tot}]_{témoin}) \times V \times dt}{t \times 1000} \quad (14)$$

avec $[N_{tot}]_{cages} - [N_{tot}]_{témoin}$ = moyenne des différences de concentrations en azote total de l'eau entre cages et témoin (mgN/l) considérée constante pour une période ($t = 1$ jour), V = volume considéré (m^3)²⁷, dt = durée de récolte (jours).

- DANS LES POISSONS

Dans ce cas, il s'agit d'estimations basées sur les données bibliographiques concernant la composition de *C. carpio* L. (INRA, 1989) Les matières sèches, l'azote et le phosphore représentent respectivement 24,2 %, 2,9 % et 0,24 % de la masse fraîche.

Masse sèche de poissons produits MSp (kg)

$$MSp = 0,242 \times (Wf - Wi) \quad (15)$$

avec Wi et Wf masses totales de poissons initiale et finale (kg).

Masse d'azote dans les poissons produits Np (kg)

$$Np = 0,029 \times (Wf - Wi) \quad (16)$$

Masse de phosphore dans les poissons produits Pp (kg)

$$Pp = 0,0024 \times (Wf - Wi) \quad (17)$$

La réalisation de ces bilans permet aussi de rapporter les quantités de matières et d'éléments introduits dans le milieu pour l'élevage et les pertes estimées à 1 tonne de poisson produit (PENCZAK, 1982; FOY & ROSELL, 1991a; ACKERFORS & ENELL, 1994).

2.2.4. Traitement statistique

Les résultats des différents paramètres sur l'eau aux stations cages et témoin sont comparés par un test-t apparié ($p < 0,05$). Ce test est appliqué à l'ensemble des résultats des études annuelles ou pluriannuelles et aux cycles nyctéméraux. Dans le cas des matières récoltées dans les collecteurs, le nombre de mesures est inférieur à 5. On applique le test de Mann-Withney ($p < 0,05$) pour comparer les résultats obtenus au niveau des cages à la station témoin. Pour les mesures de matières effectuées à l'aide des sédimentomètres le nombre d'échantillons étant supérieur ou égal à 5, une analyse de variance est utilisée pour comparer les moyennes obtenues à la station cages et à la station témoin (ANOVA, $p < 0,05$).

²⁷Mirgenbach : 12,5 m³ (cages de 1 x 5 x 2,5 m),

Lindre 1991 : 300 m³ (100 m² de surface de cages et 3 m de profondeur),

Lindre 1992 : 360 m³ (120 m² de surface de cages et 3 m de profondeur).

3. RÉSULTATS

3.1. L' EAU

3.1.1. Température, Oxygène dissous, pH et conductivité

a- ÉTANG DE LINDRE

- Température

La température de l'eau de l'étang de Lindre varie de 0°C à 25°C (Figure 3). Cette pièce d'eau gèle en hiver. L'analyse des cycles de relevés des températures met en évidence de faibles variations journalières (Annexe 6). Une amplitude maximale de 2°C est relevée au cours d'un cycle de 48 heures en mars 1992 contre 1,2°C en 24 heures au mois de juin 1992 et 1,4°C sur 48 heures au cours du mois de juillet 1992.

La représentation spatio-temporelle de la température aux 5 stations en 1992 montre l'homogénéité de ce paramètre sur la hauteur d'eau (Figure 36). A une date donnée, la variabilité thermique au sein du plan d'eau peut être décrite grâce à l'étude des écarts thermiques recensés entre les cinq stations en surface et au fond. Ces différences sont en général de faible amplitude ($\leq 1,5^\circ\text{C}$) (Annexe 7). On enregistre occasionnellement 3 °C d'écart au niveau du fond entre les 5 stations. Les amplitudes thermiques verticales maximales sont, dans la majorité des cas, inférieures à 1,2°C. Par temps calme et ensoleillé, l'amplitude verticale la plus importante est de 3,6°C (26/5/92 à la station 2).

- Teneurs en oxygène dissous

En 1992, les teneurs en oxygène dissous observées en surface et à 1,5 m varient entre 6 et 13 mg O₂/l. Elles sont très semblables pour les cinq stations. La situation est différente en ce qui concerne le fond avec à certaines périodes, des déficits marqués à la fin du mois de mai et de juillet 1992 (6-40% de saturation). Une représentation spatio-temporelle (Figure 36) montre que les stations cages et témoin moins profondes, sont moins soumises à ces phénomènes de déficit en oxygène que les autres stations (1, 2, 3).

La réalisation de cycles de mesures sur 24 ou 48 heures (annexe 6) révèle des situations variées. L'écart à la saturation peut varier de 3 à - 4 mgO₂/l au cours de 24 heures. On peut ainsi se trouver dans des périodes où les phases de sursaturation et de déficit se succèdent ou au contraire dans de longues périodes de déficit.

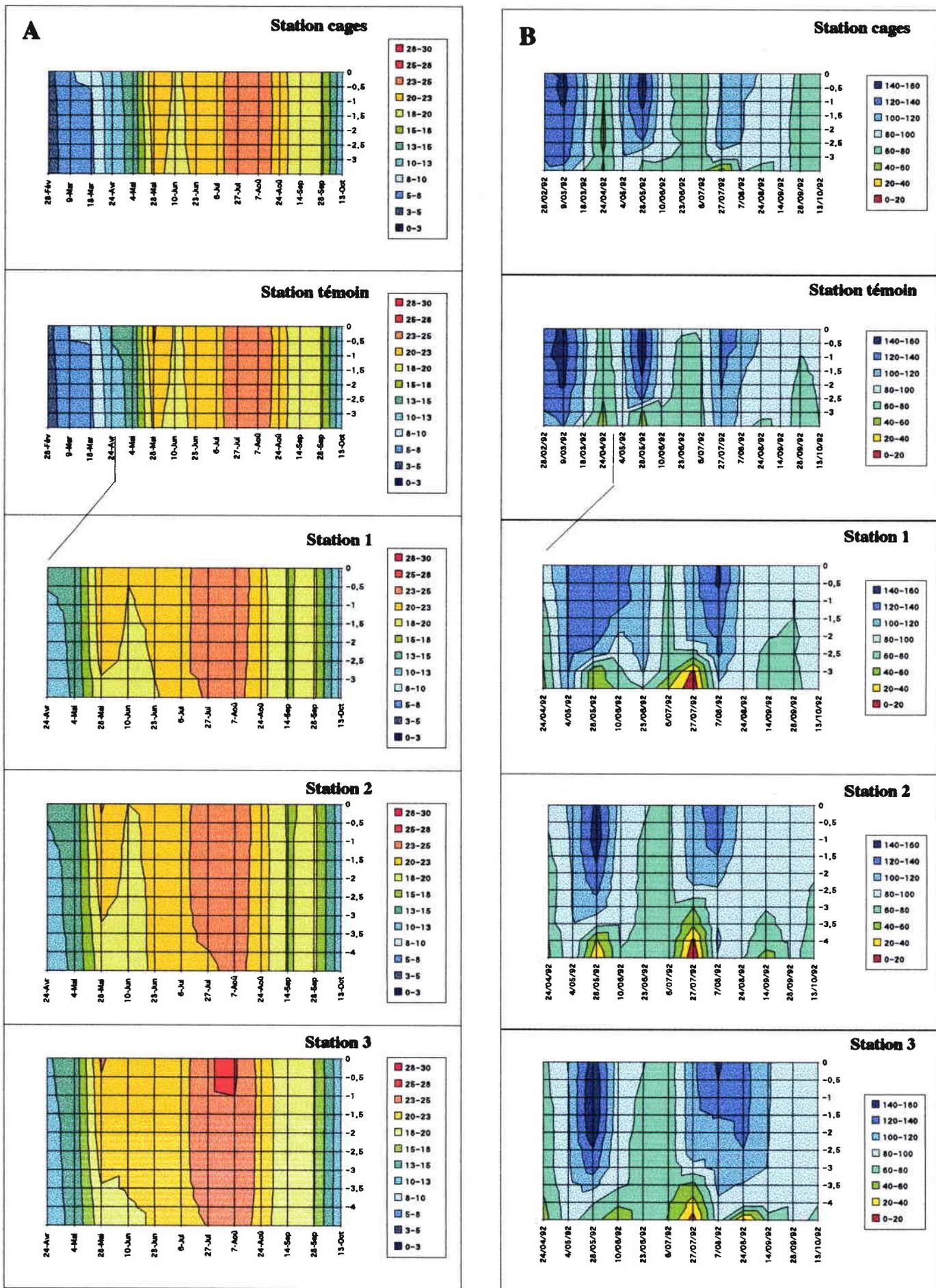


Figure 36 : Représentation spatio-temporelle (A) des températures (°C) et (B) des pourcentages de saturation en oxygène dissous (%) en 1992 sur l'étang de Lindre.

- pH

L'évolution du pH est homogène aux 5 stations étudiées en 1991 (Annexe 8). Il varie de 8,2 à 9,2. L'amplitude des variations verticales de pH est de l'ordre de 0,2 unité (Figure 37). Des variations de 7,5 à 9,7 sont enregistrées en période estivale en moins de 24 heures (annexe 6). Ainsi la variation nyctémérale de pH en un point donné est plus marquée que la variation spatiale (entre stations et entre profondeurs).

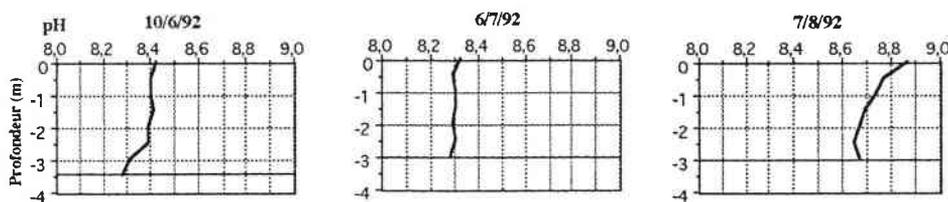


Figure 37 : Valeurs de pH à l'étang de Lindre de la surface au fond à la station témoin au cours de l'été 1992.

- Conductivité

A l'étang de Lindre, la conductivité est homogène de la surface au fond et d'une station à l'autre. Elle varie au cours de l'année 1992 de 700 à 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

b- RETENUE DU MIRGENBACH

- Température

La température de l'eau de la retenue du Mirgenbach varie de 6°C à 31°C de 1989 à 1992 (Figure 3). Les mesures nyctémérales de températures traduisent des amplitudes inférieures à 1,5 °C (cycle de mai 1991) (Annexe 9). A une date donnée, la température est homogène de la surface au fond, même à la station la plus profonde (14 m) (Figure 38). Les trois stations étudiées présentent la même évolution de température. Les écarts thermiques observés à une date donnée entre les trois stations, en surface et au fond, sont de 0,1 - 1,1 °C en surface et de 0 - 0,5 °C au fond (Annexe 7).

- Teneurs en oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous fluctuent entre 7 et 14 mg/l (st2, st3, st4 de 1987 à 1991). A une date donnée, elles sont très semblables aux trois stations et sur toute la hauteur d'eau. La retenue du Mirgenbach présente une oxygénation toujours très proche de la saturation tout au long de l'année sans déficit en profondeur (Figure 39). La réalisation de deux cycles de mesures sur 24 heures à la station 3 (annexe 9) révèle des écarts à la saturation très faibles de plus ou moins 0,7 mgO₂/l.

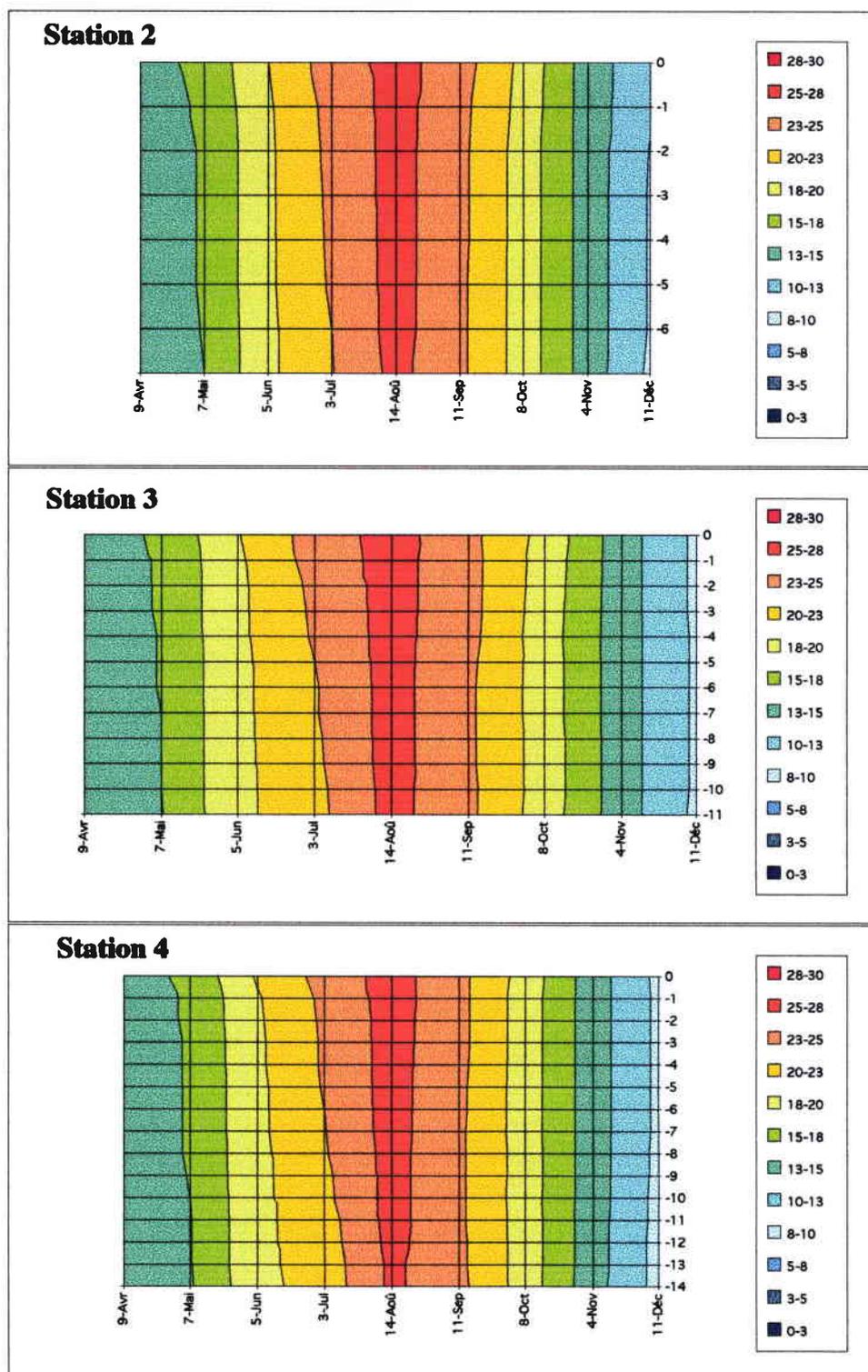


Figure 38 : Représentation spatio-temporelle des températures (°C) en 1991 sur la retenue du Mirgenbach.

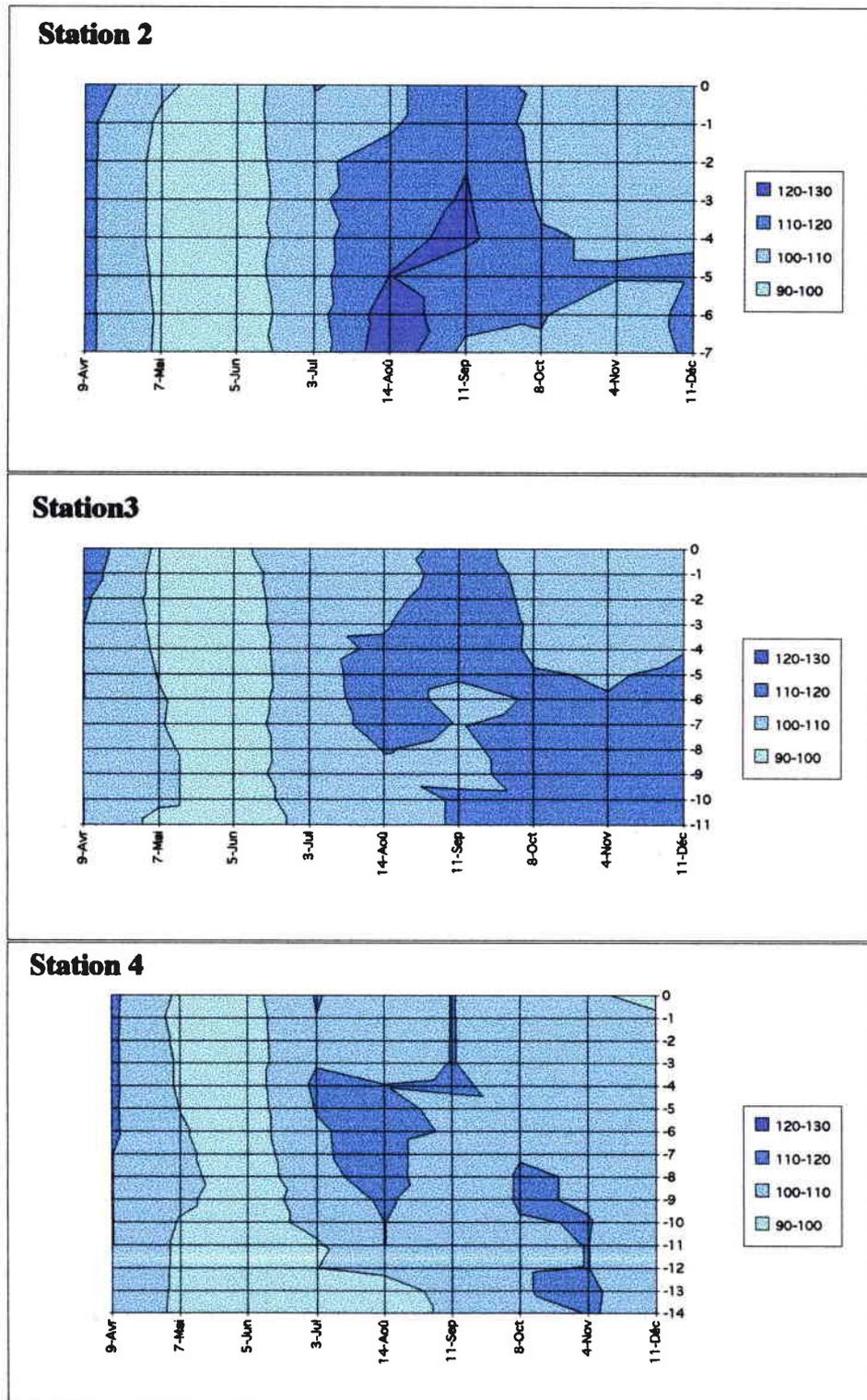


Figure 39 : Représentation spatio-temporelle des pourcentages de saturation en oxygène dissous en 1991 sur la retenue du Mirgenbach.

- pH

Le pH de la retenue du Mirgenbach varie de 7,5 à 8,5 au cours de la période comprise entre 1989 et 1991 (Figure 40).

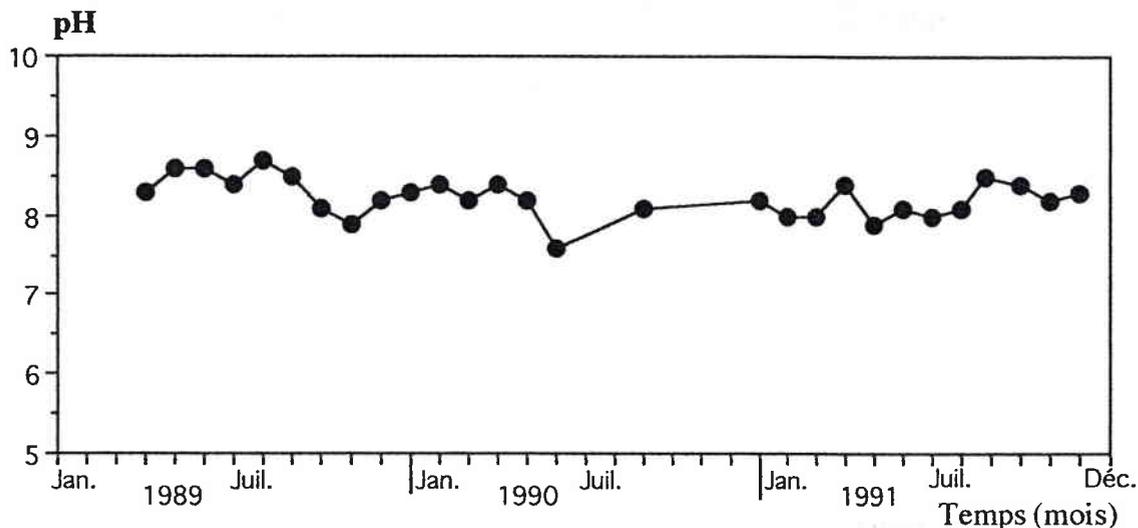


Figure 40 : Évolution des valeurs de pH sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1991.

- Conductivité

La conductivité augmente de 1986 à 1990 (Figure 41). Elle passe d'une moyenne annuelle de 1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 1986 (VEIN *et al.* 1990) à plus de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ après 1990. Ce paramètre traduit bien l'augmentation de la charge minérale du plan d'eau depuis sa mise en eau en 1985 qui tend à se stabiliser à partir de 1990.

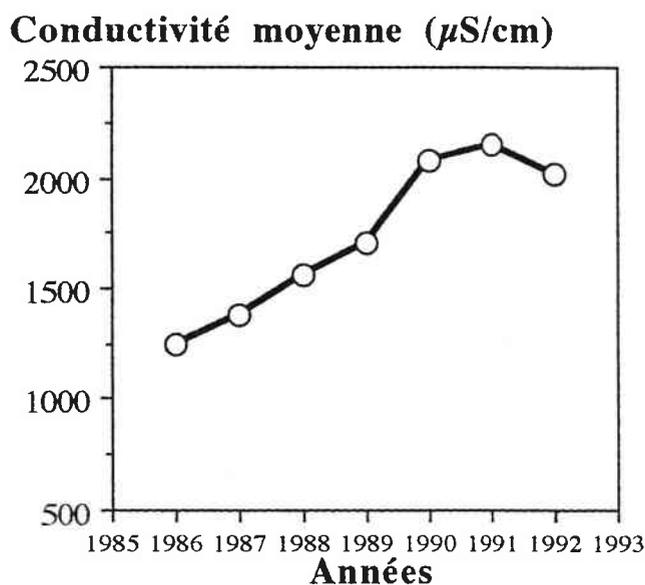


Figure 41 : Évolution de la conductivité de la retenue du Mirgenbach de 1986 à 1992.

Il existe des cas de modification du fonctionnement du centre nucléaire de production énergétique avec des arrêts de fonctionnement sur la retenue du Mirgenbach. Lorsque la circulation de l'eau dans la retenue n'est pas interrompue, la situation décrite précédemment est observée ; la masse d'eau est homogène d'un point de vue spatial (stationnel et vertical). Par contre, début août 1992, la gestion hydraulique de la retenue est modifiée. Les injections dans le Mirgenbach sont interrompues. Des figures de stratification apparaissent. On constate un déclin de la température de 26 à 21,5°C à partir de 8 m de profondeur jusqu'au fond (4/8/92). Cette stratification thermique est associée à un déficit en oxygène dissous et une baisse en pH et conductivité (Figure 42). A la fin du mois d'août 1992, cette situation stratifiée disparaît lors de la remise en circulation de l'eau.

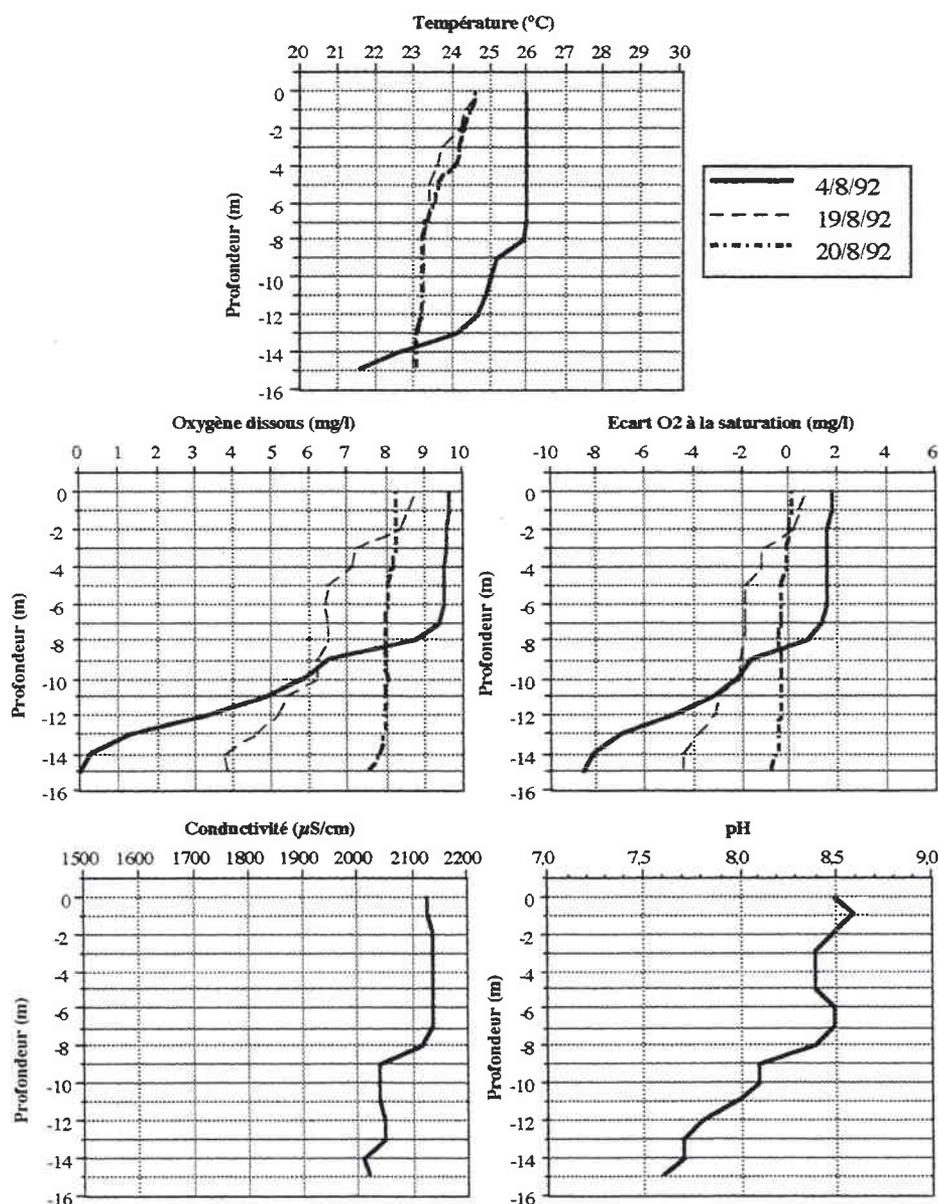


Figure 42 : Variations verticales de la température, de la teneur en oxygène dissous (mg/l et écart à la saturation), du pH et de la conductivité, à la station 3 de la retenue du Mirgenbach au cours d'un arrêt de circulation de l'eau en août 1992. Les mesures du 19 et du 20/8/92 sont réalisées après la remise en circulation du système.

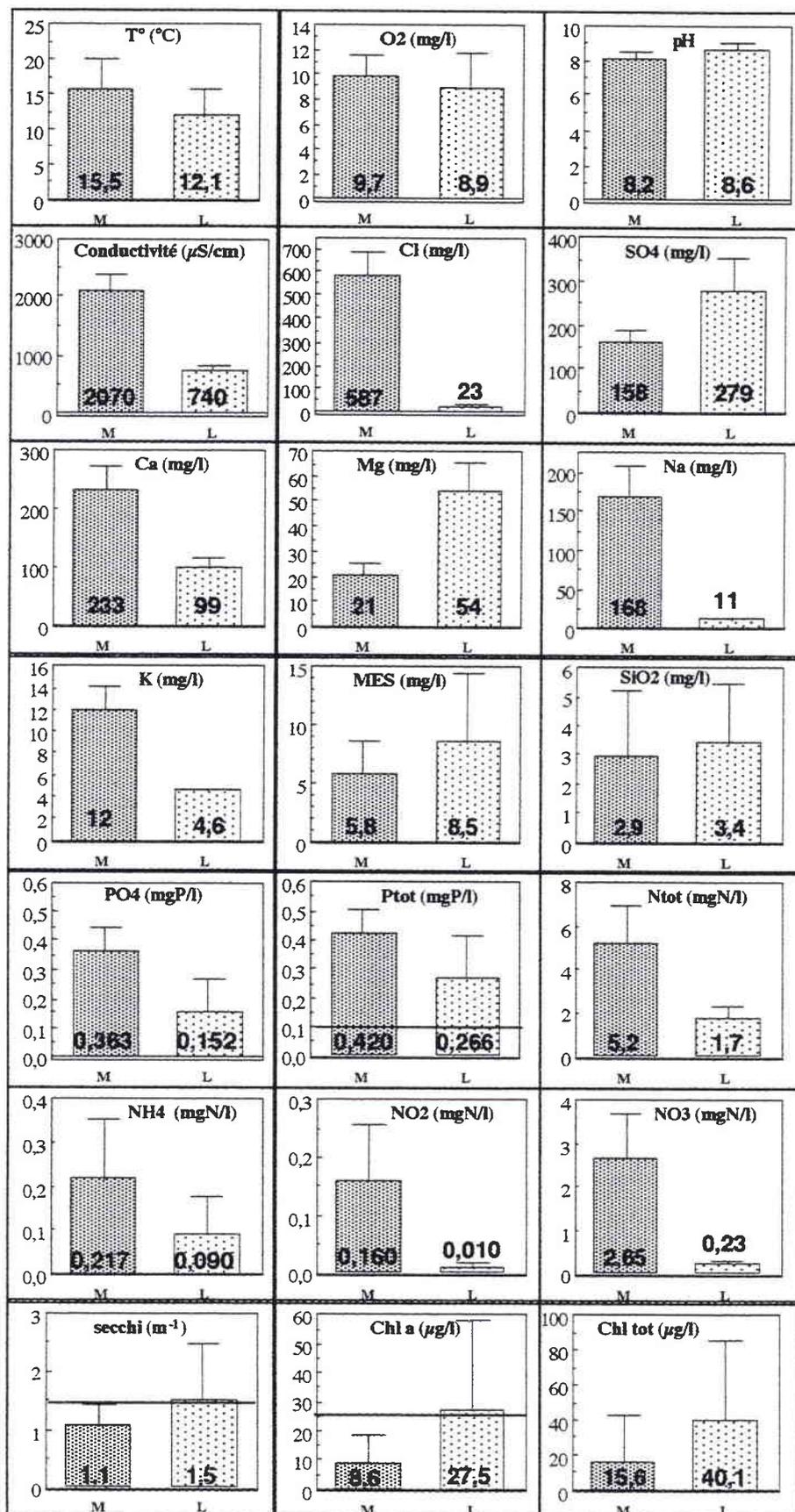


Figure 43 : Valeurs moyennes des principaux paramètres physiques, chimiques et trophiques sur la retenue du Mirgenbach (M) de 1989 à 1991 ($54 < n < 153$) et l'étang de Lindre (L) de 1991 à 1992 ($n=104$). La barre horizontale (en gras) représente la limite supérieure caractérisant les eaux eutrophes (RYDING & RAST, 1994).

3.1.2. Etat de minéralisation et de trophie des deux plans d'eau

Grâce à l'analyse des paramètres chimiques et trophiques ainsi que de la biomasse phytoplanctonique des deux plans d'eau²⁸ (Figure 43), on peut constater que dans la majorité des cas, la retenue du Mirgenbach est plus chargée en éléments minéraux que l'étang de Lindre. C'est le cas des chlorures, du sodium, du calcium, et du potassium. C'est l'inverse en ce qui concerne la silice, le magnésium et les sulfates²⁹. Du point de vue des éléments nutritifs, la retenue du Mirgenbach est nettement plus riche en azote et en phosphore que l'étang de Lindre (Figure 43). A l'inverse, les concentrations en chlorophylles *a* et chlorophylles totales, les teneurs des matières en suspension et les valeurs de l'indice de Secchi sont plus élevées à l'étang de Lindre.

La variation spatiale de ces paramètres est étudiée sur ces deux sites. Entre les 4 stations (témoin, 1, 2, 3, à 1 m de profondeur) sur l'étang de Lindre, la comparaison de moyennes ne met pas en évidence de différence significative au seuil de 5% sauf pour les teneurs en nitrites qui sont moins élevées à la station 1 qu'à la station témoin (Annexe 11). A la station témoin de Lindre, les teneurs en MES, pigments chlorophylliens, Ptot, PO₄, Ntot, NO₃, NO₂ ne diffèrent pas significativement aux trois profondeurs testées (surface, milieu et fond). Seules les teneurs en NH₄ au fond sont significativement plus élevées qu'au milieu et qu'en surface.

Sur la retenue du Mirgenbach, le seul paramètre de trophie variant significativement est le taux de matières en suspension. La station 2, proche du rejet des eaux en provenance de la centrale nucléaire de Cattenom, présente des taux de MES significativement plus élevés³⁰ qu'aux stations 3 et 4 (Annexe 10).

En considérant les taux de MES dans la Moselle au niveau du pompage et du rejet avec celles du Mirgenbach (Figure 44), deux cas de figures apparaissent.

- Lorsque l'eau de la Moselle est plus chargée en matières en suspension que celle de la retenue du Mirgenbach (MES > 10 mg/l) comme en mai et en novembre 1990 ou de mars à octobre 1991, les teneurs relevées en station 2 sont supérieures à celles en station 4 et traduisent un gradient de décantation dans la retenue. Le rejet en Moselle semble influencé par cette décantation et présente des valeurs plus faibles qu'à la prise d'eau.

²⁸Résultats en annexes 10 et 11. Période de janvier 1989 à décembre 1991 pour la retenue du Mirgenbach aux stations 2, 3, 4 en surface 54 < n < 153 et de mai 1991 à octobre 1992 pour l'étang de Lindre aux stations 1, 2, 3 et témoin (surface, 1 et 2m) n = 104 (sauf températures : mesures journalières de janv. 1989 à octobre 1992).

²⁹L'étang de Lindre repose sur du gypse.

³⁰moyennes de MES : 6,2 mg/l , 5,1 mg/l et 5,3 mg/l pour les stations 2, 3 et 4 respectivement.

- Lorsque les teneurs en MES de la Moselle sont du même ordre ou inférieures à celles du Mirgenbach (<5 mg/l). C'est le cas en juillet et décembre 1990, février et avril 1991. La charge arrivant dans la retenue est moins forte et les teneurs de la station 4 sont semblables à celles de la station 2 ou même supérieures.

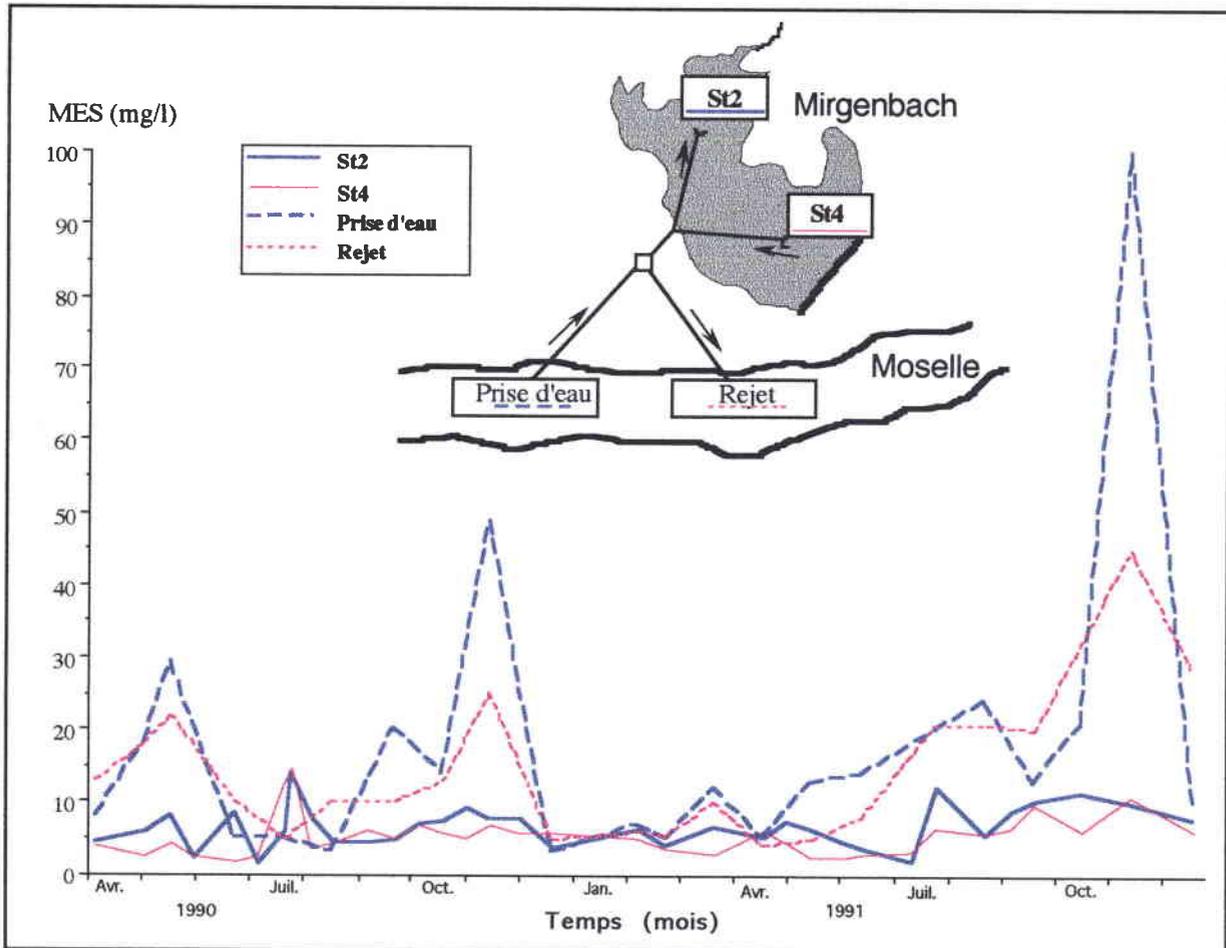


Figure 44 : Évolution des teneurs en matières en suspension (MES) dans la rivière Moselle et dans la retenue du Mirgenbach d'avril 1990 à décembre 1991.

En ce qui concerne les variations verticales étudiées au cours de trois campagnes (Annexe 12), elles sont très faibles. Les coefficients de variations entre les trois profondeurs testées (surface, 4m et 8m) sont inférieurs à 4% pour NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , N_{tot} et PO_4^{3-} . Pour P_{tot} et MES, ils sont un peu plus élevés mais inférieurs à 15%. Ils prennent en compte les apports de la Moselle et l'ensemble de la production planctonique (Annexe 12). Les variations spatiales des paramètres trophiques et des biomasses phytoplanctoniques (entre stations et en fonction de la profondeur) sont mineures par rapport aux variations saisonnières de ces paramètres (Figure 45). L'interdépendance (utilisation de l'ammonium et du phosphore lors de la production phytoplanctonique) traduit la fragilité de ces milieux.

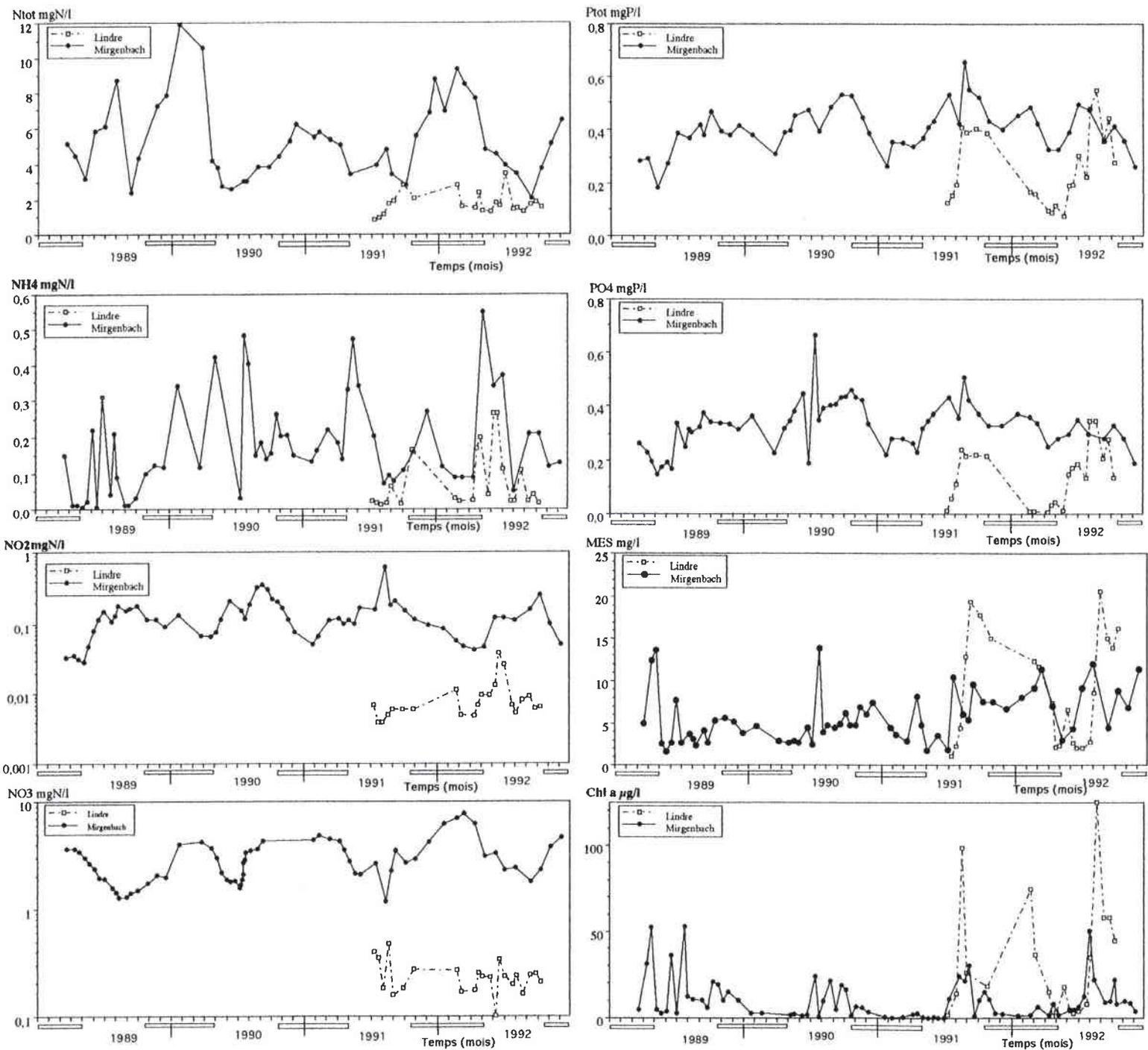


Figure 45 : Evolution saisonnière des principaux paramètres chimiques et trophiques mesurés sur la retenue du Mirgenbach (station 3) de 1989 à 1992 (47 n <math>< 73</math>) et sur l'étang de Lindre (station témoin de 1991 à 1992 (n=22)).

3.1.3. Comparaison stations cages - témoin

De 1989 à 1992 sur le Mirgenbach, l'étude des paramètres trophiques révèle des teneurs moyennes en azote total et en ammonium significativement supérieures au niveau des cages d'élevage qu'aux stations témoins (Tableau 10). Les teneurs en matières en suspension (MES) à la station d'arrivée d'eau (St2) et aux cages sont significativement plus élevées qu'aux stations 3 et 4. Les autres paramètres (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Ptot) sont identiques à toutes les stations.

Tableau 10 : Valeurs moyennes des paramètres trophiques d'août 1989 à novembre 1991 au niveau des cages d'élevage et des trois stations témoins (St) en surface sur la retenue du Mirgenbach. Les moyennes en lignes ayant des exposants différents sont significativement différentes (test-t apparié, $P < 0,05$).

		Cages	St 2	St 3	St 4
MES mg/l	Moyenne	5,164^a	5,567^a	4,566 ^b	4,981 ^b
	Ecart-type	2,876	2,526	2,328	2,962
	nombre	36	36	36	36
N tot mgN/l	Moyenne	5,484^a	5,079 ^b	5,036 ^b	5,242 ^b
	Ecart-type	2,073	1,465	1,397	2,066
	nombre	36	36	36	36
NH_4^+ mgN/l	Moyenne	0,207^a	0,198 ^b	0,198 ^b	0,192 ^b
	Ecart-type	0,116	0,118	0,118	0,124
	nombre	36	36	36	36
NO_2^- mgN/l	Moyenne	0,151 ^a	0,148 ^a	0,152 ^a	0,152 ^a
	Ecart-type	0,072	0,072	0,07	0,07
	nombre	36	36	36	36
NO_3^- mgN/l	Moyenne	2,586 ^a	2,581 ^a	2,632 ^a	2,635 ^a
	Ecart-type	1,056	1,077	1,059	1,074
	nombre	36	36	36	36
PO_4^{3-} mgP/l	Moyenne	0,345 ^a	0,343 ^a	0,357 ^a	0,355 ^a
	Ecart-type	0,074	0,076	0,089	0,078
	nombre	36	36	36	36
P tot mgP/l	Moyenne	0,439 ^a	0,433 ^a	0,434 ^a	0,429 ^a
	Ecart-type	0,094	0,086	0,086	0,087
	nombre	23	23	23	23

A l'étang de Lindre de 1991 à 1992, les teneurs en azote total sont significativement plus élevées aux cages qu'à la station témoin et cela à toutes les profondeurs avec plus de 2,2 mgN/l et moins de 1,8 mgN/l respectivement (Tableau 11). Dans le cas des autres formes azotées, les différences sont plus ponctuelles. Les concentrations en ammonium sont significativement plus élevées que celles relevées à la station témoin au milieu et au fond, alors que celles en nitrites et nitrates le sont en surface.

Tableau 11 : Valeurs moyennes des paramètres trophiques en 1991-1992 au niveau des cages d'élevage et à la station témoin à trois profondeurs (surface, milieu = 1m et fond = 2m) à l'étang de Lindre. * = différence significative entre stations cages et témoin à une profondeur donnée (test-t apparié, P<0,05).

		Cages surface	Témoin surface	Cages milieu	Témoin milieu	Cages fond	Témoin fond
MES mg/l	Moyenne	8,48	9,1*	9,37	10,3	7,96	8,45
	Ecart-type	6,64	7,14	7,07	6,42	6,52	6,09
	nombre	18	18	17	17	16	16
Perte au Feu %	Moyenne	65	68,8	65,3	63,9	63	62,5
	Ecart-type	16,6	15,6	13,7	17,3	16,9	14,2
	nombre	16	16	16	16	14	14
N tot mgN/l	Moyenne	2,35*	1,681	2,154*	1,706	2,169*	1,766
	Ecart-type	0,99	0,675	0,785	0,488	0,649	0,709
	nombre	18	18	17	17	16	16
NH ₄ ⁺ mgN/l	Moyenne	0,098	0,07	0,088*	0,073	0,105*	0,09
	Ecart-type	0,11	0,082	0,073	0,082	0,09	0,085
	nombre	18	18	17	17	16	16
NO ₂ ⁻ mgN/l	Moyenne	0,013*	0,011	0,011*	0,01	0,02	0,011
	Ecart-type	0,011	0,011	0,09	0,09	0,032	0,09
	nombre	18	18	17	17	16	16
NO ₃ ⁻ mgN/l	Moyenne	0,268*	0,235	0,266	0,244	0,308	0,25
	Ecart-type	0,115	0,101	0,096	0,092	0,185	0,091
	nombre	18	18	17	17	16	16
PO ₄ ³⁻ mgP/l	Moyenne	0,161	0,17	0,168	0,177	0,168	0,185
	Ecart-type	0,104	0,103	0,094	0,1	0,094	0,101
	nombre	18	18	17	17	16	16
P tot mgP/l	Moyenne	0,284	0,286	0,292	0,311	0,3	0,301
	Ecart-type	0,184	0,149	0,154	0,136	0,158	0,141
	nombre	18	18	17	17	16	16
Chl a µg/l	Moyenne	31,45	34,35	32,88	28,22	29,09	27,23
	Ecart-type	7,96	37,12	32,95	26,88	34	28,93
	nombre	16	16	16	16	14	14
Chl tot µg/l	Moyenne	45,46	51,59	43,4	54,01	34,86	40
	Ecart-type	51,17	58,39	46,38	68,02	36,29	39,2
	nombre	16	16	16	16	14	14
Phéop. µg/l	Moyenne	13,99	25,93	11,13	26,41	5,77	12,4
	Ecart-type	31,33	69,46	20,65	63,96	7,23	19,3
	nombre	16	16	16	16	14	14

La représentation des fréquences d'apparition des différences de concentrations entre les stations cages et témoin est réalisée pour les éléments azotés (Figure 46). Sur la retenue du Mirgenbach, plus de 50% du temps les concentrations en azote au niveau des cages d'élevage sont supérieures à celles de la station témoin. La différence la plus importante est de plus de 3 mgN/l. Des écarts de concentrations en ammonium entre les cages et la station témoin existent dans 60% des cas ; ils peuvent atteindre 0,1 mgN/l.

A l'étang de Lindre, les quatre paramètres azotés étudiés (N_{tot} , NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+) présentent des concentrations plus élevées au niveau des cages d'élevage qu'à la station témoin (Tableau 11). Ainsi, des différences significatives sont mises en évidence entre hauteurs d'eau et entre stations.

Dans un deuxième temps, l'utilisation des probit (Figure 46) permet de mettre en évidence la fréquence pour ces écarts. Ces différences sont plus ou moins marquées selon la profondeur. Dans trois cas sur quatre, les cages présentent des concentrations en azote total plus élevées que celles de la station témoin (écart de 0 à 2,5 mgN/l). Un écart des teneurs en N_{tot} de plus de 0,5 mgN/l est observé près de la moitié du temps aux trois profondeurs. L'écart entre les stations cages et témoin est compris entre 0 et 0,1 mgN/l dans plus de 75 % du temps. De même pour les nitrates et les nitrites, les écarts sont positifs dans les 2/3 des cas.

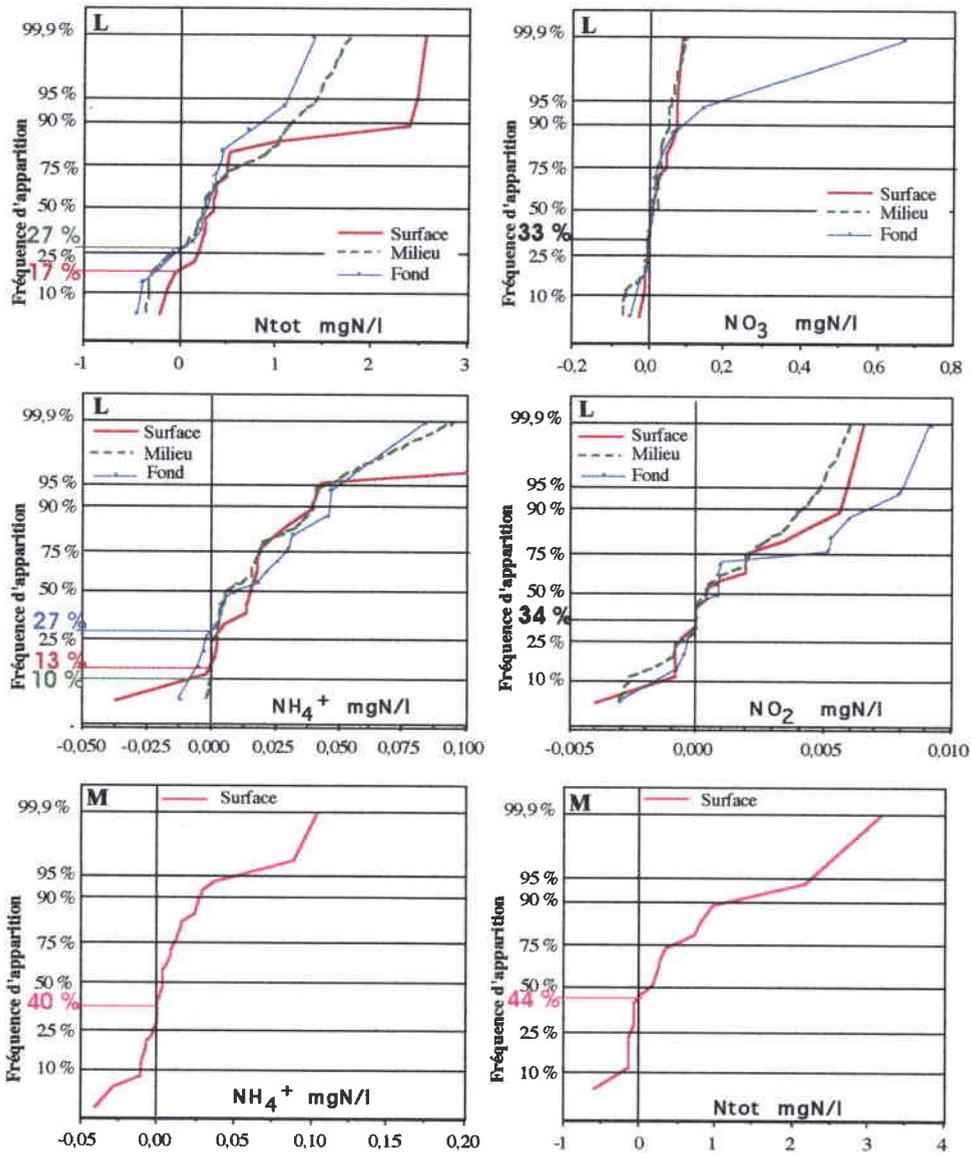


Figure 46 : Fréquences d'apparition des différences de concentrations en éléments azotés entre les stations cages d'élevage et témoin à trois profondeurs à l'étang de Lindre (L) et en surface sur la retenue du Mirgenbach (M).

Avec un pas de temps plus fin au cours d'un cycle de l'ordre de 24 heures, ce sont aussi principalement les éléments azotés qui présentent des concentrations plus élevées au niveau des cages qu'aux stations témoins sur les deux sites (Tableau 12).

Tableau 12 : Valeurs moyennes obtenues au cours de cycles nycthémeraux de mesures sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre. * = différence significative entre intérieur et extérieur de la cage ou entre stations cages et témoin (test-t apparié, $P < 0,05$).

		Intérieur cage	Extérieur cage
Mirgenbach 22/04/91 n = 12	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0,104* ± 0,002	0,099 ± 0,002
	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	3,421 ± 0,670	
	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,241 ± ,0020	
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,243 ± ,005	
	P tot (mgP/l)	0,313 ± 0,017	
Mirgenbach 28/05/91 n = 12	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0,119 ± 0,006	0,123* ± 0,003
	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	2,167 ± 0,016	2,183* ± 0,014
	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,460 ± 0,023	
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,369 ± 0,05	
	MES (mg/l)	3,23 ± 0,77	6,18* ± 1,2
	PF (%)	31,3 ± 6,3	
		Intérieur cage	Station témoin
Mirgenbach 23/05/91 n = 12	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0,104* ± 0,002	0,100 ± 0,001
	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	2,153 ± 0,02	
	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,454 ± 0,019	
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,345 ± 0,07	
	P tot (mgP/l)	0,407 ± 0,014	
Mirgenbach 29/08/91 n = 12	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0,201* ± 0,009	0,177 ± 0,030
	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	2,393* ± 0,056	2,351 ± 0,024
	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,095* ± 0,009	0,085 ± 0,010
	N tot (mgN/l)	3,701 ± 0,369	
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,564* ± 0,123	0,464 ± 0,052
	P tot (mgP/l)	0,462 ± 0,012	
	MES (mg/l)	5,76* ± 1,12	5,04 ± 1,03
PF (%)	44,4 ± 7,8	51,0* ± 7,03	
		Intérieur cage	Station témoin
Lindre 24/07/91 n = 12	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0,010 ± 0,016	
	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	0,344 ± 0,02	0,353* ± 0,012
	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,032* ± 0,08	0,020 ± 0,020
	N tot (mgN/l)	1,082 ± 0,114	
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,103 ± 0,097	
	P tot (mgP/l)	0,148 ± 0,013	
	MES (mg/l)	2,28 ± 0,56	2,76* ± 0,37
	PF (%)	66,7 ± 8,7	
Lindre 1/10/91 n = 12	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0,014 ± 0,028	
	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	0,177 ± 0,073	
	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,023 ± 0,042	
	N tot (mgN/l)	2,782 ± 0,0681	
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,233 ± 0,05	0,237* ± 0,03
	P tot (mgP/l)	0,445* ± 0,012	0,442 ± 0,013
	MES (mg/l)	17,6 ± 0,54	
PF (%)	88,8 ± 2,4		

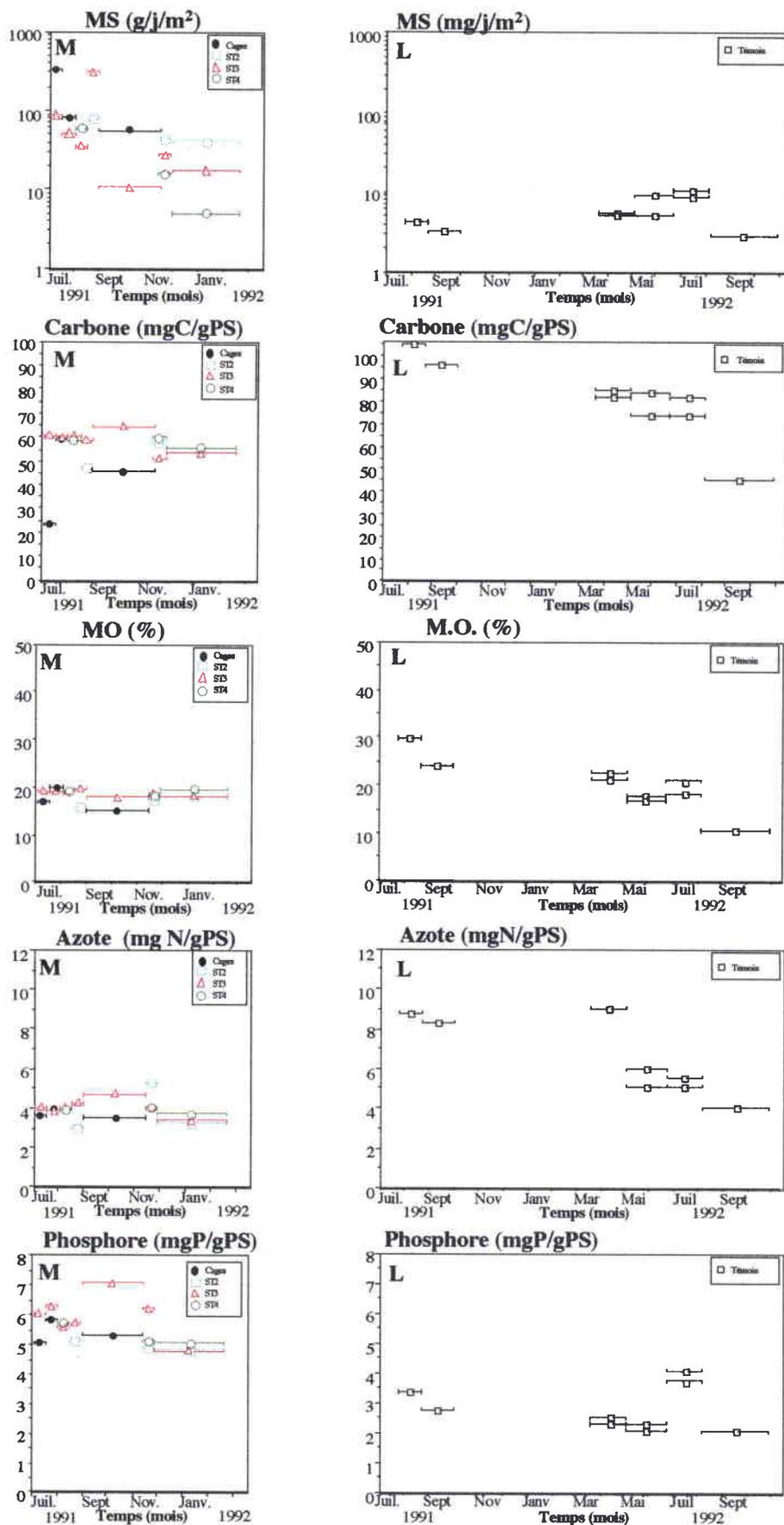


Figure 47 : Quantités de matières sèches (MS) et leurs teneurs en azote, phosphore, carbone et matières organiques (MO) sur la retenue du Mirgenbach (M) et l'étang de Lindre (L) (colonne d'eau échantillonnée avec des sédimentomètres).

3.2. LES MATIÈRES DÉCANTÉES

3.2.1. Caractérisation des milieux

Les quantités de matières décantées et récupérées dans les sédimentomètres donnent une estimation du taux de sédimentation naturelle dans chaque milieu (MS). Il varie entre 2 et 10 g PS/j/m² à Lindre. Il fluctue entre 5 et 300 g PS/j/m² au Mirgenbach (Figure 47). Sur ce dernier milieu, c'est au cours de la période estivale 1991 que les taux les plus élevés sont obtenus (>300 mg/j/m²) sans observer de gradient entre les stations 2 et 4. De novembre 1991 à février 1992, les taux obtenus diminuent des stations 2 à 4 avec des valeurs comprises entre 10 et 40 g PS/j/m².

Pour les éléments N, P, C, MO, les valeurs exprimées en mg d'éléments/j/m² font largement intervenir les masses décantées. Pour chacun de ces éléments, les dépôts sont donc plus forts au Mirgenbach. Nous nous intéressons alors à leur taux dans la matière sèche (exprimé en mg d'élément /gPS ou ‰). Les teneurs en carbone sont de l'ordre de 60 mgC/g PS et 80 mgC/g PS pour le Mirgenbach et le Lindre respectivement. Les teneurs en matières organiques varient entre 15 et 30 ‰ sur les deux milieux. L'intervalle est plus stable au Mirgenbach (15 - 20 ‰). Les matières qui décantent à Lindre contiennent d'avantage d'azote total (entre 4 et 9 mgN/gPS) que celles de la retenue du Mirgenbach (3 à 7 mgN/gPS). En ce qui concerne le phosphore, c'est l'inverse avec de 5 à 7 mgP/gPS sur le Mirgenbach et de 2 à 4 mgP/gPS dans les matières du Lindre. Cette différence est à relier aux concentrations en phosphore plus fortes dans l'eau au Mirgenbach qu'à Lindre et au piégeage du phosphore avec les produits de décantation.

Les résultats obtenus avec les collecteurs et les sédimentomètres sont comparés à la station témoin (station 3) au Mirgenbach (Tableau 13). Dans les collecteurs, les masses sèches de matières sont nettement inférieures en quantités (g/j/m²) à celles obtenues avec les sédimentomètres. Par contre, les taux de matières organiques, d'azote, de phosphore et de carbone sont du même ordre dans les deux appareils.

3.2.2. Estimation des pertes d'aliment (Retenue du Mirgenbach)

Au Mirgenbach, les quantités de matières récupérées dans les collecteurs sous les cages ne diffèrent pas significativement de celles de la station témoin (Tableau 13). En revanche les taux de M.O., N, P et C sont significativement plus élevés sous les cages qu'à la station témoin de 1,5 à 2,4 fois.

Tableau 13 : Pertes d'aliments estimées sur la retenue du Mirgenbach en 1991, à l'aide des collecteurs placés sous des cages d'élevage. Décantation naturelle à une station témoin (station 3) mesurée à l'aide de collecteurs et de sédimentomètres. * = différence significative entre collecteur-cage et collecteur-témoin (test de Mann-Whitney, $P < 0,05$).

		MS (g/j/m ²)	M.O. (%)	N(‰)	P(‰)	C(‰)
Collecteurs (-4 m)						
Cages	moyenne	24,7	48,0*	7,9*	15,5*	117*
	écart-type	16,6	31,1	1,6	5,6	63
	nombre	3	3	3	3	3
Témoin Station 3	moyenne	8,9	19,9	5,1	7,4	73
	écart-type	3,8	2,2	0,9	1,5	5
	nombre	3	3	3	3	3
Sédimentomètres (-14 m)						
Témoin Station 3	moyenne	75,1	18,2	4,0	6,0	58
	écart-type	102	0,6	0,4	0,7	5
	nombre	7	7	7	7	7

Les bilans des matières reprennent le mode de présentation adopté dans la figure 35. Ils sont réalisés pour les trois campagnes au Mirgenbach M1, M2 et M3 (figure 48).

Les pertes d'aliment (MS) sous les cages sont inférieures à 5 % dans les trois cas testés ($Q_n = 2,3$ pour des poissons d'environ 1 kg et 0,6 pour des poissons de quelques dizaines de grammes). La masse sèche de poissons produits représente 12% de la quantité de matières sèches distribuées dans le cas de l'indice de conversion alimentaire 2,3 (campagne M3). Les 85 % de masse sèche restante correspondent aux aliments perdus et aux pertes métaboliques des poissons (excrétion, fèces, sécrétions).

Pour les campagnes M1 et M2 avec $Q_n < 1$, la masse sèche de poissons produits est estimée à 3,7 et 2,7 kg respectivement, ce qui représente 37 à 50 % de masse sèche d'aliment distribué. Ainsi seulement 46 à 58 % de pertes métaboliques suggèrent l'intervention de nourriture extérieure dont la quantité est indéterminée.

Lorsque l'on considère le phosphore, 4 à 6 % de la quantité distribuée sont recueillis dans le collecteur. Le pourcentage d'azote récupéré dans les collecteurs est très faible (<1% de la quantité distribuée). L'estimation³¹ de la quantité d'azote excédentaire dans l'eau représente 13 à 34 % de l'azote de l'aliment.

³¹Mirgenbach: moyenne des écarts N_{tot} cages - témoin du 9/5/90 au 22/2/92 (annexe 10): 0,448 mgN/l. Ce qui correspond à 0,44 kg N pour une cage de 12,5 m³ pendant 79 jours et 0,123 kg pour 22 jours.

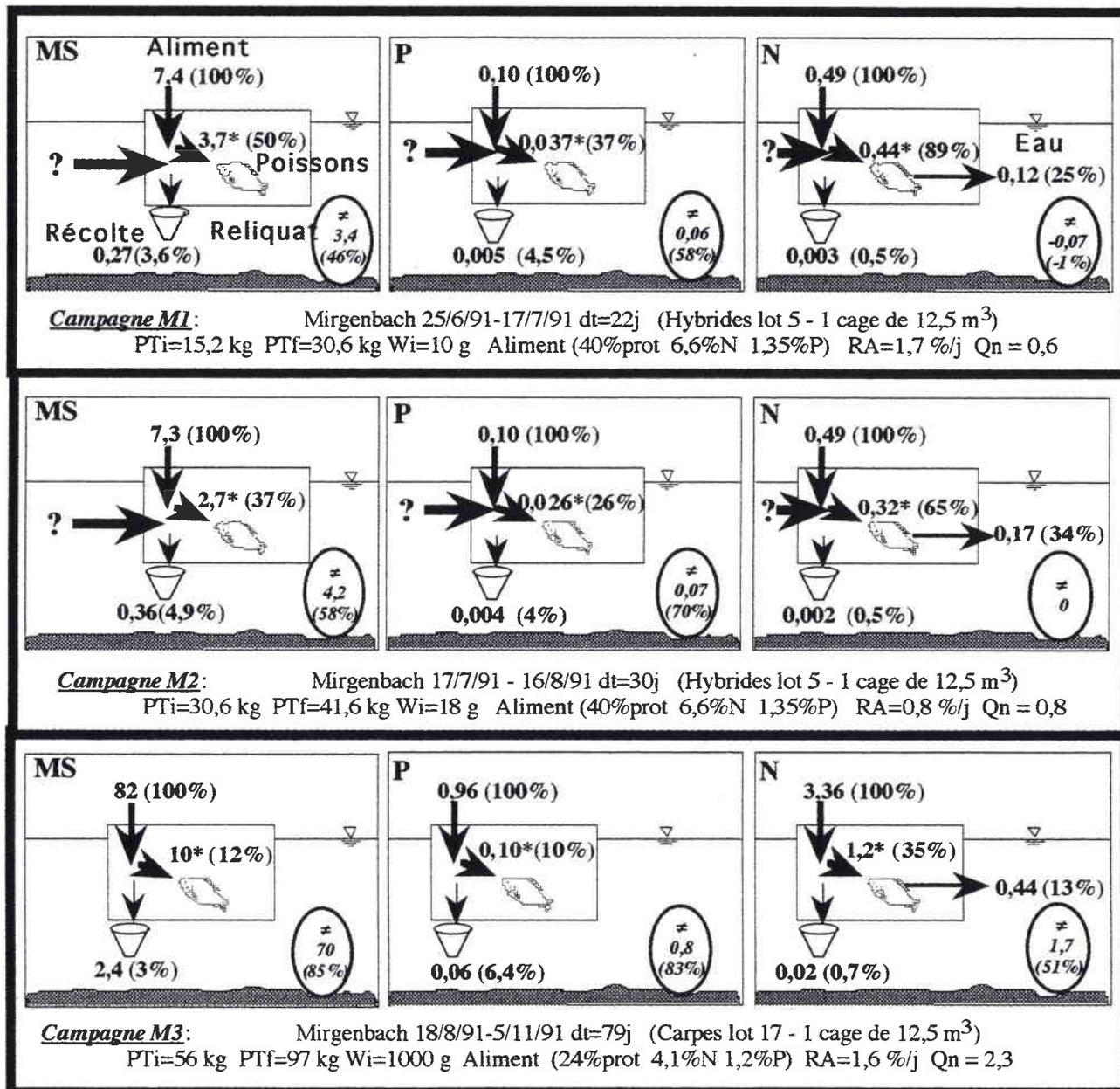


Figure 48 : Bilan (en kg et %) des matières distribuées aux élevages et récoltées dans les collecteurs placés sous les cages de la retenue du Mirgenbach en 1991 (kg). MS= Matière sèche, P = Phosphore, N = Azote, PTi et PTf = Poids total de poissons en cages initial et final, Wi = Masse moyenne individuelle initiale des poissons, RA : Ration alimentaire, Qn = facteur de conversion alimentaire, * = estimation d'après une valeur théorique, ≠ : masses non détectées.

3.2.3. Estimation des pertes fécales (étang du Lindre)

Les quantités et la composition des matières récoltées à Lindre sont comparées au niveau des cages et de la station témoin. Juste sous les cages d'élevage, les quantités de matières récoltées dans les sédimentomètres à Lindre en 1991 sont en moyenne égale à 5,5 fois celles de la station témoin (Figure 49). Les teneurs en N, C, et MO sont 1,6 - 1,8 fois les valeurs de la station témoin. Le phosphore est le paramètre qui présente la plus forte augmentation au niveau des cages avec 10 fois les valeurs de la station témoin.

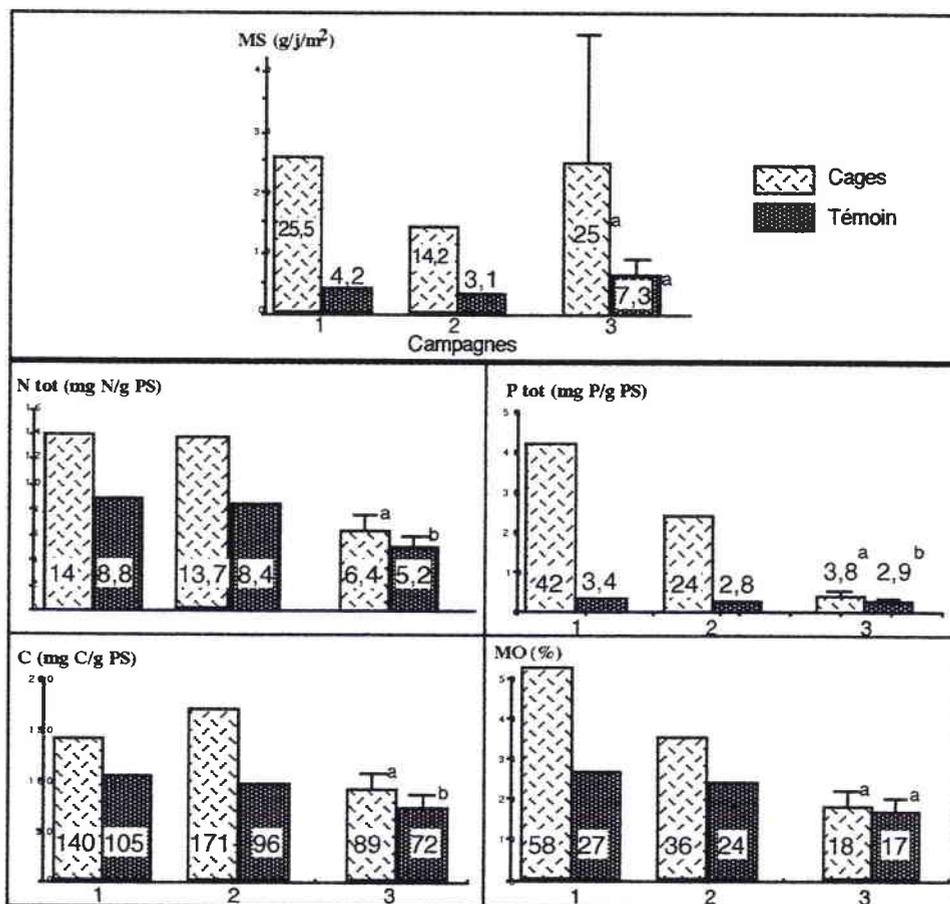


Figure 49 : Comparaison des quantités de matières sèches récoltées (MS) et de leurs teneurs en éléments (azote = N, phosphore = P, Carbone = C, et matières organiques = MO) au niveau des cages d'élevage et à la station témoin de l'étang de Lindre à l'aide de sédimentomètres. Campagnes : 1 = du 24/7/91 au 22/8/91 (29 jours), 2 = 22/8/91 au 1/10/91 (40 jours), 3 = moyenne de 3 campagnes successives (cages : n = 6, témoin : n = 5) du 4/5/92 au 28/10/92 (50+43+84 = 177 jours). A la campagne 3, des indices différents indiquent une différence significative entre les stations témoin et cages (ANOVA, P < 0,05).

En 1992, lorsque les sédimentomètres sont posés dans la zone d'évitage des cages³², les quantités de matières récoltées et les teneurs en matières organiques ne sont pas significativement différentes entre les deux stations. Par contre, les matières récoltées à la proximité des cages sont significativement plus concentrées en azote, phosphore et carbone que celles de la station témoin de 1,1 à 1,2 fois.

Les pertes de matières sèches (MS) varient de 8 à 20 % de la masse de nourriture distribuée en 1991 et en 1992 (Figure 50). Dans le cas où l'indice de conversion alimentaire de *C. carpio* est de 1,5 pour un rationnement de 3,6%/j avec un aliment contenant 1 % de phosphore, les pertes atteignent 84 % du phosphore distribué. Lorsque le taux de rationnement est diminué de moitié, l'indice de consommation est égal à 0,8 et laisse supposer qu'une certaine quantité de la nourriture de ces poissons est issue du milieu naturel. Dans ce cas, 25%

³²De légers déplacements des pontons en fonction des vents sont possibles du fait qu'en 1992, ils ne sont amarrés qu'à un seul corps mort.

du phosphore alimentaire sédiment. En 1992, l'aliment ne contient que 0,7 % de phosphore dont plus de la moitié est d'origine végétale (orge) ; le taux de rationnement est plus faible qu'en 1991 (1,4 %/j) et 12 % du phosphore distribué sédimentent (Figure 50). L'azote est très peu présent dans les matières collectées et ne représente qu'au maximum 5 % de l'apport. La quantité d'azote sous forme dissoute dans l'eau, est estimée³³ à 28-30 % de l'azote distribué en 1991 et à 50 % en 1992.

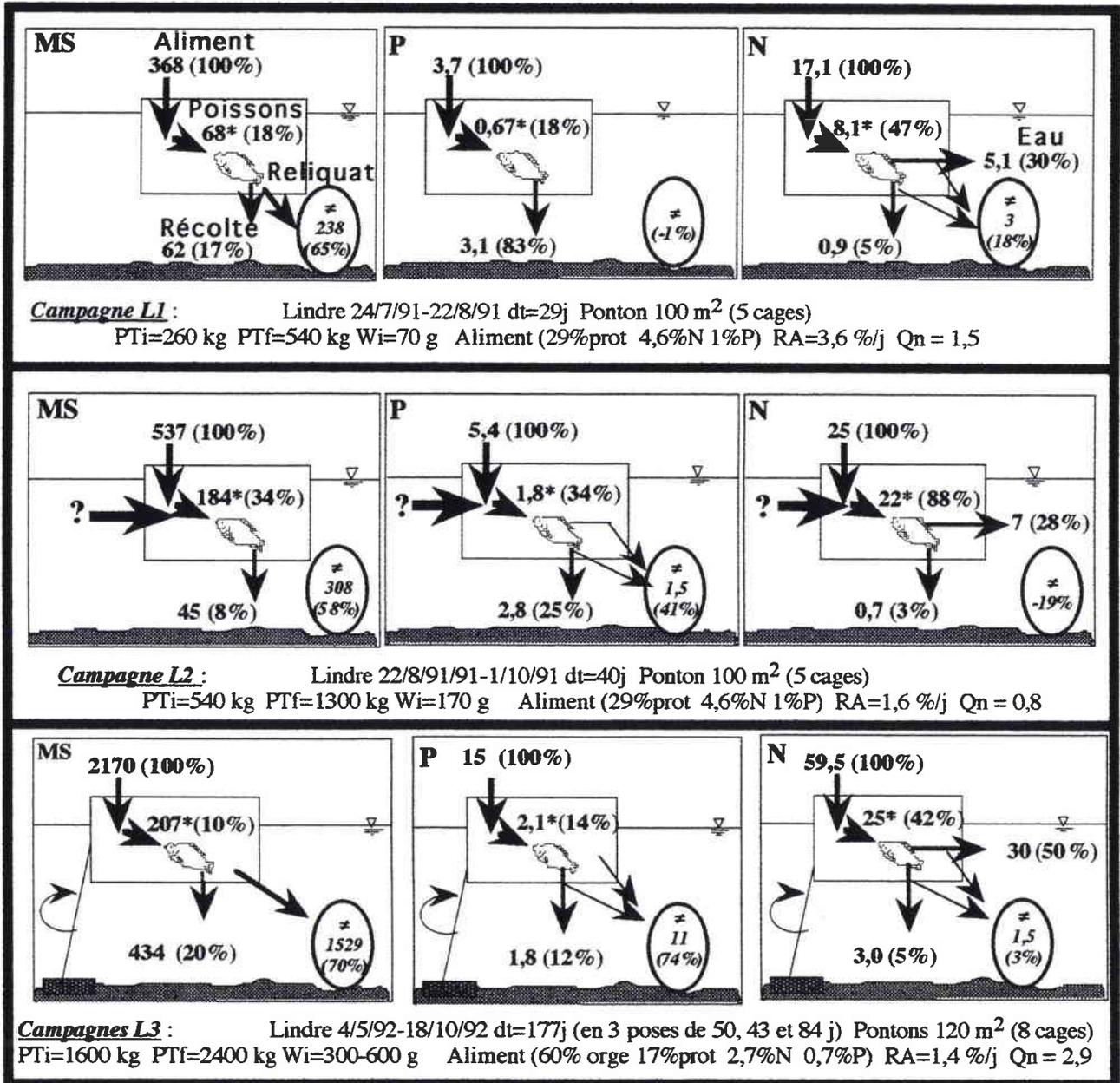


Figure 50 : Bilan (en kg et %) des matières distribuées aux élevages et récoltées dans les sédimentomètres placés sous les cages d'élevage de l'étang de Lindre en 1991 et 1992 (kg). MS= Matière sèche, P = Phosphore, N = Azote. PTi et PTf = Poids total de poissons en cages initial et final, Wi = masse moyenne individuelle initiale des poissons, RA = ration alimentaire, Qn = facteur de conversion alimentaire, * = estimation d'après une valeur théorique, ≠ : masses non détectées.

³³Lindre : moyenne des différences Ntot cages - témoin aux 3 profondeurs étudiées (Annexe 11) du 4/6/91 au 23/10/91 : 0,594 mgN/l ce qui correspond pour 300 m³ à 5,17 kg N pour 29 jours et 7,13 kg pour 40 jours ; du 26/5/92 au 13/10/92 : 0,466 mg N/l ce qui correspond à 29,7 kg N pour 360 m³ et 177 jours.

3.2.4. Fixation des éléments par les poissons.

A l'issue de l'ensemble des expériences de récolte de matières (Mirgenbach et Lindre) (Figures 48 et 50), deux cas de figure se distinguent selon la valeur de Q_n : $Q_n < 1$ et $Q_n > 1$. Les pourcentages de matières ou d'éléments distribués convertis en matière sèche de poisson sont estimés à :

- MS : - $Q_n > 1$: 10-18%
- $Q_n < 1$: 34-50%
- P : - $Q_n > 1$: 10-18%
- $Q_n < 1$: 26-37%
- N : - $Q_n > 1$: 35-47%
- $Q_n < 1$: 65-89%.

Lorsque $Q_n < 1$, il y a une sous estimation de la quantité d'aliment utilisée par les poissons. Cela laisse supposer que le milieu fournit d'autres ressources trophiques sous forme de phytoplancton, d'algues macrophytes ou de zooplancton. Cette masse d'aliments puisée dans le milieu n'est pas déterminée au cours de notre étude.

4- DISCUSSION

Les études spatiales et temporelles des différents paramètres physiques, chimiques et trophiques permettent de caractériser la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre comme étant fortement eutrophes. Le Mirgenbach avec des teneurs moyennes en phosphore total de 0,420 mgP/l et le Lindre avec 0,266 mgP/l sont des milieux hypereutrophes³⁴ (RYDING & RAST, 1994). L'étang de Lindre présente une situation hypertrophique plus de 75 % du temps et la retenue du Mirgenbach plus de 90 % du temps (Annexe 13). Le même classement est obtenu en ce qui concerne les teneurs moyennes en azote total³⁵ comprises entre 0,395 et 8,913 mgN/l et les valeurs moyennes de transparence³⁶ entre 1,5 et 4 m (RYDING & RAST, 1994). Milieux productifs du point de vue de la biomasse planctonique, leurs ressources en azote et phosphore ne sont cependant pas du même ordre. Sur le Lindre, les éléments assimilables (ammonium, nitrates, orthophosphates) sont utilisés en quasi-totalité aux périodes de forte production. Au Mirgenbach, leur stock est plus important. Il est relativement peu modifié par les développements phytoplanctoniques. Il est aussi continuellement renouvelé par les apports d'eau de la Moselle transitant par la centrale nucléaire.

³⁴Valeurs seuils du système de classification du potentiel trophique d'après l'OCDE : lac eutrophe avec des concentrations moyennes en phosphore total de 0,0168 à 0,424 mg P/l.

³⁵Moyennes Ntot : Lindre 1,7 mgN/l et Mirgenbach 5,7 mgN/l.

³⁶Moyenne indice de Secchi : Lindre 1,5 m⁻¹ et Mirgenbach 1,1 m⁻¹.

L'oxygénation de ces deux plans d'eau est satisfaisante la majorité du temps avec seulement quelques exemples de stratification verticale :

- lors de la mise en eau du Mirgenbach en 1986 avant le fonctionnement de la centrale nucléaire (VEIN *et al.*, 1990),
- lorsque la circulation s'arrête au Mirgenbach,
- en période estivale à Lindre dans les zones plus profondes.

La variation saisonnière des paramètres existant sur ces deux plans d'eau est nettement plus marquée que la variation spatiale. Les différences de gestion et d'approvisionnement de ces deux plans d'eau sont à l'origine de leurs caractéristiques. L'étang de Lindre est un milieu vidangeable et son renouvellement se trouve être discontinu. Le Mirgenbach, par contre n'est pas vidangeable mais bénéficie d'un renouvellement permanent avec un vieillissement qui est conditionné par les apports d'éléments dissous de la Moselle et leurs concentrations dues au fonctionnement de la centrale EDF.

Les deux milieux présentent des taux de sédimentation différents. Ainsi les quantités de matières récoltées au Mirgenbach sont plus de 8 fois celles observées à Lindre. Les deux milieux sont productifs (indice de Secchi $< 1,5 \text{ m}^{-1}$) mais il semble que la différence soit induite à la fois par la hauteur³⁷ et la circulation³⁸ de l'eau. L'étang de Lindre est étendu et peu profond. Ce plan d'eau s'échauffe en été. Les eaux sont peu agitées. Ces facteurs favorisent le développement phytoplanctonique. Les eaux de la retenue du Mirgenbach sont plus profondes et plus agitées ; la production primaire y est moins importante. De plus, une partie de cette production est continuellement exportée vers les eaux de la rivière Moselle.

Au Mirgenbach, les taux de production primaire de novembre 1991 à février 1992 (Chl tot = $5 \mu\text{g/l} \pm 1,8$) sont inférieurs à ceux de juillet 1991 à novembre 1991 (Chl tot = $22 \mu\text{g/l} \pm 11$). La période hivernale est plus propice pour étudier la sédimentation de cette retenue. Durant cette période, on s'affranchit ainsi des dépôts induits par les fortes productions planctoniques estivales et automnales. L'étude des teneurs en matières en suspension met en évidence l'influence de la qualité de l'eau pompée en Moselle sur les teneurs en MES. L'eau est injectée dans la retenue du Mirgenbach au niveau de la station 2. Les taux de MES diminuent de la station 2 vers la station 4. C'est au niveau de cette dernière que l'eau est pompée pour être rejetée en Moselle. Les sédimentomètres confirment ce gradient qui s'établit de la station 2 vers la station 4. Ce fonctionnement s'apparente à celui des retenues établies sur des rivières avec

³⁷Hauteur d'eau $> 10 \text{ m}$ au Mirgenbach et de $3\text{-}4 \text{ m}$ à Lindre.

³⁸Temps de séjour de 14 jours lors du fonctionnement de 4 tranches de la centrale nucléaire et de l'ordre de 100 jours à Lindre.

décantation des matières en suspension de l'arrivée d'eau vers l'aval du plan d'eau (BALVAY, 1985).

L'utilisation de deux types d'appareil de récolte (sédimentomètres à -14 m et collecteurs à -4 m) sur la retenue du Mirgenbach (station 3) montre que les masses récoltées sont différentes. Les quatre premiers mètres représentent en moyenne un peu plus de 10 % de ce qui décante sur le fond à -14 m. Par contre, la qualité (M.O., N, P, C) des matières qui décantent diffère peu entre ces deux profondeurs.

La qualification du fonctionnement et la caractérisation des deux milieux constituent une étape nécessaire et obligatoire avant toute évaluation d'un impact impliquant les élevages en cages flottantes. Dans le cas du phosphore, les taux de sédimentation de cet élément sont très différents pour les deux expériences à Lindre en 1991. Dans un cas ($Q_n = 1,5$), 83% du phosphore distribué se retrouvent sous les cages d'élevage. Cette valeur est de même ordre que la valeur de 80% avancée par DOSDAT (1992b). Dans l'autre cas ($Q_n = 0,8$), seulement 25 % du phosphore de l'aliment sont récupérés sous les cages. En 1992, l'indice de consommation est de 2,9 et la composition de l'aliment est différente (0,7% de P).

Cependant, la localisation des cages est moins fixe que l'année précédente et seulement 12% du phosphore alimentaire sont récoltés sous les cages. Selon les études, la part de phosphore issu de la nourriture, varie de 11 à 30% dans l'eau (FOLKE & KAUTSKY, 1989; HOLBY & HALL, 1991). Ces valeurs additionnées à celles obtenues à Lindre, ne correspondent pas à la totalité du phosphore distribué (11 à 63 % restent inexplicés). Mais les travaux concernant le phosphore sont moins nombreux que pour l'azote. Leurs quantités dans les aliments sont bien supérieures aux besoins des poissons. D'après OGINO & TAKEDA (1976), la Carpe *C. carpio* a besoin de 0,7 % de phosphore dans son alimentation. Or, dans les aliments, il représente 1 à 1,2 % (QUINCY, 1990). Son assimilation par le poisson représente moins de 20% de la quantité distribuée (DOSDAT, 1992b). Les rejets de phosphore par le poisson se font pour les 3/4 sous forme particulaire et donc sédimentent (DOSDAT, 1992b). Les valeurs avancées par KAUSHIK (1990) lorsque l'indice de consommation est inférieur à 1,2 sont inférieures à 30 % et se rapprochent plus des résultats obtenus à Lindre avec $Q_n = 0,8$. L'utilisation d'un aliment moins concentré en phosphore principalement d'origine végétale peut être un facteur diminuant les pertes de cet élément dans le milieu, malgré un indice de consommation élevé.

De 4 à 6 % du phosphore distribué sont retenus dans les collecteurs au Mirgenbach. Cependant, les pourcentages de matières sèches dans les mêmes expériences ne sont que de 3-3,6 %. On peut émettre deux hypothèses :

1°- La digestibilité du phosphore étant inférieure à la digestibilité globale de la plupart des ingrédients alimentaires (DOSDAT, 1992b; METAILLER, 1994), les fèces sont plus concentrées en P que l'aliment. Ainsi, les 3 - 3,6 % de matières sèches récupérés dans les collecteurs ne sont pas uniquement composés d'aliments perdus mais aussi d'une part de fèces. La matière sèche serait plus rapidement dégradée que le phosphore n'est exporté. Il se pose le problème de la forme sous laquelle se trouve le phosphore et de la possibilité ou non de relargage de cet élément.

2°- Une partie des pertes d'aliments est décomposée pendant le temps de pose des appareils. Ce qui expliquerait les pourcentages inférieurs obtenus dans le cas des matières sèches et de l'azote par rapport à ceux du phosphore.

Il est probable que les deux hypothèses sont vérifiées et que les pertes d'aliment sont de 3 à 6 % de la quantité de matières sèches distribuée. Cette proportion est modifiée à la fois par la dégradation de la matière et la part de fèces qui pourrait être récupérée dans les collecteurs. Il doit en être de même pour les matières récoltées dans les sédimentomètres à Lindre composées en majorité par des fèces mais qui peuvent intégrer de l'aliment perdu. Comme le soulignent HANDY & POXTON (1993), l'évaluation des pertes est gênée par la difficulté de séparer la nourriture non ingérée des autres déchets solides d'un élevage. Il y a peu de données publiées sur les pertes d'aliments et elles concernent essentiellement les Salmonidés (SEYMOUR & BERGHEIM, 1991). Néanmoins, ces valeurs fluctuent de 1 à 40% en fonction du type de nourriture et de la méthode d'alimentation (THORPE *et al.*, 1990). Nous estimons que de 3 à 6 % de la nourriture distribuée aux élevages de carpes en cages flottantes sont perdus et que probablement plus de 17 à 20 % de cette alimentation sont transformés en fèces. L'utilisation de ressources de nourriture extérieures à l'alimentation apportée peut à certaines périodes influencer sur l'indice de conversion alimentaire et la production de fèces. *C. carpio* est un poisson omnivore. C'est un animal capable de profiter de la présence d'algues sur les filets d'élevage ou dans les cages. Dans ces conditions, l'évaluation des pertes rapportées aux quantités d'aliments distribués perd de sa signification.

L'élévation des teneurs en azote total et ammoniacal dans l'eau sur les deux sites au niveau des cages est à mettre en relation avec l'apport de nourriture et les rejets métaboliques des poissons dans le milieu. C'est la conséquence directe de leurs rejets solubles. La part mesurable de l'augmentation d'azote dans l'eau du Lindre en 1992 est de l'ordre de 50 %. Elle est plus faible que celles rapportées par ENELL (1987 *in* DOSDAT, 1992b) et FOLKE & KAUTSKY (1989) atteignant plus de 60 % de l'azote de l'alimentation distribuée. En 1991, elle est de 28-30 % sur ce même milieu et se rapprocherait de celle de 22% établie par HANDY & POXTON (1993) pour *Salmo salar* pour une pollution minimale. Ces auteurs considèrent que les rejets azotés, sous forme soluble, atteindraient 64 % de l'azote alimentaire en cas de pollution maximale.

Une synthèse des résultats obtenus sur le Mirgenbach et sur le Lindre peut être réalisée sur les expériences où $Q_n > 1$ (M3, L1 et L3) pour limiter la part d'alimentation de *C. carpio* puisée dans le milieu naturel (Figure 51).

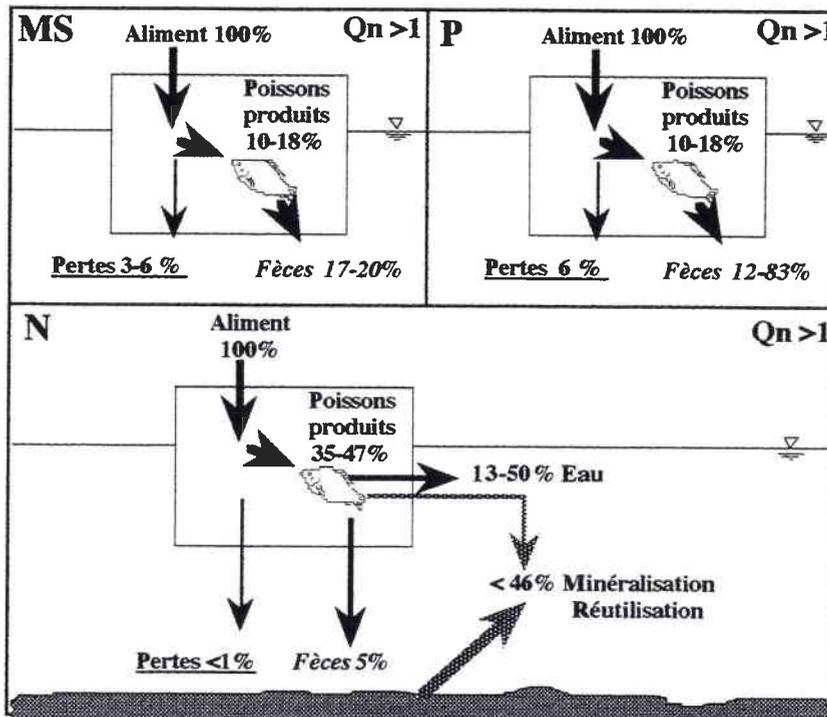


Figure 51 : Bilan des flux de matières sèches (MS), de phosphore (P) et d'azote (N) au niveau des cages d'élevage de *C. carpio* sur l'étang de Lindre et la retenue du Mirgenbach pour des expériences d'élevage avec $Q_n > 1$ (Campagnes M3, L1 et L2). *Fèces* : étang de Lindre, *Pertes* d'aliment : retenue du Mirgenbach.

Sur les 100 % de matières sèches distribuées aux élevages, 10 à 18 % seraient fixés dans les poissons, 3 à 6 % seraient perdus et 17 à 20 % retrouvés sous forme de fèces. En ce qui concerne le phosphore, les valeurs fixées dans les poissons et les pertes d'aliments sont du même ordre ; 12 à 83 % du phosphore distribué décantent sous les cages par l'intermédiaire des fèces. En considérant la quantité d'azote de la nourriture, 42 à 47 % sont fixés par les poissons, moins de 1 % dans les aliments non consommés, moins de 5 % qui décantent sous forme de matières fécales et de 13 à 50 % sous forme dissoute dans l'eau ; il reste jusqu'à 46 % qui ne sont retrouvés ni dans l'eau ni dans les matières récoltées, directement réutilisés par les micro-organismes et les végétaux. Cette valeur de remise en circulation est beaucoup plus élevée que celle avancée par HALL *et al.* (1992), de l'ordre de 1 à 3 %.

Deux hypothèses peuvent être émises :

1°- Les matières récoltées se dégradent rapidement. Selon DOSDAT (1992a), les fèces subissent généralement des transformations dès leur arrivée dans le milieu d'élevage sous

l'effet des micro-organismes et du lessivage des particules. Quelques heures après leur émission, ils ne sont en rien comparables au produit initial. Ainsi, compte tenu du temps de pose des appareils et de la température des milieux, la majeure partie de l'azote serait déjà consommée ou minéralisée et remise en circulation dans l'eau au moment du relevé des appareils. Le dosage de l'azote sur les matières récoltées concerne l'azote Kjeldahl et ne prend donc pas en compte les formes dissoutes comme l'ammonium, les nitrites et les nitrates ni l'exportation d'azote sous forme dissoute ou sous forme de production primaire.

2°- La fraction d'azote dans l'eau estimée dans cette étude est inférieure à celle de l'ordre de 60 % avancée par certains auteurs (FOLKE & KAUTSKY, 1989; ENELL, 1987 in DOSDAT 1992b; HALL *et al.*, 1992). Donc, une large partie de l'azote libéré par les poissons sous forme soluble ne pourrait être détectée en totalité car elle serait rapidement utilisée par le phytoplancton.

L'excrétion azotée chez les poissons se fait sous forme d'ammonium et d'urée. La majorité des déchets azotés solubles produits par les poissons est excrétée par les branchies tandis que l'excrétion urinaire, bien qu'existante, est très faible (KAUSHIK, 1990). L'excrétion azotée varie en fonction de la température, de l'alimentation, du stress...

Pour *C. carpio*, des résultats obtenus en chambre métabolique évaluent :

- les niveaux d'excrétion azotée endogène (à jeun) à 5 mg NH₄/kg/h et
- le taux d'excrétion exogène (taux de rationnement : 1-3%/j, taux de protéines : 20-50 %) à 18 à 68 mg NH₄/kg/h (CHAKRABORTY *et al.*, 1992).

En considérant la masse de 50 à 300 kg de carpes en élevage par cage de 14 m³ à Lindre, leur excrétion exogène serait de 0,06 mg NH₄/l/h à 1,46 mg NH₄/l/h dans le milieu. L'excrétion d'ammonium par les poissons est décelée à Lindre au cours de cycles nycthémeraux et saisonniers. Pour une cage, l'excédant de concentration en NH₄ est de l'ordre de 0,01 mgN/l. Ce qui correspond à 0,013 mg NH₄/l. Cette augmentation, observée par cage, paraît bien faible par rapport à celle estimée lors des études en chambre métabolique. Des phénomènes de dilution des apports ou de consommation par le phytoplancton peuvent en être la cause. Il semble que des taux normaux d'azote peuvent être mesurés au niveau des cages d'élevage du simple fait du mélange des eaux et de l'utilisation rapide des nutriments par le phytoplancton. HANDY & POXTON (1993) avancent cette hypothèse pour les nitrates.

Dans la majorité des études, les effets de la production intensive en cages flottantes sur l'environnement, sont recherchés sur des sites d'élevage de salmonidés en mer ou en fjords, donc dans des milieux peu eutrophisés (Tableau 8). Les deux plans d'eau de la présente étude sont très riches en nutriments et très productifs en période estivale. La température de l'eau est aussi plus élevée dans notre cas, ce qui favorise la biodégradation et le développement des

végétaux, grands consommateurs de nutriments. Il est probable que les deux phénomènes décrits dans les deux hypothèses soient complémentaires. Donc, si la première hypothèse est vérifiée, la deuxième doit l'être sinon les quantités d'azote soluble seraient beaucoup plus fortes.

Les quantités de matières récoltées dans les milieux peuvent être rapportées aux masses de poissons produites. A l'occasion de l'expérience la plus polluante en phosphore, les 83 % du P distribué qui décantent sous les cages représentent 11 kg de P/t de carpes produites. Cette valeur se situe dans la gamme de celles proposées par ACKERFORS & ENELL (1994) de 6,5 à 12,5 kgP/t salmonidés. FOY & ROSELL (1991a) avancent une valeur plus élevée pour la truite (25,6 kgP/t poissons). Les pertes maximales d'azote détectables estimées dans le milieu correspondent à 38,3 kgN/t carpes produites. Cette valeur est beaucoup plus faible que les 69-93 kgN/t de Salmonidés avancées par ACKERFORS & ENELL (1994) ou les 124 kgN/t de truites estimées par FOY & ROSELL (1991a). Mais il est difficile de comparer des valeurs obtenues dans des milieux différents et concernant des espèces différentes. De plus, les systèmes de culture ouverts peuvent avoir des effets très localisés sur la qualité de l'eau, qui sont difficiles à discerner des fluctuations environnementales normales (HANDY & POXTON, 1993).

Nous resterons donc très prudents quant à l'utilisation de ces premiers résultats concernant l'élevage de la Carpe en cages flottantes en étang qui ne constituent qu'une estimation pour un niveau de production faible. Le tonnage produit en cages flottantes sur l'étang de Lindre est de l'ordre de la tonne sur une surface limitée à quelques centaines de mètres carrés. En les comparant aux rendements de 150 Kg/ha, cela correspond à un peu plus de 1 % de la production extensive. L'extrapolation des conclusions du présent travail à d'autres milieux (eaux oligotrophes de ballastières par exemple) serait hasardeuse dans l'état actuel des connaissances. Des études complémentaires, sur d'autres sites, sont nécessaires afin d'approfondir la connaissance des relations au sein du milieu aquatique et de pouvoir prévoir l'impact d'une activité anthropique sur le milieu.

Dans le chapitre suivant, nous nous intéressons aux influences du milieu sur les poissons : ses potentialités toxiques et les risques de développement de salissures ou fouling sur les structures d'élevage.

CHAPITRE - IV

INFLUENCE DU MILIEU SUR L' ELEVAGE

En élevage extensif, les qualités du milieu (température, présence de nourriture) conditionnent les productions piscicoles. L'élevage intensif (hors sol) n'est pas ou faiblement tributaire de l'environnement extérieur. Par contre, il présente les contraintes liées au confinement des animaux. L'élevage intensif en cages flottantes cumule les contraintes des deux types d'élevage cités précédemment : apport de nourriture et températures favorables d'une part et confinement avec risques de maladies d'autre part. Le transfert de poissons d'un milieu à l'autre n'est pas toujours sans risques. Certains sites peuvent présenter une toxicité potentielle non négligeable.

Nos expérimentations s'attachent plus particulièrement à déterminer les potentialités toxiques des milieux d'élevage du point de vue de la qualité de l'eau mais aussi lors de l'apparition de Cyanobactéries. Dans un deuxième temps, nous évaluons le développement du fouling sur les structures d'élevage en cages flottantes, qui peut aussi constituer une contrainte à ce mode d'élevage.

1. ECOTOXICITÉ DES MILIEUX

1.1. INTRODUCTION

Les études écotoxicologiques en milieu aquatique sont de deux types. Les unes constituent des contrôles de contaminants dans l'écosystème considéré. Depuis une vingtaine d'années, ces contrôles font l'objet de programmes locaux, nationaux ou internationaux de standardisation (LECLERC & DIVE, 1982). Ces méthodes sont utilisées pour définir le degré de contamination des environnements aquatiques par des produits chimiques et concernent les analyses d'eau, de sédiments et d'organismes (bioindicateurs). C'est l'exemple type des métaux (MERSCH *et al.*, 1993; MAZLANI, 1995). Les autres études s'attachent à décrire les effets des contaminants (PHILLIPS & RAINBOW, 1993). L'incidence de leurs effets toxiques peut se manifester à des niveaux biologiques variés (BRUNGS & MOUNT, 1978). A l'échelle de l'organisme, cela concerne des changements de morphologie, d'anatomie (histologie et cytochimie), de physiologie (taux de croissance, indice de condition, biochimie métabolique) ou de comportement. Sur le plan de la population, cela se traduit par des mortalités, des changements de structure, des altérations de la reproduction et, au niveau du peuplement, les interactions entre les populations de différentes espèces sont modifiées (RAMADE, 1992).

Pour ce second type d'études décrivant les effets des contaminants, il faut distinguer les expériences à court terme de celles à long terme. La détermination du potentiel toxique d'un polluant, à ces deux échelles, consiste à estimer divers paramètres caractérisant son action non pas au niveau de l'individu, mais de celui de la population. Cependant, une expérimentation à long terme, dont les résultats expriment la toxicité chronique (écotoxicité), est lourde à mettre en œuvre. Donc, les expériences à court terme sont plus souvent pratiquées. Elles traduisent la toxicité aiguë pour une période de un à quatre jours.

Les tests de toxicité aiguë ont pour objectif d'identifier un danger immédiat et de fournir des données généralement sous la forme de concentrations qui inhibent une fonction essentielle ou provoquent la mortalité de 50 % d'une population d'un organisme aquatique donné (LECLERC & DIVE, 1982). Cette constante, souvent utilisée en rapport avec la relation mortalité - concentration, est notée CL_{50} . La représentation graphique des tests écotoxicologiques comporte souvent un double changement de variable et de fonction, le temps ou les concentrations sont remplacées par leur logarithme et les proportions de morts par leur probit (E.P.A., 1985).

Les espèces piscicoles, entre autres, réagissent non pas aux diverses composantes considérées isolément, mais globalement à des combinaisons de facteurs. Ainsi, pour un mélange de toxiques, se pose le problème de l'évaluation de la toxicité résultant de leur action conjointe. Il est alors nécessaire d'évaluer la toxicité cumulée exercée sur les poissons par certains paramètres abiotiques du milieu spécifique (formes de l'Azote, charge minérale, cyanures, phénols, métaux lourds). La méthode utilisée est celle des fractions de toxicité. Il faut aussi tenir compte des facteurs biotiques comme les toxines des fleurs d'eau à Cyanobactéries (*Aphanizomenon* sp., *Microcystis* sp.) qu'il convient d'évaluer séparément.

1.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Pour un micropolluant isolé, ALABASTER *et al.* (1972) ont défini des fractions de CL₅₀ acceptables dans un milieu :

- 50 % du temps 5% de la CL₅₀ et
- 95 % du temps 2/10 de la CL₅₀.

Pour un mélange de micropolluants, selon le même principe, PIHAN & LANDRAGIN (1985) proposent un indice de toxicité qui est la somme des fractions de CL₅₀ pour chaque toxique identifié dans le milieu. Par le fait que les valeurs de CL₅₀ peuvent largement varier selon les conditions d'expérimentation, l'action d'un polluant est très probablement modulée par son interaction avec les facteurs abiotiques et biotiques du milieu, la méthode "concentration - addition" applique des corrections des valeurs de CL₅₀ en fonction des facteurs du milieu, lorsque les données existent. Par ailleurs, elle considère que la toxicité des différents polluants est simplement additive bien que l'action d'un toxique puisse être influencée par la présence d'autres toxiques. L'existence de phénomènes d'antagonisme ou de synergie entre polluants n'est pas toujours connue (RAMADE, 1992). L'indice de toxicité est la somme des fractions de CL₅₀/x. Le nombre d'heures x varie de 24 à 96 h selon les données bibliographiques³⁹.

$$S = \frac{As}{Aa} + \frac{Bs}{Ba} + \frac{Cs}{Ca} + \dots$$

avec As = concentration présente du toxique A à la station s (idem pour B, C etc....),
Aa = CL₅₀/x corrigée ou non selon le toxique considéré.

Selon ce calcul, un effet toxique apparaît dans 50 % de la population de poissons si la somme S est supérieure ou égale à 1. Les fractions inférieures à 0,05 ne sont pas prises en compte et il convient d'étudier attentivement les cas où l'une des fractions est par contre égale ou supérieure à 0,2.

³⁹Cette méthode ne prend pas en compte les risques de toxicité liés à l'apparition de Cyanobactéries non connus à cette date.

La représentation graphique proposée est celle de ALABASTER *et al.* (1972) utilisée par PIHAN & LANDRAGIN (1985). Des données mensuelles ou bimensuelles sont utilisées afin d'obtenir :

- la sommation S des fractions de CL_{50} par station et pour chaque campagne de l'année ;
- le classement des sommes des fractions en fréquences cumulées pour chaque station ;
- la représentation graphique pour chaque année sur papier Log / Probit de la somme S en abscisse et de la fréquence cumulée F en pourcentage d'apparition en ordonnée.

En dehors des pollutions accidentelles aiguës, le peuplement piscicole est lié à la qualité moyenne de l'eau. Par ailleurs, ne retenir que l'état de vie ou de mort du poisson est trop réductionniste puisqu'il existe des états intermédiaires pathologiques. Pour cette raison, des valeurs seuils, ne pouvant être excédées à 50 et 95 % du temps, sont retenues pour chaque somme de toxiques (PIHAN & LANDRAGIN, 1985). Les auteurs tracent deux droites de référence. Elles passent par les points ($F = 50\%$, $S = 0,3$; $F = 95\%$, $S = 0,8$) pour l'une et les points ($F = 50\%$, $S = 0,7$; $F = 95\%$, $S = 1,75$) pour l'autre (figure 53). Ces droites délimitent trois secteurs : la zone la plus à gauche correspond à un domaine piscicole normal, la plus à droite à une absence de poissons et le centre à une situation piscicole perturbée. Les tracés sur plusieurs années sont comparés et la participation de chaque toxique dans la somme des fractions de toxicité est déterminée. La toxicité des eaux de la retenue du Mirgenbach est évaluée de 1988 à 1992 (station 3 en surface) et comparée à celle de l'étang de Lindre en 1991 et 1992 (station témoin en surface) et celle de la rivière Moselle en 1991 (à Cattenom au niveau du pompage des eaux de la centrale nucléaire).

Les toxiques retenus au cours de cette étude sont des formes azotées (NH_3 , HNO_2), des métaux (Zn, Cu) et des éléments de minéralisation du fait de la concentration des sels dans la retenue du Mirgenbach, provoquée par l'évaporation au niveau des aéroréfrigérants avec un facteur de concentration⁴⁰ de 1,6 (Na^+ , K^+ , Cl^-). L'influence des facteurs du milieu comme la température, l'oxygène dissous, la dureté et le pH est prise en compte dans le calcul en appliquant un facteur de correction sur les CL_{50} de référence lorsque l'équation a pu être établie (PIHAN & LANDRAGIN, 1985). Les méthodes de prélèvement et techniques de dosage sont celles décrites dans le chapitre III⁴¹.

1.2.1. Somme des fractions CL_{50}

La somme (S) des fractions de CL_{50} correspond à la formule suivante dont les fractions chlorures, sodium et potassium constituent des éléments nouveaux par rapport à la celle établie par PIHAN & LANDRAGIN (1985) :

$$S = \left[\text{Fraction}NH_3 + \text{Fraction}HNO_2 + \text{Fraction}Zn + \text{Fraction}Cu + \text{Fraction}Cl^- + \text{Fraction}Na^+ + \text{Fraction}K^+ \right] \quad (1)$$

⁴⁰Un facteur de concentration moyen de 1,6 entre les eaux de la Moselle et celles du Mirgenbach est la conséquence de l'importance croissante de la minéralisation avec les mises en fonctionnement successives des aéroréfrigérants 3 et 4 de la centrale électronucléaire de Cattenom (février 1990 puis mai 1991).

⁴¹Les métaux (cuivre et zinc) sont dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique (MERSCH *et al.*, 1993).

a. Ammoniaque NH_3

L'ammoniaque, résultant de la dégradation biologique des protéines, est présent dans l'eau à des concentrations faibles. Il est rapidement transformé en nitrates par des réactions de nitrification. L'ion ammonium (NH_4^+) représente la forme ionisée de l'ammoniaque. NH_3 constitue la forme non-ionisée. Les effets nuisibles de l'ammoniaque sur les poissons sont en relation avec les valeurs de pH et la température de l'eau en raison de la toxicité de la fraction non-ionisée (ALABASTER & LLOYD, 1980). La fraction non-ionisée (NH_3) augmente lorsque le pH et la température augmentent. Dans cette étude, les formules établies par PIHAN & LANDRAGIN (1985) sont utilisées :

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_4]}{1 + 10^{(10 - \text{pH} - 0,03 \times T^\circ)}} \quad (2)$$

$$CL_{50}\text{NH}_3 = 0,13 + (0,0027 \times O_2) \quad (3)$$

avec $[\text{NH}_3]$ en mgN/l, $CL_{50}\text{NH}_3$ en mgN/l, O_2 = oxygène dissous en % (si $O_2 > 100$ % prendre $O_2 = 100$ %), $[\text{NH}_4]$ = teneur en ammonium en mgN/l, T° = température en °C.

La fraction de CL_{50} est calculée selon :

$$\text{FractionNH}_3 = \frac{[\text{NH}_3]}{CL_{50}\text{NH}_3} \quad (4)$$

b. Acide nitreux HNO_2

Le cycle de l'azote fait apparaître dans le milieu aquatique une forme intermédiaire lors de la dégradation de l'ion ammonium (NH_4^+) en ion nitrate (NO_3^-). Cette forme intermédiaire, qui est l'ion nitrite (NO_2^-), est toxique pour les poissons sous la forme HNO_2 (CECPI, 1984). Dans cette étude, les formules établies par PIHAN & LANDRAGIN (1985) sont utilisées :

$$[\text{HNO}_2] = \frac{[\text{NO}_2]}{1 + 10^{(\text{pH} - 3,54 + 0,0079 \times T^\circ)}} \quad (5)$$

$$CL_{50}\text{HNO}_2 = 0,074 \cdot 10^{-3} \text{ mgN / l} \quad (6)$$

avec $[\text{HNO}_2]$ en mgN/l, O_2 = oxygène dissous en % (si $O_2 > 100$ % prendre $O_2 = 100$ %), NO_2 = teneur en nitrites en mgN/l, T° = température en °C.

La fraction de CL_{50} est calculée selon :

$$\text{FractionHNO}_2 = \frac{[\text{HNO}_2]}{CL_{50}\text{HNO}_2} \quad (7)$$

c. Zinc Zn

Le zinc est un oligo-élément essentiel pour les organismes vivants, impliqué dans la synthèse des acides nucléiques et constituant de plusieurs enzymes (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). Il existe de nombreuses données de laboratoire sur la toxicité du zinc vis-à-vis des poissons (ALABASTER & LLOYD, 1980), mais peu d'études de milieu prennent en compte la dureté, facteur affectant la toxicité du zinc. Connaissant la teneur en oxygène dissous et la dureté de l'eau, la $CL_{50} Zn$ est calculée d'après PIHAN & LANDRAGIN (1985) :

$$CL_{50}Zn = 10^{(0,62 \times \text{LogTH} - 0,37)} \times (0,5 + 0,005 \times O_2) \quad (8)$$

avec $CL_{50}Zn$ en mg/l, O_2 = oxygène dissous en % (si $O_2 > 100$ % prendre $O_2 = 100$ %), TH = dureté totale en degré français.

La fraction de CL_{50} est calculée selon :

$$\text{FractionZn} = \frac{[Zn]}{CL_{50}Zn} \quad (9) \quad \text{avec } [Zn] = \text{concentration en Zinc en mg/l.}$$

d. Cuivre Cu

Le cuivre est trouvé dans les eaux naturelles sous forme d'élément trace. Sur certains sites industriels pollués, ses concentrations peuvent être toxiques pour les organismes vivants. Il est utilisé d'ailleurs comme algicide (ALABASTER & LLOYD, 1980). PIHAN & LANDRAGIN (1985) établissent une équation de $CL_{50}/48h$ du cuivre pour les Salmonidés, en fonction de la dureté de l'eau et de sa teneur en oxygène :

$$CL_{50/48h}Cu_{Salm.} = 10^{(0,75 \times \text{LogTH} - 1,44)} \times (0,5 + 0,005 \times O_2) \quad (10)$$

avec $CL_{50}/48hCu_{Salm.}$ en mg/l, Salm. = Salmonidés, O_2 = oxygène dissous en % (si $O_2 > 100$ % prendre $O_2 = 100$ %), TH = Dureté totale en degré français.

La toxicité du cuivre sur *Cyprinus carpio* est étudiée par PERES & PIHAN (1991) en fonction de la dureté. A partir de ces résultats, nous pouvons établir une relation entre les $CL_{50}/48hCu$ des Salmonidés et celles des Cyprinidés (Figure 52). Cette relation permet de corriger la formule de $CL_{50}Cu_{Salm.}$ de PIHAN & LANDRAGIN (1985) qui devient :

$$CL_{50/48h}Cu_{Cyp.} = 1,398 \times \left[10^{(0,75 \times \text{LogTH} - 1,44)} \times (0,5 + 0,005 \times O_2) \right] - 2,34 \cdot 10^{-2} \quad (11)$$

avec $CL_{50}/48hCu_{Cyp.}$ en mg/l, Cyp. = Cyprinidés, O_2 = oxygène dissous en % (si $O_2 > 100$ % prendre $O_2 = 100$ %), TH = dureté totale en degré français.

$$CL_{50/48h}Cu_{Cyp.} = -0,00234 + 1,398 \times CL_{50/48h}Cu_{Salm.} ; R^2 = 0,996$$

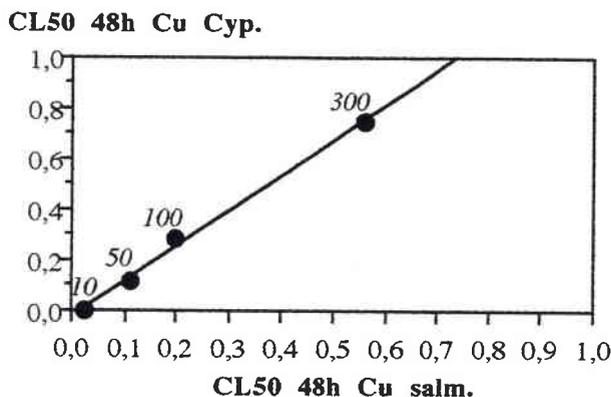


Figure 52 : Relation entre les $CL_{50/48h}$ de Salmonidés et Cyprinidés (*Cyprinus carpio* L.) pour des duretés de 10 à 300 mg/l d'après PERES & PIHAN (1991) modifié.

La fraction de CL_{50} est calculée selon :

$$FractionCu = \frac{[Cu]}{CL_{50/48h}Cu_{Cyp.}} \quad (12) \quad \text{avec } [Cu] = \text{concentration en Cuivre en mg/l.}$$

Actuellement, il existe encore peu de données concernant les ions chlorures, sodium et potassium. Des recherches sur les effets de l'hyperminéralisation doivent être développées. Notre étude constitue une nouvelle approche par rapport à celle de PIHAN & LANDRAGIN (1985). La méthode est adaptée aux éléments spécifiques de la retenue du Mirgenbach qui sont les éléments de minéralisation. C'est ainsi que le calcul des fractions de CL_{50} du sodium et du potassium est modifié et les chlorures sont ajoutés à l'étude en tant que fraction supplémentaire de la toxicité.

e. Chlorures Cl^-

Les chlorures sont des ions dont la concentration ne dépasse pas 20 mg/l dans une situation non polluée. NISBET & VERNEAUX (1970) attribuent 7 classes pour les chlorures, dont le niveau supérieur est 100 mg/l. Cependant sur les milieux hyperminéralisés, cette valeur est largement dépassée et conduit à considérer cet élément comme risque toxique vis-à-vis du poisson malgré le manque de données précises à ce sujet. La valeur maximale admissible de chlorures est de 250 mg/l (GAUJOUS, 1995). On considère un impact possible des chlorures sur la croissance de la flore aquatique et des poissons à des concentrations comprises entre 250 et 1000 mg/l. Cette dernière concentration correspond à la classe de salinité S3, d'après la grille multi-usage de qualité des eaux (AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1989) dans laquelle la vie et la reproduction des poissons d'eau douce sont possibles. Ainsi, pour une concentration $[Cl^-] < 250$ mg/l, il n'y a pas lieu de retenir une toxicité. Par contre, si $Cl^- > 250$ mg/l, la concentration retenue est $([Cl^-] - 250)$ et on évalue son impact par rapport à $(1000 - 250)$. La fraction de CL_{50} est calculée selon la formule suivante.

$$FractionCl^{-} = \frac{[Cl^{-}] - 250}{1000 - 250} \quad (13) \quad \text{avec } [Cl^{-}] = \text{concentration en chlorure en mg/l.}$$

f. Sodium Na^{+}

Le sodium est un oligo-élément nécessaire à la vie aquatique. Le même raisonnement que pour les chlorures est appliqué à une valeur maximale admissible de 20 mg/l (PIHAN & SALLET, 1982) et une concentration de 500 mg/l létale pour l'épinoche (BREMONT & PERRODON, 1979). La fraction de CL_{50} est alors calculée selon :

$$FractionNa^{+} = \frac{[Na^{+}] - 20}{500 - 20} \quad (14) \quad \text{avec } [Na^{+}] = \text{concentration en sodium en mg/l.}$$

g. Potassium K^{+}

Le potassium est un élément minéral normal des eaux, nécessaire au métabolisme des êtres vivants aquatiques (GAUJOUS, 1995). Sa valeur maximale admissible est de 3 mg/l (PIHAN & SALLET, 1982). A plus forte concentration, il devient toxique. Il est plus toxique pour les poissons que le calcium ou le sodium et sa toxicité peut être réduite par leur présence. Pour l'épinoche qui est spécialement résistante, la concentration létale en K^{+} est de 50 mg/l (BREMONT & PERRODON, 1979). Le même raisonnement que pour Na^{+} est appliqué et la fraction de CL_{50} est calculée selon :

$$FractionK^{+} = \frac{[K^{+}] - 3}{50 - 3} \quad (15) \quad \text{avec } K^{+} = \text{concentration en potassium en mg/l.}$$

1.2.2. Etude de la flore

En parallèle à cette méthode et afin d'inclure l'impact possible des toxines de Cyanobactéries, l'étude du peuplement phytoplanctonique de la retenue du Mirgenbach est réalisée de 1990 à 1992. Les échantillons d'eau sont prélevés mensuellement sur toute la hauteur d'eau à l'aide d'un filet de maille de 34 μm à 3 stations. Les espèces sont déterminées au microscope optique. Quatre catégories d'abondance sont utilisées : espèce présente, espèce abondante, espèce très abondante et bloom algal.

1.2.3. Etude des mortalités de poissons en cages

La mortalité des poissons en cages (carpes *C. carpio* et des hybrides Tanche-Carpe), présentée dans le chapitre II, est utilisée ici sous deux formes : le nombre de morts cumulés en fonction du temps d'élevage ; le taux de mortalité hebdomadaire (TM) qui est calculé à partir de l'évolution des effectifs en cages.

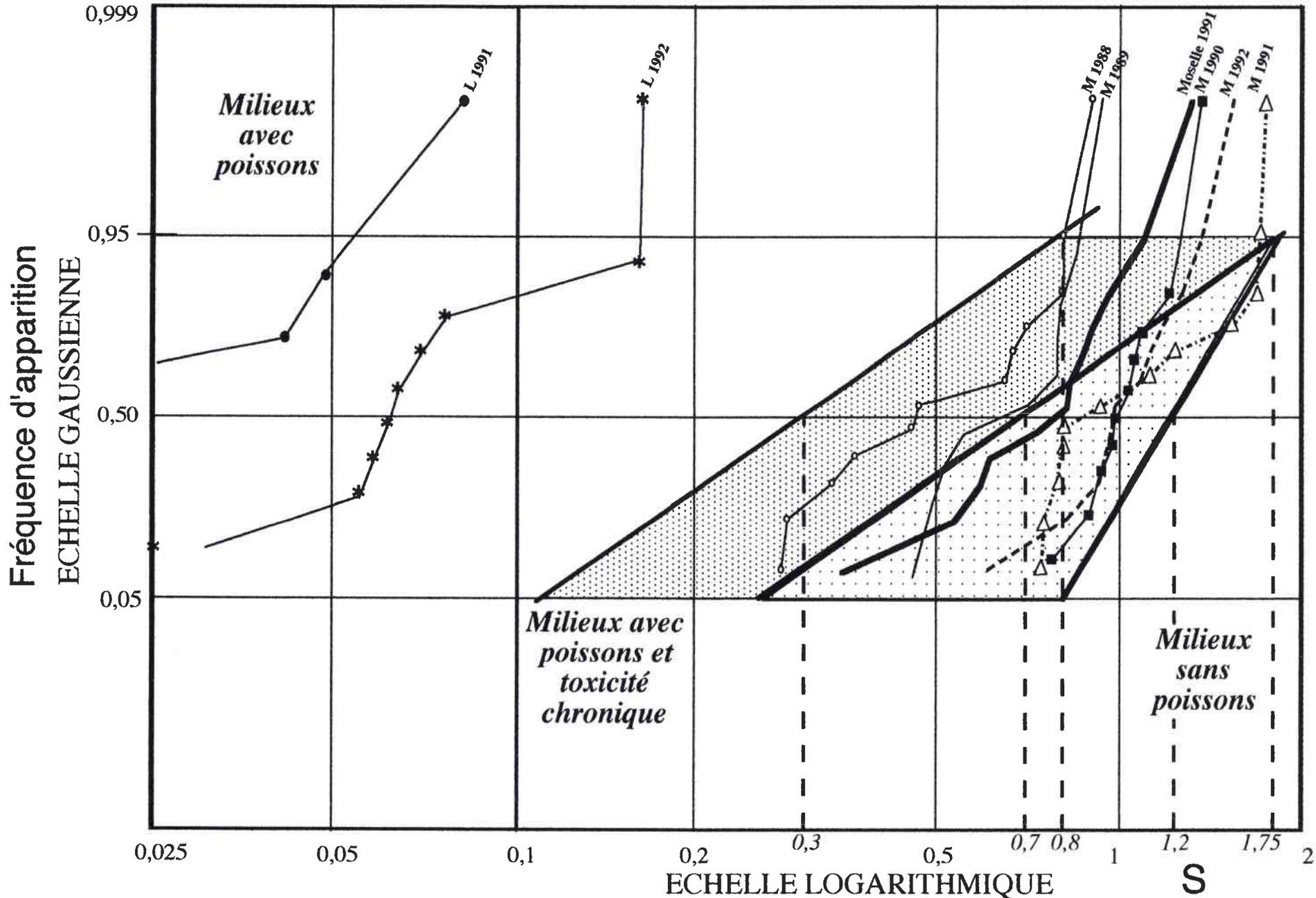


Figure 53 : Fréquence de sommes des fractions de CL50 (S) vis-à-vis des poissons sur la retenue du Mirgenbach (M) de 1988 à 1992 (○-○; —; ■; △; ---), l'étang de Lindre (L) en 1991 (●) et 1992 (*), et la rivière Moselle (—) en 1991.

La surface des milieux avec poissons et toxicité chronique [dotted box] établie pour la rivière Moselle (PIHAN & LANDRAGIN, 1985) doit être élargie [solid box] pour la retenue du Mirgenbach

$$TM = \frac{100 \times (N1 - N2)}{N1} \quad (16) \quad \text{avec } N1 \text{ et } N2 = \text{effectifs aux semaines 1 et 2.}$$

1.3. RÉSULTATS

1.3.1. Sommation des fractions de CL₅₀

La figure 53 représente les tracés de sommes de fractions de CL₅₀ obtenus pour l'étang de Lindre en 1991 et 1992, la retenue du Mirgenbach de 1988 à 1992 et la rivière Moselle en 1991. Les tracés correspondant à l'étang de Lindre se situent dans la zone favorable à la vie piscicole avec des valeurs maximales de S inférieures à 0,150. La retenue du Mirgenbach et la rivière Moselle se situent pour une part dans la zone à toxicité chronique pour les poissons et pour une autre part dans la zone théoriquement sans poissons. On constate depuis 1988, une détérioration de la qualité des eaux de la retenue du Mirgenbach, avec un maximum de toxicité pour 1991. La qualité de la rivière Moselle en 1991 se situe au milieu de la zone occupée par les tracés du Mirgenbach de 1988 à 1992.

1.3.2. Participation des fractions de CL₅₀

La figure 54a visualise la part respective des sels minéraux (Cl⁻, Na⁺, K⁺), des formes de l'azote (NH₃, HNO₂) et des métaux lourds (Cu, Zn). Les valeurs des sommes de CL₅₀ sur l'étang de Lindre sont faibles au cours des deux années 1991 et 1992. Les fractions intervenant dans ces sommes concernent principalement NH₃, particulièrement durant la période estivale (juin et septembre 1991 ainsi que juin et août 1992). La retenue du Mirgenbach, par contre, présente des sommes plus élevées. Ces sommes sont croissantes de 1988 avec 0,4 à 1991 avec 1,7. Les valeurs maximales correspondent à la période de juillet à octobre 1991. Elles se stabilisent en 1992 et sont inférieures à 1,2. De 1988 à 1991, c'est la majorité des fractions de CL₅₀ qui augmentent (HNO₂, Cl⁻, Na⁺, K⁺). La part due à la minéralisation (Cl⁻, Na⁺, K⁺) représente de 93 à 97 % des sommes de CL₅₀ en 1988 et de 76 à 97 % de 1989 à 1992. La rivière Moselle présente des éléments toxiques en quantités importantes mais en deçà de celles du Mirgenbach ; la somme des fractions de CL₅₀ varie de 0,4 à 1,3 (maximum obtenu en août 1991). La proportion des fractions de minéralisation (Cl⁻, Na⁺, K⁺) représente de 67 à 89 % de la somme des CL₅₀.

S
ΣCL50/48h

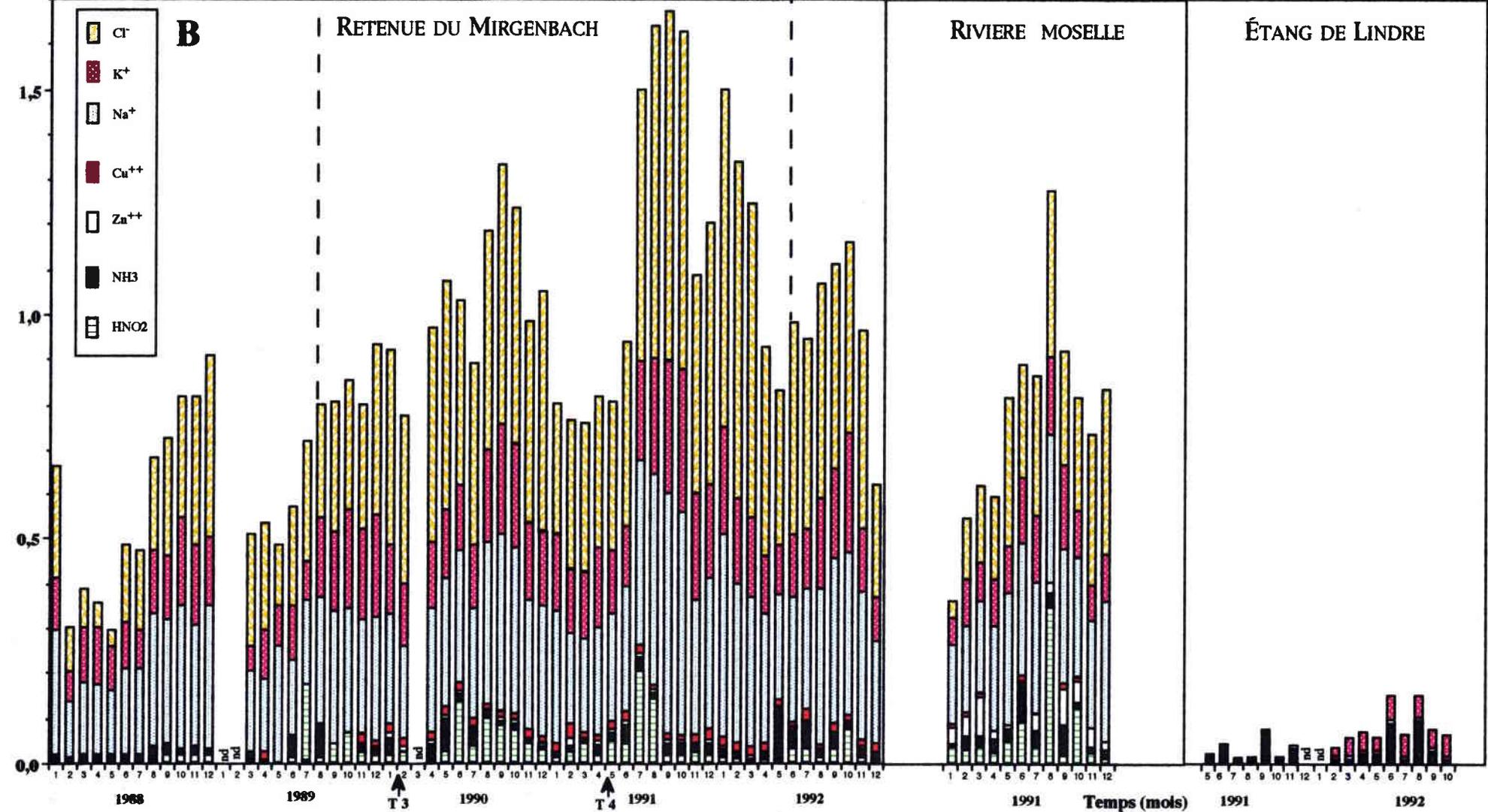
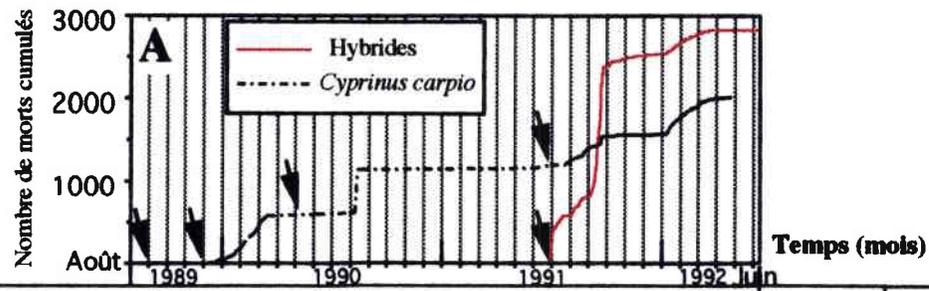


Figure 54a : Évolution du nombre de morts cumulés en élevage en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach (A), les flèches indiquent les mises en cages des lots. Histogrammes de la participation de chaque facteur dans la somme des fractions de CL50 vis-à-vis des poissons (B) sur la retenue du Mirgenbach (1988-1992), la rivière Moselle (1991) et l'étang de Lindre (1991-1992). nd = non déterminé, T3 et T4 = mois de démarrage des tranches 3 et 4 de la centrale nucléaire de Cattenom

1.3.3. Mortalités des poissons dans la retenue du Mirgenbach

Des mortalités de Perche (*P. fluviatilis*) en février 1990 et de gardon (*Rutilus rutilus*) en mars 1991 ont été relevées dans les populations naturelles de la retenue du Mirgenbach. Les carpes *Cyprinus carpio* et les hybrides Tanche - Carpe originaires de l'étang de Lindre et élevés en cages flottantes (lots 5-6-7-8-12-15-16 figure 27) présentent des mortalités importantes en août 1990, de juillet à octobre 1991 et de janvier à mars 1992. Le nombre de morts cumulés de *C. carpio* et d'hybrides de 1989 à 1992 met en évidence que les fortes mortalités apparaissent au cours de périodes à toxicité élevée ($S > 1$) (figure 54a). Les taux de mortalités hebdomadaires atteignent 20 % et 50 % des effectifs de Carpe et d'hybrides présents respectivement (Figure 54b).

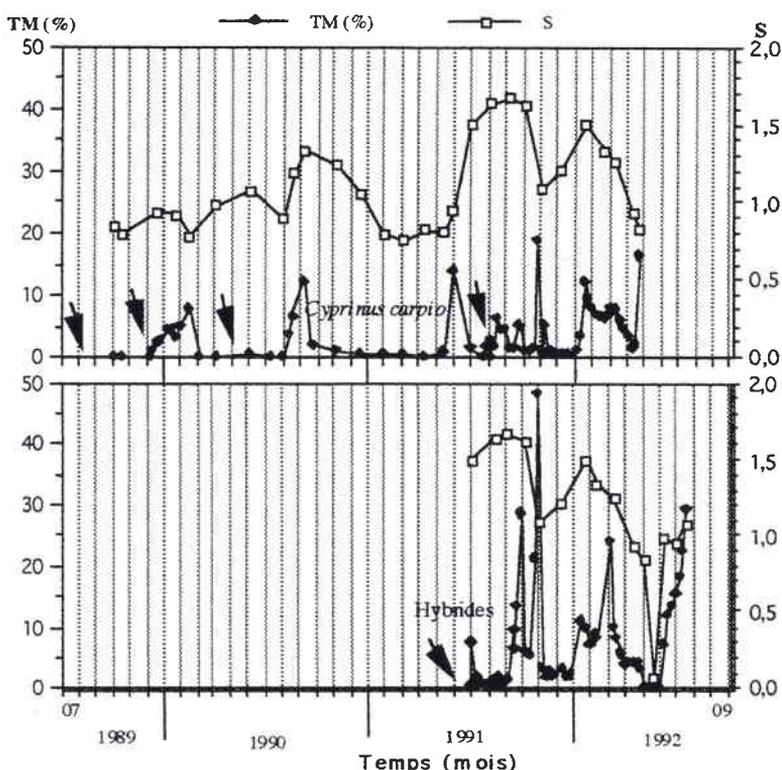


Figure 54b : Taux de mortalité hebdomadaire (TM) et somme des fractions de CL₅₀ (S) pour l'ensemble des lots de *Cyprinus carpio* et pour l'ensemble des lots d'hybrides Tanche-Carpe au cours du temps. Les flèches indiquent les mises en cages des différents lots.

1.3.4. Flore de la retenue du Mirgenbach

L'étude algologique de la retenue du Mirgenbach et des constats sur le terrain mettent en évidence au cours des années 1988 à 1990, une prolifération estivale de la Chlorophycée *Hydrodictyon reticulatum*, qui a une préférence pour les eaux échauffées et très minéralisées (Tableau 14). En 1990, un bloom tardif à *Microcystis aeruginosa* est constaté en septembre. En 1991 et 1992, on assiste à la succession d'un bloom mixte à Dinophycées (*Ceratium hirundinella*) associées à des Cyanobactéries (*Aphanizomenon flos-aquae*) en août et d'un bloom strictement à Cyanobactéries en septembre (*A. flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa*).

Tableau 14 : Succession des populations algales dans la retenue du Mirgenbach de 1990 à 1992.

Dates	Populations algales
24/01/90	[Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (+), [Chl] <i>Hydrodictyon reticulatum</i> (), [Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (), [Dia] (+)
21/02/90	[Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (+), [Chl] <i>Hydrodictyon reticulatum</i> (), [Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (), [Dia] (+)
24/04/90	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (++) , [Chl] ()
21/05/90	[Chl] (+), [Cya] <i>Oscillatoria brevis</i> (+)
25/06/90	[Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (+), [Chl] <i>Scenedesmus</i> sp. (+), [Cya] <i>Microcystis aeruginosa</i> (+), [Dia] ()
27/07/90	[Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (+++), [Chl] <i>Hydrodictyon reticulatum</i> (+)
27/08/90	[Chl] <i>Hydrodictyon reticulatum</i> (+++), [Dia] (), [Din] ()
26/09/90	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (+++), [Din] (), [Chl] ()
23/10/90	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (++) , [Cya] <i>Microcystis aeruginosa</i> (+), [Chl] <i>Pediastrum</i> sp. ()
22/11/90	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (++) , [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (++) [Chl] ()
10/12/90	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (++) , [Dia] <i>Asterionella formosa</i> (+) [Chl] <i>Hydrodictyon reticulatum</i> ()
24/01/91	[Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (), [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (), [Chl] <i>Scenedesmus</i> sp. ()
13/02/91	[Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (+), [Chl] <i>Scenedesmus</i> sp. (+), [Chl] <i>Hydrodictyon reticulatum</i> ()
13/03/91	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (+), [Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (), [Chl] <i>Scenedesmus</i> sp. ()
09/04/91	[Dia] <i>Coscinodiscus radiatus</i> (++) , [Dia] <i>Melosira</i> (++) , [Dia] <i>Asterionella formosa</i> (+)
07/05/91	[Chl] <i>Scenedesmus</i> sp. (), [Diat] <i>Coscinodiscus</i> sp. ()
05/06/91	[Chl] <i>Pediastrum</i> sp. (++) , [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (+)
03/07/91	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (+), [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (++)
14/08/91	[Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (+++), [Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (+++), [Chl] ()
11/09/91	[Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (+++), [Cya] <i>Microcystis aeruginosa</i> (+++)
08/10/91	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (+), [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (+), [Chl] ()
04/11/91	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (++) , [Chl] (), [Din] ()
11/12/91	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (++) , [Chl] (), [Din] ()
21/01/92	[Dia] <i>Ceratium hirundinella</i> (++)
25/02/92	[Dia] <i>Ceratium hirundinella</i> (++)
17/03/92	[Dia] <i>Ceratium hirundinella</i> (+), [Chl] <i>Eudorina elegans</i> (+)
15/04/92	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (++) , [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> ()
11/05/92	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (++) , [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> ()
10/06/92	[Chl] <i>Eudorina elegans</i> (++) , [Chl] <i>Scenedesmus</i> sp. (++) , [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> ()
07/07/92	[Dia] <i>A. normanii</i> (++) , [Din] <i>C. hirundinella</i> (++) , [Cya] <i>A. flos-aquae</i> (+++), [Cya] <i>M. aeruginosa</i> (+)
04/08/92	[Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (+++), [Din] <i>Ceratium hirundinella</i> (+)
16/09/92	[Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (++) , [Cya] <i>Microcystis aeruginosa</i> (+), [Cya] <i>Anabaena spiroides</i> (), [Chl] ()
14/10/92	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (++) , [Cya] <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (), [Cya] <i>Oscillatoria</i> sp. ()
09/11/92	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> (+)
08/12/92	[Dia] <i>Actinocyclus normanii</i> ()

[Chl] = Chlorophycées, [Cyn] = Cyanobactéries, [Dia] = Diatomophycées, [Din] = Dinophycées
 () = présent, (+) = abondant, (++) = très abondant, (+++) = bloom

1.3.5. Azote et phosphore dans la retenue du Mirgenbach

Les teneurs en phosphore total dans la retenue du Mirgenbach varient de 200 à 550 µgP/l avec une tendance à l'augmentation de 1988 à 1992 (Figure 55A). Les rapports NO₃/PO₄ fluctuent entre 4 et 25 (Figure 55B). Ils tendent à augmenter de 1988 à 1992. Les valeurs les plus basses (<7) correspondent principalement aux périodes estivales et automnales de juin à novembre. Les rapports Ntot/Ptot couvrent une gamme plus étendue : de 1 à 25 (Figure 55C). Ils augmentent aussi de 1988 à 1992. De 1990 à 1992, les rapports inférieurs à 10 sont relevés d'avril à octobre.

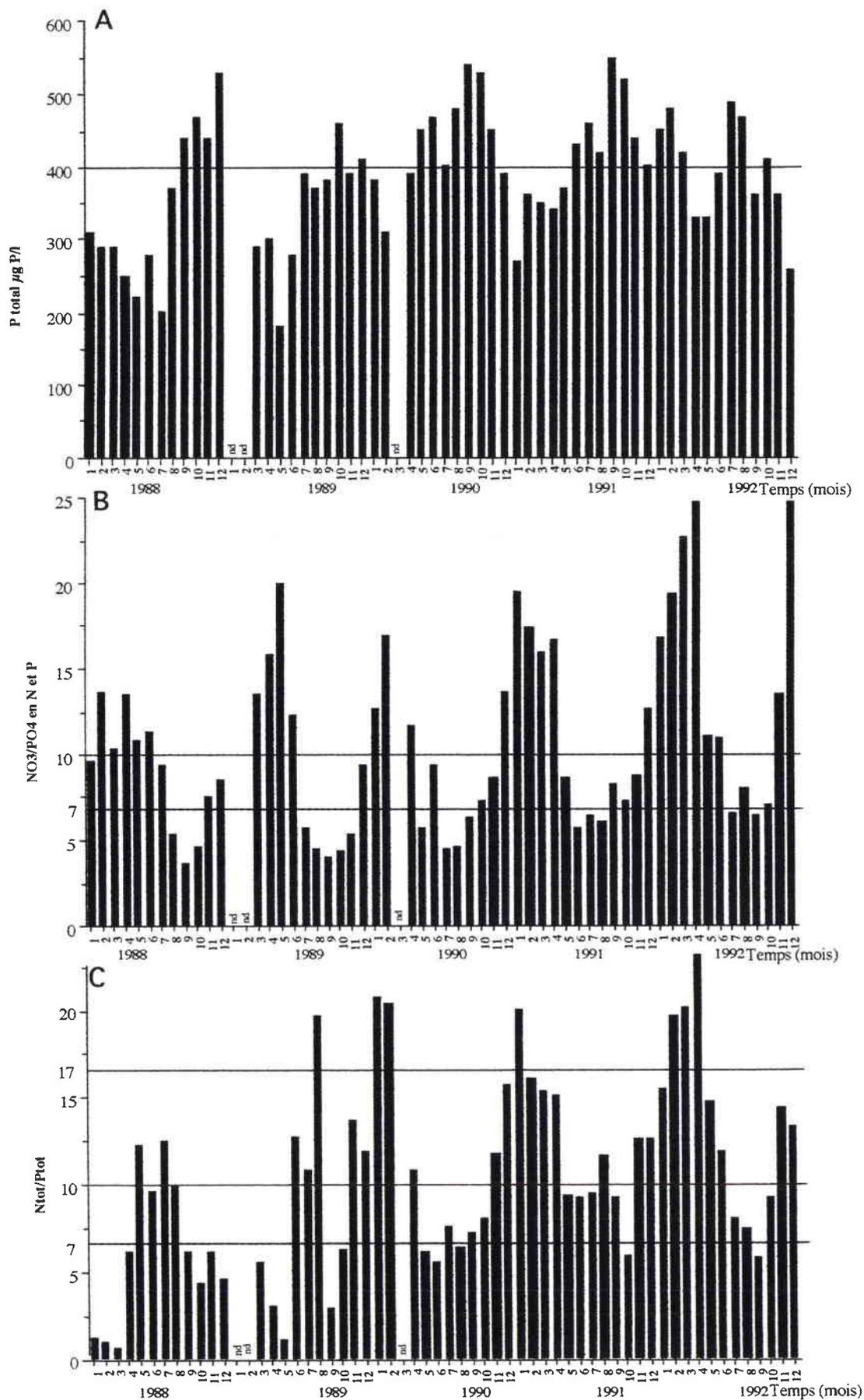


Figure 55 : Évolution des teneurs en phosphore total (A) et des rapports NO_3/PO_4 (B) et $\text{N}_{\text{tot}}/\text{P}_{\text{tot}}$ (C) de 1988 à 1992 sur la retenue du Mirgenbach. nd = non déterminé. Situation par rapport aux seuils de 7 et 10 définis par MERICAS *et al.* (1985) et BARROIN (1991), et 10 et 17 par FORSBERG (1980).

1.4. DISCUSSION

L'étang de Lindre constitue un milieu en dehors de toute toxicité au cours des années d'étude. La situation sur la retenue du Mirgenbach est nettement différente. Dès 1988, les concentrations élevées en Cl^- , Na^+ et K^+ dans cette retenue s'expliquent par les teneurs des eaux de la Moselle aggravées par l'évaporation au niveau des premiers aéroréfrigérants mis en fonction successivement en octobre 1986 et août 1987. Au cours de l'été 1991, HNO_2 participe d'une manière importante à la toxicité globale. Les métaux lourds ont peu d'influence directe sur la toxicité globale. Les études antérieures de PIHAN & LANDRAGIN (1985) montrent que la qualité en rivière Moselle se situe en permanence dans le secteur du graphique à toxicité chronique. En 1991, elle se situe toujours dans cette zone potentiellement toxique pour les poissons à plus de 50 % du temps. La situation des tracés du Mirgenbach (1988 et 1989) plus à gauche que celle de la Moselle (Figure 53), suppose une situation plus favorable dans la retenue que celle de la rivière à cette époque. Les années suivantes, la situation se dégrade du fait de l'augmentation importante de la toxicité liée aux paramètres azotés et à ceux de la minéralisation. L'évolution de la qualité des eaux de la retenue du Mirgenbach depuis sa mise en eau et la réception des eaux de purge des aéroréfrigérants représentent un cas particulièrement complexe d'interactions de facteurs abiotiques et biotiques. La méthode de "concentration - addition" utilisée dans cette étude est celle de PIHAN & LANDRAGIN (1985). Cependant, ces auteurs l'ont établie sur la base de pollutions industrielles en considérant principalement les effets des métaux et des toxiques comme les cyanures ou les phénols. Dans le cas de la présente étude, cette méthode est adaptée à un milieu minéralisé. Cette méthodologie n'est donc pas à considérer comme définitive mais plutôt comme une première étape dans l'établissement d'une méthode qui devra être perfectionnée, car elle pose plusieurs problèmes :

- d'une part, les droites de références définissant les milieux à risques de toxicité chronique et les milieux sans poissons sont-elles toujours valables en cas d'hyperminéralisation,

- d'autre part, la toxicité liée à la minéralisation doit-elle être représentée par plusieurs fractions de CL_{50} (Na^+ , K^+ , Cl^-) ou par une seule qui représenterait la minéralisation d'une manière plus globale, par exemple par l'intermédiaire de la conductivité ?

La zone intermédiaire (figure 53) est adaptée à la Moselle (PIHAN & LANDRAGIN, 1985). La présence de poissons dans la retenue du Mirgenbach en majorité des Cyprinidés mais aussi Percidés (MERSCH *et al.*, 1993; FLESCH *et al.*, 1994, 1995) nous incite à étendre cette zone. Nous proposons une rotation de la droite (0,7-50% ; 1,75-95%) vers une position (1,2-50% ; 1,75-95%). Cette extension (figure 53) est explicable par la bonne oxygénation de la retenue du Mirgenbach qui est un milieu particulier en ce qui concerne ce paramètre.

L'approche proposée ici, constitue ainsi, une étape dans la mise au point d'une méthode évaluant la toxicité de milieux fortement minéralisés vis-à-vis des poissons. Un risque

supplémentaire qui pourrait être intégré dans cette méthode serait le risque lié à l'eutrophisation. Le seuil de $400 \mu\text{g/l}$ en phosphore total défini par MERICAS *et al.* (1985) comme seuil de risque pour la population piscicole est dépassé sur la retenue du Mirgenbach, quatre fois en 1988, deux fois en 1989, trois fois en 1990, neuf fois en 1991 et six fois en 1992. Ainsi, le phosphore ou le rapport azote/phosphore pourraient être intégrés en tant que fraction dans cette somme et représenter le risque toxique lié à l'eutrophisation.

Une seconde étape consisterait à pouvoir intégrer les phénomènes de synergies et d'antagonismes qui ne sont pas pris en compte dans cette méthode basée sur la simple sommation des fractions de CL_{50} . De plus dans le calcul, on admet pour les facteurs de minéralisation une proportionnalité entre la concentration en sels minéraux et son effet, ce qui reste à prouver. La CL_{50} chronique d'un toxique pour un organisme est inférieure à la CL_{50} 24 à 96h (figure 56). Ainsi, il sera aussi nécessaire de pouvoir extrapoler les valeurs de la toxicité à long terme à partir de ces données de toxicité aiguë.

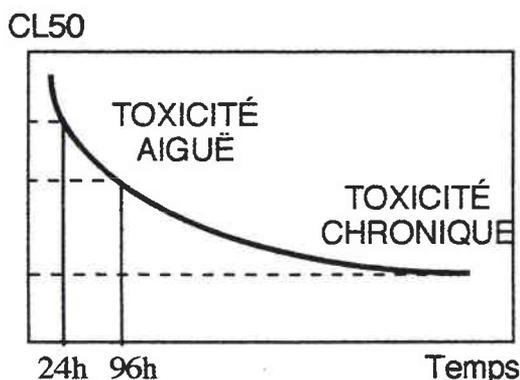


Figure 56 : Relation entre la toxicité (CL_{50}) et le temps de mise en contact avec un organisme.

La prise en compte des paramètres classiques dans la sommation des fractions de CL_{50} traduit, sur la retenue du Mirgenbach, des risques toxiques pour les poissons. Cependant, l'existence de fleur d'eau à Cyanobactéries (depuis 1991), n'est pas pris en compte dans cette méthode globale. Ces proliférations déclassent la qualité de ces eaux vers un état pouvant être critique pour la vie piscicole et pour les populations zooplanctoniques (JUNGMANN, 1992; BERTHON & BROUSSE, 1995; REINIKAINEN *et al.*, 1995; SMITH & GILBERT, 1995) du fait de la libération de toxines par certaines souches d'*Aphanizomenon* sp. et de *Microcystis* sp.

Les conditions physico-chimiques de la retenue du Mirgenbach montrent l'existence d'une surcharge en phosphore, particulièrement durant les mois estivaux les plus chauds. Les rapports N/P, que ce soit NO_3/PO_4 (en N et en P) ou $\text{N}_{\text{tot}}/\text{P}_{\text{tot}}$ indiquent une carence azotée (FORSBERG, 1980; BARROIN, 1991). On constate des rapports NO_3/PO_4 inférieurs à 7 et $\text{N}_{\text{tot}}/\text{P}_{\text{tot}}$ inférieurs à 10 pendant les périodes estivales 1990 et 1991, les plus propices au développement des Cyanobactéries du fait d'un ensoleillement et d'une température favorables.

Si l'on compare les années entre elles, les années 1991 et 1992 se singularisent au mois de juin par des rapports NO_3/PO_4 inférieurs à 7, contrairement à l'année 1990 où ils sont compris entre 7 et 10, et aux années 1988 et 1989 où ils sont supérieurs à 10. Selon ALEYA *et al.* (1994), la composition chimique de l'eau, et principalement les variations du rapport azote / phosphore lorsqu'il est inférieur à 5, sont à l'origine de l'apparition estivale de *Microcystis aeruginosa* sur un plan d'eau hypertrophique. BARROIN (1991) situe cette limite à 7.

Ainsi, lorsque l'azote devient un facteur limitant, les espèces favorisées sont celles qui peuvent assimiler l'azote atmosphérique par la présence d'hétérocystes (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*) ou qui peuvent migrer verticalement (SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990). La succession de *Aphanizomenon* sp. puis *Microcystis aeruginosa* observée sur la retenue peut s'expliquer par la différence des températures optimales de ces deux espèces (SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990). L'étude de JENSEN *et al.* (1994) réalisée sur 210 lacs danois de faible profondeur (<3m) met en évidence des observations contraires à celles décrites précédemment : les Cyanobactéries ne sont pas dominantes à un faible rapport $\text{N}_{\text{tot}}/\text{P}_{\text{tot}}$ ou à de faibles concentrations en azote inorganique. Il semble qu'actuellement, les facteurs influençant l'apparition des Cyanobactéries dans un milieu ne soient pas encore entièrement définis et que les avis soient encore partagés. On peut émettre l'hypothèse que l'azote étant devenu limitant dès les mois de juin 1991 et 1992 sur la retenue du Mirgenbach, les Cyanobactéries fixatrices d'Azote atmosphérique s'y sont développées en août et en septembre.

Le remplacement d'une Chlorophycée comme *Hydrodictyon reticulatum* par des Cyanobactéries est également observé par FLORY & HAWLEY (1994) dans un lac eutrophe en Cornouaille (Grande-Bretagne) et représente une détérioration de la qualité du milieu du fait de la présence de toxines (WHITTON, 1992). Les hépatotoxines, "microcystine" pour *Microcystis aeruginosa* et les neurotoxines, "aphantoxines" pour *A. flos-aquae* touchent différents niveaux de l'écosystème dont les poissons et différentes espèces au contact de l'eau (oiseaux, mammifères dont l'homme) (CARMICHAEL *et al.*, 1990; LAWTON & CODD, 1991; QING-XUE *et al.*, 1991; REYNOLDS, 1991; LINDHOLM *et al.*, 1992; PARK *et al.*, 1993; FALCONER *et al.*, 1994; CARBIS *et al.*, 1995). Le fait que les toxines puissent affecter l'activité microbienne (LINDHOLM *et al.* 1992), semble pouvoir expliquer une perturbation de la nitrification avec accumulation de nitrites produits vraisemblablement lors du passage dans les aëroréfrigérants.

Les proliférations massives de Cyanobactéries sont souvent associées à des mortalités massives de poissons mais la cause réelle est, le plus souvent, difficile à déterminer (BILLARD, 1995a; BURY *et al.*, 1995). Des mortalités massives de carpes sont observées en présence de *Microcystis aeruginosa* (LEFEVRE *et al.*, 1952 in SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990) ou *Aphanizomenon flos-aquae* (SEYMOUR, 1980 in SEVRIN-

REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990). Il en est de même pour *Salmo trutta* en présence de *Anabaena flos-aquae* (RODGER *et al.*, 1994). TENCALLA *et al.* (1994) mettent en évidence que les mortalités massives de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) en présence de *Microcystis aeruginosa* sont dues à l'ingestion de ces algues par les poissons. Les effets nuisibles des Cyanobactéries sur les animaux aquatiques et particulièrement sur les poissons, sont observés lorsque les poissons sont contaminés directement par les substances sécrétées par les cellules algales ou bien lorsqu'ils sont intoxiqués par les bactéries associées aux Cyanobactéries (SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990).

Sur la retenue du Mirgenbach, les poissons (*Perca fluviatilis* plus particulièrement) ont une croissance rapide et une maturité sexuelle précoce (FLESCH, 1994). Les mortalités de Perche (*P. fluviatilis*) et de Gardon (*Rutilus rutilus*) ne correspondent ni à des périodes où les indices de toxicité sont élevés ni à des proliférations de Cyanobactéries. Elles correspondent plutôt aux périodes de ponte ou de fin de maturation sexuelle de ces espèces et traduisent leur épuisement au cours de ce phénomène. Les mortalités des poissons originaires de l'étang de Lindre et élevés en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach correspondent aux périodes de forte toxicité globale du milieu. Le délai entre les mortalités et la date d'empoissonnement est court. Il semble que la sensibilité des poissons vis-à-vis de la toxicité globale de l'eau de la retenue du Mirgenbach soit plus importante lorsqu'il s'agit de poissons introduits dans ce milieu que lorsqu'ils y sont nés. Leur sensibilité est plus grande lorsqu'il s'agit des hybrides ou de poissons nouvellement introduits en cages. Cependant, la survie des larves, des juvéniles et des adultes des espèces qui se développent naturellement dans la retenue n'est pas connue. La croissance naturelle des poissons pourrait être la conséquence d'une forte disponibilité alimentaire compte tenu de la faible survie des populations. Les poissons échantillonnés au cours des pêches sont-ils des survivants des contraintes trophiques ou toxiques ?

L'apparition de bloom à Cyanobactéries au cours des périodes de toxicité élevée peut contribuer à augmenter la sensibilité des poissons. Il n'est pas prouvé, de manière absolue, que les toxines sécrétées par certaines souches de Cyanobactéries causent la mort des poissons. Il est probable que la baisse d'oxygène après un bloom est la cause principale de la mortalité des poissons. Sans aller jusqu'à entraîner la mort, la présence de Cyanobactéries peut avoir des effets traumatisants sur les poissons. Le fait que la teneur en NH_3 augmente après l'apparition d'un bloom à *Aphanizomenon* sp. (SEYMOUR, 1980 *in* SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990), associé à des taux d'oxygène faibles, peuvent être à l'origine de lésions cutanées, de saignements au niveau de la peau ou des branchies. L'exposition chronique de la truite à des blooms de *Microcystis aeruginosa* entraîne un déséquilibre de la balance ionique et réduit la croissance de cet animal (BURY *et al.*, 1995).

Le développement des Cyanobactéries sur la retenue du Mirgenbach observé au cours de l'été 1992 est maîtrisé lors de la remise en circulation de la masse d'eau (6/8/92). A partir de cette date, la stratification thermique disparaît ; les turbulences empêchent les Cyanobactéries

d'accéder à l'azote atmosphérique et contrarie leur développement (figure 57). Cet exemple peut constituer un mode d'intervention vis-à-vis des Cyanobactéries.

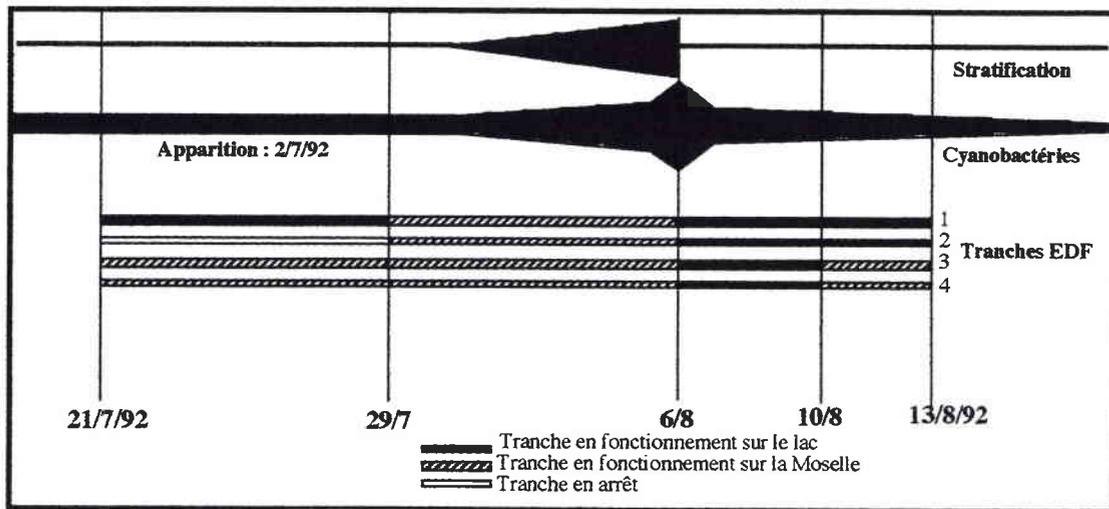


Figure 57 : Apparition et disparition d'une stratification thermique et de Cyanobactéries sur la retenue du Mirgenbach au cours de la période estivale (1992) en relation avec le mode de fonctionnement de la centrale électronucléaire de Cattenom.

L'oxygénation, l'apport d'azote (SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990), l'immobilisation du phosphore par traitement à la craie peuvent également maintenir des conditions favorables pour les Chlorophycées et limiter l'apparition de Cyanobactéries (PIHAN & DUBOST, 1992). D'après les travaux de LUDERITZ & NICKLISCH (1989) pour un pH de 8,2 constaté en été, il faudrait atteindre $63 \mu\text{g/l}$ de cuivre pour limiter efficacement le développement des Cyanobactéries. Les eaux de la retenue du Mirgenbach contiennent déjà entre 20 et $25 \mu\text{g/l}$ de cuivre ayant pour origine la corrosion des tubes du condenseur ; ces valeurs laissent supposer une certaine action algicide du cuivre sur les Cyanobactéries.

Au cours de ce chapitre, nous avons cerné les caractéristiques toxicologiques du milieu. La retenue du Mirgenbach s'avère un milieu peu propice à l'élevage piscicole en cages flottantes du fait de la qualité de ses eaux issues de la Moselle, de son utilisation par une industrie et de son vieillissement.

La présence de filets d'élevage peut contribuer à l'enrichissement du milieu pour le support qu'il offre aux organismes. Le développement d'espèces végétales ou animales dans l'eau influe sur les risques de prolifération de fouling au niveau des structures d'élevage. Cette contrainte d'exploitation a suscité une expérimentation estivale ponctuelle en 1991 sur les deux sites Mirgenbach et Lindre, afin de mieux évaluer ce phénomène qui est présenté dans la partie suivante.

2. ETUDE DES SALISSURES

DUBOST N., MASSON G., MORETEAU J.C., 1996b. Temperate freshwater fouling on floating net cages: method of evaluation, model and composition. *Aquac.*, 143 : 303-318.

2.1. INTRODUCTION

Les salissures, ou fouling pour les anglo-saxons, sont le résultat de la colonisation et de la croissance d'organismes sédentaires et semi-sédentaires sur des structures artificielles en milieu aquatique (VENUGOPALAN & WAGH, 1990). Ce fouling est principalement composé d'organismes végétaux ou animaux mais aussi de matières organiques ou minérales piégées dans ces enchevêtrements biologiques. Le fouling constitue un problème pour toutes les structures immergées (READ & GORDON, 1991) et en particulier pour les élevages aquacoles (PORTER, 1981; HUSE *et al.*, 1990). La pisciculture en cages flottantes utilisant des filets est particulièrement exposée à cet inconvénient durant la période estivale (MORING & MORING, 1975; MILNE, 1976). Les conditions du milieu peuvent rapidement se détériorer et devenir la cause de stress pour les poissons en culture (INOUE, 1972; LOVEGROVE, 1979). Il existe de nombreuses études concernant les salissures en milieu marin traitant, soit de l'aspect quantitatif du phénomène, soit décrivant des inventaires d'espèces observées (MILNE, 1970; MILNE, 1976; LOVEGROVE, 1979). Il n'y a que très peu de travaux en eaux douces et le fouling n'est pas considéré comme un problème majeur (BILLARD, 1978; BEVERIDGE, 1987).

A notre connaissance, il n'existe pas de travaux publiés concernant la modélisation du développement de ces salissures en eau douce. Notre étude a donc pour objectif, d'une part, de mettre en évidence la variabilité spatiale du développement du fouling sur des cages flottantes en filet. Pour cela, deux sites sont étudiés : l'étang de Lindre et la retenue du Mirgenbach, afin de déterminer les variables qui le décrivent le mieux, et d'autre part, le second objectif est de proposer un modèle de développement de ces organismes en fonction de la surface de filet colonisable et du temps d'immersion dans une eau fortement minéralisée et eutrophisée.

2.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'expérience consiste à submerger des filets de Nylon de différentes mailles dans les deux milieux d'élevage. Les nappes de filets sont fixées par leurs extrémités sur deux barres de bois de 2,4 mètres de long (Figure 58). VENUGOPALAN & WAGH (1990) attribuent à la profondeur une part importante de la variabilité du développement du fouling. MORING & MORING (1975) ont relevé les valeurs maximales de fouling à 50 cm sous la surface. Le dispositif expérimental mis en place tient compte de ces conclusions. La barre inférieure est lestée. La barre supérieure est suspendue aux cages d'élevage et immergée dans les dix premiers centimètres d'eau.

Pour chaque maille, un système est composé de deux unités, elles mêmes constituées de 10 filets rectangulaires (0,2 m x 1 m) ; une couture assemble les filets latéralement et des fils de fer renforcent les deux extrémités (figure 58). Les mailles des filets utilisées sont les mêmes que celles des filets d'élevage : 2, 4, 6, 10 et 20 mm sur la retenue du Mirgenbach, 3 et 5 mm sur l'étang de Lindre. Les périodes et les durées de pose tiennent compte du volume de salissures observées au cours d'années antérieures.

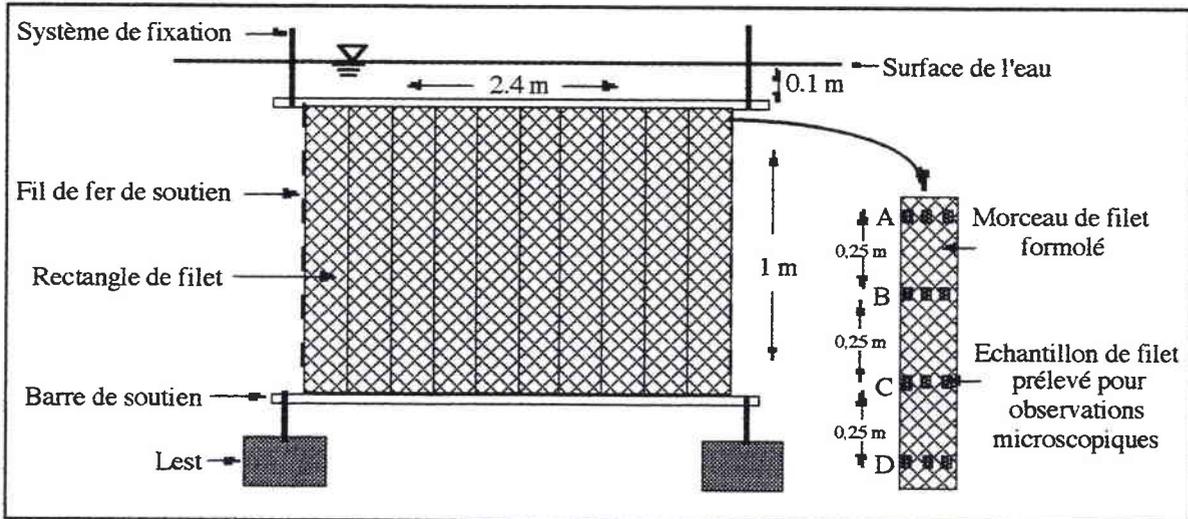


Figure 58 : Unité d'étude des salissures

Les systèmes sont installés du 12/8/91 au 9/9/91 sur la retenue du Mirgenbach, et du 22/8/91 au 29/10/91 sur l'étang de Lindre. Tous les filets sont pesés avant la pose et périodiquement tous les 7 jours, durant 28 jours, sur la retenue du Mirgenbach et après 20, 40 et 69 jours de pose sur l'étang de Lindre. Un passage à 60 °C pendant 24 heures permet de déterminer la masse sèche de salissures sur les filets. Une correction compense la perte de masse du filet occasionnée par ce traitement.

Les résultats de fouling obtenus sont exprimés de la manière suivante :

- taux d'accroissement pondéraux des filets (AP en %) :

$$AP = \frac{100 \times (S_1 - S_0)}{S_0} \quad (1)$$

avec S_0 = masse sèche du filet avant submersion (g) et S_1 = masse sèche de filet avec salissures après submersion (g).

- biomasse de salissures fraîches par surface de filet (F_n en g/m^2) :

$$F_n = \frac{F_1 - F_0}{R} \quad (2)$$

avec F_0 = masse fraîche du filet avant submersion (g), F_1 = masse fraîche de filet avec salissures après submersion (g) et R = surface réelle de filet submergé (m^2) = $S_0 \times (s/w)$ où s = surface d'un filet témoin (maille carrée) (m^2) et w = masse sèche d'un filet témoin (g).

- biomasse de salissures sèches par surface de filet (S_n en g/m^2)

$$S_n = \frac{S_1 - S_0}{R} \quad (3)$$

- surface de filet par m^2 de surface colonisable (N en m^2)

$$N = \frac{s}{f \times d \times \pi} \quad (4)$$

avec s = surface d'un filet témoin (maille carrée) (m^2), f = longueur des fils composant un filet témoin (m) et d = diamètre du fil (m).

- biomasse de salissures sèches par surface colonisable (S_c en g/m^2)

$$S_c = S_n \times N \quad (5)$$

L'expression des résultats par unité de surface supprime la variabilité de la masse du filet selon la maille. Les surfaces considérées sont soit la superficie de la nappe de filet calculée avec les mailles carrées soit la surface colonisable. Dans le deuxième cas, elle correspond à la surface périphérique des fils composant la nappe de filet. Dans ce calcul, le croisement des fils formant le maillage est assimilé à deux fils superposés. Pour chaque maille, la surface de nappe de filet correspondant à un mètre carré de surface colonisable (N) est calculée (Tableau 15).

Pour chaque maille (sauf la maille de 20 mm), des nappes posées durant toute l'étude sont conservées dans du formol (4%). L'intensité du colmatage et la composition des salissures sont étudiées à quatre niveaux de profondeur (A, B, C, D) (Figure 58). Trois échantillons de 2 cm de côté sont prélevés à chaque niveau afin de déterminer un coefficient de recouvrement des mailles inspiré du coefficient de BRAUN-BLANQUET (1964) avec 6 classes. Les groupes taxonomiques ou espèces sont identifiés au microscope. Il est attribué un coefficient d'abondance relative (de 1 à 3) pour chaque taxon ou espèce sur chaque échantillon prélevé.

Tableau 15 : Valeurs des paramètres utilisés dans l'étude des salissures.

Sites : M = retenue du Mirgenbach, L = étang de Lindre; d = diamètre du fil; Fa = masse fraîche d'un mètre carré de nappe de filet; Sa = masse sèche d'un mètre carré de nappe de filet; Sb = masse sèche d'un mètre carré de surface de fil colonisable; N = surface de filet par mètre carré de surface de fil colonisable.

Mailles (mm)	2	3	4	5	6	10	20
Sites	M	L	M	L	M	M	M
d (mm)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	1,0
Fa (g/m^2)	418	256	226	176	171	116	102
Sa (g/m^2)	174	121	106	78	77	55	51
Sb(g/m^2)	112	81	101	99	71	90	110
N (m^2)	0,645	0,671	0,952	1,265	0,925	1,639	2,173

La composition phytoplanctonique des deux sites d'étude est déterminée au cours du cycle annuel. Température, teneur en oxygène dissous, pH, conductivité, sodium, chlorures, matières en suspension et matière organique, orthophosphates et nitrates, ammonium, chlorophylles *a* et totales sont déterminées en 1991, avec une périodicité mensuelle ou bimensuelle selon la saison. Les méthodes d'échantillonnage et de dosage sont présentées dans le chapitre III (tableau 9). Les mesures sont réalisées en surface, à la mi-journée. Le traitement statistique des données est effectué par l'analyse de variance ANOVA ($P < 0,05$) et par des ajustements non linéaires effectués sur STATISTICA 4.5/w (Statsoft™).

2.3. RÉSULTATS

2.3.1. Conditions environnementales

Au cours de l'année 1991, la température est toujours plus élevée au Mirgenbach (22 à 25 °C) qu'à l'étang de Lindre (9 à 24 °C) (Annexe 14). A une même date, l'écart thermique entre les deux sites varie de 0,5 à 7,5°C. Entre deux échantillonnages de filets, le nombre de degrés-jours (°J) est successivement de 173, 167, 161 et 154°J au Mirgenbach et de 429, 372 et 377°J à Lindre. Les teneurs en oxygène dissous dans l'eau varient de 8,4 à 11,9 mg/l au Mirgenbach et de 8,6 à 10,8 mg/l à Lindre. La qualité physico-chimique de l'eau de ces deux milieux est très différente (Annexe 14). Le pH est plus basique à Lindre (8,6 - 9,5) qu'au Mirgenbach (7,9 - 8,4). L'eau du Mirgenbach présente une forte conductivité (moyenne en 1991 de 2150 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Elle est très minéralisée (Na^+ : 121 - 273 mg/l et Cl^- : 465 - 820 mg/l) et eutrophisée. Les concentrations en orthophosphates et nitrates atteignent respectivement 0,5 mgP/l et 5 mgN/l.

A l'étang de Lindre, la conductivité est de 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$, les teneurs en chlorures et en sodium n'excèdent pas respectivement 50 mg/l et 12 mg/l. Les teneurs en ammonium sont comparables sur les deux sites. C'est sur l'étang de Lindre, que sont enregistrées les valeurs maximales de matières en suspension et organiques. Sur ce site, les teneurs en chlorophylles (*a* et totale) et donc la production phytoplanctonique sont supérieures à celles du réservoir du Mirgenbach pendant l'été. Pourtant en mai 1991, la concentration en nitrates à l'étang de Lindre, est inférieure au seuil de 0,02 mgN/l considéré comme limitant pour le développement phytoplanctonique (RYDING & RAST, 1994).

2.3.2. Biomasses de salissures

Les taux d'accroissement pondéraux diffèrent entre les deux milieux (Tableau 16). Dans la retenue du Mirgenbach, les filets subissent une augmentation de masse sèche pouvant atteindre 350% en 1 mois alors qu'à l'étang de Lindre, cette augmentation est inférieure à 50 % pour deux mois de pose.

Tableau 16 : Résultats de taux d'accroissement pondéral des filets (AP), des masses de fouling sec par unité de surface de nappe (Sn) et par unité de surface colonisable (Sc) à l'étang de Lindre et dans la retenue du Mirgenbach. Évaluation des masses fraîches de filets sales après 28 jours de pose sur la retenue du Mirgenbach. Les valeurs correspondent à des moyennes \pm sd, n = 5 filets par taille de maille. Les moyennes d'une même ligne qui présentent un ou plusieurs exposants identiques ne sont pas significativement différentes (ANOVA, P<0,05).

	Temps de pose(j)	Étang de Lindre			
		Taille des mailles			
		3 mm	5 mm		
AP (%) \pm écart-type	20	14,9 \pm 10,3	1,8 \pm 2,1		
	40	14,6 \pm 1,4	15,8 \pm 3,0		
	69	17,1 \pm 6,5	23,7 \pm 8,4		
Sn (g/m ²) \pm écart-type	20	18 ^a \pm 12,5	1,4 ^b \pm 1,7		
	40	17,6 ^a \pm 1,7	12,3 ^b \pm 2,4		
	69	20,7 ^a \pm 7,9	18,5 ^b \pm 6,6		
Sc (g/m ²) \pm écart-type	20	12,1 ^a \pm 8,4	1,7 ^a \pm 2,1		
	40	11,8 ^a \pm 1,8	15,6 ^a \pm 3,0		
	69	13,9 ^a \pm 5,3	23,5 ^a \pm 8,4		

	Temps de pose(j)	Retenue du Mirgenbach				
		Taille des mailles				
		2mm	4mm	6mm	10mm	20mm
AP (%) \pm écart-type	7	10 \pm 2,0	29,9 \pm 4,2	48,9 \pm 4,7	32,9 \pm 9,8	40,8 \pm 6,8
	14	40,3 \pm 5,1	70,2 \pm 6,1	120,9 \pm 31,6	153,5 \pm 18,7	205,7 \pm 70,0
	21	67,3 \pm 5,3	239,3 \pm 97,2	271,8 \pm 21,1	336,7 \pm 22,3	237,6 \pm 43,5
	28	55,3 \pm 15,0	204,5 \pm 23,9	317,2 \pm 48,7	332,9 \pm 43,3	308,3 \pm 140,0
Sn (g/m ²) \pm écart-type	7	17,5 ^a \pm 3,4	31,8 ^b \pm 4,4	37,6 ^b \pm 3,6	18,1 ^{bc} \pm 5,4	20,9 ^{ac} \pm 3,5
	14	70,0 ^a \pm 8,8	74,7 ^b \pm 6,5	92,9 ^b \pm 24,3	84,6 ^{bc} \pm 10,3	105,6 ^{ac} \pm 35,9
	21	116,9 ^a \pm 9,36	254,6 ^b \pm 103,4	208,4 ^b \pm 16,2	185,5 ^{bc} \pm 12,3	122,0 ^{ac} \pm 22,3
	28	96,2 ^a \pm 26,0	217,6 ^b \pm 25,4	243,6 ^b \pm 37,2	183,4 ^{bc} \pm 23,9	158,3 ^{ac} \pm 71,7
Sc (g/m ²) \pm écart-type	7	11,3 ^a \pm 2,2	30,1 ^b \pm 4,2	34,3 ^b \pm 3,3	29,6 ^c \pm 8,8	44,9 ^c \pm 7,4
	14	45,2 ^a \pm 5,7	70,7 ^b \pm 6,1	84,8 ^b \pm 22,2	138 ^c \pm 16,8	226,1 ^c \pm 76,8
	21	75,5 ^a \pm 6,0	240,9 ^b \pm 97,8	190,2 ^b \pm 14,8	302,7 ^c \pm 20,0	261,2 ^c \pm 47,8
	28	62,1 ^a \pm 16,8	205,9 ^b \pm 24,1	122,3 ^b \pm 34,0	299,2 ^c \pm 39,0	339,0 ^c \pm 153,6
Masse de filet mouillé pour 85 m ² (Kg)		35,5	19,6	14,5	9,9	8,7
Masse de fouling frais pour 20 m ² (Kg)		12,5	24,9	21,5	16,6	15,7
Masse totale mouillée (filet de 5x5x3m) (Kg)		48	44,5	36	26,5	24,4

A l'étang de Lindre ces taux d'accroissement pondéraux (AP) présentent une grande homogénéité, alors que sur la retenue du Mirgenbach, les filets de maille de 2 mm présentent un AP inférieur à ceux des autres mailles. La représentation simultanée des résultats obtenus pour les biomasses fraîches ou sèches des filets et du fouling, permet d'illustrer la modification des masses de salissures au cours du temps (Figure 59).

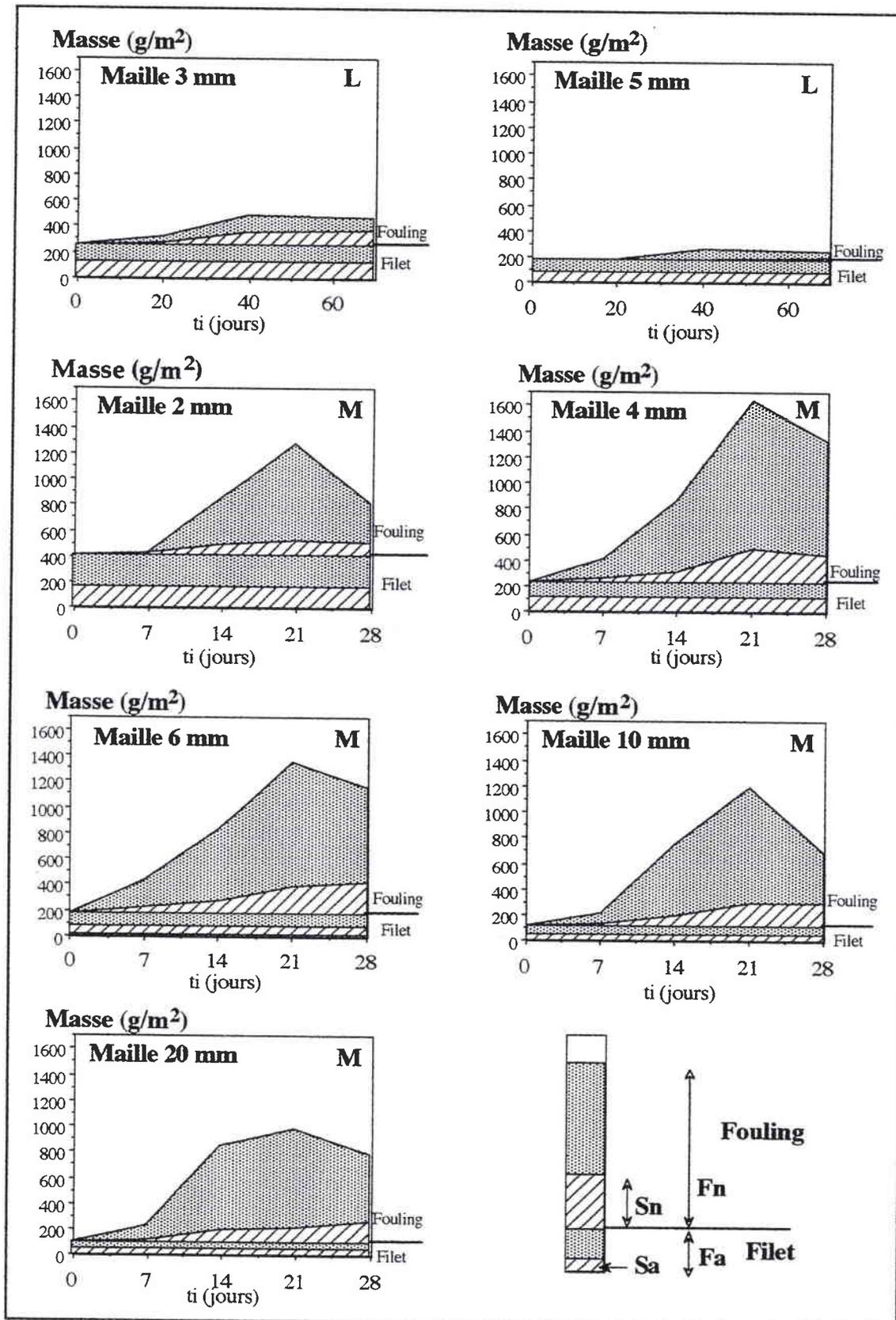


Figure 59 : Évolution des masses fraîches et sèches des filets et des salissures en fonction du temps d'immersion dans les plans d'eau du Mirgenbach (M) et de Lindre (L). La part de masse sèche est représentée en hachures. Sa = masse sèche d'un mètre carré de nappe de filet (g/m^2); Fa = masse fraîche d'un mètre carré de filet (g/m^2); Sn = biomasse de salissures sèches par surface de filet (g/m^2); Fn = Biomasse de salissures fraîches par surface de filet (g/m^2); ti = temps d'immersion (j).

Les masses de filets et de fouling varient selon la maille. Après 69 jours de pose sur l'étang de Lindre (mailles de 3 et 5 mm), les masses de salissures fraîches (Fn) ne dépassent pas 110 g/m² de nappe de filet. Alors que sur la retenue du Mirgenbach, après trois semaines de pose, elles varient de 400 à 1400 g/m² de nappe de filet. Au Mirgenbach, la biomasse sèche semble se stabiliser dès le 21^{ème} jour de pose, alors que la masse fraîche diminue à partir de cette date. Cette modification est à mettre en relation avec la composition des salissures.

Les valeurs de Fn peuvent être utilisées pour calculer la masse d'un filet d'élevage de 5x5m avec 3m de profondeur. Les salissures colonisent principalement le premier mètre immergé, elles recouvrent 20 m² de ce filet. Pour chaque taille de mailles, la masse totale s'obtient en additionnant les biomasses fraîches de salissures à la masse des 85 m² de filet. Les valeurs ainsi estimées varient de 24,4 à 48 kg (Tableau 16). Le minimum est obtenu pour la maille la plus petite (2 mm) et le maximum pour les plus grandes (20 mm).

Au Mirgenbach, la masse sèche finale de fouling (Sn) varie de 100 à 250 g/m² selon la maille (Tableau 16). La maille de 2 mm se distingue significativement des autres mailles (à l'exception de celle de 20 mm). En masse sèche par unité de surface colonisable, le fouling (Sc) varie de 62 à 340 g/m² après 21 jours de pose ou plus sur la retenue du Mirgenbach alors qu'il est inférieur à 25 g/m² sur l'étang de Lindre après 69 jours de pose (Tableau 16 et Figure 60).

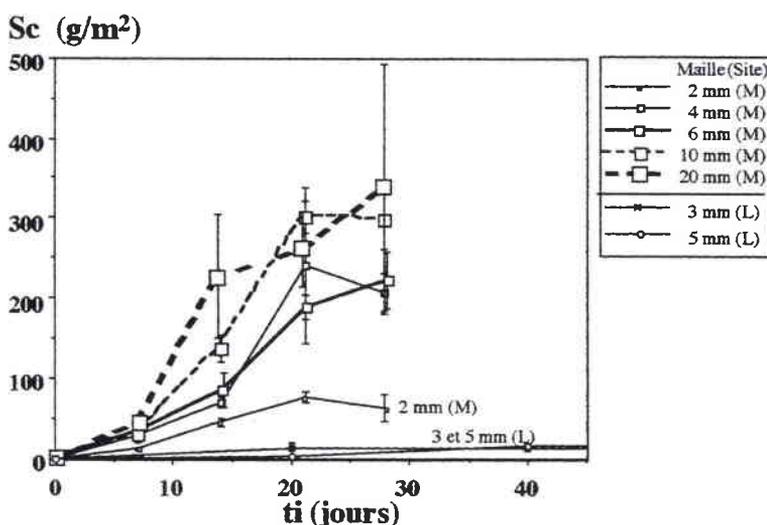


Figure 60 : Évolution des masses sèches de salissures par m² de surface colonisable (Sc) en fonction du temps d'immersion (ti) dans les deux plans d'eau du Mirgenbach (M) et de Lindre (L).

Les résultats obtenus sur l'étang de Lindre après 40 et 69 jours de pose, ne présentent pas de différence significative. Sur la retenue du Mirgenbach, les valeurs de fouling pour la maille de 2 mm diffèrent significativement de ceux des autres mailles. Il n'y a aucune différence significative entre les résultats obtenus pour les mailles de 4 et 6 mm ou les mailles de 10 et 20 mm. Trois groupes de mailles se dégagent donc au Mirgenbach : les mailles de petite taille (2 mm), les mailles intermédiaires (4 et 6 mm) et les mailles de grande taille (10 et 20 mm).

Pour les résultats obtenus sur le Mirgenbach, la première étape d'établissement du modèle de développement des salissures consiste à déterminer une fonction liée au temps d'immersion. Une deuxième étape s'attache à établir pour chaque maille, une relation entre les valeurs de Sc et la surface de nappe de filet (N) composant 1m² de surface colonisable (Tableau 17). Dans les étapes, on considère qu'il existe un maximum.

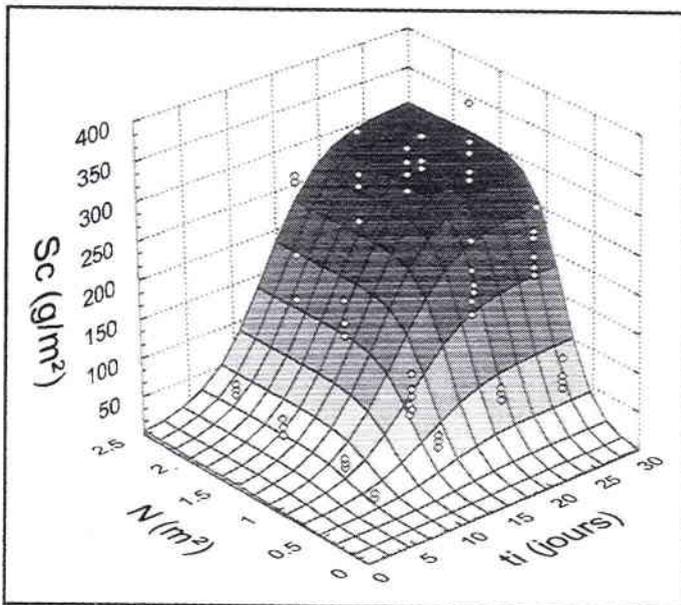
Tableau 17 : Paramètres et coefficients des courbes de régressions logistiques entre les masses de salissures sèches (Sc) et le temps d'immersion (ti) ou l'unité de surface colonisable (N). M = retenue du Mirgenbach, L = étang de Lindre n = nombre de données, R² = coefficient de corrélation, *** = R² significatif (P<0,001), formule

$$Y = \frac{b_0}{1 + \exp[-b_1 \times (X - b_2)]}$$

Site	Y	X	b ₀	b ₁	b ₂	n	R ²
M Maille 2 mm	Sc (g/m ²)	ti (jours)	69,2	0,3769	11,9	20	0,841 ***
M Mailles 4 et 6 mm	Sc (g/m ²)	ti (jours)	225,8	0,0282	15,7	39	0,916 ***
M Mailles 10 et 20 mm	Sc (g/m ²)	ti (jours)	292,4	0,3563	12,7	35	0,860 ***
M ti = 7 j	Sc (g/m ²)	N (m ²)	36,24	9,8638	0,724	24	0,716 ***
M ti = 14 j	Sc (g/m ²)	N (m ²)	169,93	2,4768	1,023	22	0,850 ***
M ti = 21 j et 28 j	Sc (g/m ²)	N (m ²)	284,82	7,1355	0,805	46	0,879 ***

La biomasse de salissures augmente en fonction du temps selon une loi logistique. L'expression de Sc en fonction du temps de pose d'une part et en fonction de N d'autre part, nous conduit à rassembler ces deux variables dans un modèle unique tridimensionnel (modèle logistique double de Verhulst-Pearl), dont les paramètres sont déterminés par un ajustement non linéaire, et à proposer la représentation obtenue en trois dimensions (Figure 61). L'équation obtenue en appliquant ce modèle aux 94 observations est avec comme 305,6 correspondant à la valeur maximale:

$$Sc = \frac{305,6}{\left(1 + \exp[-0,3108 \times (ti - 13,625)]\right)} \times \left(1 + \exp[-6,3386 \times (N - 0,8234)]\right)} ; n = 94 ; R^2 = 0,899$$



$$F(5,88) = 176$$

$$F(5,88)_{0,05} = 2,2$$

Figure 61 : Modélisation de l'évolution des masses de salissures sèches par m² de surface colonisable (Sc) en fonction du temps d'immersion (ti) et de la surface de nappe correspondant à 1 m² de surface de fil colonisable (N) sur la retenue du Mirgenbach.

2.3.3. Composition des salissures

Pour tous les filets et à toutes les profondeurs, des amas de matières organiques et/ou minérales sont associés aux organismes biologiques (Tableau 18). Il existe une nette différence entre les taux de recouvrement des filets dans les deux milieux. Après 4 semaines de pose au Mirgenbach, il y a obstruction des mailles. Ce n'est pas le cas après 69 jours de pose à Lindre. Lorsque le taux de recouvrement est maximal (égal à 5), des différences subsistent entre les mailles. Par exemple, pour la maille de 2 mm, le taux est proche de 100 % et les mailles sont colmatées. Pour les autres tailles de maille, l'obstruction est incomplète, le taux est légèrement supérieur à 75 %. Sur les filets de mailles de 2 et 10 mm, il se dégage un gradient de recouvrement croissant de la surface vers le fond. C'est beaucoup moins prononcé pour les mailles intermédiaires (4 et 6 mm).

Les organismes composant les salissures sur le Mirgenbach et sur le Lindre appartiennent à 14 taxons (10 et 6 respectivement). Les genres communs aux deux sites sont occasionnels (*Chlorophycée* : *Oedogonium* sp. et *Rhizoclonium* sp.). Parmi les 14 taxons, 7 sont observés dans les prélèvements d'eau, au cours du cycle annuel. *Aphanizomenon* sp., bien que présente dans l'eau du Mirgenbach ne se retrouve pas sur les filets. La richesse spécifique est plus grande en mailles intermédiaires (4 - 6 mm) et près de la surface de l'eau (niveau A).

Tableau 18 : Inventaire des espèces composant les salissures, coefficients de recouvrement et d'abondance après 69 jours d'immersion à l'étang de Lindre et 28 jours d'immersion au Mirgenbach.
 P E = Présence dans l'eau ; milieux : M = retenue du Mirgenbach, L = étang du Lindre ;
 Coefficient de recouvrement : + = 0 à 5 %, 1 = 5 à 10 %, 2 = 10 à 25 %, 3 = 25 à 50 %, 4 = 50 à 75 %, 5 = 75 à 100 % ;
 Coefficient d'abondance : 1 = Quelques spécimens rencontrés, 2 = Espèce fréquente, 3 = Espèce dominante.

Maille (mm)	Milieu	Niveau A : supérieur (-0,2 m)		B (-0,45 m)		C (-0,70 m)		D : inférieur (-0,95 m)																																									
		2	4	6	10	3	5	2	4	6	10	3	5	2	4	6	10	3	5																														
		Coefficient de recouvrement																																															
		1		3		3		1		2		+		4		4		4		3		1		+		5		4		5		5		1		+		5		4		5		5		1		+	
		Coefficient d'abondance																																															
Groupes	P	E	Genres																																														
Cyanobactérie	M		<i>Oscillatoria</i> sp.	1	3	2	3	2	2	3	3	3	1	3	3	1	1	2	3																														
Bryzoaire			<i>Plumatella repens</i>	3	1	1	2	2	2	1	2	3	2	1	3	3	3	1																															
Diatomée	M		<i>Coccinodiscus lacustris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1																														
Chlorophycée	M		<i>Oedogonium</i> sp.	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1																															
Chlorophycée			<i>Rhizoclonium</i> sp.	1							1						1	2																															
Chlorophycée			<i>Stigeoclonium</i> sp.	1	1			1																																									
Chlorophycée	M		<i>Ulothrix</i> sp.	1				1																																									
Chlorophycée			<i>Enteromorpha</i> sp.	1																																													
Cyanophycée	M		<i>Lyngbia</i> sp.															1																															
Chrysophycée			<i>Dinobryon</i> sp.	1																																													
Cilié			<i>Vorticella</i> sp.														1																																
Cilié	M		<i>Carchesium</i> sp.							1				1	2			1																															
Cyanobactérie	M	L	<i>Aphanizomenon</i> sp.			3	3			3	3			3	3			3	3																														
Diatomées			Diatomées pennales			1	1			1	2			1	1			1	2																														

Dans un même milieu les espèces dominantes sont semblables, quelle que soit la taille de la maille. Les espèces les plus abondantes au Mirgenbach sont le Bryozoaire *Plumatella repens* et la Cyanobactérie *Oscillatoria* sp. Cette Cyanobactérie forme des colonies qui atteignent en moyenne 2 mm de longueur et se retrouvent à tous les niveaux observés. Le Bryozoaire semble être plus abondant dans les niveaux inférieurs. Il forme aussi des colonies rampantes qui couvrent entièrement les filets de petites mailles sur une épaisseur pouvant atteindre 3,4 mm. Il s'exerce une compétition spatiale entre ces deux espèces au niveau de la colonisation des filets. A l'étang de Lindre, c'est *Aphanizomenon* sp. qui est la principale espèce observée sur les filets. D'autres espèces (en majorité végétales) dont des Cyanobactéries, mais aussi des algues vertes et brunes, sont présentes en moindre quantité.

2.4. DISCUSSION

Sur la retenue du Mirgenbach, les filets présentent davantage de taxons (10 genres) que dans l'étang de Lindre (6 genres). La durée brève de notre expérimentation peut justifier de la faiblesse du nombre de taxons répertoriés. A certaines périodes de l'année, la Chlorophycée *Hydrodictyon reticulatum* forme des réseaux denses qui couvrent les filets du Mirgenbach (MATHEY, 1993). De même, la moule zébrée *Dreissena polymorpha*, signalée sur le site (VEIN et al, 1990), a colonisé les structures d'élevage mais n'est pas observée dans nos échantillons. Toutes ces observations révèlent que l'expérience au Mirgenbach correspond à une première étape de colonisation du fouling. La diversité pourrait être plus forte en prolongeant la durée d'immersion. LOVEGROVE (1979) estime, qu'à travers le monde, il y a environ 200 espèces marines végétales ou animales entrant dans la composition des salissures. Une expérimentation en milieu marin près de Bombay a permis de recenser, après une année de pose, une centaine d'espèces composant ce fouling (VENUGOPALAN & WAGH, 1990). CHEAH & CHUA (1979) ont inventorié 34 espèces lors d'une étude de fouling marin en milieu tropical. Les principales espèces étaient animales : des Tuniciers, des moules, des huîtres et quelques algues. Après 2 et 4 mois de pose dans le milieu, la richesse spécifique est identique alors que la masse d'organismes fixés a plus que doublé (CHEAH & CHUA, 1979). Ainsi de nombreux travaux concernent la zone tropicale et plus particulièrement le milieu marin où la richesse spécifique est plus forte (CHEAH & CHUA, 1979; VENUGOPALAN & WAGH, 1990).

Selon BEVERIDGE (1987), la taille et la diversité des communautés de fouling sont très affectées par la température de l'environnement. Le bilan thermique et les masses de salissures sont supérieurs au Mirgenbach où circulent des eaux échauffées. CHAMBERLAIN & STRAW (1977) obtiennent un résultat similaire. Ils constatent que le taux de fouling est supérieur dans les cages situées dans les effluents thermiques. Cependant, les faibles écarts de températures

entre les deux sites étudiés ne peuvent expliquer à eux seuls les variations de biomasses de fouling. D'autres phénomènes interviennent. Une part du développement des salissures peut être due aux fortes teneurs minérales de la retenue du Mirgenbach. Selon BEVERIDGE (1987), le taux de fouling diminue lorsque la salinité décroît. Par ailleurs, les deux sites d'étude sont eutrophes. Mais, l'étang de Lindre présente des teneurs en pigments chlorophylliens supérieures à celles du Mirgenbach. Cette production primaire se traduit par un appauvrissement du milieu en éléments azotés. Durant une partie de l'étude, des concentrations en nitrates, inférieures au seuil limitant la croissance phytoplanctonique, sont observées. Ainsi la disponibilité des éléments nutritifs peut expliquer une partie de la variabilité des taux de fouling entre les deux sites d'études. Mais cette variabilité peut être liée à d'autres caractéristiques du milieu comme la vocation et l'origine des plans d'eau. L'étang de Lindre est un réservoir ancien, localisé en tête de bassin versant, vidangé tous les deux ans. Il a une profondeur et un temps de renouvellement faibles, alors que le Mirgenbach est alimenté par les eaux de la Moselle en dérivation. Ce réservoir récent (1985), plus profond, n'a jamais été vidangé. Son taux de renouvellement est au moins sept fois plus rapide que celui de l'étang de Lindre.

La nature des supports (métaux, synthétiques) et leur forme (plaques, grillages, filets) conditionnent aussi le développement du fouling. MILNE (1976) et KUWA (1984) ont montré que les supports métalliques se révèlent moins colonisés que les supports synthétiques comme le Nylon. Nos résultats concernent des filets en Nylon ; ils peuvent être assimilés à des valeurs maximales. En Ecosse, en milieu marin, MILNE (1970) obtient des biomasses de fouling sur des fibres synthétiques du même ordre que dans la retenue du Mirgenbach. Il a observé des algues filamenteuses. Après 2 et 4 mois de pose, cet auteur décrit que des moules se sont fixées sur les filets et que leur masse est de 2.5 à 200 fois leur masse initiale (180 pour le Nylon). CHEAH & CHUA (1979) estiment 2239 et 4481 g de fouling après 2 et 4 mois de pose en milieu marin tropical pour une cage (2,15 x 1,45 x 1,4 m). Si on suppose que les salissures sont réparties de façon homogène, la masse fraîche varie de 170 à 399 g/m² de filet respectivement pour 2 et 4 mois de pose. Ces résultats se situent entre ceux obtenus sur l'étang de Lindre et ceux de la retenue du Mirgenbach. Cependant la température lors de cette expérience est de l'ordre de 30 °C. Les taux de chlorophylle relevés par les auteurs varient de 200 à 800 µg/l ; lors de notre étude, ils n'atteignent pas 200 µg/l. Des valeurs de fouling beaucoup plus élevées sont obtenues près de Bombay par VENUGOPALAN & WAGH (1990) à 2 m de profondeur sur des panneaux d'acier et d'aluminium et s'élèvent à 9 et 7 kg/m² respectivement.

La variabilité du développement du fouling en fonction de la profondeur est mise en évidence à l'aide du coefficient de recouvrement. Le taux de fouling maximal est observé entre 0,4 et 1 m de profondeur. MORING & MORING (1975) obtiennent le même type de résultats en milieu marin avec des maxima à 0,5 m de profondeur. Considérons l'incidence du temps d'immersion et du support (taille de mailles) sur la colonisation de la nappe de filet.

Après un mois de pose, la plupart des nappes de filet sont colmatées au Mirgenbach à l'exception des grandes mailles qui continuent à accumuler du matériel. Selon FAURE (1986), plus la maille est petite et plus l'accrochage des salissures est important. Nos résultats confirment le colmatage rapide de la plus petite maille (2 mm). Cependant, il faut distinguer la notion de colmatage, du problème de la masse de salissures fixées. Un filet peut être colmaté sans que la masse de salissures soit élevée et inversement. L'analyse des résultats montre aussi que plus la maille et le diamètre de fil sont élevés, plus la surface captante est grande, et plus le fouling se développe. Dans l'expérience du Mirgenbach, trois groupes de mailles se distinguent : les petites (2 mm), les intermédiaires (4 et 6 mm) et les grandes (10 et 20 mm). On émet l'hypothèse que pour les petites mailles, la proximité des fils nuit à la colonisation sur l'ensemble de leur surface et que dans ce cas, ce sont essentiellement les deux faces de la nappe qui sont couvertes et non la périphérie des fils. Les filets de grosses mailles sont construits avec du fil de diamètre légèrement plus élevé. La taille des mailles, mais aussi le courant d'eau plus intense qui y circule (MILNE, 1970), expliquent que toute la surface du fil soit potentiellement colonisable. Les biomasses sèches maximales (Ds) sont obtenues pour les mailles intermédiaires. On suppose que pour cette catégorie de filet, les fils sont à la fois suffisamment éloignés pour que l'ensemble de leur surface soit colonisée et suffisamment proches pour que les mailles soient colmatées. L'éloignement des fils et l'accroissement des diamètres favorisent la colonisation des fils par les algues et les animaux et le colmatage des mailles du filet jusqu'à un certain seuil. C'est donc la surface colonisable qui est le facteur déterminant de la colonisation des supports par le fouling. L'évolution des masses sèches de salissures par unité de surface colonisable suit une double loi logistique (surface de filet et temps de submersion). Un tel modèle est établi pour un site et à une saison donnée. Néanmoins, ce modèle peut être ajusté en ajoutant de nouvelles fonctions multiplicatives représentant les caractéristiques du site et de la saison. L'évolution verticale mise en évidence par l'analyse d'indices de recouvrement pourrait aussi être intégrée. Le modèle tient compte d'une valeur asymptotique susceptible d'évoluer selon la durée d'immersion. Au delà d'une certaine période d'immersion, il est probable que la surface colonisable ne soit plus la surface externe des fils de la nappe mais la surface externe des salissures devenant elle-même colonisable. En outre, à une échelle plus longue, la présence occasionnelle de macroinvertébrés (dreissènes...) peut modifier la variabilité de la mesure finale.

Le développement de fouling sur des morceaux de filets diffère de celui sur des cages (LOLAND, 1993). La configuration des filets d'élevage influe sur les courants et sur l'intensité lumineuse. L'accroissement du fouling réduit l'ouverture des mailles (LOVEGROVE, 1979) ce qui restreint le flux d'eau au travers des cages (MORING & MORING, 1975; MILNE, 1976; FAURE, 1986, HUSE *et al.*, 1990). Le fouling augmente la résistance au flux d'eau (HUGUENIN & ANSUINI, 1978). Il réduit l'apport d'oxygène dissous (INOUE, 1972; OJEDA & STRAWN, 1980, LOLAND, 1993) et augmente les taux de déchets métaboliques. Il détériore ainsi les conditions d'élevage des poissons, particulièrement pour les alevins (MORING & MORING, 1975). Sur la retenue du Mirgenbach, le fouling en s'opposant au

courant cause des déformations de cages et diminue ainsi leur volume. Ceci impose un stress supplémentaire aux poissons. La réduction du volume est accrue lorsque le développement de la Chlorophycée *Hydrodictyon reticulatum* provoque, en piégeant les gaz, la remontée d'une partie du fond du filet jusqu'à la surface. Le fouling provoque le colmatage des mailles mais alourdit également les structures d'élevage. Ceci rend les changements de filets plus difficiles (MILNE, 1976). A l'étang de Lindre, la production de fouling est limitée; le remplacement des filets pendant le cycle d'élevage entre juin et octobre n'est pas nécessaire. Par contre sur la retenue du Mirgenbach, l'abondance du fouling nécessite le changement des filets à une fréquence mensuelle en été et trimestrielle en hiver. Le changement des filets et leur nettoyage sont également préconisés par BEVERIDGE (1987). En milieu marin, cela peut parfois nécessiter des remplacements hebdomadaires (MILNE, 1976; CHAMBERLAIN & STRAWN, 1977). Ces manipulations ont une incidence sur la rentabilité de l'exploitation. Les phases de nettoyage se traduisent par un surcroît de main d'œuvre et de temps. Les changements de filets sont plus difficiles en présence de fouling. Ils nécessitent des manutentions de cheptel piscicole qui imposent des périodes de jeûne, des réductions des rations alimentaires distribuées et occasionnent un stress pour le poisson.

Examinons les moyens de lutte à appliquer ou disponibles pour optimiser la gestion des cages. Certains visent la prévention de la production de fouling. Le producteur peut avoir recours à l'utilisation de matériel traité à l'aide de substances anti-fouling lorsqu'elles ne se révèlent pas également toxiques pour l'élevage (COCHE, 1978; LOVEGROVE, 1979; OJEDA & STRAWN, 1980; LEWIS & METAXAS, 1991). La production de fouling d'origine algale est également réduite en couvrant les filets pour les maintenir à l'ombre (HUSE *et al.*, 1990). En outre, la présence de fouling nécessite la gestion des cages d'élevage. PORTER (1981) pratique la méthode de rotation des cages de manière périodique en faisant sécher les organismes fixés sur les filets hors de l'eau par exposition solaire. Puisque le fouling colmate plus rapidement les petites mailles, l'exploitant doit utiliser les filets de mailles maximales que lui autorise le calibre de son cheptel piscicole. Les poissons peuvent réduire le taux de fouling si leurs déplacements à l'intérieur des cages affectent les courants (LOLAND, 1993) ou bien s'ils broutent les filets (HASSE, 1974; KUWA, 1984). Dans les cages d'élevage au Mirgenbach, les carpes consomment les algues fixées aux filets. Ce phénomène suffit dans certaines conditions à éliminer le fouling (biomasse - maille), particulièrement pour les cas de polyculture. Enfin, le fouling n'a pas que des conséquences négatives. Les invertébrés associés au filet comme les amphipodes ou les isopodes (CHEAH & CHUA, 1979) peuvent constituer une alimentation supplémentaire pour les poissons en culture et améliorer légèrement les taux de croissance et les facteurs de conversion alimentaire (MORING & MORING, 1975). La prolifération de Cyanophycées durant la période estivale est observée dans l'eau mais aussi sur les filets d'élevage. C'est un facteur qui doit être surveillé afin d'éviter les risques de toxicité si ces algues sont consommées par les poissons (SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990).

2.5. CONCLUSION

Le développement de salissures dépend du temps d'immersion, de la surface colonisable de filet et des espèces présentes dans le milieu. Pour une biomasse de fouling donnée, le colmatage dépend de la taille de la maille. D'autres facteurs comme la température, la minéralisation, la fertilité, la circulation de l'eau et la gestion du plan d'eau peuvent modifier le développement du fouling. Cette étude met en évidence l'inégalité des sites aquacoles d'une même région. L'étang de Lindre n'est pas affecté par la nuisance du fouling. Les changements de filets ne sont pas nécessaires durant toute la période d'élevage (printemps à automne) contrairement au site du Mirgenbach. Le fouling engendre un surcroît de manipulation et de main d'œuvre qui modifient les coûts de production piscicole. L'installation d'un élevage en cages flottantes nécessite une étude des paramètres biotiques et abiotiques du milieu. Dans l'hypothèse de la sélection d'un site pour l'élevage en cages, il faut également évaluer les contraintes du fouling sur le plan qualitatif (espèces), quantitatif (biomasses) et dynamique (colonisation) avant l'exploitation. Nous préconisons donc l'utilisation de deux indices complémentaires pour l'étude du colmatage des mailles (taux de recouvrement) et pour l'étude des biomasses fixées aux structures immergées (masse sèche de fouling par unité de surface colonisable). L'étude du fouling a donné lieu à l'établissement d'un modèle basé sur l'analyse de la masse sèche. Cependant, le modèle est étudié en utilisant des nappes verticales et non des cages entières. D'autre part, différents paramètres peuvent être cause de variabilité :

- * cages empoissonnées ou non,
- * consommation de salissures par les poissons,
- * saison et durée de l'étude,
- * profondeur des cages,
- * proportions de faces verticales et horizontales en filet,
- * type de milieu, évolution des peuplements végétaux...

Il y a donc des limites d'utilisation de ce modèle pour l'élevage en cages et une extrapolation à tester entre le protocole expérimental et la réalité de production.

Le développement du fouling sur les filets d'élevage a comme conséquence le colmatage des mailles. Limitant les échanges entre l'enceinte d'élevage et le milieu, il peut être à l'origine de déficit en oxygène et de concentration en substances métaboliques toxiques et influencer sur les taux de survie des poissons. Mais il peut aussi constituer une source d'alimentation en étant consommé directement par les poissons ou en abritant des espèces zooplanctoniques. Dans ce cas, sa présence devient positive en améliorant la disponibilité alimentaire, le quotient nutritif et la croissance des poissons.

DISCUSSION GENERALE
ET
CONCLUSIONS

La demande mondiale en produits aquatiques est en augmentation (BILLARD, 1990a). Dans les pays développés, les qualités nutritives et diététiques des poissons attirent les consommateurs depuis une décennie. Les pêches maritimes, dont la production plafonne (BARNABE, 1991), ne sont pas en mesure de couvrir l'ensemble de la demande. Dans ce contexte, l'élevage piscicole a des possibilités de développement. Jusqu'à présent, ce secteur était principalement marin. L'aquaculture continentale se développe timidement. Elle regroupe deux secteurs d'activités distincts : la salmoniculture qui couvre, en France, les quatre cinquièmes de la production aquacole continentale (KAUSHIK & CHEVASSUS, 1988) et la pisciculture d'étang qui s'attache à produire extensivement des poissons dans des plans d'eau peu profonds et vidangeables. Dans sa forme extensive, elle se rapproche d'une simple pêche avec, comme seule intervention, le repoissonnement. Le cycle commence et se termine à la fin de l'automne ou au début du printemps par vidange et pêche. L'étang se remplit ensuite par les écoulements du bassin versant, les pluies ou les eaux d'étangs amont. La pisciculture traditionnelle est basée sur une polyculture où la Carpe représente plus de la moitié de la production en tonnage. Elle est associée à la Tanche, aux poissons blancs (Gardon, Rotengle) et aux carnassiers (Brochet, Sandre, Perche). Les résultats techniques et économiques sont améliorés lorsque le cycle de production est séparé en plusieurs phases. Chaque phase est réalisée dans un type d'étang particulier : bassins de reproduction et d'alevinage, étangs de grossissement et de production (HORVATH *et al.*, 1992).

Les poissons ainsi produits couvrent plusieurs marchés (intérieurs ou exportation) : le repeuplement, le repoissonnement et la consommation. L'exportation (essentiellement de la Carpe vers l'Allemagne) est en baisse ces dernières années. Le repeuplement (vente à des associations de pêche, des comités d'entreprise et autres gestionnaires de plans d'eau de pêche à la ligne) n'est pas un marché globalement en extension (MARCEL, 1989). Il représente 2500 t sur les 4000 t de Carpe produites en France (BILLARD, 1995a). Il existe d'autres débouchés mineurs : poissons d'ornement, juvéniles servant de vif, alevins de carnassiers... Chacune de ces voies peut s'avérer rémunératrice, mais le marché susceptible de se développer est celui de la consommation.

La consommation française de poisson d'eau douce est de l'ordre de 500 g/habitant/an (VALLOD, 1987). Elle est principalement constituée de Truite ; celle de la Carpe ou du Brochet représente moins de 100 g/habitant/an (PIERRE & ALBIGES, 1991). L'origine de la consommation de la Carpe remonte à l'époque des Romains qui seraient les premiers à l'avoir domestiquée (BALON, 1995). Aujourd'hui, la Carpe est consommée par une minorité de français respectant quelques traditions régionales ou ethniques. Malgré les tentatives de reconversion de la production aquacole d'étangs vers d'autres espèces, la Carpe est bien établie et encore loin de céder sa place (JACQUINOT, 1986). C'est pourquoi depuis plus de dix ans, la perspective de nouveaux débouchés pour ce poisson est envisagée (MARCEL, 1987).

Les consommateurs traditionnels continuent à faire appel aux produits de la pêche pour leur originalité et leur diversité. Mais les nouvelles catégories de consommateurs sont demandeuses de plats cuisinés et de produits élaborés (BILLARD, 1990b). La valorisation de cette espèce doit passer par la transformation. Les filets de Carpe peuvent être consommés en l'état ou constituer la matière première de conserve et de préparations diverses. Un effort de commercialisation doit être fait (PULLIN, 1986). Il doit passer par le développement de la filière de transformation de poisson d'étang. Mais l'alimentation d'ateliers de filetage est difficilement envisageable sans un approvisionnement régulier en qualité et en quantité (BILLARD, 1995a). Cela conduit à prévoir une désaisonnalisation des pêches et va dans le sens d'un meilleur contrôle de la production extensive ou d'une intensification des productions.

Les plans d'eau de grande surface sont difficilement utilisables pour la monoculture (KESTEMONT, 1995). Leur configuration ne permet pas d'étaler les productions sur l'année. Les plans d'eau de petite taille sont préférables, car plus contrôlables. La problématique en Lorraine réside dans la gestion des surfaces en eau existantes. L'intensification implique l'utilisation de nouvelles techniques d'aquaculture. Elles augmentent l'éventail de possibilités de diversification offertes au pisciculteur. Il peut s'agir de structures à terre comme une éclosérie (reproduction contrôlée), des bassins d'élevage (production intensive, stockage) ou des structures utilisant les plans d'eau existants (cages flottantes). La production semi-intensive, la production intensive et le stockage peuvent être combinés les uns aux autres. C'est donc un véritable carrefour qui se dessine ici, où la direction prise engage des choix technologiques, économiques, voir sociaux et culturels.

Au cours de ce travail, certains aspects de cette complémentarité des sources d'approvisionnement de *C. carpio* ont pu être abordés. La Carpe produite en élevage extensif à l'étang de Lachaussée puis stockée en bassin, est valorisée par la production artisanale de filets. Le rendement de filetage de *C. carpio* est de l'ordre de 35 % avec une baisse de seulement 4% chez les femelles en période de reproduction. Obtenir 2 filets de 100 à 200 g par Carpe, dans ces conditions, nécessite de produire un poisson de 600 à 1200 g de manière régulière tout au long de l'année. Cette gamme de valeurs est la même que celle avancée par BILLARD (1995a). Pour contourner les limites de la saisonnalité de la production, il faut coupler l'élevage extensif traditionnel à l'élevage intensif en bassin ou en cages flottantes. En cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach ou sur l'étang de Lindre, une Carpe peut atteindre cette masse à partir des mois de juillet-août, soit un gain de 3 à 4 mois sur la production extensive compte tenu de la croissance et du calendrier des vidanges. L'établissement du modèle prédictif de la croissance de *C. carpio* en cages permettrait une approche plus précise des rendements de production. Une suggestion d'exploitation est proposée sur la figure 62. L'exploitant pourrait alors disposer de poissons d'au moins 600 g tout au long de l'année pour alimenter un atelier de filetage. La vidange d'un étang en production extensive ou semi-intensive au printemps peut fournir des carpes (C3) de 600 à 1700 g. Les carpes seraient stockées, de la pêche jusqu'au mois de juillet-

août, dans des bassins comme dans l'expérience réalisée à l'étang de Lachaussée (chapitre I) ou dans des cages flottantes. Les plus gros poissons peuvent être filetés durant toute cette période. Les carpes plus petites issues de cette pêche de printemps (C2 de 100 à 350 g) serviront à empoissonner un étang en production extensive ou semi-intensive. Les têtes de lot (C2 de 350-600 g) seront élevées de manière intensive en bassin ou en cages de mars à juillet. Au cours de l'été, elles auront atteint une masse dépassant le kilogramme et pourront être filetées en attendant la pêche d'automne et l'approvisionnement en poissons de trois ans (mois d'octobre ou novembre). Les plus petits serviront à l'empoissonnement d'étang ou seront stockés en attendant l'élevage intensif le printemps suivant.

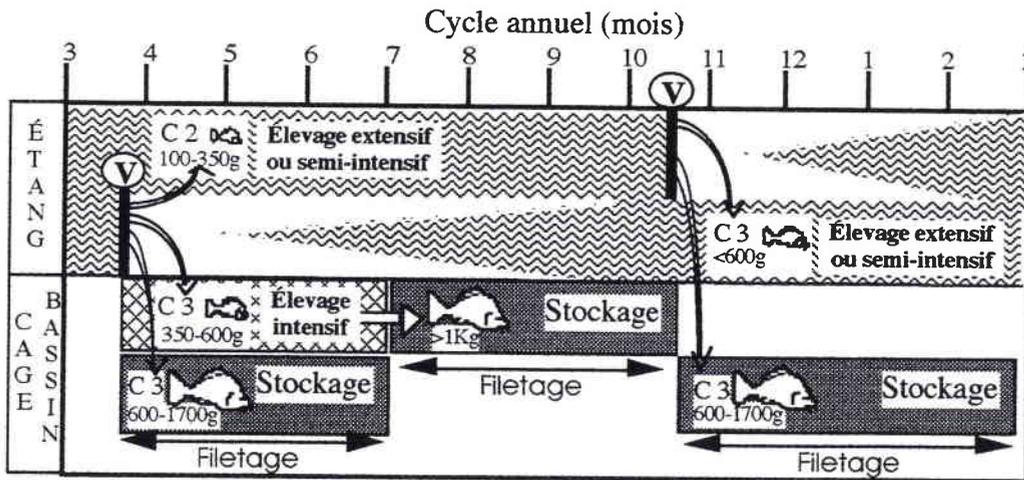


Figure 62 : Suggestion d'exploitation de la Carpe *Cyprinus carpio* L. en couplant plusieurs systèmes d'élevage en vue d'alimenter un atelier de filetage. V = Vidange.

La phase de grossissement en pisciculture intensive est réalisée en bassin ou en cage en fonction des potentialités des sites. Le choix entre les bassins d'élevage et les cages flottantes pour intensifier les productions est conditionné par leurs avantages et inconvénients. Le tableau 19 rassemble ceux des cages flottantes. Le choix de structures d'intensification est aussi fonction des structures dont le pisciculteur dispose. L'élevage en cages ou en bassins implique des teneurs en oxygène de l'eau satisfaisantes. Il faut parfois viabiliser le terrain et cette pratique peut être incompatible avec les autres utilisations du plan d'eau (exemple de la chasse) (WILLIOT, 1980). Pour créer des bassins, la condition la plus importante est leur alimentation. La disponibilité en eau est une contrainte importante (PETIT, 1989). Les sites disponibles à terre, capables de fournir les quantités suffisantes d'eau de qualité, sont rares. Des sources d'eau chaude, des milieux aquatiques artificiels (barrages) ou des eaux industrielles sont de plus en plus recherchés (BARNABE, 1991). L'alimentation en eau des bassins d'élevage peut aussi provenir d'un étang où l'élevage extensif ou semi-intensif est pratiqué. Dans ce cas, ils constituent une perte d'eau de l'étang. Il peut s'avérer nécessaire de mettre en place des systèmes de traitement ou recyclage de l'eau afin de réalimenter l'étang (NG *et al.*, 1992).

Tableau 19 : Avantages et inconvénients de l'utilisation de cages flottantes pour le stockage ou la production piscicole (adapté de COCHE, 1978). ¹ : relatif à un site à vocation piscicole, ² : relatif à un site d'utilisation industrielle.

	Avantages	Limites et difficultés
1	Réduction des besoins en surfaces terriennes ¹	Localisation des cages à proximité des marchés pour réduire les difficultés de transport et de traitement
2	Économie d'eau importante (pas de vidanges) ¹	Temps d'exploitation limité par les vidanges, le gel et les délais de mise en eau ¹ . Pas de contrôle des températures
3	Possibilité d'utiliser au maximum toutes les ressources en eau disponibles ²	Utilisation difficile en présence de surface d'eau trop agitée. Nécessité d'une profondeur suffisante
4	Danger d'inondation des étangs et enclos éliminé ¹	
5	Déplacement aisé de l'élevage si nécessaire	Nécessité d'une certaine profondeur et de teneurs en oxygène dissous satisfaisantes
6	Possibilité de combiner plusieurs élevages dans une même étendue d'eau (traitements et récoltes indépendants). Empoisonnement des cages avec la production extensive. Possibilités de stockage ¹	Adaptation des poissons aux conditions d'élevage (confinement, alimentation) et aux conditions du milieu parfois difficiles (qualité de l'eau) ²
7	Investissement initial relativement réduit	Amortissement du capital investi plus ou moins court selon le type de matériel adopté. Augmentation des frais de main d'œuvre pour manutention, charge, nourrissage et entretien des cages
8	Réduction de la durée des élevages et étalement de l'approvisionnement	Fin du cycle de production avant la vidange de l'étang ¹
9	Intensification de la production piscicole (forte densité, distribution d'aliments, croissance rapide).	Nécessité d'un échange d'eau suffisant au travers des cages (élimination des produits métaboliques et apport d'oxygène dissous) Augmentation de la susceptibilité des poissons aux déficiences du taux d'oxygène dans l'eau
10	Possibilité d'alimentation complémentaire par le fouling selon les espèces de poissons	Nettoyage fréquent des filets pour éviter le colmatage des mailles (jeûne et manipulations des poissons) et la rupture du matériel
11	Utilisation optimale de la nourriture artificielle pour la croissance (diminution du Qn) Enrichissement du milieu en nutriments favorable à la production primaire ¹	Dépendance à l'alimentation artificielle (haute qualité et équilibrée en protéines, vitamines et minéraux) avec pertes d'aliments et rejets des poissons (risques de pollution de l'eau et des sédiments)
12	Contrôle de la maturation sexuelle possible	Récupération des alevins difficile
13	Facilité d'observation régulière de la population	Nécessité d'une surveillance et de moyens nautiques
14	Facilité et souplesse des récoltes de poissons	Des moyens d'accès aisés facilitent l'exploitation (moyens nautiques ou déplacements des cages)
15	Récolte complète de la production	Augmentation des risques de vol ou de vandalisme
16	Récolte d'un produit relativement uniforme	Augmentation des manutentions
17	Stockage et transport des individus vivants facilités	Disponibilité de lots à l'empoisonnement des cages
18	Contrôle des compétiteurs et prédateurs (protection contre les oiseaux piscivores)	Interférences des populations naturelles possibles autour des cages. Nuisances causées par la présence d'oiseaux (fèces)
19	Contrôle des parasites et maladies plus facile que dans l'extensif ¹	Transmission de maladies accrue par le confinement et le contact des populations naturelles. Difficultés de traitement

Une autre contrainte de l'installation de bassins est la nécessité d'oxygéner l'eau dans bien des cas. Oxygénation et recyclage sont des opérations qui utilisent de l'électricité. Elles sont donc coûteuses (L'HOSTIS, 1980). Elles se situent au deuxième rang dans le coût de production en aquaculture intensive après l'aliment (PETIT, 1989).

La cage flottante est un complément de l'exploitation du foncier existant et peut soit remplacer les bassins d'élevage intensif ou de stockage soit simplement valoriser les plans d'eau existants. Ce mode de production intensive est économique sur plusieurs plans. Il l'est du point de vue des coûts d'investissement par rapport à la construction d'un bassin, mais aussi du point de vue des surfaces au sol disponibles. La plus grande économie est celle de l'alimentation en eau permettant de récolter des poissons tout en conservant sa réserve d'eau. Cependant, l'élevage en cages flottantes n'est pas possible sur tous les sites. Une faible hauteur d'eau, une mauvaise oxygénation, l'absence de courant ou une surface trop agitée sont des facteurs limitants (GOPALAKRISHNAN & COCHE, 1994). Comme tout élevage intensif, des manutentions s'imposent, telles que la surveillance et le dédoublement des lots, l'entretien des structures et le contrôle de l'apport alimentaire. Il faut, dans la plupart des cas, disposer de moyens nautiques pour empoisonner les cages, apporter l'aliment et surveiller le cheptel. Suivre la production nécessite une connaissance approfondie en zootechnie. L'avantage de cette technique est la disponibilité du poisson. Il est calibré et le tonnage est connu. Cette disponibilité du poisson à tout moment constitue un gain de temps et de travail par rapport à un élevage intensif de Carpe en bassin ou en étang où l'on doit pratiquer des pêches partielles au niveau des lieux d'alimentation. Ces pêches modifient le comportement alimentaire de la Carpe et peuvent affecter sa croissance (MARCEL *et al.*, 1992).

Dans le cas d'élevage intensif en cages, le transfert de poissons issus d'un élevage extensif, pose le problème de l'adaptation au confinement et au filet constituant une barrière. Les pertes lors du transfert de poissons en cages au Mirgenbach, sont estimées de 0 à 5 %. Enfin, la période d'adaptation à une alimentation artificielle peut être plus ou moins longue selon la période d'empoisonnement. Les difficultés de prise alimentaire en début d'élevage en cages flottantes sont à l'origine de mauvais rendements, de fragilité des animaux vis-à-vis du milieu avec des risques de maladies et de mortalité.

Sur le plan de la prédation, la cage assure une protection vis à vis des oiseaux piscivores qui constituent un problème encore mal résolu au niveau des élevages en bassins et en étangs (BILLARD, 1995a). Mais c'est aussi un système fragile exposé aux prédateurs qui s'attaquent à la fois aux poissons, comme le héron (LANDLESS, 1974) ou le cormoran (CARSS, 1993), et aux filets comme les rongeurs (MICHA, 1990). Les prédateurs sont ainsi à l'origine de mortalités et de disparitions. L'échappement constitue selon KESTEMONT (1995) une pollution génétique du milieu. Dans certains cas, un second filet ou grillage en mailles plus grosses peut être utilisé afin de former une protection extérieure à l'attaque des prédateurs

(LANDLESS, 1974; COCHE, 1978). La transmission de maladies aux poissons peut être à craindre, soit par les oiseaux ou lors des transferts de cheptel. L'apparition de maladies dans tout élevage est un problème réduisant les productions. Il est amplifié dans le cas des cages flottantes. Le confinement, le changement de milieu dans certains cas, les blessures des poissons contre les filets favorisent le développement de maladies (BEVERIDGE, 1987). Les poissons sont soumis à des risques permanents d'exposition aux agents pathogènes du milieu. Ce mode d'élevage n'est pas approprié au traitement des poissons malades (STICKNEY, 1986). Il est difficile d'isoler les lots et de les maintenir dans un bain traitant sans les manipuler, les sortir et disposer de bacs ou de bassins. Ces manipulations nécessitent des structures au sol, du temps, de la main d'œuvre, des moyens nautiques, et sont des facteurs de stress pour les poissons. Ces stress diminuent leur croissance, leur résistance aux maladies et leurs fonctions de reproduction (PICKERING, 1993). L'apport de substances de traitements aux élevages (désinfectants, antibiotiques) se retrouve directement dans l'eau ou s'accumulent dans les sédiments (COYNE *et al.*, 1994). La prévention est souvent préférable aux traitements (BEVERIDGE, 1987). D'autres causes de diminution d'effectif sont le vol (COCHE, 1978) et le vandalisme. Les risques de vol en cages sont accrus et les sites sans surveillance sont plus exposés. Il faut considérer aussi les risques de rupture de matériel dus à la charge et au fouling où à l'agitation de la surface de l'eau.

Une des principales contraintes des élevages en cages flottantes est la gestion du phénomène de fouling. C'est un réel problème pour le pré-grossissement en cages qui nécessite l'utilisation de petites mailles (BARNABE, 1991). Ces développements sont fonction de la température et de la taille de la maille comme le montre le modèle établi dans la présente étude. Mais ces développements ne sont pas toujours prévisibles d'un site à l'autre. Le faible développement sur l'étang de Lindre en est un exemple. L'accumulation de salissures sur la cage conduit au colmatage des mailles des filets (LOVEGROVE, 1979). Lorsque ce phénomène apparaît, il altère les échanges entre l'intérieur des cages et le milieu extérieur (MILNE, 1976). Les courants d'eau apportant l'oxygène et exportant les déchets métaboliques des poissons, comme l'ammoniaque, s'en trouvent réduits et peuvent engendrer des auto-pollutions (LOLAND, 1993). Le développement d'algues flottantes ou toxiques au niveau des cages (BEVERIDGE, 1987; BOURNE, 1992) entraîne la diminution du flux d'eau au travers des filets (COCHE, 1978). Ce phénomène est perçu comme un risque de diminution de volume d'élevage et de remontée de filet en surface qui se traduit par des mortalités, comme cela a été observé au Mirgenbach en présence de la chlorophycée *Hydrodictyon reticulatum* (DUBOST *et al.*, 1996b).

Cependant, on peut voir également un aspect bénéfique de ces développements d'organismes au niveau des structures d'élevage qui peuvent, selon les espèces et leurs stades, produire une source d'alimentation complémentaire. Les expériences réalisées sur les deux sites avec des indices de consommation de 0,6-0,8 et la présence de nombreux Gammarus

(*Gammarus* sp.) et de Caridines (*Atyphaera desmarestii*) près du fouling des filets au Mirgenbach, laissent penser qu'une part importante de la consommation des poissons est issue du milieu. Ce phénomène, favorable à l'élevage des Cyprinidés, est un élément perturbateur dans la compréhension du fonctionnement global de la croissance en cage. Il peut intervenir dans la fraction non expliquée des modèles de croissance établis. L'étude des contenus stomacaux des poissons en élevage permettrait d'évaluer la part respective de l'alimentation provenant du milieu et fournie par le pisciculteur.

Les cages flottantes offrent la possibilité de combiner plusieurs élevages dans une même étendue d'eau, les traitements et les récoltes restant indépendants. Elles peuvent ainsi, être un outil pour produire d'autres espèces de valeur marchande plus élevée que *C. carpio*. Des essais sur la perche *Perca fluviatilis* ont été tentés en cages à l'étang de Lindre (FONTAINE *et al.*, 1995). La rentabilité d'un élevage intensif en cages dépend non seulement de l'espèce élevée mais surtout de l'aliment distribué. La date de récolte des poissons est aussi déterminante (BARNABE, 1991). Pour la Carpe, notre étude la situe avant l'apparition des températures 15-17 °C. Le maintien de poissons en cage durant la période hivernale a mis en évidence une prise d'embonpoint de la part de *C. carpio*. Les performances de croissance sont fonction de la composition de l'aliment et de son assimilation par le poisson. Le facteur de conversion alimentaire influe sur la rentabilité de l'opération (MARCEL, 1993a) et traduit les pertes dans le milieu. Les pertes sont donc doubles, financières pour l'exploitant et excédentaires pour l'environnement.

La culture intensive de poissons en cages entraîne une forte production de déchets par unité de poids vif, si on la compare avec d'autres groupes tels que les poulets, les porcs ou le bétail (LIOA, 1970 *in* BEVERIDGE, 1985; KESTEMONT, 1995). Les études d'impact sur l'environnement d'élevage en cages ont donné lieu à de nombreux travaux (PENCZAK, 1982; ACKERFORS & ENNEL, 1994). Il s'agit surtout d'élevages de Salmonidés. Il est en effet important de gérer l'impact des apports d'alimentation sur le milieu et d'en évaluer l'incidence pour la qualité de l'eau et des sédiments. Il est plus facile de le faire sur des élevages en cages où les animaux sont 'parqués' que sur des milieux de production semi-intensive. On comprend ainsi que la préhension dans sa globalité de l'évolution de l'environnement au cours d'une production intensive est délicate. Il faut faire un état des lieux et tester avec précision la variabilité des caractéristiques du milieu. BEVERIDGE (1987) fait état de modèle de prévision de tonnages de poissons pouvant être produits pour une certaine augmentation de phosphore dans le milieu. Les paramètres considérés sont le taux de renouvellement, la profondeur moyenne, la surface du plan d'eau et les quantités de phosphore dans les poissons en fonction du facteur de conversion alimentaire. Ce genre de modèle est établi pour des eaux oligotrophes ou mésotrophes (15 µgP/l). Il donne des valeurs aberrantes lorsqu'on tente de l'appliquer aux eaux eutrophes de nos régions.

Dans la tentative de décrire un protocole idéal d'étude de l'élevage en cage, on aboutit à la nécessité d'adapter les procédures aux caractéristiques propres du milieu d'implantation. Un modèle de prévision adapté aux eaux eutrophes ou hypereutrophes est à développer. L'établissement de ce modèle doit prendre en compte les phénomènes localisés au niveau de la cage d'élevage. L'aliment distribué ne sera consommé qu'en partie par les poissons en élevage. L'aliment non consommé tombe sur le fond. Sur la part d'aliment consommé, une partie sera assimilée par le poisson, l'autre constitue les fèces qui s'accumuleront aussi sur le fond. Enfin, une partie de ce qui est assimilé par le poisson sera utilisée pour sa production d'énergie et pour sa croissance, le reste sera excrété dans le milieu sous forme dissoute qui pourra ou non flocculer (Figure 63).

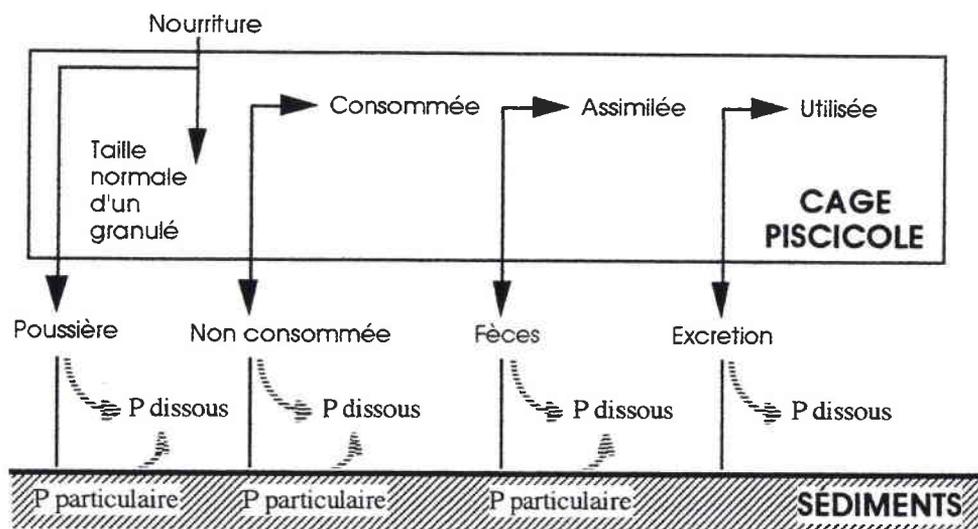


Figure 63 : Résumé des pertes principales en phosphore (P) au profit de l'environnement associées à la culture piscicole intensive en cages flottantes (d'après BEVERIDGE, 1985).

La perte d'aliment est estimée à moins de 6% de l'aliment distribué dans notre étude sur le Mirgenbach. La masse totale de matières fécales est estimée à 20 % de la quantité d'aliments distribués à l'élevage de l'étang de Lindre. Ces apports augmentent la quantité de matières sur le fond (vase) comme le signalent ACKERFORS & ENELL (1994). Le phosphore s'accumule sous les cages dans les sédiments (jusqu'à 80% du phosphore distribué à Lindre). L'azote est principalement sous forme dissoute dans l'eau et correspond à l'excrétion des poissons. Nous avons formulé l'hypothèse que cet élément soit rapidement minéralisé par l'activité microbienne et remis en solution. Moins de 5% de l'azote de l'aliment distribué est récupéré dans les appareils de collecte. L'augmentation d'azote dissous dans l'eau, estimée de 13 à 50 % de l'azote apporté aux élevages, correspond à la part non réutilisée par les micro-organismes et le phytoplancton. Nous n'avons pas observé de déficit en oxygène en profondeur sous les cages à Lindre. Mais ce phénomène n'est pas exclu et peut constituer une charge supplémentaire pour l'exploitant. Celui-ci doit gérer le déplacement de ses pontons en tenant compte des teneurs en oxygène ou profiter de l'assec du plan d'eau pour retirer de manière mécanique les excédents de matières. Il semble nécessaire que certains aspects concernant les protocoles d'étude abordés au

cours de ce travail soient développés notamment en ce qui concerne la récolte des déchets particuliers, l'extrapolation des déchets dissous mesurés instantanément à l'ensemble d'une période...

On peut considérer que notre diagnose est extrapolable à d'autres exemples de plans d'eau à vocation industrielle ou de plan d'eau piscicole. Le présent travail est effectué sur deux milieux différents. On peut évoquer deux cas de figures.

- 1°. Un plan d'eau d'utilisation industrielle c'est l'exemple de la retenue du Mirgenbach. Son utilisation la plus fréquente (Figure 64a) se caractérise par une eau pompée dans la Moselle, passant dans les circuits de refroidissement de la centrale nucléaire qui est rejetée dans la rivière via la retenue du Mirgenbach. Dans ce cas, les aspects défavorables sont la toxicité de l'eau vis-à-vis des poissons et la prolifération de fouling du fait de la qualité de l'eau et de son utilisation. Par contre, l'impact des élevages en cages flottantes sur le milieu est réduit et cette eau échauffée en hiver est disponible en permanence pour les élevages. Un autre mode de fonctionnement existe. Il est occasionnel en période estivale et consiste en l'absence de circulation d'eau dans la retenue du Mirgenbach (Figure 64b). Il peut être à l'origine d'une stratification thermique et de déficits marqués en oxygène dissous. L'apparition de fleurs d'eau à Cyanobactéries et des problèmes d'eutrophisation liés aux élevages en cages sont à craindre.

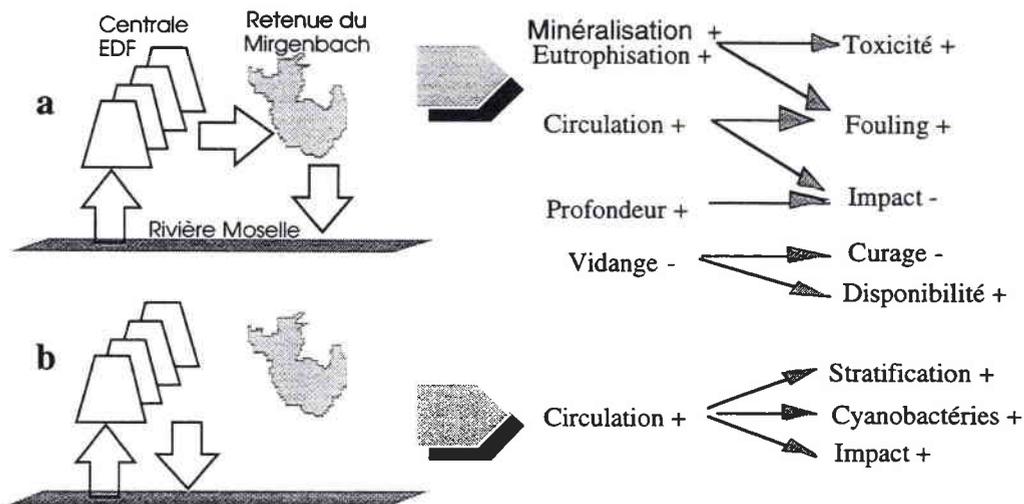


Figure 64 : Potentialités d'un site industriel du type de la retenue du Mirgenbach avec une utilisation la plus fréquente (a) ou occasionnelle (b).

- 2°. Le deuxième cas est celui d'un plan d'eau à vocation piscicole (exemple de l'étang de Lindre) (Figure 65). L'absence de toxicité et de développement de fouling sur ce milieu peuvent s'expliquer par ses caractéristiques (milieu eutrophe, faiblement minéralisé avec un taux de renouvellement assez faible).

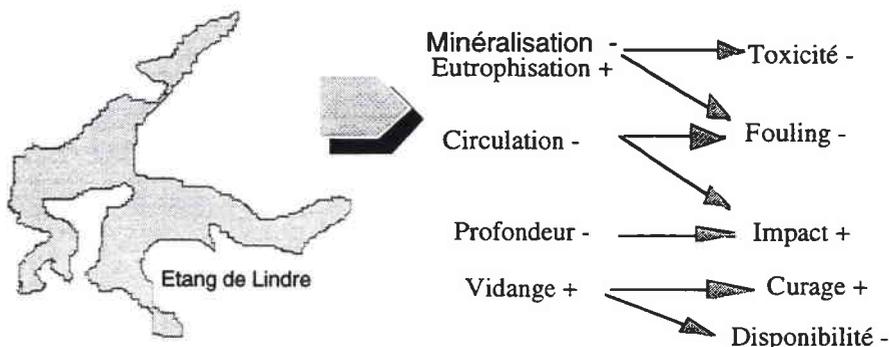


Figure 65 : Potentialités d'un plan d'eau à vocation piscicole du type de l'étang de Lindre.

Dans ce milieu, l'impact des poissons en cages est un élément non négligeable qui doit être géré avec les pratiques d'élevage extensif ou semi-intensif. Cet impact peut être modulé en fonction du temps de renouvellement de l'eau, de la profondeur et des possibilités de curage après vidange. Cependant, la vidange du plan d'eau réduit la durée des élevages et les possibilités de stockage

Ainsi, dans le cas d'un plan d'eau où se pratique l'élevage extensif, l'apport de matières dans le milieu par l'élevage en cages est à relativiser. Ce qui n'est pas consommé par les poissons en cages, pourra être directement exploité par les poissons en élevage extensif (CARSS, 1990) ou indirectement par la prédation de la faune benthique. Cet excédent d'éléments pourra aussi être minéralisé par l'activité des micro-organismes et remis en circulation dans le plan d'eau. Le milieu se trouvera enrichi en azote et phosphore. Les milieux eutrophes peuvent présenter à certaines périodes des carences en éléments nutritifs ou minéraux. Dans ce cas, l'exploitant est amené à fertiliser son plan d'eau pour augmenter la production de nourriture naturelle pour les poissons : zooplancton et phytoplancton (BACHASSON, 1991). Il existe deux types d'actions possibles :

- des apports d'amendements (chaux) et d'engrais peu solubles (fumures de fond) qui relèvent la densité moyenne des algues de mai à octobre ;
- des épandages d'engrais très solubles qui relancent rapidement le développement des végétaux unicellulaires souvent déficitaires en juillet - août.

Pour ces deux types d'actions, plusieurs catégories de produits sont utilisées selon la qualité du fond et les teneurs en N et P de l'eau (BILLARD, 1995a). Le chaulage est l'apport de calcium pour neutraliser l'acidité des matières organiques et stabiliser le pH de l'eau en augmentant ainsi la production d'algues et de plantes aquatiques. Cette opération peut être réalisée soit à l'assec (1000 à 1500 kg chaux/ha) ou en pleine eau (3-4 passages de 50 kg/ha de chaux éteinte) (BACHASSON, 1991).

La fertilisation minérale concerne surtout les apports de phosphore et d'azote (DIANA *et al.*, 1991). Le phosphore est un élément indispensable à apporter chaque fois que le phytoplancton se raréfie (teneurs inférieures à 0,2-0,3 mgP/l) (MARCEL, 1989). En eau acide, on apporte des scories qui sont lourdes et qui tombent au fond (50 kg/ha en épandage bi ou triennal, jusqu'à 300 kg/ha) (WEIGEL, 1994) ; en eau peu acide, les superphosphates (16%) de 100 à 300 kg/ha (MARCEL, 1989) ou les phosphates bicalciques (15 à 30 % de P₂O₅). Pour ce dernier produit, les quantités à apporter sont très variables selon les auteurs. Elles se situent entre 15 à 180 kg/ha (MARCEL, 1989; BACHASSON, 1991; BARNABE, 1991). Il existe aussi des engrais liquides comme le phosphate d'ammonium qui est très efficace mais coûteux (30-60 l/ha). L'azote est un élément qui manque souvent en été. La fertilisation est nécessaire lorsque les teneurs en nitrates sont inférieures à 5 mg/l (MARCEL, 1989;

BACHASSON, 1991). Peuvent être épandus : le phosphate d'ammonium (50 l/ha), le nitrate d'ammonium (de 30 à 400 kg/ha/an) (MARCEL, 1989; BACHASSON, 1991), le sulfate d'ammonium, le nitrate de chaux... La fumure organique, largement pratiquée en Chine, l'est encore peu en France (MARCEL, 1989). Cette pratique consiste à déposer régulièrement du fumier (2-8 t/ha) ou du lisier en bordure d'étang. Les fientes de poulet sont aussi utilisées : 24kg/ha/j (BILLARD, 1989), 20-45 kg/ha/j (MARTIN *et al.*, 1989), 50-175 kg/ha/j (MILSTEIN *et al.*, 1991), 1 à 3 t/ha/an (BARNABE, 1991).

Dans tous les cas, l'augmentation de la production primaire par apport d'engrais correspond à une eutrophisation intentionnelle (BARNABE, 1991). Selon les auteurs, les traitements et les doses préconisés sont très variables. Cela dénote un certain empirisme (BILLARD & MARIE, 1980). Dans le domaine agricole, les épandages d'engrais sont réglementés. Il faudra prévoir, à l'avenir, les possibilités d'assimilation de ces engrais par le milieu aquatique. C'est pourquoi, il serait préférable d'orienter les systèmes de production vers des systèmes intégrés qui permettent de recycler les déchets (KESTEMONT, 1995). Les élevages intégrés sont encore peu utilisés en France (MUIR, 1986). Dans d'autres pays, ils permettent de coupler plusieurs activités en recyclant les déchets. C'est le cas d'élevages de canards, poulets ou porcs associés à des élevages de poissons (BARNABE, 1991), de la culture de tomate et de l'élevage de Tilapia (MCMURTY *et al.*, 1993), de l'association de cultures de poissons - bivalves - algues (SHPIGEL *et al.*, 1993). Ces systèmes peuvent éviter l'installation de systèmes de recyclage de l'eau au niveau des élevages intensifs (CHIN *et al.*, 1993).

Notre étude a estimé 11 kg de phosphore et 38 kg d'azote dans le milieu par tonne de carpes produites sur une surface de l'ordre de 100 m² de cages. Il serait trop simple de vouloir comparer ces apports avec les masses de fertilisants préconisées. La présente étude applique une méthode où les bilans sont déterminés par différence entre un état de référence et les cages d'élevage ; la différence représente un écart minimal. Elle intègre déjà une partie des phénomènes de réutilisation des éléments déversés dans le milieu. Les résultats sont calculés pour la période d'élevage. Les apports dus aux élevages sont réguliers et croissants au cours de cette période au fur et à mesure que les poissons grossissent. Ils ne répondent pas forcément aux besoins ponctuels en N ou P en période estivale, comme peut le faire la fertilisation. De plus, ils ne se font pas sous la même forme. Il serait intéressant de déterminer les relations entre les apports de fertilisants et les développements planctoniques. Cela permettrait de mieux positionner les apports d'éléments imputables aux élevages en cages. Des investigations seraient aussi à faire pour déterminer les flux d'excrétions et les vitesses de dégradation. En complément de ces recherches, l'analyse précise de l'assimilation de l'aliment et l'excrétion du poisson nécessite des études en structures hors-sol qui permettent de quantifier les déchets (récupérateur de fèces) (CHOUBERT *et al.*, 1983). Elles sont principalement réalisées sur la Truite (KAUSHIK, 1990). Peu d'informations concernent les Cyprinidés (CHAKRABORTY

et al., 1992). Les recherches actuelles s'orientent vers de nouvelles formulations d'aliments pour poissons (CAIN & GARLING, 1995). La digestibilité des ingrédients alimentaires est accrue (MÉTALLER, 1994) et les taux d'excrétion diminuent (KETOLA & HARLAND, 1993; BALLESTRAZZI *et al.*, 1994). L'intégration de déchets d'agriculture (BILLARD, 1990a) ou de l'industrie de transformation comme le filetage de la Carpe (BILLARD, 1990b) est un objectif à atteindre dans les prochaines années. D'autres approches comme les études de l'interface eau-sédiment pour déterminer la part de minéralisation, de remise en circulation de matières organiques, de phénomènes de désoxygénation, des quantités des apports des bassins versants, des quantités de sédiments ou matières organiques entraînées en vidange, pourraient compléter la compréhension du système.

Au terme de ce travail, nous pouvons conclure que l'utilisation de cages flottantes dans le milieu aquacole lorrain peut s'ajouter à la palette des nouvelles techniques d'élevage intensif proposées aux exploitants d'étangs. L'étang de Lindre est un milieu calme, vidangeable, peu profond mais relativement bien oxygéné. La retenue du Mirgenbach, par opposition, est un milieu rapidement renouvelé, profond et très bien oxygéné de la surface jusqu'au fond. La faisabilité de ce type d'élevage sur deux milieux très différents est mise en évidence. Cependant, il faut souligner que certains aspects doivent être pris en considération. La retenue du Mirgenbach semblait présenter des atouts par rapport à d'autres sites. Il est à remarquer que le gain de calories n'est valable qu'en hiver. Dans le cas d'un élevage de Cyprinidés, il n'améliore pas la croissance. La retenue du Mirgenbach pourrait constituer une zone de stockage de poissons pendant la période hivernale ; mais il faut considérer les risques de problèmes liés au transfert (transport, adaptation). Ce plan d'eau pourrait être valorisé par un élevage salmonicole en période hivernale. Mais dans ce cas, se pose le problème de la qualité de l'eau. Les Salmonidés sont beaucoup plus exigeants que les Cyprinidés. L'élevage de poissons en cages doit tenir compte de leurs capacités d'adaptation à une certaine qualité d'eau.

L'approche de l'étude de la toxicité réalisée au cours de ce travail est nouvelle. Elle sera à améliorer. Mais dans son état actuel, elle révèle la toxicité de la retenue du Mirgenbach. Il semble qu'au cours de l'été 1991, la valeurs de la toxicité cumulée et la présence des Cyanobactéries peuvent être mises en relation avec la diminution des taux de survie des poissons élevés en cages à cette époque. PETIT (1989) indique les risques de toxicité pour les poissons élevés dans les eaux échauffées de centrales électriques du fait de la présence de chlore et de métaux. De plus, le pH n'est pas toujours favorable à ces espèces. Cet inconvénient du point de vue de l'élevage pourrait constituer un avantage d'un point de vue méthodologique, si l'on envisageait d'utiliser les cages flottantes non plus comme des moyens de production mais comme un outil de test. Elles pourraient servir d'enceinte de stockage et d'observation de poissons avant leur introduction dans le milieu. Ce serait un moyen de vérifier la possibilité d'introduire une espèce dans un plan d'eau artificiel. Il existe de nombreux plans d'eau artificiels sur lesquels des essais de viabilisation sont tentés. Les recherches entre la qualité du

substrat et la qualité de l'eau débutent dans ce domaine. Cette méthode de toxicité globale couplée avec l'utilisation de cage flottante pourrait constituer un outil de décision.

La présente étude met en évidence qu'il est difficile d'étudier indépendamment certains phénomènes au sein de la cage et les facteurs du milieu. La figure 66 traduit la complexité des éléments. Les aliments distribués aux poissons sont consommés plus ou moins efficacement (traduction au niveau des valeurs de quotient nutritif Q_n) et sont convertis en croissance. Il y a une production de déchets au niveau de la cage, que ce soit une majorité d'excrétats et de fèces ou des pertes d'aliments non consommés. La conséquence est une eutrophisation du milieu qui va influencer sur la production naturelle d'algues planctoniques ou macrophytiques et sur le développement de fouling. Ces phénomènes sont à mettre en relation avec la qualité de l'eau du milieu et son usage. La production naturelle et le fouling peuvent constituer une source de nourriture supplémentaire pour les poissons. Mais le fouling et les phénomènes d'eutrophisation peuvent être à l'origine de risques de toxicité. Cette toxicité a un effet sur les taux de mortalité des poissons et indirectement sur leur consommation d'aliments.

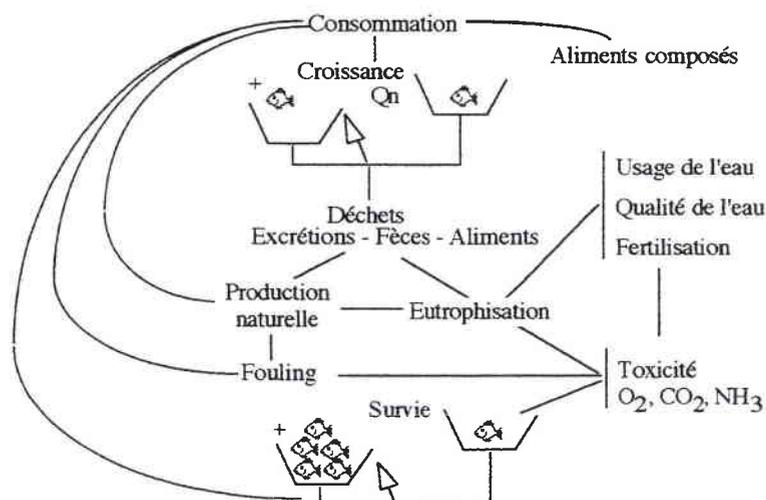


Figure 66 : Relations entre les élevages en cages flottantes et le milieu environnant (à l'exclusion des populations en élevage extensif).

Le manque de connaissance sur la gestion des plans d'eau en général reste à combler dans les années à venir. Les relations entre les contraintes de la disponibilité en eau et la productivité des étangs sont à établir. Une mauvaise connaissance des pratiques culturelles issues de la tradition, ne permet pas de prévoir la croissance des cohortes en élevage dans un étang aux différentes dates de vidange. Quelques travaux s'orientent dans cette direction avec la détermination des effets des fertilisants sur l'apparition de Cyanobactéries (CULVER, 1991), ou la prévision des rendements de production en fonction de la qualité de l'eau et de l'effort de pêche (RANTA & LINDSTROM, 1993). Du point de vue de l'aquaculture, les années 80 ont été celles de l'expansion de la Salmoniculture, les années 90 celles des poissons marins (Loup, Turbot et Daurade) (BARNABE, 1991). L'aquaculture continentale intégrée et ses filières de transformation et de commercialisation sont à développer à l'aube du nouveau millénaire.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACKEFORS H., ENELL M., 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *J. appl. ichtyol.*, **10** : 225-241.
- AFNOR (Association Française De Normalisation), 1990. Eaux. Méthodes d'essais. 4e éd. 735 p. Paris : AFNOR.
- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1989. La qualité des eaux superficielles, actualisation 1986-1988. Critères d'appréciation de la qualité générale des eaux. 1 tableau. Moulins-lès-Metz : Agence de l'eau Rhin-Meuse.
- ALABASTER J.S., GARLAND J.H.N., HART I.C., SOLBE L.G., 1972. An approach to the problem of pollution and fisheries. *Symp. zool. Lond.*, **29** : 87-114.
- ALABASTER J.S., LLOYD R., 1980. Water quality criteria for freshwater fish. 297 p. Londres : Butterworths.
- ALBERTINI-BERHAUT J., 1978. Croissance linéaire et pondérale de *Mugil auratus* comparée à celle de *Mugil capito*. *Cybiurn*, **4** : 51-60.
- ALEYA L., DESMOLLES F., MICHARD M., BONNET M.P., DEVAUX J., 1994. The deterministic factors of the *Microcystis aeruginosa* blooms over a biyearly survey in the hypertrophic reservoir of Villerest (Roanne, France). *Arch. hydrobiol.*, **4** : 489-515.
- A.P.H.A. (American Public Health Association), 1976. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14e éd. 1193 p. Washington : A.P.H.A.
- ATTARD J., 1988. L'élevage de poissons en lacs et retenues artificielles. 132 p. Rapport d'étude. Chatou : E.D.F., Direction des Etudes et Recherches.
- AURE J., STIGEBRANDT A., 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquac.*, **90** : 135-156.
- BACHASSON B., 1991. Mise en valeur des étangs. 166 p. Paris : Lavoisier, Tec & Doc.
- BAGLINIERE J.L., MAISSE G., 1990. La croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin du Scorff. *Bull. fr. pêche piscic.*, **318** : 89-101.
- BALLESTRAZZI R., LANARI D., D'AGARO E., MION A., 1994. The effect of dietary protein level and source of growth, body composition, total ammonia and reactive phosphate excretion of growing sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquac.*, **127** : 197-206.
- BALON E.K., 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio* : from Roman gourmets in the swimming flowers. *Aquac.*, **129** : 3-48.
- BALVAY G., 1985. Structure et fonctionnement du réseau trophique dans les retenues artificielles, pp 39-66. In : D. Gerdeaux, R. Billard (ed.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. Paris : INRA.
- BARNABE G., 1991. Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture. 500 p. Paris : Lavoisier, Tec & Doc.
- BARROIN G., 1991. La réhabilitation des plans d'eau. *La Recherche*, **238** (22) : 1412-1422.

- BASAVARAJA N., NANDEESHA M.C., VARGHESE T.J., 1989. Effects of feeding diethylstilbestrol on the growth, body composition and organoleptic quality of the common carp, *Cyprinus carpio* (Linn.) . *Indian j. anim. sci.*, **59** (6) : 757-762.
- BERG O.K., FINSTAD B., GRANDE G., WATHNE E., 1990. Growth of Atlantic salmon (*Salmo solar* L.) in a variable diel temperature regime. *Aquac.*, **90** : 261-266.
- BERGOT P., CHARLON N., DURANTE H., 1986. The effect of compound diets feeding on growth and survival of coregonid larvae. *Arch. hydrobiol.*, **22** : 265-272.
- BERKA R., 1986. The processing of carp (a review), pp 467-477. In : R. Billard, J. Marcel (ed.). *Aquaculture of cyprinids*. Paris : INRA.
- BERTHON J.L., BROUSSE S., 1995. Modification of migratory behavior of planktonic Crustacea in the presence of a bloom of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). *Hydrobiol.*, **300/301** : 185-193.
- BEVERIDGE M.C.M., 1985. Pisciculture en cage et enclos. Modèles de charge biotique et impact écologique. *FAO doc. tech. pêches*, (255) : 126 p.
- BEVERIDGE M.C.M., 1987. *Cage aquaculture*. 351 p. Farnham : Fishing News Books.
- BIENIARZ K., EPLER P., POPEK W., 1977. Histological changes in the ovaries of mature female carp in summer time. *Investig. pesq.*, **41** (1) : 95-102.
- BIENIARZ K., EPLER P., THUY L.N., KOGUT E., 1979. Changes in the ovaries of adult carp. *Aquac.*, **17** : 45-68.
- BIENIARZ K., WEIL C., EPLER P., MIKOLAJCZYK T., BRETON B., BOUGOUSSA M., BILLARD R., 1992. Maturational gonadotropin hormon (GtH) and gonadotropin releasing hormon (GnRH) changes during growth and sexual maturation of female carp (*Cyprinus carpio* L.) . *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **39** (2) : 231-241.
- BILLARD R., 1978. La production de carpe en cages flottantes sur le lac Suwa au Japon. *Bull. fr. piscic.*, (269) : 176-186.
- BILLARD R., 1979. La gamétogenèse, le cycle sexuel et le contrôle de la reproduction chez les poissons téléostéens. *Bull. fr. piscic.*, (273) : 117-136.
- BILLARD R., 1989. Quelques aspects techniques sur la pisciculture en étang. *Aqua rev.*, (27) : 12-16.
- BILLARD R., 1990a. Pisciculture et aménagement rural. *Piscic. fr.*, (99) : 5-11.
- BILLARD R., 1990b. Réflexions sur une filière aquacole d'étang en France. *Aqua rev.*, (31) : 22-28.
- BILLARD R., 1991. Divers aspects de l'aquaculture dans le monde. *Piscic. fr.*, (103) : 25-40.
- BILLARD R., 1995a. *Les carpes. Biologie et élevage*. 387 p. Paris : INRA.
- BILLARD R., 1995b. Les systèmes de production aquacole et leurs relations avec l'environnement. *Cah. agric.*, **4** : 9-28.

- BILLARD R., BRETON B., FOSTIER A., JALABERT B., WEIL C., 1978. Endocrine control of the teleost reproductive cycle and its relation to external factors : Salmonid and Cyprinid models, pp 37-47. *In* : P.J. Gaillard, H.H. Boer (ed.). Comparative endocrinology. Amsterdam : Elsevier/North-Holland Biochemical Press.
- BILLARD R., MARIE D., 1980. La qualité des eaux de l'étang de pisciculture et son contrôle, pp 107-127. *In* : R. Billard (ed.) La pisciculture en étang. Paris : INRA.
- BOGHEN A.D.(ed.), 1995. Cold-water aquaculture in Atlantic Canada. 2nd ed. 665 p. Sackville : Tribune Press.
- BOJCIC C., 1990. Pisciculture en Yougoslavie. *Aqua rev.*, (28) : 19-20.
- BOURNE W.R.P., 1992. Salmon farms and shellfish. *Mar. pollut. bull.*, 24 (7) : 371.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964. Pflazensoziologie. 865 p. Wien : Springer Verlag.
- BREMOND R., PERRODON C., 1979. Les paramètres de la qualité des eaux. 2e éd. 259 p. Paris : Ministère de l'environnement et du cadre de vie.
- BRUNGS W.A. MOUNT D.I., 1978. Introduction to a discussion of the use of aquatic toxicity tests for evaluation of the effects of toxic substances. pp 15-26. *In* : J. Cairns, K.L. Dickson, A.W. Maki (ed.). Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life : Philadelphia : American Society for Testing and Materials.
- BUESTEL D., LAUREC A., 1975. Croissance de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus* L.) en rade de Brest et en baie de Saint-Brieuc. *Haliotis*, 5 : 173-177.
- BURY N.R., EDDY F.B., CODD G.A., 1995. The effect of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*, the cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR, and ammonia on growth rate and ionic regulation of brown trout. *J. fish biol.*, 46 : 1042-1054.
- CACHO O.J., 1990. Protein and fat dynamics in fish : A bioenergetic model applied to aquaculture. *Ecol. model.*, 50 : 33-56.
- CAIN K.D., GARLING D.L., 1995. Pretreatment of soybean meal with phytase for salmonid diets to reduce phosphorus concentrations in hatchery effluents. *Prog. fish cult.*, 57 : 114-119.
- CARBIS C.R., WALDRON D.L., MITCHELL G.F., ANDERSON J.W., McCAULEY I., 1995. Recovery of hepatic function and latent mortalities in sheep exposed to the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Veterinary rec.*, 1 : 12-15.
- CARMICHAEL W.W., MAHMOOD N.A., HYDE E.G., 1990. Natural toxin from Cyanobacteria (Blue-Green algae), pp 87-106. *In* : S. Hall, G. Strichartz (ed.). Marine toxins, origin, structure and molecular pharmacology. Washington : (American Chemical Society. symposium) American Chemical Soc. (serie 418).
- CARSS D.N., 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquac.*, 90 : 29-40.
- CARSS D.N., 1993. Shags *Phalacrocorax aristotelis* at cage fish farms in Argyll, western Scotland. *Bird stud.*, 40 : 203-211.

- CECPI (COMMISSION EUROPEENNE CONSULTATIVE POUR LES PECHEES DANS LES EAUX INTERIEURES), 1984. Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les nitrites et les poissons d'eau douce. *FAO Doc. tech. CECPI*, (46) : 21 p.
- CEMAGREF. Groupement de Lyon, 1986. Développement des productions aquacoles en Petite Woëvre : étude du milieu. 140 p. Lyon : CEMAGREF.
- CHAKRABORTY S.C., ROSS L.G., ROSS B., 1992. The effect of dietary protein level and ration level on excretion of ammonia in common carp, *Cyprinus carpio*. *Comp. biochem. physiol.*, **103 A** (4) : 801-808.
- CHAMBERLAIN G., STRAWN K., 1977. Submerged cage culture of fish in supersaturated thermal effluent. *Proc. ann. world maric. soc.*, **8** : 625-645.
- CHARLON N., BERGOT P., 1984. Rearing system for feeding fish larvae on dry diets. Trial with carps (*Cyprinus carpio* L.) larvae. *Aquac.*, **41**: 1-9.
- CHATEAU D., 1988. La commercialisation des produits aquacoles d'eau douce. *Rev. fr. aquariol.* **1** (suppl.) : 20-23.
- CHEAH S.H., CHUA T.E., 1979. A preliminary study of the tropical marine fouling organisms on floating net cages. *Malay. nat. j.*, **33** : 39-48.
- CHEN Y., JACKSON D.A., HARVEY H.H., 1992. A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Can. j. fish. aquat. sci.*, **49** : 1228-1235.
- CHERFAS N.B., GOLMESKY B., BEN-DOM N., PERETZ Y., HULATA G., 1994. Assessment of triploid common carp (*Cyprinus carpio* L.) for culture. *Aquac.*, **127** : 11-18.
- CHIN K.K., ONG S.L., ROO S.C., 1993. A water treatment and recycling system for intensive fish farming. *Water sci. technol.*, **27** (1) : 141-148.
- CHOUBERT G., DE LA NOUE J., LUQUET P., 1983. Un nouveau collecteur automatique quantitatif de fèces de poissons. *Bull. fr. piscic.*, **288** : 68-72.
- CHUA T.E., PAW J.N., GUARIN F.Y., 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Mar. pollut. bull.*, **20** (7) : 335-343.
- CLOERN J.E., NICHOLS F.H., 1978. A von Bertalanffy growth model with seasonally varying coefficient. *J. fish. res. board Can.*, **35** (11) : 1479-1482.
- COCHE A.G., 1978. Revue des pratiques d'élevage de poissons en cages dans les eaux continentales. *Aquac.*, **13** (2) : 157-189.
- CORNEL G.E., WHORISKEY F.G., 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of lac du Passage, Quebec. *Aquac.*, **109** : 101-117.
- COYNE R., HINEY M., O'CONNOR B., KERRY J., CVAZABON D., SMITH P., 1994. Concentration and persistence of oxytetracycline in sediments under a marine salmon farm. *Aquac.*, **123** : 31-42.

- CREMER M.C., SMITHERMAN R.O., 1980. Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds. *Aquac.*, **20** (1) : 57-64.
- CROCKFORD T., JOHNSTON I.A., 1990. Temperature acclimatation and the expression of contractile protein isoforms in the skeletal muscles of the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *J. comp. physiol. B.*, **160** : 23-36.
- CTGREF (Centre Technique du Génie Rural des Eaux et Forêts), 1975. La pisciculture en cages flottantes "premières expériences sur une retenue d'eau douce". CTGREF, Informations techniques, Cah. 19 (4) : 4 p.
- CULVER D.A., 1991. Effect of the N:P ratio in fertilizer for fish hatchery ponds. *Verh. int. Ver. limnol.*, **24** : 1503-1507.
- D'SILVA A.M., MAUGHAN O.E., 1992. Polyculture of channel catfish and blue tilapia in cages. *Prog. fish cult.*, **54** : 108-111.
- DABROWSKI K., MURAI T., BECKER K., 1986. Physiological and nutritional aspects of intensive feeding of carps. pp 55-70. *In* : R. Billard, J. Marcel (ed.). *Aquaculture of cyprinids*. Paris : INRA.
- DAVIES P.R., HANUY I., FURUKAWA K., NOMURA M., 1986. Effect of temperature and photoperiod on sexual maturation and spawning of the common carp. II. Under conditions of low temperature. *Aquac.*, **52** : 51-58.
- DESTREZ J., 1988. Le milieu aquacole lorrain. *Rev. fr. aquariol.*, **1** (Suppl.) : 6-8.
- DIANA J.S., LIN C.K., SCHNEEBERGER P.J., 1991. Relationships among nutrient inputs, water nutrient concentrations, primary production and yield of *Oreochromis niloticus* in ponds. *Aquac.*, **92** : 323-341.
- DOSDAT A., 1992a. L'excrétion chez les poissons téléostéens. I : L'azote. *Piscic. fr.*, **108** : 25-40.
- DOSDAT A., 1992b. L'excrétion chez les poissons téléostéens. II : Le phosphore. *Piscic. fr.*, (109) : 18-29.
- DUBOST N., 1991. Étude de la fertilité et de la sédimentation à l'étang de Lindre. 68 p. Rapport d'étude à la demande du Centre Piscicole du Département de la Moselle, Domaine de Lindre. Metz, Centre de Recherches Écologiques. Univ. Metz.
- DUBOST N., 1992. Étude de la fertilité et de la sédimentation à l'étang de Lindre. 86 p. Rapport d'étude à la demande du Centre Piscicole du Département de la Moselle, Domaine de Lindre. Metz, Centre de Recherches Écologiques. Univ. Metz.
- DUBOST N., MASSON G., MORETEAU J.C., 1997. Gonad development and filleting yield of common carp *Cyprinus carpio* L. reared in ponds in Eastern France. *J. appl. ichtyol.*, **13** : 15-20.
- DUBOST N., MASSON G., MORETEAU J.C., 1996b. Temperate freshwater fouling on floating net cages : method of evaluation, model and composition. *Aquac.*, **143** : 303-318.
- E.P.A. (Environmental Protection Agency), 1985. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. 3 rd. 216 p. Cincinnati : Environmental monitoring and support laboratory.

- ENGLE C.R., 1982. Growth of fed and unfed bighead carp in cages at two stocking densities. *Prog. fish cult.*, **44** (4) : 216-217.
- FACONER I.R., BURCH M.D., STEFFENSEN D.A., CHOICE M., COVERDALE O.R., 1994. Toxicity of blue-green alga (Cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs as an animal model for human injury and risk assessment. *Environ. toxicol. water qual.*, **9** (2) : 131-139.
- FAUCONNEAU B., ALAMI-DURANTE H., LAROCHE M., MARCEL J., VALLOD D., 1995. Growth and meat quality relations in carp. *Aquac.*, **129** : 265-297.
- FAURE A., 1986. Etude du renouvellement d'eau dans les cages d'élevage des salmonidés en mer. *Piscic. fr.*, (86) : 20-26.
- FERLIN P., 1989. Les aquacultures : situation dans le monde. *Aqua rev.*, (25) : 5-7.
- FERMIN A.C., 1990. Year-round sexual maturation of bighead carp *Aristichthys nobilis* (Richardson) reared in floating cages in Laguna de Bay (Philippines). *J. appl. ichtyol.*, **6** : 129-135.
- FERNANDEZ-DELGADO C., 1990. Life history patterns of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the estuary of the Guadalquivir river in the south-west Spain. *Hydrobiol.*, **206** : 19-28.
- FERNO A., HUSE I., JUELL J.E., BJORDAL A., 1995. Vertical distribution of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in net pens : trade-off between surface light avoidance and food attraction. *Aquac.*, **132** : 285-296
- FINDLAY R.H., WALTING L., MAYER L.M., 1995. Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine : a case study. *Estuaries*, **18** (1A) : 145-179.
- FLAC (Filière Lorraine d'Aquaculture Continentale), 1993. Evaluation du poids socio-économique de la filière aquacole Lorraine. Enquête auprès de professionnels. 24 p. Nancy : Convention DRAF Lorraine - FLAC.
- FLESCH A., 1987. Limnologie du réservoir du Mirgenbach, Cattenom, Moselle (Partie Ichtyologie). 114 p. Mém. DEA : Sci. Agron. : ENSAIA, Nancy.
- FLESCH A., 1994. Biologie de la perche (*Perca fluviatilis* L.) dans le réservoir du Mirgenbach (Cattenom, Moselle). 241p. Th. doct. : Sci. vie. : Univ. Metz (Fr).
- FLESCH A., MASSON G., MORETEAU J.C., 1994. Comparaison de trois méthodes d'échantillonnage utilisées dans l'étude de la répartition de la perche (*Perca fluviatilis*) dans un lac réservoir. *Cybium*, **18** (1) : 29-56.
- FLESCH A., MASSON G., MORETEAU J.C., 1995. Temporal distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) in a lake reservoir (Moselle, France) : analysis of catches with vertical gill nets. *Hydrobiol.*, **300/301** : 335-343.
- FLORY J.E., HAWLEY G.R.W., 1994. A *Hydrodictyon reticulatum* bloom at Loe Pod, Cornwall. *Eur. j. phycol.*, **29** : 17-20.
- FOLKE C., KAUTSKY N., 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. *Ambio*, **18** (4) : 234-243.

- FONDS M., DRINKWAARD B., RESINK J.W., EYSINK G.G.J., TOET W., 1989. Measurements of metabolism, food intake and growth of *Solea solea* (L.) fed with mussel meat or with dry food, pp 851-874. In : N. De Pauw, E. Jaspers, H. Ackefors, N. Wilkins (ed.) Aquaculture. A biotechnology in progress. Bredene, Belgium : European Aquaculture Society.
- FONDS M., CRONIE R., VETHAAK A.D., VAN DER PUYL P., 1992. Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Neth. j. sea res.*, **29** (1/3) : 127-143.
- FONTAINE P., 1989. Contribution à la mise au point d'un procédé d'élevage en eau recyclée : application à la carpiculture intensive. 76 p. Mém. DEA Sci. Agro., option Hydrobiol. : ENSAIA, Nancy .
- FONTAINE P., 1993. A l'est, du nouveau. *Aqua rev.*, (49) : 25-28.
- FONTAINE P., TAMAZOUZT L., CAPDEVILLE B., 1995. Fitness of the common perch *Perca fluviatilis* L. for ongrowing in floating cages and in recirculated system. In : P. Kestemont, K. Dabrowski (ed.) Workshop on Aquaculture of Percids. First meeting of the European Workgroup on aquaculture of percids. Vaasa (Finland). August 23-24, 1995. short communications. Namur : Presses Universitaires.
- FORSBERG C., 1980. Present knowledge of limiting nutrients. International Symposium on inland waters and lake restoration. 8-12 sept 1980 Portland Maine 37 p. US Euv Prot. Ag. Washington, D.C.
- FOY R.H., ROSELL R., 1991a. Loadings of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquac.*, **96** : 17-30.
- FOY R.H., ROSELL R., 1991b. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. *Aquac.*, **96** : 31-42.
- FRID C.L.J., MERCER T.S., 1989. Environmental monitoring of caged fish farming in macrotidal environments. *Mar. pollut. bull.*, **20** (8) : 379-383.
- GAUJOUS D., 1995. La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. 2e éd. 217 p. Paris : Tech. & Doc. Lavoisier.
- GERI G., LUPI P., PARISI G., DELL'AGNELLO M., MARTINI A., PONZETTA M.P., 1995. Morphological characteristics and chemical composition of muscle in mirror carp (*Cyprinus carpio* var. *specularis*) as influenced by body weight. *Aquac.*, **129** : 323-327.
- GISCLARD F., 1991. Production de carpes en cages flottantes sur étang. Session technique nationale. L'aquaculture continentale en eau stagnante. Approche des marchés du poisson de consommation. I.T.A.V.I. : Paris. 6 mars 1991.
- GOPALAKRISHNAN V., COCHE A.G., 1994. Manuel de pisciculture artisanale en eau douce. 207 p. Rome : FAO.
- GOUDIE C.A., SIMCO B.A., DAVIS K.B., CARMICHAEL G.J., 1994. Growth of channel catfish in mixed sex and monosex pond culture. *Aquac.*, **128** : 97-104.
- GRIBANOV V., KORNEEV A.N., KORNEEVA L.A., 1968. Use of thermal waters for commercial production of carps in floats in the U.S.S.R. . *FAO fish. rep.*, **44** (5) : 218-226.

- GUERRIN F., 1988. Valorisation du zooplancton produit en étangs de lagunage comme base pour l'alimentation de larves et juvéniles de Cyprinidés. *Bull. fr. pêche piscic.*, **311** : 113-125.
- GUPTA S., 1975. The development of carp gonads in warm water aquaria. *J. fish biol.*, **7** : 775-782.
- HALL P.O.J., ANDERSON L.G., HOLBY O., KOLLBERG S., SAMUELSSON M.O., 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I : Carbon. *Mar. ecol. prog. ser.*, **61** : 61-73.
- HALL P.O.J., ANDERSON L.G., HOLBY O., KOLLBERG S., SAMUELSSON M.O., 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV : Nitrogen. *Mar. ecol. prog. ser.*, **89** : 81-91.
- HANDY R.D., POXTON M.G., 1993. Nitrogen pollution in mariculture : toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Rev. fish biol. fish.*, **3** : 205-241.
- HANLEY F., 1991. Effects of feeding supplementary diets containing varying levels of lipids on growth food conversion and body composition of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.). *Aquac.*, **93** : 323-334.
- HARVEY J., 1988. Farming trout and salmon smolts in freshwater cage, pp 190-201. *In* : L.M. Laird, T.N. Needham (ed). Salmon and trout farming. Chichester : Ellis Horwood.
- HASAN M.R., MACINTOSH D.J., 1993. Effect of environmental temperature and feeding rate on the growth, food utilization and body composition of common carp (*Cyprinus carpio* L.) fry, pp 767-778. *In* : Fish Nutrition in Practice, Paris : INRA.
- HASSE J., 1974. Utilization of rabbitfishes (Siganidae) in tropical oyster culture. *Prog. fish cult.*, **3** : 160-162.
- HOLBY O., HALL P.O.J., 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II : Phosphorus. *Mar. ecol. prog. ser.*, **70** : 263-272.
- HOLBY O., HALL P.O.J., 1994. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. III. Silicon. *Aquac.*, **120** : 305-318.
- HOLLEBECQ M.G., HAFFRAY P., 1994. L'amélioration génétique de la carpe *Cyprinus carpio* L. : état des connaissances. *Bull. fr. pêche piscic.*, **333** : 93-124.
- HOLMER M., KRISTENSEN E., 1994. Organic matter mineralization in an organic-rich sediment : experimental stimulation of sulfate reduction by fish food pellets. *FEMS Microbiol. ecol.*, **14** : 33-44.
- HORVATH L., 1986. Carp oogenesis and the environment, pp 109-117. *In* : R. Billard, J. Marcel (ed.). Aquaculture of Cyprinids. Paris : INRA.
- HORVATH L., TAMAS G., SEAGRAVE C., 1992. Carp and pond fish culture. 158 p. Oxford : Fishing News Books.
- HOUDE E.D., 1989. Comparative growth, mortality and energetics of marine fish larvae : temperature and implied latitudinal effects. *Fish. bull.*, **87** : 471-495.

- HUET H., 1970. Alimentation naturelle et croissance des poissons en pisciculture, pp 64-68. In : C. de Wyngaert (ed.). *Traité de pisciculture*. Bruxelles.
- HUGUENIN J.E., ANSUINI F.J., 1978. A review of the technology and economics of marine fish cage systems. *Aquac.*, **15** : 151-170.
- HULATA G., MOAV R., WOHLFARTH G., 1974. The relationship of gonad and egg size to weight and age in the european and chinese races of the common carp *Cyprinus carpio* L. *J. fish biol.*, **6** : 745-758.
- HUMASON G.L., 1979. *Animal tissue techniques*. 4th ed. 661 p. San Francisco : Freeman.
- HUSE I., BJORDAL A., FERNO A., FUREVIK D., 1990. The effect of shading in pen rearing of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquac. eng.*, **9** : 235-244.
- INOUE H., 1972. On water exchange in a net cage stocked with the fish, Hamachi. *Bull. Jpn. soc. sci. fish.*, **38** : 167-176.
- INRA (Institut National de Recherche Agronomique), 1989. *L'alimentation des animaux monogastriques*. 282 p. Paris : Lavoisier.
- JACQUINOT M., 1986. Taisez-vous la carpe! *Aqua rev.*, (8) : 28-29.
- JENSEN J.P., JEPPENSEN E., OLRİK K., KRISTENSEN P., 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. j. fish. aquat. sci.*, **51** : 1692-1699.
- JUNGMANN D., 1992. Toxic compounds isolated from *Microcystis* PCC7806 that are more active against *Daphnia* than two microcystins. *Limnol. oceanogr.*, **37** (8) : 1777-1783.
- K.I.F.T.C (KANAGAWA INTERNATIONAL FISHERIES TRAINING CENTRE), 1987. *Aquaculture organisms of the world*. 235 p. Japan International Cooperation Agency.
- KAUSHIK S., CHEVASSUS B., 1988. Aquaculture continentale : état de nos connaissances et perspectives. *Aqua rev.*, (20) : 5-11.
- KAUSHIK S.J., 1990a. Status of European aquaculture and fish nutrition. In : M. Takeda, T. Natanabe (ed.). *The current status of fish nutrition in aquaculture; proceedings of 3 rd int. symp. on feeding and nutrition in fish*. Toba, Japan, 1989.
- KAUSHIK S.J., 1990b. Nutrition et alimentation des poissons et contrôle des déchets piscicoles. *Piscic. fr.*, (101) : 14-23.
- KELLY L.A., 1992. Dissolved reactive phosphorus release from sediments beneath a freshwater cage aquaculture development in west Scotland. *Hydrobiol.*, **235/236** : 569-572.
- KELLY L.A., BERGHEIM A., HENNESSY M.M., 1994. Predicting output of ammonium from fish farms. *Water res.*, **28** (6) : 1403-1405
- KERDCHUEN N., LEGENDRE M., 1991. Influence de la fréquence et de la période de nourrissage sur la croissance et l'efficacité alimentaire d'un silure africain, *Heterobranchus longifilis* (Teleostei, Clariidae). *Aquat. living resour.*, **4** : 241-248.

- KESTEMONT P., 1987. Etude du cycle reproducteur du goujon, *Gobio gobio* L.. 1 : Variations saisonnières dans l'histologie de l'ovaire. *J. appl. ichtyol.*, **3** : 145-157.
- KESTEMONT P., 1989. Etude du cycle reproducteur du goujon, *Gobio gobio* L.. 2 : Variations saisonnières dans l'histologie des testicules. *J. appl. ichtyol.*, **5** : 111-121.
- KESTEMONT P., 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquac.*, **129** : 347-372.
- KESTEMONT P., STALMANS J.M., 1992. Initial feeding of European minnow larvae, *Phoxinus phoxinus* L.. I : Influence of diet and feeding level. *Aquac.*, **104** : 327-340.
- KETOLA H.G., HARLAND B.F., 1993. Influence of phosphorus in rainbow trout diets on phosphorus discharges in effluent water. *Trans. am. fish. soc.*, **122** : 1120-1126.
- KLEIN J.P., 1980. Etude d'un étang de zone agricole en Lorraine : l'étang de la Bouzule. 205 p. Th. Doct.-Ing. : INPL : Nancy.
- KRAKENES R., HANSEN T., STEFANSSON S.O., TARANGER G.L., 1991. Continuous light increases growth rate of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts in sea cages. *Aquac.*, **95** : 281-287.
- KROST P., CHRZAN T., SCHOMANN H., ROSENTHAL H., 1994. Effects of a floating fish farm in Kiel Fjord on the sediment. *J. appl. ichtyol.*, **10** : 353-361.
- KUWA M., 1984. Fouling organisms on floating cage of wire netting and the removal by *Oplegnathus* sp. cultured with other marine fish. *Bull. Jpn. soc. sci. fish.*, **50** (10) : 1635-1640.
- L'HOSTIS D., 1980. Analyse de l'efficacité économique de la cypriniculture, pp 397-406. *In* : R. Billard (ed.). La pisciculture en étang. Paris : INRA.
- LAMARE J.P., BACHET F., COOK J.M., 1985. Elevage en cage flottante de truites fario juvéniles et lâcher *in situ* aux fins de repeuplement dans une retenue artificielle du Verdon, pp 261-268. *In* : D. Gerdeaux, R. Billard (ed.). Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. Paris : INRA.
- LANDLESS P.J., 1974. An economical floating cage for marine culture. *Aquac.*, **4** : 323-328.
- LARDEUX F., 1986. Biologie, écologie et dynamique de population de l'éperlan (*Osmerus eperlanus*, L.) (Poisson, Clupéiforme, Osméridé) dans l'estuaire de la Loire (France). 591p. Th. doct.: Univ. Bretagne occidentale: Brest.
- LASSERRE J., 1989. L'alimentation rationnelle en élevage intensif. *Piscic. fr.*, (95) : 23-38.
- LAWTON L.A., CODD G.A., 1991. Cyanobacterial (Blue- Green algae) toxins and their significance in UK and European waters. *J. IWEM*, **5** : 460-645.
- LE CREN E.D., 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. anim. ecol.*, **20** : 201-219.

- LE GALLO J.M., MORETEAU J.C., 1988. Croissance et productivité d'une population de *Sphaerium corneum* (L.) (Bivalvia : Pisidiidae). *Can. j. zool.*, **66** (2) : 439-445.
- LE LOUARN H., 1980. Les facteurs de croissance chez les poissons d'étang, pp 223-235. In : R. Billard (ed.). *La pisciculture en étang*. Paris : INRA.
- LECLERC H, DIVE D., 1982. Les tests de toxicité aiguë en milieu aquatique. 599 p. Paris : INSERM.
- LEVENTER H., 1987. Contribution of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) to the biological control of reservoirs. 103 p. Nazareth : Mekoroth Water Co. Jordan District.
- LEWIS A.G., METAXAS A., 1991. Concentrations of total dissolved copper in and near a copper treated salmon net pen. *Aquac.*, **99** : 269-276.
- LINDHOLM T., ERIKSSON J.E., RENIKAINEN M., MERILVOTO J.A.O., 1992. Ecological effects of hepatotoxic Cyanobacteria. *Environ. toxicol. water qual.*, **7** : 87-93.
- LOLAND G., 1993. Current forces on, and water flow through and around, floating fish farms. *Aquac. int.*, **1** : 72-89
- LOVEGROVE T., 1979. Control of fouling in farm cages. *Fish farming int.*, **6** (1) : 33-37.
- L.R.E (LANGUEDOC ROUSSILLON ELEVAGE), ITAVI, 1993/94. Valorisation des lacs de montagne par la création d'une pisciculture associée à la transhumance des Salmonidés. Etude réalisée sur le lac de Villefort. 79 p. Paris : ITAVI.
- LUDERITZ V., NICKLISCH A., 1989. The effect of pH on copper toxicity to Blue-Green algae. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, **74** (3) : 283-291.
- MAKINEN T., RUOHONEN K., 1990. The effect of rearing density on the growth of Finnish rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792). *J. appl. ichtyol.*, **6** : 193-203.
- MARCEL J., 1987. Economie de la pisciculture en étangs. *Aqua rev.*, (11) : 13-14.
- MARCEL J., 1988. Cypriniculture et pisciculture extensive en Lorraine. *Rev. fr. aquariol.* **1/88** (Suppl.) : 9-10
- MARCEL J., 1989. La pisciculture en étang, pp 616-652. In : G. Barnabe (ed.). *Aquaculture*. 2e ed. Paris : Lavoisier, Tec. & Doc.
- MARCEL J., 1990. L'alimentation des poissons en eau stagnante: stratégies et méthodes. *Piscic. fr.*, (99) : 19-29.
- MARCEL J., CERVONI D., RACAPE Y., DEGODET D., 1992. Production contrôlée de la carpe de consommation en France. Intégration des systèmes extensifs et intensifs. *Echo-syst.*, (22) : 7-22.
- MARCEL J., 1993a. Approche de la rentabilité économique de la production de carpe destinée au filetage en système intensif conduit en bassins piscicoles. *Echo-syst.*, (23) : 5-15.

- MARCEL J., 1993b. Commerce extérieur européen en poissons d'eau douce vivants (carpes et poisson de repeuplement) (hors anguilles, poissons d'ornement d'eau douce, truites et saumons). *Echo-syst.*, (24) : 7-16.
- MARCHANT T.A., COOK A.F., PETER R.E., 1986. The relationship between circulating growth hormone levels and somatic growth in a teleost species, *Carassius auratus* L., pp 43-54. In : R. Billard, J. Marcel (ed.). *Aquaculture of cyprinids*. Paris : INRA.
- MARTIN J.F., 1989. La pisciculture de carpes en R.D.A.. *Aqua rev.*, (27) : 22-27.
- MARTIN J.F., GALLEMARD P., VALDEYRON A., CAUDRON G., POMMEREAU J.C., REYSSAC J., OLAH J., BILLARD R., 1989. Production de carpe commune et argentée en petits étangs fertilisés avec des fientes de volailles. *E.A.S. Special Publication*, 10 : 159-160.
- MATHEY A., 1993. Etude biologique et écotoxicologique de la Chlorophycée *Hydrodictyon reticulatum* (L.) Lagerh., génératrice d'une fleur d'eau. Site électronucléaire de Cattenom, Moselle. (Cycle biologique, constitution biochimique, capacité d'adsorption du cuivre). Etude *in situ* et en laboratoire. 213p. Th. doct. : Sci. agron. : INPL : Nancy, Fr.
- MAZLANI S., 1995. Etude écotoxicologique de la contamination métallique des eaux, des sédiments et des chaînes trophiques aquatiques dans la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech (Maroc). Impact sur les eaux souterraines et superficielles. 267p. Th. Etat : Sci. : Univ. Cadi Ayyad : Marrakech (Maroc).
- MENESGUEN A., FLASSCH J.P., NEDELEC J., 1984. Utilisation de l'analyse mathématique de la croissance dans la comparaison de diverses techniques d'élevage de la Palourde. *Oceanol.acta*, 7 (4) : 499-507.
- MERICAS C.E., GREMILLON P.T., MALONE R.F., 1985. Physical factors associated with the occurrence of summer fish kills in hypereutrophic southern lakes in lake and reservoir management : practical application. Proc. 4th An. Conf. and internat. Symp. Oct 1984. Mc Afec, New Jersey, North American Lake management Society, 63-67.
- MERLE G., 1991. Utilisation des rejets d'eaux tièdes des centrales thermiques en aquaculture. *Hydroécol. appl.*, 1 : 1-26.
- MERSCH J., DUBOST N., PIHAN J.C., 1993. Comparaison de plusieurs supports analytiques inertes et biologiques pour apprécier la contamination métallique de la retenue du site électronucléaire de Cattenom, France. *Ann. limnol.*, 29 (3/4) : 325-337.
- MESKE C., MEYER-BURGDORFF K.H., GÜNTHER K.D., 1990. Untersuchungen zum Einsatz von hydrolysiertem Federmehl des Proteinträger in Mastrationen für Karpfen. *Arch. FischWiss.*, 40 (1/2) : 187-204.
- METAILLER R., 1994. Nutrition des poissons et environnement aquatique : digestibilité, excrétion. *Piscic. fr.*, (117) : 18-24
- MEUNIER F.J., PASCAL M., 1981/82. Etude expérimentale de la croissance cyclique des rayons de nageoire de la carpe (*Cyprinus carpio* L.). Résultats préliminaires. *Aquac.*, 26 : 23-40.

- Mc MURTRY M.R., SANDERS D.C., NELSON P.V., NASH A., 1993. Mineral nutrient concentration and uptake by tomato irrigated with recirculating aquaculture water as influenced by quantity of fish waste products supplied. *J. plant nutr.*, **16** (3) : 407-419.
- MICHA L.C., 1990. La cage : une panacée ? *Aqua rev.*, (30) : 27.
- MIGLAVS I., JOBLING M., 1989. Effects of feeding regime on food consumption, growth rates and tissue nucleic acids in juvenil Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, with particular respect to compensatory growth. *J. fish biol.*, **34** : 947-957.
- MILNE P.H., 1970. Fish farming : a guide to the design and construction of net enclosures. *Mar. res.*, (1) : 3-31.
- MILNE P.H., 1976. Engineering and the economics of aquaculture. *J. fish. res. board Can.*, **33** : 888-898.
- MILSTEIN A., ALKON A., AVNIMELECH Y., KOCHBA M., HULATA G., SCHROEDER G., 1991. Effects of manuring rate on ecology and fish performance in polyculture ponds. *Aquac.*, **96** : 119-138.
- MILSTEIN A., FELDLITE N., MOZES N., AVNIMELECH Y., 1989. Limnology of reservoirs used for fish farming and crop irrigation, with integrated free and cage fish culture. *Isr. j. aquac.*, **41** (1) : 12-22.
- MOORE T.W., RAMAMOORTHY S., 1984. Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment. 1st ed., 268 p. New-York : Springer-Verlag.
- MORING J.R., MORING K.A., 1975. Succession of net biofouling material and its role in the diet of pen-cultured chinook salmon. *Prog. fish cult.*, **37** (1) : 27-30.
- MORISSEAU M.C., 1991. Vers une nouvelle aquaculture. *La France agricole*, (sept.) : 28 p.
- MUIR J.F., 1986. Integrated carp farming in Western Europe, pp 391-399. In : R. Billard, J. Marcel (ed.). *Aquaculture of cyprinids*. Paris : INRA.
- MULLER-FEUGA A., 1990. Modélisation de la croissance des poissons en élevage. 57 p. (IFREMER. Rapp. Sci. tech.; 21). Brest : IFREMER.
- NG W.J., KHO K., HO L.M., ONG S.L., SIM T.S., TAY S.H., GOH C.C., CHEONG G.L., 1992. Water quality within a recirculating system for tropical ornamental fish culture. *Aquac.*, **103** : 123-134.
- NISBET M., VERNEAUX J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition des classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Ann. limnol.*, **6** (2) : 161-190.
- OGINO C., TAKEDA H., 1976. Mineral requirements in fish. III : Calcium and phosphorus requirements in carp. *Bull. Jpn. soc. sci. fish.*, **42** (7) : 793-799.
- OJEDA G.M., STRAWN K., 1980. Comparison of ware cages and net cages for the culture of black drum (*Pogonias cromis*). *Proc. world maric. soc.*, **11** : 185-191.
- PANTULU V.R., 1976. Floating cage culture of fish in the lower Mekong Basin, pp 423-427. In : T.V.R. Pillay, W.A. Dill (ed.). *Advances in Aquaculture*. Farnham, Surrey : Fishing News Books Ltd.

- PAPOUTSOGLOU S.E., PETROPOULOS G., BARBIERI R., 1992. Polyculture rearing of *Cyprinus carpio* (L.) and *Oreochromis aureus* (St.) using a closed circulated system. *Aquac.*, **103** : 311-320.
- PARK H.D., WATANABE M.F., HARADA K.I., NAGAI H., SUZUKI M., WATANABE M., HAYASHI H., 1993. Heptotoxin (Microcystin) and neurotoxin (Anatoxina) contained in natural blooms and strains of Cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Nat. toxins*, **1**: 353-360.
- PAWLAK C., HANUMARA R.C., 1991. A comparison of non linear growth models for fisheries. *Fish res.*, **11**: 143-154.
- PENCZAK T., GALICKA W., MOLINSKI M., KUSTO E., ZALEWSKI M., 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout *Salmo gairdneri*. *J. appl. ecol.*, **19** : 371-393.
- PERES I., PIHAN J.C., 1991. Copper LC50 to *Cyprinus carpio*. Influence of hardness, seasonal variation, proposition of maximum acceptable toxic concentration. *Environ. technol.*, **12** : 161-167.
- PETIT J., 1989. L'approvisionnement en eau. Le traitement de l'eau et le recyclage en aquaculture, pp 47-181. In : G. Barnabe (ed.), *Aquaculture 2e éd.*, Paris : Lavoisier, Tec. & Doc.
- PHILLIPS D.J.H., RAINBOW P.S., 1993. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. 371 p. London : Elsevier.
- PICKERING A.D., 1993. Growth and stress in fish production. *Aquac.*, **111** : 51-63.
- PIERRE D., ALBIGES C., 1991. La pisciculture d'étang. Une voie de diversification. 52 p. Montpellier : CEMAGREF.
- PIHAN J.C., DUBOST N., 1992. Toxicité des eaux échauffées de la retenue du Mirgenbach (Cattenom, Moselle). Colloque international sur les acquis de la limnologie et la gestion des systèmes aquatiques continentaux. 16-19 Nov 1992. Besançon.
- PIHAN J.C., LANDRAGIN G., 1985. Modèle de prévision de la toxicité aiguë des eaux de rivières pour le poisson. *Verh. int. Ver. limnol.*, **22** : 2457-2462.
- PIHAN J.C., SALLET G., 1982. Etude d'un indice global de toxicité des eaux vis-à-vis de la faune piscicole et application à certains sites du bassin Rhin-Meuse. 477 p. Rapport d'étude à la demande de l'Agence de bassin Rhin-Meuse. Laboratoire d'écologie et mathématiques. Faculté des Sciences. Metz : Lab. Ecologie et Dép. Mathématiques de l'Université de Metz.
- PIQUION J.C., DE LA POMELIE C., 1988. Aspects du développement de l'élevage du loup en cage sur le littoral méditerranéen. *Equinoxe*, (21): 19-25.
- PONGMANEERAT J., WATANABE T., 1993. Nutritional evaluation of soybean meal for rainbow trout and carp. *Bull. Jpn. soc. sci. fish.*, **59** (1) : 157-163.
- PORTER C., 1981. Cage culture of gilthead bream (*Sparus aurata*) at an exposed site on the red sea. *Spec. publ. eur. maric. soc.*, **6** : 15-24.

- PRINSLOO J.F., SCHONBEE H.J., 1992. Evaluation of the poly-and monoculture production of the common carp *Cyprinus carpio* L. and the sharptooth catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) in final effluent oxidation pond water of a sewage purification system. *Water SA*, **18** (1) : 7-12.
- PULLIN R.S.V., 1986. The worldwide status of carp culture, pp 21-34. In : R. Billard, J. Marcel (ed.). *Aquaculture of cyprinids*. Paris : INRA.
- QUINCY D., 1988. Antifer, port aquacole en eau profonde. *Aqua rev.*, (19) : 5-9.
- QUINCY D., 1989. Aquamed : Les premiers bars de la côte d'Azur. *Aqua rev.*, (22) : 22-24.
- QUINCY D., 1990. Réglementation et pollution piscicole. Le vent du Nord ?. *Aqua rev.*, (32) : 7-9.
- QUING-XUE, CARMICHAEL W.W., MIN-JUAN Y., SHANG-HAO L., 1991. Cyclic peptid hepatotoxins from freshwater cyanobacterial (Blue-Green algae) waetrblooms collected in Central China. *Env. Toxicol. Chem*, **10** : 313-321.
- RAMADE F., 1992. Précis d'écotoxicologie. 300 p. Paris : Masson.
- RANDALL D., BOLIS L., AGRADI E., 1990. Fish in human research and the implications for aquaculture. *Ambio*, **19** (5) : 272-274.
- RANTA E., LINDSTROM K., 1993. Water quality and prediction of lake specific fish yield. A Northern European perspective. *Ann. zool. Fennici*, **30** : 89-100.
- READ G.B., GORDON D.P., 1991. Adventive occurrence of the fouling serpulid *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta) in New Zealand. *N. Z. j. mar. freshw. res.*, **25** : 269-273.
- REINIKAINEN M., KIVIRANTA J., ULVI V., NIKU-PAAVOLA M.L., 1995. Acute toxic effects of a novel cyanobacterial toxin on the crustaceans *Artemia salina* and *Daphnia pulex*. *Arch. Hydrobiol.*, **133** (1) : 61-69.
- REYNOLDS C.S., 1991. Toxic Blue-Green algae : the problem in perspective. *Freshwat. forum*, **1** (1) : 29-38.
- RODGER H.D., TURNBULL T., EDWARDS C., CODD G.A., 1994. Cyanobacterial (blue-green algal) bloom associated pathology in brown trout *Salmo trutta* L., in Loch Leven, Scotland. *J. fish dis.*, **17** (2) : 177-181.
- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7e éd. 1365 p. Paris : Dunod.
- RYDING S.O., RAST W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des reservoirs. 294 p. Paris : Masson.
- SAINTE MARIE A., 1983. Contribution à la connaissance et à la gestion de la population de carpes (*Cyprinus carpio* L.) d'un étang piscicole lorrain : l'Etang de Lachaussée. 143 p. Th. 3ème cycle : Sci agron. : INPL Nancy.
- SANTIAGO C.B., CAMACHO A.S., LARON M.A., 1991. Growth and reproductive performance of bighead carp (*Aristichthys nobilis*) reared with or without feeding in floating cages. *Aquac.*, **96** : 109-117.

- SCHMITTOU H.R., 1969. The culture of channel catfish, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque) in cages suspended in ponds. *Proc. annu. conf. Southeast assoc. game fish comm.*, **23** : 226-244.
- SEGUIN L.R., 1970. Rearing trout in a floating cage. *Am. fish farmer*, **1** (4) : 19.
- SELLE G., 1949. A propos de l'indice L/H pour les carpes. *Bull. fr. piscic.*, **152** : 97-98.
- SEVRIN-REYSSAC J., PLETIKOSIC M., 1990. Cyanobacteria in fish ponds. *Aquac.*, **88** : 1-20.
- SEYMOUR E.A., BERGHEIM A., 1991. Towards a reduction of pollution from intensive aquaculture with reference to the farming of salmonids in Norway. *Aquac. eng.*, **10** : 73-88.
- SHPIGEL M., NEORI A., POPPER D.M., GORDIN H., 1993. A proposed model for "environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquac.*, **117** : 115-128.
- SIDDIQUI A.Q., ALNAJADA A.R., ALHINTY H.M., 1993. Growth, survival and production of hybrid tilapia, common carp, and sharptooth catfish in mono- and polyculture systems during winter in central Saudi Arabia. *Prog. fish-cult.*, **55** : 57-59.
- SMITH A.D., GILBERT J.J., 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa*. *Arch. Hydrobiol.*, **132** (3) : 309-336.
- SMITH I.P., METCALFE N.B., HUNTINGFORD F.A., 1995. The effects of food pellet dimensions on feeding responses by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a marine net pen. *Aquac.*, **130** : 167-175.
- SODERBERG R.W., 1990. Temperature effects on the growth of blue tilapia in intensive aquaculture. *Prog. fish-cult.*, **52** : 155-157.
- SPILLMANN C.J., 1961. Faune de France. 65. Poissons d'eau douce. 303 p. Paris : Lechevalier.
- STEFFENS W., 1970. Warmwasseraufzucht von Speisekarpfen (*Cyprinus carpio* L.) in Netzkäfigen. *Z. Fisch.*, **18** (1/2) : 1-13.
- STICKNEY R.R. (ed.), 1986. Culture of non salmonid freshwater fishes. 201 p. Boca Raton, Florida : CRC Press.
- STIRLING H.P., DEY T., 1990. Impact of intensive cage fish farming on the phytoplankton and periphyton of a Scottish freshwater loch. *Hydrobiol.*, **190** : 193-214.
- STOUMBOUDI M.T., ABRAHAM M., VILLWOCK W., BEN-TUVIA A., ECONOMIDIS P.S., SHAPIRO J., 1992. Gonad development and somatic growth in an intergeneric cyprinid hybrid from Lake Kinneret, Israel. *J. appl. ichtyol.*, **8** : 110-121.
- SUMAGAYSAY N.S., 1993. Growth, daily ration, and gastric evacuation rates of milkfish (*Chanos chanos*) fed supplemental diet and natural food. *J. appl. ichtyol.*, **9** : 65-73.
- SUZUKI R., 1986. Intensive carp rearing in Japan, pp 327-333. In : R. Billard, J. Marcel (ed.). Aquaculture of cyprinids. Paris : INRA.

- SWAR D.B., GURUNG T.B., 1988. Introduction and cage culture of exotic carps and their impact on fish harvested in lake Begnas, Nepal. *Hydrobiol.*, **166** : 227-283.
- SZUMIEC M.A., 1990. Stochastic model of carp fingerling growth. *Aquac.*, **91** : 87-99.
- SZUMIEC M.A., MALICZAK A., 1995. Validation of a model of 2-year-old carp growth. *Aquac.*, **129** : 337-340.
- TAI C.F., HATCH U., MASSER M.P., CACHO O.J., HOFFMAN D.G., 1994. Validation of a growth simulation model for catfish. *Aquac.*, **128** : 245-254.
- TENCALLA F.G., DIETRICH D.R., SCHLATTER C., 1994. Toxicity of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin to yearling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. toxicol.*, **30** : 215-224.
- THOMAS B.M., 1994. Vie ordinaire d'une famille peu ordinaire. *Aqua rev.*, (55) : 40-41.
- THORPE J.E., TALBOT C., MILES M.S., RAWLINGS C., KEAY D.S., 1990. Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. *Aquac.*, **90** : 41-47.
- TOMASINI J.A., BOUCHEREAU J.L., BENSAPHLA TALET A., 1989. Reproduction et condition chez la sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum, 1972) des côtes oranaises (Algérie). *Cybiurn*, **13** (1) : 37-50.
- TROSCHER H.J., ROSCH R., 1991. Daily ration of juvenile *Coregonus lavaretus* (L.) fed on living zooplankton. *J. fish biol.*, **38** : 95-104.
- TSUTSUMI H., 1995. Impact of fish net pen culture on the benthic environment of a cove in South Japan. *Estuaries*, **18** (1A) : 108-115.
- UNIVERSITÉ DE METZ, Lab. Ecologie, 1991. Etude préliminaire de la typologie des plans d'eau et de la pisciculture en Lorraine. Bibliographie, enquête auprès des pisciculteurs d'étang. 68 p. Rapport d'étude à la demande du SRAEL.
- VALDEYRONA., 1988. Compte-rendu d'essais d'élevages en cages flottantes. Elevage de carpes. *Etangs*, (8) : 18-19.
- VALLOD D., 1987. La consommation de poissons et l'équilibre alimentaire. *Aqua rev.*, (14) : 23-27.
- VALLOD D., 1995. Carp processing and market analysis : a case in study in France. *Aquac.*, **129** : 475-478.
- VARADI L., 1995. Equipment for the production and processing of carp. *Aquac.*, **129** : 443-466.
- VEIN D., GIGLEUX M., FLESCHE A., PIERRE J.F., MARZOU R., PIHAN J.C., 1990. Trophic evolution of a reservoir with overheated waters : nuclear power station at Cattenom, Moselle, East France. *Ann. limnol.*, **27** (1) : 87-98.
- VENUGOPALAN V.P., WAGH A.B., 1990. Biofouling of an offshore oil platform : Faunal composition and biomass. *Indian j. mar. sci.*, **19** : 53-56.
- VIOLA S., ARIELI Y., 1989. Changes in the lysine requirement of carp (*Cyprinus carpio*) as a function of growth rate and temperature. Part I : Juvenile fishes in cages. *Isr. j. aquac.*, **41** (4) : 147-158.

- VIOLA S., LAHAV E., 1991. Changes in the lysine requirement of carp (*Cyprinus carpio*) as a function of growth rate and temperature. Part II : Market size fish in cages. *Isr. j. aquac.*, **43** (1) : 27-30.
- VIOLA S., MOKADY S., BEHAR D., COGAN U., 1988. Effects of polyunsaturated fatty acids in feeds of tilapia and carp. I : Body composition and fatty acid profiles at different environmental temperatures. *Aquac.*, **75** : 127-127.
- VIOLA S., RAPPAPORT U., ARIELI Y., AMIDAN G., MOKADY S., 1981/1982. The effects of oil-coated pellets on carp (*Cyprinus carpio*) in intensive culture. *Aquac.*, **26** : 49-65.
- VITRAC D., 1989. L'aquaculture nouvelle en Corse "Ferme marine de Pinarello". *Aqua rev.*, (25) : 11-13.
- VON BERTALANFFY L., 1938. A quantitative theory of organic growth. *Hum. biol.*, **10** : 181-213.
- WASHBURN B.S., FRYE D.J., HUNG S.S.O., DOROSHOV S.I., CONTE F.S., 1990. Dietary effects on tissue composition, oogenesis and reproductive performance of female rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquac.*, **90** : 179-195.
- WATANABE W.O., CLARK J.H., DUNHAM J.B., WICKLUND R.I., OLLA B.L., 1990a. Culture of Florida red tilapia in marine cages : the effect of stocking density and dietary protein on growth. *Aquac.*, **90** : 123-134.
- WATANABE W.O., CLARK J.H., DUNHAM J.B., WICKLUND R.I., OLLA B.L., 1990b. Production of fingerling Florida red tilapia (*Tilapia hornorum* x *T. mossambica*) in floating marine cages. *Prog. fish cult.*, **52** : 128-161.
- WEBSTER C.D., TIU L.G., TIDWELL J.H., VAN WYK P., HOWERTON R.D., 1995. Effects of dietary protein and lipid levels on growth and body composition of sunshine bass (*Morone chrysops* x *M. saxatilis*) reared in cages. *Aquac.*, **131** : 191-301.
- WEIGEL C., 1994. Des conseils d'application à prendre avec précaution. *Aqua rev.*, (53) : 8-11.
- WHITTON B.A., 1992. Diversity, ecology, and taxonomy of cyanobacteria, pp 1-51. *In* : N.H. Mann, N.G. Carr (ed.). Photosynthetic procaryotes. New-York : Plenum.
- WILLIOT P., 1980. Etat actuel de la pisciculture d'étang en France, pp 411-425. *In* : R. Billard (ed.). La pisciculture en étang. Paris : INRA.
- WOIWODE J.G., ADELMAN I.R., 1991. Effects of temperature, photoperiod and ration size on growth of hybrid striped bass X white bass. *Trans. am. fish. soc.*, **120** : 217-229.
- WU R.S.S., LAM K.S., MacKAY D.W., LAU T.C., YAM V., 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment : a case study in the sub-tropical environment. *Mar. environ. res.*, **38** (2) : 115-145.
- ZONNEVELD N., FADHOLI R., 1991. Feed intake and growth of red tilapia at different stocking densities in ponds in Indonesia. *Aquac.*, **99** : 83-94.

ANNEXES

Annexe 2
Conditions d'expériences en cages flottantes.

Espèces	Dates des expériences		Durée (Jours)	Lot*	N° Elevage	Origine	Poids moyen individuel initial (g)	Poids total Initial par lot (Kg)	Nombre Initial	Alimentation		
	Début	Fin								Aliment	% prot	RA (%/j)
Mirgenbach Carpes	17/07/89	14/08/90	393	C1,89 III (1)	T	Lindre Via Aquarium Nancy	54	15,2	283	Granufish 2,6	40	0,1 à 3
	5/12/89	2/08/90	240	C1,89 III (1)	B	Lindre Pêche étangs	103	200	2000	Granufish 2,6	40	0,1 à 0,7
	11/09/90	5/08/91	328	C2,90 III (4)	1,2,3,4	C1,89 III(1) Mirgenbach cages	260	14	55	Granufish 4,8	24	0,5 à 1,9
	3/09/91	29/04/92	239	C3,91 II (2)	17,18	C2,90 III (4) Mirgenbach cages	1000	74 à 78	74 à 80	Granufish 4,8 / INVALL	24/29	0,5 à 2,2
	6/04/90	13/08/90	129	C2,90 III (1)	M	Exploitation Marx Aube	685	61	89	Granufish 4,8	24	0,4 à 3,2
	26/07/91	30/04/92	279	C1,91 I (1)	12	Lindre Pêche étangs	30	8	270	Granufish 1,8 / 4,8	40/24	2 à 3,9
	26/07/91	30/04/92	279	C1,91 II (1)	15	Lindre Pêche étangs	73	57	776	Granufish 1,8 / 4,8	40/24	1,6 à 2,1
	26/07/91	30/04/92	279	C1,91 II (1)	16	Lindre Pêche étangs	95	30	320	Granufish 1,8 / 4,8	40/24	2 à 2,4
	30/04/92	25/09/92	148	C2,91 II (2)	15a,15b	C1,91 II (1) Mirgenbach cages	412 à 447	7 à 22	18 à 47	Granufish 1,8 / 4,8	40/24	0,9 à 1,5
Hybrides TC	4/07/91	25/09/92	449	H1 ,91 II (2)	5,6	Lindre Reproduction	18	30	1630	Granufish 1,8 / 4,8	40/24	0,8 à 2,7
	4/07/91	23/10/91	111	H1 ,91 I (1)	7	Lindre Reproduction	33	23	700	Granufish 1,8	40	1,8 à 2,3
	4/07/91	25/09/92	449	H1 ,91 I (1)	8	Lindre Reproduction	7	7	1050	Granufish 1,8	40	0,7 à 2,4
Tanches	5/12/89	25/09/92	1025	Ta2 ,89 III (1)	14	Lindre Pêche étangs	100	200	2000	Granufish 4,8	24	
Lindre Carpes	10/07/91	13/11/91	126	C1,91 IV (5)	1,2,3,4,5	Lindre Pêche étangs	70 à 96	40 à 66	541 à 956	INVALL	29	1 à 3,9
	19/05/92	3/06/92	15	C2,92 IV (6)	P1.1.	Lindre Pêche étangs	600 à 660	90 à 99	150	Orge + INVALL	19	1,9 à 2,5
	4/06/92	19/10/92	137	C2,92 IV (1)	P3C3	Lindre Pêche étangs	591	113	191	Orge + INVALL	19	1,3
	5/06/92	20/10/92	137	C2,92 IV (4)	P1.2. C1,2,4,5	Lindre Pêche étangs	300 à 327	60 à 90	200 à 300	Orge + INVALL	19	0,9 à 2,4
	15/06/92	21/09/92	98	C2,92 IV (4)	P2 C1,2,3,5	Lindre Pêche étangs	536 à 670	112 à 138	200 à 250	Orge + INVALL	19	0,6 à 2,4

* C1,89 III (1) : C=Espèce 1=âge, 89=année empoissonnement III= type de cage (1)=nombre de lots avec C= carpe, T= Tanche, H= hybride TC, I: 2,5 m3, II: 12,5 m3, III: 62,5 m3, IV: 14 m3.

Annexe 3

Composition des aliments utilisés dans les élevages en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et à l'étang de Lindre.

Nom de l'aliment	Granufish	Granufish	Granufish	Granufish	Trouvit	INVALL	Mélange
Taille (Numéro ou mm)	4,8	2,6	1,8	N°1	4,8	7	INVALL7
Fabricant	SOFRADA	SOFRADA	SOFRADA	SOFRADA	TROUVIT	INVE	et ORGE
TENEURS ANALYTIQUES							
Humidité (%)	14	12	14	12	11	10	11
Matières minérales brutes (%)	10	13	13	13	12	10	
Cellulose brute (%)	4	3,5	3,5	3,5	3	6	
Protéines brutes (%)	24	40	40	50	45	29	19
Matières grasses brutes (%)	4	8	8	6	8	10	
Azote (%)	4,1	6,6	6,6	8	7,2	4,64	2,74
Phosphore (%)	1,17	1,35	1,35			1	0,69
Vitamine A (UI/Kg)	6000	12000	12000	14000	10000	12000	
Vitamine D3 (UI/Kg)	1000	2000	2000	2000	1500	1800	
Vitamine E (mg/Kg)	40	80	80	90	80	100	
INGREDIENTS							
Céréales et produits amylacés	X		X		X	X	
Produits azotés d'origine animale	X		X		X	X	
Co-produits de la transformation des céréales	X	X	X		X	X	
Tourteaux et autres produits azotés d'origine végétale	X		X		X	X	
Substances minérales	X		X		X		
Farine de viande		X					
Farine de poisson		X		X			
Composé minéral vitaminé		X		X		X	
Huiles et graisses			X	X	X	X	
Produits et co-produits de la transformation du sucre			X		X	X	
Levures				X		X	
Co-produits de la transformation du lait				X		X	
Agglomérant, antioxydants et conservateurs						X	
Issues de blé				X			
Farine de sang				X			
Soluble de distillerie				X			

Annexe 4 page 1

Résultats de croissance et d'alimentation en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach et l'étang de Lindre.

LOTS	Dates o	Dates l	T° moy	T° max	T° min	DD	Ptot o	W o	d o	Chg o	V	maille	n moy	dt	dtA	RA	Qn	SGR	
			°C	°C	°C	°J	Kg	g	p/m3	Kg/m3	m3	mm		j	j	%/j		%/j	
Retenue du Mirgenbach : Carpes																			
T	17/07/89	4/10/89	21,8	25	18,5	4567	15,2	54	5	0,2	62,5	20	283	79	0	2,99	1,9	1,87	
	4/10/89	20/10/89	15,6	18,5	15,5	4853	66,7	235	5	1,1	62,5	20	283	16	79	0,81	1,0	0,84	
	26/01/90	7/03/90	10,4	11	9,5	628	127	332	6	2,0	62,5	20	382	40	0	0,09	0,5	0,21	
	7/03/90	6/06/90	18,8	22,5	11	2136	137,4	361	6	2,2	62,5	20	379	91	40	0,24	0,6	0,40	
	6/06/90	12/07/90	22,3	24	21	2939	195,3	519	6	3,1	62,5	20	376	36	131	0,28	0,6	0,47	
	12/07/90	14/08/90	25,8	31	21	3787	233,1	615	6	3,7	62,5	20	376	33	167	0,52	0,7	0,80	
n.u. MC	B	5/12/89	12/01/90	8,6	9,2	8	356	200	103	32	3,2	62,5	10	1937	37	0	0,04	1,4	0,03
n.u. MC		12/01/90	7/06/90	15,0	22,5	7,9	2158	195	104	30	3,1	62,5	10	1349	146	38	0,10	0,9	0,18
n.u. MC		7/06/90	12/07/90	22,3	24	21	2936	112	136	13	1,8	62,5	10	825	35	184	0,33	0,4	0,88
n.u. MC		12/07/90	2/08/90	26,7	29	21	3447	152	185	13	2,4	62,5	10	824	21	219	0,69	0,9	0,78
n.u. MC		2/08/90	11/09/90	27,7	31	18	4446	180	218	13	2,9	62,5	10	554	40	240	0,36	1,7	0,39
	1	11/09/90	6/11/90	17,7	20	15	5453	13,85	252	1	0,2	62,5	20	55	56	280	0,63	2,1	0,31
		6/11/90	18/12/90	12,2	15	9	6042	16,2	300	1	0,3	62,5	20	54	42	336	0,64	4,0	0,16
		18/12/90	28/01/91	8,4	10	7,5	374	17,35	321	1	0,3	62,5	20	54	41	378	0,49	2,7	0,18
		28/01/91	6/03/91	10,0	11,5	6	694	18,35	346	1	0,3	62,5	20	53	37	419	0,59	15,1	0,04
		6/03/91	11/04/91	12,6	13,5	11	1154	18,6	351	1	0,3	62,5	20	53	36	456	0,72	3,3	0,22
		11/04/91	16/05/91	14,5	16	13	1668	20,15	380	1	0,3	62,5	20	53	35	492	0,61	1,0	0,61
		16/05/91	3/06/91	18,5	21	15,8	2006	24,9	470	1	0,4	62,5	20	52	18	527	0,72	2,0	0,37
		3/06/91	3/07/91	20,9	24	18,5	2628	25,6	502	1	0,4	62,5	20	51	30	545	0,74	3,9	0,19
		3/07/91	5/08/91	24,1	26	22,5	3445	26,6	532	1	0,4	62,5	20	36	33	575	1,91	2,3	1,27
	2	11/09/90	6/11/90	17,7	20	15	5453	14,15	257	1	0,2	62,5	10	55	56	280	0,62	2,4	0,26
		6/11/90	18/12/90	12,2	15	9	6042	16,34	297	1	0,3	62,5	10	55	42	336	0,63	3,6	0,18
		18/12/90	28/01/91	8,4	10	7,5	374	17,6	320	1	0,3	62,5	10	55	41	378	0,48	2,5	0,19
		28/01/91	6/03/91	10,0	11,5	6	694	19,05	346	1	0,3	62,5	10	55	37	419	0,55	2,5	0,22
		6/03/91	11/04/91	12,6	13,5	11	1154	20,3	376	1	0,3	62,5	10	54	36	456	0,63	1,3	0,47
		11/04/91	16/05/91	14,5	16	13	1668	24,1	446	1	0,4	62,5	10	53	35	492	0,54	1,3	0,42
		16/05/91	3/06/91	18,5	21	15,8	2006	26,9	517	1	0,4	62,5	10	52	18	527	0,66	5,7	0,12
		3/06/91	3/07/91	20,9	24	18,5	2628	27,5	528	1	0,4	62,5	10	51	30	545	0,69	2,5	0,28
		3/07/91	5/08/91	24,1	26	22,5	3445	28,7	574	1	0,5	62,5	10	50	33	575	1,29	1,6	0,82
	3	11/09/90	6/11/90	17,7	20	15	5453	14,05	255	1	0,2	62,5	20	55	56	280	0,60	1,3	0,45
		6/11/90	18/12/90	12,2	15	9	6042	17,7	328	1	0,3	62,5	20	54	42	336	0,60	16,7	0,04
		18/12/90	28/01/91	8,4	10	7,5	374	18	333	1	0,3	62,5	20	54	41	378	0,48	11,1	0,04
		28/01/91	6/03/91	10,0	11,5	6	694	18,3	339	1	0,3	62,5	20	54	37	419	0,57	2,6	0,21
		6/03/91	11/04/91	12,6	13,5	11	1154	19,8	367	1	0,3	62,5	20	54	36	456	0,69	7,1	0,10
		11/04/91	16/05/91	14,5	16	13	1668	20,5	380	1	0,3	62,5	20	54	35	492	0,60	1,0	0,63
		16/05/91	3/06/91	18,5	21	15,8	2006	25,5	473	1	0,4	62,5	20	43	18	527	0,88	3,1	0,39
		3/06/91	3/07/91	20,9	24	18,5	2628	15,7	507	0	0,3	62,5	20	31	30	545	0,98	1,7	0,58
		3/07/91	5/08/91	24,1	26	22,5	3445	18,7	603	0	0,3	62,5	20	31	33	575	1,39	1,5	0,91
	4	11/09/90	6/11/90	17,7	20	15	5453	14,15	257	1	0,2	62,5	10	55	56	280	0,60	1,4	0,44
		6/11/90	18/12/90	12,2	15	9	6042	17,75	329	1	0,3	62,5	10	54	42	336	0,60	8,5	0,07
		18/12/90	28/01/91	8,4	10	7,5	374	17,95	339	1	0,3	62,5	10	53	41	378	0,47	2,1	0,22
		28/01/91	6/03/91	10,0	11,5	6	694	19,65	371	1	0,3	62,5	10	53	37	419	0,55	37,7	0,01
		6/03/91	11/04/91	12,6	13,5	11	1154	19,75	373	1	0,3	62,5	10	53	36	456	0,67	2,7	0,25
		11/04/91	16/05/91	14,5	16	13	1668	21,6	408	1	0,3	62,5	10	53	35	492	0,61	2,8	0,22
		16/05/91	3/06/91	18,5	21	15,8	2006	23,3	440	1	0,4	62,5	10	51	18	527	0,75	0,9	0,90
		3/06/91	3/07/91	20,9	24	18,5	2628	24,8	517	1	0,4	62,5	10	48	30	545	0,77	5,6	0,14
		3/07/91	5/08/91	24,1	26	22,5	3445	25,3	539	1	0,4	62,5	10	46	33	575	1,49	1,9	0,81
	17	3/09/91	5/11/91	17,8	22	12	5071	78,25	978	6	6,3	12,5	20	80	64	637	1,37	4,0	0,35
		5/11/91	29/04/92	10,4	15	7	1827	96,35	1220	6	7,7	12,5	20	66	174	700	0,47	4,3	0,13
	18	3/09/91	5/11/91	17,8	22	12	5071	74,55	1007	6	6,0	12,5	20	53	64	637	2,04	7,6	0,42
		5/11/91	29/04/92	10,4	15	7	1827	42,25	1320	3	3,4	12,5	20	25	174	700	2,22	15,2	0,19
n.u. MC	M	6/04/90	7/06/90	20,5	22,5	15	2158	61	685	1	1,0	62,5	10	83	62	0	0,42	59,0	0,01
n.u. MC		7/06/90	2/08/90	24,3	29	21	3447	53	683	1	0,8	62,5	20	77	56	62	0,82	11,3	0,07
n.u. MC		2/08/90	13/08/90	24,5	31	26	3761	54,5	717	1	0,9	62,5	20	40	11	118	3,21	-	0,04
	12	26/07/91	20/08/91	24,2	26	22,5	3599	8	30	108	3,2	2,5	6	265	25	0	3,92	2,3	1,76
		20/08/91	23/10/91	20,2	24	13	4911	12	46	104	4,8	2,5	6	229	64	25	2,11	1,6	1,59
		23/10/91	30/04/92	10,6	15	7	2004	25,3	128	79	10,1	2,5	6	103	188	89	1,98	74,2	0,30
	15	26/07/91	20/08/91	24,2	26	22,5	3599	56,9	73	62	4,6	12,5	8	753	25	0	1,71	2,1	0,84
		20/08/91	23/10/91	20,2	24	13	4911	66	90	58	5,3	12,5	8	632	64	25	2,11	1,7	1,44
		23/10/91	30/04/92	10,6	15	7	2004	121	227	43	9,7	12,5	20	296	188	89	1,68	15,5	0,41
n.u. MC	15a	30/04/92	6/08/92	20,7	25	15	3330	7,4	412	7	3,0	2,5	10	17	98	279	1,21	1,5	0,90
n.u. MC		6/08/92	25/09/92	21,5	25	19	4403	15	1000	6	6,0	2,5	10	15	50	377	1,49	3,3	0,48
n.u. MC	15b	30/04/92	6/08/92	20,7	25	15	3330	22,45	447	19	9,0	2,5	10	36	98	279			

Annexe 4 page 2

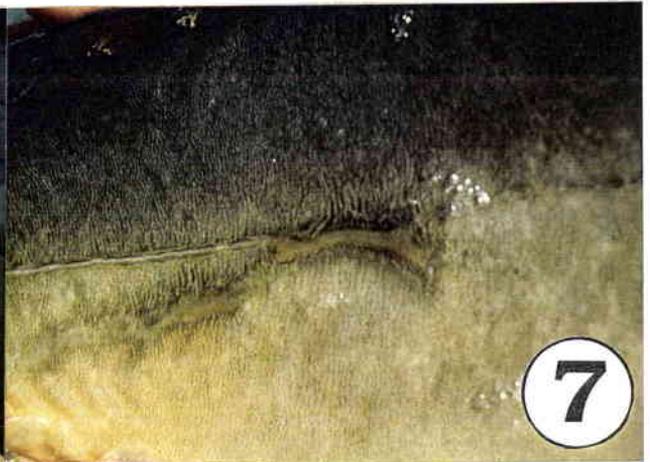
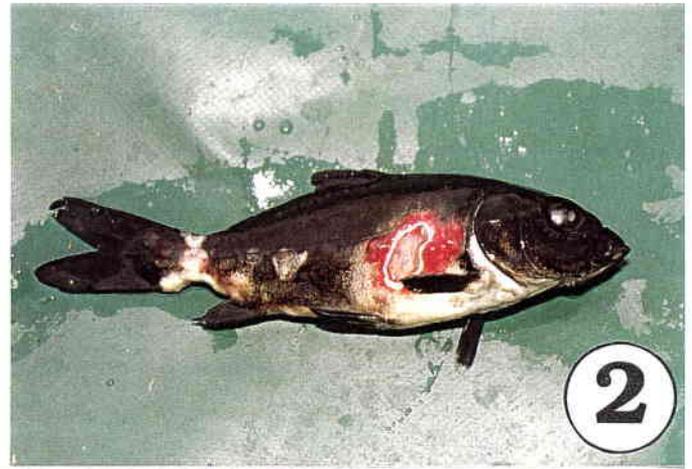
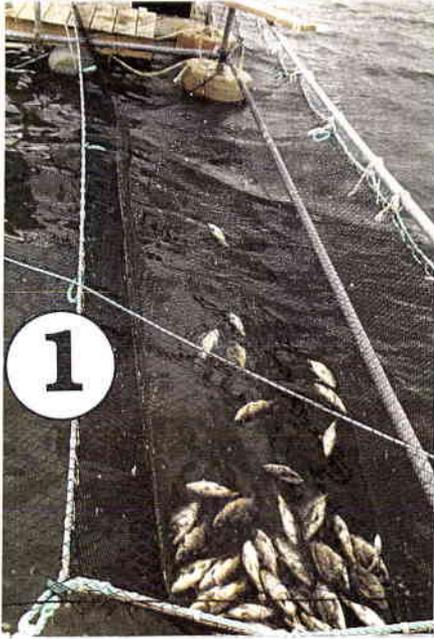
o = initial, l = final, T° = température, moy = moyenne, max = maximum, min = minimum, DD = somme de degrés jours depuis le début de l'année, Ptot = masse totale du lot, W = masse moyenne individuelle, d = densité d'élevage, Chg = charge, p = poissons, V = volume de cage, n = nombre, dt = durée d'expérience, dt A = durée d'acclimatation, RA = taux de rationnement alimentaire, Qn = quotient nutritif, SGR = taux de croissance spécifique. n.u. MC = non utilisé pour les modèles de croissance.

	LOTS	Dates o	Dates l	T° moy °C	T° max °C	T° min °C	DD °J	Ptot o Kg	W o g	d o p/m3	Chg o Kg/m3	V m3	maille mm	n moy	dt j	dtA j	RA %/j	Qn	SGR %/j	
	Retenue du Mirgenbach : Autres espèces																			
n.u. MC	5 Hybrides	4/07/91	13/08/91	24,3	26	22,5	3427	29,7	18	130	2,4	12,5	8	1555	40	0	0,80	0,8	1,09	
n.u. MC		13/08/91	23/10/91	20,6	25	13	4911	41,6	28	118	3,3	12,5	8	1154	58	40	0,92	1,0	1,17	
n.u. MC		23/10/91	30/04/92	10,6	15	7	2002	45,75	55	66	3,7	12,5	8	515	188	111	1,46	9,9	0,32	
n.u. MC		30/04/92	6/08/92	20,7	25	15	4016	20,35	101	16	1,6	12,5	20	109	98	301	2,72	5,7	1,71	
n.u. MC		6/08/92	25/09/92	21,5	25	19	5089	8	540	1	0,6	12,5	20	12	50	399	1,43	1,1	1,73	
n.u. MC	6 Hybrides	4/07/91	13/08/91	24,3	26	22,5	3427	29,7	18	130	2,4	12,5	8	1460	40	0	0,85	0,8	1,18	
n.u. MC	7 Hybrides	4/07/91	13/08/91	24,3	26	22,5	3427	22,9	33	280	9,2	2,5	10	366	40	0	1,77	9,0	1,69	
n.u. MC		13/08/91	23/10/91	20,6	25	13	4911	2	64	12	0,8	2,5	10	29	58	40	2,26	1,1	2,44	
n.u. MC	8 Hybrides	4/07/91	13/08/91	24,3	26	22,5	3427	7	7	420	2,8	2,5	10	940	40	0	2,15	2,1	1,15	
n.u. MC		13/08/91	23/10/91	20,6	25	13	4911	8,8	11	332	3,5	2,5	10	575	58	40	2,43	2,6	1,44	
n.u. MC		23/10/91	30/04/92	10,6	15	7	2002	7,8	24	128	3,1	2,5	10	188	188	111	1,65	14,1	0,33	
n.u. MC		30/04/92	6/08/92	20,7	25	15	4016	2,5	45	22	1,0	2,5	10	48	98	301	0,72	0,5	1,73	
n.u. MC		6/08/92	25/09/92	21,5	25	19	5089	10	244	16	4,0	2,5	10	41	50	399	1,44	2,5	0,59	
n.u. MC	14 Tauches	12/07/90	6/11/90	21,5	31	15	5082	13,3	157	1,36	0,213	62,5	10	85	117	0	0,00	-	0,28	
n.u. MC		6/11/90	6/03/91	10,1	15	6	1223	19,75	217	1,33	0,316	62,5	10	83	119	117	0,00	-	0,08	
n.u. MC		6/03/91	11/07/91	16,3	26	11	2633	17,8	238	1,31	0,285	62,5	20	82	127	236	0,00	-	0,24	
n.u. MC		11/07/91	24/10/91	21,9	26	13	4924	12,9	323	0,64	0,206	62,5	20	40	105	363	0,00	-	0,38	
n.u. MC		24/10/91	30/04/92	10,5	15	7	1989	18,8	482	3,2	0,301	62,5	20	39	187	468	0,00	-	0,13	
n.u. MC		30/04/92	6/08/92	20,5	25	15	3329	24,8	620	0,64	0,397	62,5	20	40	98	655	0,00	-	0,10	
n.u. MC		6/08/92	25/09/92	21,5	25	19	4402	20,6	687	0,48	0,33	62,5	20	30	50	753	0,00	-	0,29	
	Lindre : Carpes																			
	cake 1	10/07/91	16/08/91	21,7	24,5	19	2639	52	96	39	3,7	14	10	541	37	0	3,77	2,5	1,53	
		16/08/91	11/09/91	21,2	24	19	3202	91,4	169	39	6,5	14	10	541	26	37	3,05	1,7	1,79	
		11/09/91	13/11/91	12,7	19,5	7	4053	145,5	269	39	10,4	14	10	541	63	63	1,27	1,7	0,74	
	cake 2	10/07/91	16/08/91	21,7	24,5	19	2639	50	74	48	3,6	14	10	678	37	0	3,87	2,5	1,56	
		16/08/91	11/09/91	21,2	24	19	3202	89,5	132	48	6,4	14	10	678	26	37	2,99	1,4	2,12	
		11/09/91	13/11/91	12,7	19,5	7	4053	155,3	229	48	11,1	14	10	678	63	63	1,18	1,6	0,74	
	cake 3	10/07/91	16/08/91	21,7	24,5	19	2639	40	70	41	2,9	14	10	572	37	0	3,68	1,6	2,46	
		16/08/91	11/09/91	21,2	24	19	3202	99,6	174	41	7,1	14	10	572	26	37	2,79	1,5	1,87	
		11/09/91	13/11/91	12,7	19,5	7	4053	161,9	283	41	11,6	14	10	550	63	63	1,18	1,9	0,66	
	cake 4	10/07/91	16/08/91	21,7	24,5	19	2639	52	95	39	3,7	14	10	549	37	0	3,32	1,7	2,04	
		16/08/91	11/09/91	21,2	24	19	3202	110,9	202	39	7,9	14	10	549	26	37	2,38	1,1	2,19	
		11/09/91	13/11/91	12,7	19,5	7	4053	196	357	39	14,0	14	10	549	63	63	1,01	1,8	0,57	
	cake 5	10/07/91	16/08/91	21,7	24,5	19	2639	66	69	68	4,7	14	10	956	37	0	2,29	1,1	2,20	
		16/08/91	11/09/91	21,2	24	19	3202	149,1	156	68	10,7	14	10	956	26	37	2,08	1,9	1,09	
		11/09/91	13/11/91	12,7	19,5	7	4053	197,9	207	68	14,1	14	10	941	63	63	0,98	1,1	0,83	
n.u. MC	P1.1 C1	19/05/92	3/06/92	20,2	22	15	1197	95	633	11	6,8	14	10	142	15	0	1,96	1,7	1,23	
n.u. MC	P1.1 C2	19/05/92	3/06/92	20,2	22	15	1197	99	660	11	7,1	14	10	145	15	0	1,94	3,5	0,57	
n.u. MC	P1.1 C3	19/05/92	3/06/92	20,2	22	15	1197	98	653	11	7,0	14	10	141	15	0	1,92	1,7	1,18	
n.u. MC	P1.1 C4	19/05/92	3/06/92	20,2	22	15	1197	95	633	11	6,8	14	10	131	15	0	1,99	1,0	2,29	
n.u. MC	P1.1 C5	19/05/92	3/06/92	20,2	22	15	1197	95	633	11	6,8	14	10	137	15	0	2,11	2,9	0,81	
n.u. MC	P1.1 C6	19/05/92	3/06/92	20,2	22	15	1197	90	600	11	6,4	14	10	131	15	0	2,45	20,1	0,14	
	P3 C3	4/06/92	19/10/92	19,5	25	10	3829	113	591	14	8,1	14	10	168	137	0	1,28	2,6	0,58	
	P1.2 C1	4/06/92	22/07/92	20,1	23	19,5	2217	75	300	18	5,4	14	10	250	48	0	1,57	0,9	1,75	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	174	696	18	12,4	14	10	250	47	48	0,98	1,7	0,56	
		7/09/92	19/10/92	15,4	18	10	3829	226,8	907	18	16,2	14	10	215	42	95	0,94	2,4	0,46	
	P1.2 C2	4/06/92	22/07/92	20,1	23	19,5	2217	82	327	18	5,9	14	10	250	48	0	1,62	1,2	1,40	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	160	640	18	11,4	14	10	250	47	48	1,00	1,3	0,77	
		7/09/92	19/10/92	15,4	18	10	3829	230	920	18	16,4	14	10	215	42	95	0,94	4,2	0,27	
	P1.2 C4	4/06/92	22/07/92	20,1	23	19,5	2217	60	300	14	4,3	14	10	200	48	0	2,23	1,7	1,37	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	116	580	14	8,3	14	10	200	47	48	1,41	2,0	0,70	
		7/09/92	19/10/92	15,4	18	10	3829	161,4	807	14	11,5	14	10	172	42	95	1,41	-	0,02	
	P1.2 C5	4/06/92	22/07/92	20,1	23	19,5	2217	90	300	21	6,4	14	10	300	48	0	2,00	6,0	0,33	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	105,6	352	21	7,5	14	10	300	47	48	1,27	1,0	1,38	
		7/09/92	19/10/92	15,4	18	10	3829	201,9	673	21	14,4	14	10	267	42	95	1,07	11,7	0,10	
	P2 C1	15/06/92	22/07/92	21,1	23	20	2217	134	670	14	9,6	14	10	200	37	0	1,23	1,1	1,15	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	204,8	1024	14	14,6	14	10	200	47	37	0,83	1,1	0,74	
		7/09/92	21/09/92	16,9	18	16	3480	290	1450	14	20,7	14	10	177	14	84	0,78	1,7	0,52	
	P2 C2	15/06/92	22/07/92	21,1	23	20	2217	134	536	18	9,6	14	10	250	37	0	1,20	1,0	1,27	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	214	856	18	15,3	14	10	250	47	37	0,74	0,8	1,00	
		7/09/92	21/09/92	16,9	18	16	3480	342,5	1370	18	24,5	14	10	210	14	84	0,70	1,7	0,50	
	P2 C3	15/06/92	22/07/92	21,1	23	20	2217	138	552	18	9,9	14	10	250	37	0	1,33	0,9	1,53	
		22/07/92	7/09/92	21,7	25	17	3243	243	972	18	17,4	14	10	250	47	37	0,56	0,8	0,73	
		7/09/9																		

Annexe 5 page 1**Problèmes sanitaires rencontrés pour les élevages de carpe *Cyprinus carpio* en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach****Légendes de la planche photographique:**

- 1:** Mortalité de carpes dans une cage flottante de 12,5 m³ sur la retenue du Mirgenbach (Août 1991).
- 2:** Nécrose latérale et caudale d'hybride *Cyprinus carpio* x *Tinca tinca* après quelques semaines d'empoissonnement en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach (Août 1991).
- 3:** Lésion latérale (près de l'opercule) de la carpe *Cyprinus carpio* en cages flottantes sur la retenue du Mirgenbach (Août 1991).
- 4:** Exophtalmie de la carpe *Cyprinus carpio* (côté gauche).
- 5:** Cicatrisation au niveau oculaire d'une carpe atteinte d'exophtalmie. L'animal est devenu borgne.
- 6:** Cicatrisation des lésions latérales sur une carpe élevée en cage flottante.
- 7:** Détail de cicatrisation au niveau de la ligne latérale.

Annexe 5 page 2



Annexe 6 page 1

Température, oxygène dissous et pH au cours des cycles nycthémeraux sur l'étang de Lindre en 1992. Temp. = température, O2 d = teneur en oxygène dissous, O2 th = Teneur théorique en oxygène dissous, Sat th = pourcentage de saturation en oxygène dissous.

	Temp (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH	
Cages 18/3/92	6.8	12.3	11.81	104	11h	0.49		
	6.7	11.8	11.84	100	11h15	-0.02		
	6.8	11.3	11.81	96	11h30	-0.47		
	6.9	11.5	11.79	98	11h45	-0.27		
	6.9	11.5	11.79	97	12h	-0.33		
	6.9	11.4	11.79	97	12h15	-0.39		
	6.8	11.3	11.81	96	12h30	-0.47		
	6.9	11.5	11.79	97	12h45	-0.33		
	6.9	11.8	11.79	100	13h	-0.03		
	6.9	11.4	11.79	97	13h15	-0.39		
	6.8	12.1	11.81	102	13h30	0.25		
	7.1	12.5	11.73	107	13h45	0.81		
	6.9	12.4	11.79	105	14h	0.63		
	6.9	12.9	11.79	109	14h15	1.11		
	7	12.5	11.76	106	14h30	0.72		
	7	12.5	11.76	106	14h45	0.72		
	7	12.5	11.76	106	15h	0.72		
	7	12.6	11.76	107	15h15	0.84		
	7	11.6	11.76	99	15h30	-0.18		
	7	11.5	11.76	98	15h45	-0.24		
	7	11.5	11.76	98	16h	-0.24		
	7	11.8	11.76	100	16h15	0.00		
	7	12.1	11.76	103	16h30	0.30		
	6.9	11.5	11.79	97	16h45	-0.33		
	7	11.8	11.76	100	17h	0.00		
	7	11.9	11.76	101	17h15	0.12		
	7	11.6	11.76	99	17h30	-0.18		
	6.8	11.3	11.81	96	17h45	-0.47		
	7	11.6	11.76	99	18h	-0.18		
	6.9	11.3	11.79	96	18h15	-0.45		
	6.9	11.5	11.79	97	18h30	-0.33		
	6.8	11.6	11.81	99	18h45	-0.17		
	6.8	11.6	11.81	99	19h	-0.17		
	6.9	11.9	11.79	101	19h15	0.15		
	6.9	11.5	11.79	98	19h30	-0.27		
	7	11.6	11.76	99	19h45	-0.12		
	7.1	11.3	11.73	96	20h	-0.45		
	7.6	9.7	11.58	84	20h15	-1.86		
	8.6	13.7	11.30	122	20h30	2.44		
	8.3	13.4	11.38	118	20h45	2.00		
	8.4	13.6	11.35	119	21h	2.21		
	8.4	13.6	11.35	119	21h15	2.21		
	8.4	13.8	11.35	122	21h30	2.45		
	8.4	13.7	11.35	121	21h45	2.39		
	8.4	13.6	11.35	120	22h	2.27		
	8.5	13.5	11.33	119	22h15	2.17		
	8.6	13.1	11.30	116	22h30	1.78		
	8.5	12.8	11.33	113	22h45	1.51		
	8.4	12.8	11.35	113	23h	1.49		
	8.3	12.5	11.38	110	23h15	1.16		
	8.1	12.5	11.44	110	23h30	1.10		
	7.7	12.1	11.55	104	23h45	0.51		
	19/3/92	7.3	11.3	11.67	97	0h	-0.39	
		7.5	11.5	11.61	99	0h15	-0.09	
		7.4	10.6	11.64	91	0h30	-1.02	
		7.1	10.9	11.73	93	0h45	-0.87	
		6.9	10.9	11.79	93	1h	-0.87	
7.2		10.4	11.70	89	1h15	-1.26		
7.3		10.4	11.67	89	1h30	-1.23		
7.6		12.0	11.58	104	1h45	0.42		
7.3		11.0	11.67	94	2h	-0.69		
7.4		10.8	11.64	93	2h15	-0.84		
7.2		10.9	11.70	93	2h30	-0.78		
7.1		11.0	11.73	94	2h45	-0.75		
7.4		11.0	11.64	94	3h	-0.66		
7.1		10.9	11.73	93	3h15	-0.81		
7.1		10.7	11.73	92	3h30	-0.99		
7.1		10.8	11.73	92	3h45	-0.93		
7		11.0	11.76	93	4h	-0.78		
7.1		11.0	11.73	94	4h15	-0.75		
7.1		11.0	11.73	94	4h30	-0.75		
7		11.1	11.76	94	4h45	-0.66		
6.9		11.1	11.79	94	5h	-0.69		
7.1		11.1	11.73	95	5h15	-0.63		
7		10.9	11.76	93	5h30	-0.84		
7.1		11.2	11.73	95	5h45	-0.57		
7		11.3	11.76	96	6h	-0.48		
7		11.1	11.76	94	6h15	-0.66		
7.1		11.3	11.73	97	6h30	-0.39		
6.9		11.4	11.79	97	6h45	-0.39		
7		11.2	11.76	95	7h	-0.60		
7		10.9	11.76	92	7h15	-0.90		
6.8		10.8	11.81	91	7h30	-1.01		
7		10.8	11.76	92	7h45	-0.96		
7		10.8	11.76	92	8h	-0.96		
6.9		10.9	11.79	92	8h15	-0.93		
7.1		11.2	11.73	96	8h30	-0.51		
7		11.5	11.76	97	8h45	-0.30		
7.2		12.1	11.70	104	9h	0.42		
7.2		12.1	11.70	104	9h15	0.42		
7.4		12.4	11.64	106	9h30	0.72		
7.2		12.2	11.70	105	9h45	0.54		

	Temp (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH
19/3/92	7.2	12.2	11.70	105	10h	0.54	
	7.2	12.2	11.70	105	10h15	0.54	
	7.5	12.4	11.61	107	10h30	0.81	
	7.4	12.5	11.64	107	10h45	0.84	
	7.5	12.5	11.61	108	11h	0.93	
	7.5	12.3	11.61	106	11h15	0.69	
	7.4	12.6	11.64	108	11h30	0.96	
	7.3	12.4	11.67	106	11h45	0.69	
	7.1	11.2	11.73	95	12h	-0.57	
	6.9	11.0	11.79	93	12h15	-0.81	
	6.9	10.7	11.79	91	12h30	-1.11	
	7	11.3	11.76	96	12h45	-0.42	
	7	10.8	11.76	92	13h	-0.96	
	6.8	10.2	11.81	86	13h15	-1.61	
	6.8	10.0	11.81	85	13h30	-1.79	
	6.7	10.2	11.84	86	13h45	-1.64	
	7	10.9	11.76	93	14h	-0.84	
	6.6	8.8	11.87	74	14h15	-3.05	
	6.8	9.2	11.81	78	14h30	-2.57	
	6.9	9.2	11.79	78	14h45	-2.61	
	6.7	8.9	11.84	75	15h	-2.90	
	6.9	9.1	11.79	77	15h15	-2.67	
	6.8	8.3	11.81	71	15h30	-3.47	
	6.7	7.7	11.84	65	15h45	-4.16	
	6.7	7.9	11.84	67	16h	-3.92	
	6.5	7.9	11.90	66	16h15	-4.04	
	6.8	9.1	11.81	77	16h30	-2.75	
	6.8	8.5	11.81	72	16h45	-3.35	
	6.9	8.9	11.79	76	17h	-2.85	
	6.8	8.7	11.81	74	17h15	-3.11	
	6.8	8.8	11.81	74	17h30	-3.05	
	6.8	8.5	11.81	72	17h45	-3.29	
	6.8	8.6	11.81	73	18h	-3.23	
	6.7	8.6	11.84	72	18h15	-3.26	
	6.7	8.6	11.84	73	18h30	-3.20	
	6.8	8.7	11.81	74	18h45	-3.11	
	6.8	8.9	11.81	75	19h	-2.93	
	6.8	9.0	11.81	76	19h15	-2.81	
	6.8	8.9	11.81	76	19h30	-2.87	
	6.8	9.3	11.81	79	19h45	-2.51	
	6.7	9.1	11.84	76	20h	-2.78	
	6.7	8.8	11.84	74	20h15	-3.08	
	6.6	8.9	11.87	75	20h30	-2.93	
	6.6	8.9	11.87	75	20h45	-2.99	
	6.6	8.8	11.87	74	21h	-3.05	
	6.7	9.1	11.84	76	21h15	-2.78	
	6.6	8.6	11.87	72	21h30	-3.29	
	6.7	9.4	11.84	79	21h45	-2.48	
	6.6	9.5	11.87	80	22h	-2.33	
	6.7	8.9	11.84	75	22h15	-2.96	
	6.7	8.8	11.84	74	22h30	-3.02	
	6.6	8.9	11.87	75	22h45	-2.99	
	6.7	8.8	11.84	74	23h	-3.08	
	6.7	8.8	11.84	74	23h15	-3.08	
	6.6	9.0	11.87	76	23h30	-2.87	
	6.7	9.2	11.84	78	23h45	-2.66	
	20/3/92	6.7	9.5	11.84	80	0h	-2.36
6.6		9.8	11.87	82	0h15	-2.09	
6.7		9.7	11.84	82	0h30	-2.18	
6.7		9.8	11.84	83	0h45	-2.00	
6.7		9.8	11.84	83	1h	-2.00	
6.6		9.7	11.87	82	1h15	-2.15	
6.7		9.7	11.84	82	1h30	-2.18	
6.7		9.7	11.84	82	1h45	-2.18	
6.7		9.6	11.84	81	2h	-2.24	
6.7		9.8	11.84	83	2h15	-2.06	
6.7		9.7	11.84	82	2h30	-2.18	
6.6		9.6	11.87	81	2h45	-2.27	
6.6		9.7	11.87	81	3h	-2.21	
6.6		9.7	11.87	81	3h15	-2.21	
6.6		9.7	11.87	81	3h30	-2.21	
6.7		9.7	11.84	82	3h45	-2.18	
6.6		9.7	11.87	81	4h	-2.21	
6.6		9.7	11.87	82	4h15	-2.15	
6.7		9.8	11.84	83	4h30	-2.00	
6.7		9.8	11.84	83	4h45	-2.06	
6.6		9.9	11.87	83	5h	-1.97	
6.6		9.8	11.87	83	5h15	-2.03	
6.6		9.8	11.87	83	5h30	-2.03	
6.6		10.0	11.87	84	5h45	-1.91	
6.7		9.9	11.84	84	6h	-1.94	
6.7		9.8	11.84	83	6h15	-2.00	
6.7		9.8	11.84	83	6h30	-2.00	
6.6		9.8	11.87	83	6h45	-2.03	
6.7		9.8	11.84	83	7h	-2.00	
6.6		9.9	11.87	83	7h15	-1.97	
6.7		9.8	11.84	83	7h30	-2.00	
6.7		9.8	11.84	83	7h45	-2.00	
6.7		10.0	11.84	84	8h	-1.88	
6.7		9.8	11.84	83	8h15	-2.00	
6.7		10.0	11.84	84	8h30	-1.88	
6.6		9.9	11.87	83	8h45	-1.97	
6.5		9.8	11.90	82	9h	-2.12	
6.6		10.0	11.87	84	9h15	-1.85	
6.5		10.0	11.90	84	9h30	-1.94	
6.6		9.8	11.87	83	9h45	-2.03	
6.6		10.0	11.87	84	10h	-1.85	

Annexe 6 page 2

	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH	
<i>cages 11/6/92</i>	20.2	7.7	8.80	88	12h	-1.08	8.40	
	20.2	9.9	8.80	112	12h15	1.10	8.41	
	20.3	9.8	8.79	112	12h30	1.02	8.43	
	20.3	9.8	8.79	112	12h45	1.02	8.40	
	20.4	9.8	8.77	112	13h	1.03	8.40	
	20.4	10.1	8.77	115	13h15	1.33	8.40	
	20.4	8.0	8.77	91	13h30	-0.75	8.43	
	20.5	10.8	8.75	123	13h45	2.04	8.43	
	20.4	9.6	8.77	110	14h	0.83	8.44	
	20.4	9.7	8.77	111	14h15	0.93	8.43	
	20.6	11.6	8.74	133	14h30	2.85	8.41	
	20.6	10.0	8.74	114	14h45	1.26	8.40	
	20.8	11.4	8.71	131	15h	2.68	8.40	
	20.8	10.9	8.71	125	15h15	2.18	8.39	
	21	11.5	8.67	132	15h30	2.81	8.43	
	21.1	10.0	8.66	115	15h45	1.34	8.46	
	21.1	10.9	8.66	126	16h	2.23	8.46	
	21.2	11.3	8.64	131	16h15	2.64	8.43	
	21.1	11.5	8.66	133	16h30	2.83	8.44	
	21.3	11.3	8.63	131	16h45	2.66	8.46	
	21.4	8.7	8.61	101	17h	0.10	8.47	
	21.3	11.3	8.63	131	17h15	2.66	8.44	
	21.2	11.3	8.64	131	17h30	2.64	8.40	
	21.2	8.8	8.64	102	17h45	0.17	8.47	
	21.1	8.8	8.66	102	18h	0.15	8.47	
	21.3	10.2	8.63	118	18h15	1.57	8.47	
	21.4	10.1	8.61	117	18h30	1.49	8.48	
	21.2	10.2	8.64	118	18h45	1.55	8.48	
	21.5	8.5	8.60	99	19h	-0.08	8.48	
	21.4	9.6	8.61	112	19h15	0.99	8.48	
	21.3	11.2	8.63	130	19h30	2.56	8.47	
	21.4	9.6	8.61	112	19h45	0.99	8.46	
	21.4	8.8	8.61	102	20h	0.20	8.46	
	21.3	6.3	8.63	73	20h15	-2.29	8.48	
	21.2	10.7	8.64	124	20h30	2.05	8.48	
	21.4	5.9	8.61	69	20h45	-2.67	8.43	
	21.3	9.0	8.63	104	21h	0.38	8.43	
	21.3	9.8	8.63	114	21h15	1.17	8.43	
	21.3	10.8	8.63	125	21h30	2.16	8.47	
	21.1	11.5	8.66	133	21h45	2.83	8.50	
	21.1	11.4	8.66	131	22h	2.73	8.46	
	20.9	11.2	8.69	129	22h15	2.50	8.40	
	20.9	11.3	8.69	130	22h30	2.60	8.40	
	20.9	10.6	8.69	122	22h45	1.90	8.43	
	20.9	10.6	8.69	122	23h	1.90	8.40	
	20.9	10.6	8.69	122	23h15	1.90	8.40	
	20.9	10.9	8.69	125	23h30	2.20	8.40	
	20.9	10.6	8.69	122	23h45	1.90	8.39	
<i>12/6/92</i>	21	11.0	8.67	127	0h	2.31	8.40	
	20.8	10.7	8.71	123	0h15	1.99	8.40	
	20.8	8.5	8.71	98	0h30	-0.19	8.40	
	20.6	10.1	8.74	116	0h45	1.36	8.40	
	20.7	10.3	8.72	118	1h	1.57	8.40	
	20.8	9.7	8.71	111	1h15	1.00	8.39	
	20.7	9.0	8.72	103	1h30	0.29	8.40	
	20.7	10.0	8.72	115	1h45	1.28	8.40	
	20.7	10.2	8.72	117	2h	1.48	8.40	
	20.7	9.5	8.72	109	2h15	0.78	8.40	
	20.7	6.2	8.72	72	2h30	-2.48	8.40	
	20.7	9.5	8.72	109	2h45	0.78	8.33	
	20.7	9.0	8.72	103	3h	0.29	8.40	
	20.7	6.2	8.72	72	3h15	-2.48	8.40	
	20.6	8.9	8.74	102	3h30	0.17	8.36	
	20.6	8.6	8.74	99	3h45	-0.12	8.36	
	20.7	6.2	8.72	72	4h	-2.48	8.33	
	20.7	6.2	8.72	72	4h15	-2.48	8.33	
	20.6	7.9	8.74	91	4h30	-0.82	8.34	
	20.5	5.4	8.75	62	4h45	-3.31	8.34	
	20.6	7.1	8.74	82	5h	-1.61	8.33	
	20.5	8.3	8.75	95	5h15	-0.44	8.34	
	20.4	6.6	8.77	76	5h30	-2.14	8.30	
	20.4	5.8	8.77	67	5h45	-2.93	8.30	
	20.4	5.8	8.77	67	6h	-2.93	8.30	
	20.3	6.0	8.79	69	6h15	-2.75	8.29	
	20.3	6.2	8.79	71	6h30	-2.55	8.25	
	20.4	6.4	8.77	73	6h45	-2.33	8.23	
	20.3	7.6	8.79	87	7h	-1.16	8.29	
	20.4	7.2	8.77	82	7h15	-1.54	8.32	
	20.4	7.4	8.77	85	7h30	-1.34	8.27	
	20.4	6.2	8.77	71	7h45	-2.53	8.27	
	20.4	7.2	8.77	82	8h	-1.54	8.26	
	20.4	8.8	8.77	100	8h15	0.04	8.27	
	20.5	8.6	8.75	98	8h30	-0.14	8.30	
	20.4	8.7	8.79	99	8h45	-0.07	8.36	
	<i>12/06/92</i>	20.4	8.3	8.77	95	9h	-0.45	8.29
		20.5	7.9	8.75	90	9h15	-0.83	8.33
		20.4	8.0	8.77	91	9h30	-0.75	8.30
		20.3	7.3	8.79	83	9h45	-1.46	8.36
		20.3	7.5	8.79	86	10h	-1.26	8.34
		20.4	7.4	8.77	85	10h15	-1.34	8.34
		20.4	8.3	8.77	95	10h30	-0.45	8.34
		20.5	8.1	8.75	93	10h45	-0.64	8.36
		20.5	8.3	8.75	95	11h	-0.44	8.37
		20.5	7.8	8.75	89	11h15	-0.93	8.36
		20.5	8.7	8.75	100	11h30	-0.04	8.34
		20.5	8.5	8.75	97	11h45	-0.24	8.36
20.5		7.6	8.75	87	12h	-1.13	8.39	
20.5		9.2	8.75	105	12h15	0.45	8.40	
20.6		8.0	8.74	92	12h30	-0.72	8.36	
20.5		8.0	8.75	92	12h45	-0.73	8.36	
20.6		7.9	8.74	91	13h	-0.82	8.34	
20.5		8.9	8.75	102	13h15	0.16	8.34	
20.6		9.0	8.74	103	13h30	0.27	8.34	

	Temp (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH
<i>12/06/92</i>	20.6	9.6	8.74	110	13h45	0.87	8.39
	20.5	5.6	8.75	64	14h	-3.11	8.40
	20.6	6.1	8.74	70	14h15	-2.60	8.40
<i>Cages 6/7/92</i>	21.3	5.5	8.63	64	14h	-3.11	8.53
	21.3	5.6	8.63	65	14h15	-2.99	8.55
	21.4	5.6	8.61	65	14h30	-3.03	8.55
	21.3	5.5	8.63	64	14h45	-3.11	8.54
	21.3	5.3	8.63	62	15h	-3.29	8.54
	21.1	5.8	8.66	67	15h15	-2.90	8.57
	21.4	5.5	8.61	64	15h30	-3.09	8.55
	21.1	5.8	8.66	67	15h45	-2.90	8.55
	21.4	5.9	8.61	69	16h	-2.67	8.58
	21.4	5.8	8.61	68	16h15	-2.79	8.57
	21.3	5.9	8.63	69	16h30	-2.69	8.57
	21.3	5.5	8.63	64	16h45	-3.11	8.58
	21.2	5.4	8.64	62	17h	-3.24	8.58
	21.2	5.4	8.64	62	17h15	-3.24	8.57
	21.2	5.7	8.64	66	17h30	-2.94	8.55
	21.1	5.3	8.66	61	17h45	-3.38	8.57
	21.2	5.3	8.64	62	18h	-3.30	8.57
	21.2	5.5	8.64	64	18h15	-3.12	8.57
	21.2	5.6	8.64	65	18h30	-3.00	8.57
	21.3	5.6	8.63	65	18h45	-2.99	8.57
	21.3	5.8	8.63	67	19h	-2.87	8.55
	21.1	5.6	8.66	65	19h15	-3.02	8.58
	21.1	5.6	8.67	65	19h30	-3.03	8.53
	21.1	5.9	8.66	68	19h45	-2.78	8.55
	21	5.6	8.67	65	20h	-3.03	8.50
	21	5.5	8.67	63	20h15	-3.21	8.47
	21.1	5.8	8.66	67	20h30	-2.90	8.48
	21	5.5	8.67	64	20h45	-3.15	8.46
	21.1	5.6	8.66	65	21h	-3.02	8.40
	21	5.5	8.67	63	21h15	-3.21	8.43
	21.1	5.4	8.66	62	21h30	-3.26	8.36
	21	5.5	8.67	64	21h45	-3.15	8.36
	21.1	5.6	8.66	64	22h	-3.08	8.36
	21.1	5.2	8.66	60	22h15	-3.50	8.29
	21.1	5.3	8.66	62	22h30	-3.32	8.27
	21.1	5.3	8.66	62	22h45	-3.32	8.25
	21	5.3	8.67	61	23h	-3.39	8.22
	20.9	5.3	8.69	61	23h15	-3.41	8.18
	20.9	5.2	8.69	60	23h30	-3.47	8.18
	20.9	5.2	8.69	59	23h45	-3.53	8.18
	21	4.9	8.67	57	0h	-3.75	8.15
	21	4.9	8.67	56	0h15	-3.81	8.16
	20.9	4.6	8.69	52	0h30	-4.13	8.18
	20.9	4.4	8.69	51	0h45	-4.25	8.19
	21	4.3	8.67	50	1h	-4.35	8.15
	21	3.8	8.67	44	1h15	-4.89	8.15
	21	4.1	8.67	47	1h30	-4.59	8.16
	20.9	4.3	8.69	49	1h45	-4.43	8.15
20.9	4.5	8.69	52	2h	-4.19	8.16	
20.9	4.2	8.69	48	2h15	-4.49	8.15	
20.8	4.2	8.71	48	2h30	-4.51	8.12	
20.8	4.0	8.71	45	2h45	-4.75	8.11	
20.8	4.2	8.71	48	3h	-4.51	8.12	
20.7	4.5	8.72	52	3h15	-4.22	8.15	
20.8	3.6	8.71	41	3h30	-5.11	8.12	
20.8	3.7	8.71	43	3h45	-4.99	8.12	
20.8	3.5	8.71	41	4h	-5.17	8.11	
20.8	4.0	8.71	45	4h15	-4.75	8.11	
20.8	3.6	8.71	41	4h30	-5.11	8.11	
20.7	4.1	8.72	47	4h45	-4.58	8.12	
20.6	4.3	8.74	49	5h	-4.48	8.09	
20.7	4.3	8.72	50	5h15	-4.40	8.13	
20.7	4.3	8.72	50	5h30	-4.40	8.12	
20.6	4.4	8.74	51	5h45	-4.30	8.09	
20.6	3.9	8.74	45	6h	-4.84	8.08	
20.6	4.2	8.74	48	6h15	-4.54	8.09	
20.5	4.0	8.75	46	6h30	-4.73	8.09	
20.5	3.6	8.75	41	6h45	-5.15	8.02	
20.4	4.3	8.77	49	7h	-4.45	8.12	
20.5	4.6	8.75	53	7h15	-4.13	8.12	
20.4	4.3	8.77	49	7h30	-4.45	8.11	
20.5	3.6	8.75	41	7h45	-5.15	8.08	
20.5	3.7	8.75	42	8h	-5.09	8.08	
20.5	4.4	8.75	50	8h15	-4.37	8.11	
20.4	4.1	8.77	47	8h30	-4.69	8.06	
20.4	4.0	8.77	45	8h45	-4.81	8.05	
20.4	3.9	8.77					

Annexe 6 page 3

	Temp (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH
CAGES	20.4	5.0	8.77	57	14h15	-3.79	8.16
7107192	20.4	4.8	8.77	55	14h30	-3.97	8.16
	20.4	4.7	8.77	54	14h45	-4.03	8.09
	20.4	4.8	8.77	55	15h	-3.97	8.09
	20.4	4.7	8.77	54	15h15	-4.03	8.06
	20.5	4.9	8.75	56	15h30	-3.89	8.11
	20.4	4.9	8.77	55	15h45	-3.91	8.11
	20.3	4.7	8.79	54	16h	-4.05	8.09
	20.4	4.8	8.77	55	16h15	-3.97	8.09
	20.4	4.7	8.77	54	16h30	-4.03	8.09
	20.4	4.6	8.77	53	16h45	-4.15	8.09
	20.5	4.9	8.75	56	17h	-3.83	8.11
	20.5	4.8	8.75	55	17h15	-3.95	8.08
	20.5	4.7	8.75	53	17h30	-4.07	8.08
	20.5	5.0	8.75	58	17h45	-3.71	8.12
	20.6	4.9	8.74	56	18h	-3.88	8.08
	20.6	4.5	8.74	52	18h15	-4.24	8.06
	20.5	4.7	8.75	54	18h30	-4.01	8.08
	20.3	4.6	8.79	52	18h45	-4.23	8.08
	20.3	4.5	8.79	51	19h	-4.29	8.09
	20.4	4.6	8.77	52	19h15	-4.21	8.09
	20.5	4.5	8.75	51	19h30	-4.25	8.08
	20.4	4.4	8.77	51	19h45	-4.33	8.08
	20.4	4.9	8.77	55	20h	-3.91	8.08
	20.4	4.7	8.77	54	20h15	-4.03	8.06
	20.5	5.0	8.75	57	20h30	-3.77	8.08
	20.4	4.6	8.77	52	20h45	-4.21	8.06
	20.4	4.7	8.77	54	21h	-4.03	8.09
	20.5	4.9	8.75	56	21h15	-3.89	8.09
	20.6	4.7	8.74	54	21h30	-4.06	8.05
	20.5	4.6	8.75	53	21h45	-4.13	8.05
	20.5	4.7	8.75	53	22h	-4.07	8.06
	20.4	4.7	8.77	54	22h15	-4.03	8.09
	20.4	4.5	8.77	51	22h30	-4.27	8.04
	20.5	4.3	8.75	49	22h45	-4.49	7.99
	20.4	4.6	8.77	52	23h	-4.21	8.01
	20.4	4.4	8.77	50	23h15	-4.39	8.02
	20.4	4.2	8.77	48	23h30	-4.57	7.98
	20.3	4.5	8.79	51	23h45	-4.29	8.02
817192	20.2	4.1	8.80	46	0h	-4.72	8.01
	20.2	4.3	8.80	49	0h15	-4.48	8.02
	20.2	4.3	8.80	49	0h30	-4.48	8.01
	20.1	4.3	8.82	48	0h45	-4.56	8.01
	20.3	4.4	8.79	50	1h	-4.41	8.01
	20.2	4.5	8.80	51	1h15	-4.30	8.02
	20.3	4.0	8.79	45	1h30	-4.83	7.97
	20.3	4.1	8.79	46	1h45	-4.71	7.98
	20.3	4.4	8.79	50	2h	-4.41	8.01
	20.4	4.0	8.77	45	2h15	-4.81	7.99
	20.2	4.1	8.80	46	2h30	-4.72	7.99
	20.2	4.4	8.80	50	2h45	-4.42	8.01
	20.2	4.1	8.80	46	3h	-4.72	8.01
	20.2	4.1	8.80	46	3h15	-4.72	7.97
	20.2	4.0	8.80	45	3h30	-4.84	7.99
	20.2	3.8	8.80	43	3h45	-5.02	7.95
	20.2	3.7	8.80	42	4h	-5.08	7.94
	20.2	4.0	8.80	45	4h15	-4.84	7.95
	20.1	3.6	8.82	41	4h30	-5.22	7.91
	20.1	3.8	8.82	43	4h45	-5.04	7.94
	20.1	4.1	8.82	46	5h	-4.74	7.97
	20.1	4.0	8.82	46	5h15	-4.80	7.95
	20.1	4.0	8.82	45	5h30	-4.86	7.95
	20	4.0	8.83	46	5h45	-4.81	7.98
	20	3.6	8.83	41	6h	-5.23	7.94
	19.9	4.0	8.85	45	6h15	-4.83	7.94
	19.9	3.9	8.85	44	6h30	-4.95	7.95
	19.9	4.0	8.85	45	6h45	-4.89	8.01
	19.9	4.1	8.85	46	7h	-4.77	7.97
	20	4.0	8.83	46	7h15	-4.81	7.98
	20.1	4.2	8.82	48	7h30	-4.62	8.01
	20.1	4.0	8.82	46	7h45	-4.80	7.99
	20	4.1	8.83	47	8h	-4.69	8.05
	20	4.0	8.83	46	8h15	-4.81	8.01
	20	4.0	8.83	46	8h30	-4.81	8.01
	20.1	4.0	8.82	46	8h45	-4.80	8.04
	20.1	3.8	8.82	44	9h	-4.98	7.98
	20	3.8	8.83	43	9h15	-5.05	8.01
	20	4.1	8.83	46	9h30	-4.75	8.05
	20.2	4.1	8.80	46	9h45	-4.72	8.04
	20.3	4.1	8.79	47	10h	-4.65	8.04
	20.2	3.9	8.80	44	10h15	-4.90	8.04
	20.3	4.0	8.79	46	10h30	-4.77	8.05
	20.2	3.9	8.80	44	10h45	-4.90	7.98
	20.2	4.2	8.80	48	11h	-4.60	8.04
	20.1	4.8	8.82	54	11h15	-4.02	8.06
	20.2	4.9	8.80	56	11h30	-3.88	8.06
	20.3	4.9	8.79	55	11h45	-3.93	8.06
	20.2	4.9	8.80	55	12h	-3.94	8.05
	20.3	4.7	8.79	54	12h15	-4.05	8.04
	20.3	4.9	8.79	55	12h30	-3.93	8.06
	20.4	5.0	8.77	57	12h45	-3.79	8.08
	20.5	4.5	8.75	51	13h	-4.25	8.04
	20.5	4.6	8.75	52	13h15	-4.19	8.05
	20.7	4.6	8.72	53	13h30	-4.10	8.05
	20.1	8.0	8.82	90	13h45	-0.84	7.24

	Temp (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH
Cages	24	7.1	8.23	86	14h	-1.15	8.62
518192	24.2	7.1	8.21	86	14h15	-1.13	8.61
	25.1	9.8	8.09	121	14h30	1.69	8.78
	25.1	10.7	8.09	132	14h45	2.59	8.88
	25.1	9.3	8.09	115	15h	1.21	8.75
	24.8	9.2	8.13	113	15h15	1.05	8.76
	24.5	8.5	8.17	104	15h30	0.35	8.74
	24.3	8.5	8.19	103	15h45	0.27	8.74
	24.3	8.1	8.19	99	16h	-0.09	8.67
	24.3	8.0	8.19	97	16h15	-0.21	8.68
	24.2	7.6	8.21	93	16h30	-0.59	8.61
	24.3	7.1	8.19	87	16h45	-1.05	8.60
	24	6.0	8.23	73	17h	-2.23	8.51
	24	5.2	8.23	63	17h15	-3.01	8.43
	24	5.3	8.23	65	17h30	-2.89	8.44
	23.8	4.6	8.26	56	17h45	-3.64	8.36
	23.9	5.0	8.25	61	18h	-3.21	8.41
	23.9	4.9	8.25	59	18h15	-3.39	8.40
	23.9	5.3	8.25	65	18h30	-2.91	8.40
	24	5.4	8.23	66	18h45	-2.83	8.44
	23.9	5.8	8.25	71	19h	-2.43	8.44
	24	5.4	8.23	66	19h15	-2.83	8.41
	23.9	5.3	8.25	65	19h30	-2.91	8.48
	24.1	5.3	8.22	65	19h45	-2.88	8.48
	24	5.6	8.23	69	20h	-2.59	8.53
	24	6.1	8.23	74	20h15	-2.11	8.57
	24	6.6	8.23	80	20h30	-1.63	8.54
	24.1	6.5	8.22	79	20h45	-1.74	8.61
	24.2	6.7	8.21	82	21h	-1.49	8.58
	24.2	7.4	8.21	90	21h15	-0.83	8.68
	24.4	7.6	8.18	92	21h30	-0.62	8.76
	24.5	8.9	8.17	109	21h45	0.77	8.78
	24.5	10.4	8.17	128	22h	2.27	8.78
	24.5	10.6	8.17	129	22h15	2.39	8.69
	24.3	10.6	8.19	129	22h30	2.37	8.64
	24.2	9.5	8.21	116	22h45	1.27	8.58
	24	7.7	8.23	93	23h	-0.55	8.60
	24.1	7.7	8.22	93	23h15	-0.54	8.64
	24.1	7.7	8.22	93	23h30	-0.54	8.65
	24	8.2	8.23	99	23h45	-0.07	8.61
618192	24	8.0	8.23	98	0h	-0.19	8.62
	24	7.2	8.23	87	0h15	-1.03	8.61
	24	7.2	8.23	87	0h30	-1.03	8.61
	23.9	7.9	8.25	95	0h45	-0.39	8.58
	24	8.1	8.23	98	1h	-0.13	8.62
	24.1	8.0	8.22	97	1h15	-0.24	8.64
	24.2	7.8	8.21	95	1h30	-0.41	8.58
	24	7.9	8.23	96	1h45	-0.31	8.60
	24.3	7.6	8.19	92	2h	-0.63	8.60
	24	8.2	8.23	99	2h15	-0.07	8.55
	24	7.4	8.23	90	2h30	-0.79	8.60
	24.1	7.8	8.22	95	2h45	-0.42	8.60
	24.1	7.5	8.22	91	3h	-0.72	8.57
	24	5.5	8.23	66	3h15	-2.77	8.57
	24	5.8	8.23	70	3h30	-2.47	8.61
	24	7.0	8.23	85	3h45	-1.27	8.57
	24	5.6	8.23	68	4h	-2.65	8.58
	24	6.8	8.23	82	4h15	-1.45	8.61
	24.1	6.0	8.22	73	4h30	-2.22	8.61
	24	5.6	8.23	68	4h45	-2.65	8.55
	24.1	5.6	8.22	68	5h	-2.64	8.55
	24.1	5.1	8.22	62	5h15	-3.12	8.58
	24.1	6.3	8.22	77	5h30	-1.92	8.64
	24	5.8	8.23	70	5h45	-2.47	8.62
	24	7.3	8.23	88	6h	-0.97	8.62
	24	6.1	8.23	74	6h15	-2.17	8.57
	24.2	6.8	8.21	83	6h30	-1.43	8.57
	24.2	7.8	8.21	95	6h45	-0.41	8.64
	24.2	5.1	8.21	62	7h	-3.11	8.68
	24.2	4.9	8.21	59	7h15	-3.35	8.64
	24.1	7.6	8.22	93	7h30	-0.60	8.65
	24.1	7.1	8.22	86	7h45	-1.14	8.67
	24	6.5	8.23	79	8h	-1.75	8.68
	24	6.5	8.23	79	8h15	-1.75	8.64
	24.1	6.1	8.22	74	8h30	-2.10	8.64
	24.1	6.2	8.22	76	8h45	-1.98	8.60
	24	6.2	8.23	75	9h	-2.05	8.64
	24.1	7.3	8.22	89	9h15	-0.90	8.67
	24.2	7.3	8.21	89	9h30	-0.89	8.68
	24.1	6.4	8.22	77	9h45	-1.86	

Annexe 6 page 4

	Temp (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	Heure	écart O2	pH	
CAGES 6/0/0/92	24.2	6.5	8.21	79	13h45	-1.73	8,61	
	24.2	6.4	8.21	78	14h	-1.85	8,61	
	24.4	6.4	8.18	78	14h15	-1.82	8,61	
	24.3	6.3	8.19	77	14h30	-1.89	8,58	
	24.6	5.6	8.15	68	14h45	-2.57	8,55	
	24.4	7.3	8.18	90	15h	-0.86	8,68	
	24.5	6.8	8.17	84	15h15	-1.33	8,68	
	24.4	6.8	8.18	84	15h30	-1.34	8,71	
	24.3	7.0	8.19	85	15h45	-1.23	8,71	
	24.3	5.8	8.19	70	16h	-2.43	8,69	
	24.3	5.8	8.19	71	16h15	-2.37	8,67	
	24.3	5.6	8.19	69	16h30	-2.55	8,61	
	24.3	5.5	8.19	67	16h45	-2.67	8,61	
	24.3	6.1	8.19	75	17h	-2.07	8,61	
	24.3	6.1	8.19	75	17h15	-2.07	8,55	
	24.3	5.6	8.19	69	17h30	-2.55	8,57	
	24.3	6.2	8.19	75	17h45	-2.01	8,62	
	24.4	4.9	8.18	60	18h	-3.26	8,62	
	24.3	6.4	8.19	78	18h15	-1.77	8,55	
	24.3	5.8	8.19	70	18h30	-2.43	8,55	
	24.5	7.3	8.17	89	18h45	-0.91	8,58	
	24.3	5.4	8.19	66	19h	-2.79	8,58	
	24.1	5.1	8.22	62	19h15	-3.12	8,61	
	24.2	5.7	8.21	69	19h30	-2.51	8,40	
	24.1	5.2	8.22	64	19h45	-3.00	9,24	
	24.1	5.2	8.22	64	20h	-3.00	9,10	
	24.2	4.9	8.21	60	20h15	-3.29	9,24	
	24.1	5.2	8.22	63	20h30	-3.06	9,66	
	24	5.0	8.23	60	20h45	-3.25	9,80	
	24	5.1	8.23	62	21h	-3.13	9,24	
	24.2	5.0	8.21	61	21h15	-3.17	9,24	
	24.1	5.2	8.22	64	21h30	-3.00	9,24	
	24	5.3	8.23	65	21h45	-2.89	9,80	
	24	5.2	8.23	63	22h	-3.01	9,24	
	24.3	5.0	8.19	62	22h15	-3.15	9,10	
	24.1	5.0	8.22	61	22h30	-3.24	8,96	
	24.1	4.9	8.22	60	22h45	-3.30	8,40	
	24	4.9	8.23	60	23h	-3.31	8,40	
	24.1	5.3	8.22	65	23h15	-2.88	8,40	
	24.1	4.9	8.22	60	23h30	-3.30	8,40	
	24.1	5.2	8.22	64	23h45	-3.00	8,40	
	7/8/92	24	5.0	8.23	61	0h	-3.19	8,54
24		5.9	8.23	72	0h15	-2.29	8,54	
24		5.5	8.23	67	0h30	-2.71	8,55	
24		5.5	8.23	67	0h45	-2.71	8,55	
23.9		5.5	8.25	67	1h	-2.73	8,46	
24		5.5	8.23	67	1h15	-2.71	7,94	
24		5.6	8.23	68	1h30	-2.65	8,15	
24		5.5	8.23	66	1h45	-2.77	8,22	
24		5.7	8.23	69	2h	-2.53	8,23	
24		5.4	8.23	66	2h15	-2.83	8,18	
24		5.1	8.23	62	2h30	-3.13	8,23	
24		5.3	8.23	65	2h45	-2.89	8,19	
24.1		5.7	8.22	69	3h	-2.52	8,16	
24		5.6	8.23	68	3h15	-2.65	8,19	
24		5.9	8.23	71	3h30	-2.35	8,15	
24		5.9	8.23	72	3h45	-2.29	8,11	
24		5.9	8.23	72	4h	-2.29	8,16	
24		6.0	8.23	73	4h15	-2.23	8,12	
24		6.0	8.23	73	4h30	-2.23	8,09	
24		5.5	8.23	67	4h45	-2.71	8,16	
24		5.5	8.23	67	5h	-2.71	8,06	
24		5.5	8.23	66	5h15	-2.77	8,06	
24.1		5.3	8.22	65	5h30	-2.88	8,05	
23.5		5.3	8.30	64	5h45	-2.96	8,11	
24		5.2	8.23	63	6h	-3.01	8,43	
24.1		5.1	8.22	62	6h15	-3.12	8,40	
24		5.2	8.23	63	6h30	-3.01	8,40	
24		5.0	8.23	60	6h45	-3.25	8,40	
24		5.2	8.23	63	7h	-3.01	8,40	
7/8/93		24	5.0	8.23	61	7h15	-3.19	8,40
		24	5.0	8.23	60	7h30	-3.25	8,40
		24	5.0	8.23	60	7h45	-3.25	8,40
		24.1	5.3	8.22	65	8h	-2.88	8,37
		24	5.2	8.23	63	8h15	-3.07	8,41
		24.1	5.2	8.22	64	8h30	-3.00	8,40
		24	5.6	8.23	69	8h45	-2.59	8,43
		24	6.0	8.23	73	9h	-2.23	8,41
		24	5.0	8.23	61	9h15	-3.19	8,39
		24	4.7	8.23	58	9h30	-3.49	8,47
		24	6.2	8.23	75	9h45	-2.05	8,39
		24	6.4	8.23	77	10h	-1.87	8,50
		24	6.6	8.23	80	10h15	-1.63	8,48
	24	5.6	8.23	69	10h30	-2.59	7,49	
	24	8.1	8.23	98	10h45	-0.13	8,27	
	24.1	6.1	8.22	74	11h	-2.10	8,48	
	24.1	6.3	8.22	77	11h15	-1.92	8,57	
	24.1	6.2	8.22	76	11h30	-1.98	8,64	
	24.2	6.2	8.21	75	11h45	-2.03	8,55	
	24	6.2	8.23	76	12h	-1.99	8,58	
	24.1	6.1	8.22	74	12h15	-2.16	8,46	
	24.2	6.2	8.21	76	12h30	-1.97	8,50	
	24.1	6.3	8.22	77	12h45	-1.92	8,44	
	24.1	6.2	8.22	76	13h	-1.98	8,43	
	24.1	6.2	8.22	75	13h15	-2.04	8,40	
	24.2	6.2	8.21	76	13h30	-1.97	8,43	
	24.3	6.2	8.19	75	13h45	-2.01	8,40	

Annexe 7

Écarts de température (étang de Lindre et retenue du Mirgenbach)

Étang de Lindre (5 stations : cages, témoin, 1, 2 et 3)

Dates	Météorologie°	Agitation°° Eau	Température Air (°C)	ΔT Surface (°C) entre stations	ΔT Fond (°C) entre stations	Amplitude verticale (°C) maxi à une station	Stations
24/04/92	0	0	-	0,6	0,3	1,2	1 et 2
04/05/92	0	1	-	0,3	0,4	0,2	témoin et 1
26/05/92	0	0	21,5	0,6	1,6	3,6	2 et 3
10/06/92	0	0	-	1,2	0,5	1,2	1 et 3
23/06/92	0	1	-	0,5	0,7	0,6	1
06/07/92	2	1	-	0,2	0,2	-0,4	2
27/07/92	0	2	23,8	0,2	3	3,0	2
07/08/92	0	0	20	1	0,7	1,2	2
24/08/92	2	2	17,4	0,8	0,6	0,4	3
14/09/92	2	1	14,3	0,5	0,5	0,3	témoin
28/09/92	2	2	13,3	0,5	0,5	0,3	cages
13/10/92	0	0	14,5	1,5	1,6	0,2	cages

° 0 = Soleil, 1 = Couvert, 2 = Pluie.

°° 0 = Nulle, 1 = Légère, 2 = Forte.

Retenue du Mirgenbach (3 stations : 2, 3 et 4)

Dates	Δ Fond (°C)	Δ Surface (°C)
26/04/90	0,2	0,5
22/05/90	0,1	0,5
26/06/90	0,1	0,1
28/07/90	0,3	0,2
29/08/90	0,1	0,4
27/09/90	0,2	0,1
24/10/90	0,1	0,1
25/01/91	0,4	0
14/02/91	0,7	0
14/03/91	0,5	0,1
10/04/91	0,2	0
8/05/91	0,4	0,1
6/06/91	0,4	0,2
4/07/91	0,4	0,5
15/08/91	0,1	0
12/09/91	0,4	0,1
9/10/91	0,3	0
5/11/91	0,2	0,2
12/12/91	1,1	0
minimum	0,1	0
maximum	1,1	0,5

Annexe 8

Valeurs de pH relevées à l'étang de Lindre en 1991 et 1992.

Station	Prof.	Cages	Témoïn 1	Station 1	Station 2	Station 3
12/07/91	Surface	9,6	9,7			
	0,5m	9,8	9,7			
	1m	9,7	9,7			
	1,5m	9,7	9,4			
	2m	9,7	9,5			
	2,5m	9,6				
29/10/91	Surface	8,5	8,6			
	0,5m					
	1m					
	1,5m	8,6	8,6			
	2m					
	2,5m	8,6	8,6			
	3m					
26/2/92	Surface	8,62	8,65			
	0,5m	8,62	8,62			
	1m	8,60	8,64			
	1,5m	8,59	8,63			
	2m	8,59	8,60			
	2,5m	8,59	8,60			
9/3/92	Surface	9,16	9,16			
	0,5m	9,10	9,13			
	1m	9,15	9,18			
	1,5m	9,15	9,16			
	2m	9,10	9,16			
	2,5m	9,06	9,12			
	3m					
	3,4m fond					
24/4/92	Surface	7,95	8,13			
	0,5m					
	1m	8,09	8,14			
	1,5m			8,12		
	2m	8,08	8,14		8,20	8,17
	2,5m					
	3m					
	3,5m fond					
4/5/92	Surface	8,17	8,13			
	0,5m					
	1m	8,18	8,14			
	1,5m			8,31		8,19
	2m	8,17	8,25		8,70	
	2,5m					
	3m					
	3,2m fond					
26/5/92	Surface	8,69	8,81			
	0,5m					
	1m	8,67	8,77			
	1,5m			8,67		8,84
	2m	8,57	8,04		8,75	
	2,5m					
	2,7m fond					
10/6/92	Surface	8,43	8,43	8,91	8,40	8,47
	0,5m	8,42	8,41	8,87	8,40	8,46
	1m	8,40	8,41	8,84	8,40	8,45
	1,5m	8,40	8,42	8,58	8,39	8,42
	2m	8,39	8,40	8,47	8,40	8,41
	2,5m	8,39	8,40	8,28	8,41	8,40
	3m	8,34	8,32	8,15	8,40	8,40
	3,2m	7,91	8,28	7,83	8,40	8,38
	4m				8,36	7,95
	4,5m				7,87	7,70

Station	Prof.	Cages	Témoïn 1	Station 1	Station 2	Station 3
23/6/92	Surface	8,18	8,22			
	0,5m					
	1m	8,21	8,23			
	1,5m			8,59		
	2m	8,25	8,23		8,25	8,27
	2,5m					
	3m					
6/7/92	Surface	8,20	8,33	8,30	8,36	8,20
	0,5m	8,21	8,30	8,30	8,33	8,20
	1m	8,22	8,31	8,29	8,33	8,21
	1,5m	8,21	8,31	8,29	8,33	8,22
	2m	8,24	8,30	8,29	8,33	8,21
	2,5m	8,27	8,31	8,27	8,33	8,21
	3m	8,22	8,28	8,26	8,33	8,21
	3,5m	8,19		7,69	8,33	8,20
	4m	8,03			8,32	8,19
		4,5m			8,32	7,89
27/7/92	Surface	8,34	8,44			
	0,5m					
	1m	8,37	8,46			
	1,5m					
	2m	8,32	8,46	8,28	8,33	8,41
	2,5m					
	3m					
	3,5m fond					
7/8/92	Surface	8,74	8,87	8,84	8,81	8,87
	0,5m	8,70	8,77	8,83	8,81	8,86
	1m	8,70	8,74	8,78	8,80	8,82
	1,5m	8,69	8,69	8,74	8,75	8,77
	2m	8,69	8,67	8,74	8,69	8,73
	2,5m	8,69	8,65	8,74	8,65	8,71
	3m	8,62	8,67	8,56	8,67	8,74
	3,5m			7,87	8,68	8,74
	4m	8,57			8,69	8,66
		4,5m			8,63	8,59
24/8/92	Surface	9,09	9,14	8,91	8,93	9,18
	0,5m					
	1m					
	1,5m					
	2m					
	2,5m					
	3m					
	3,5m					
	4m					
14/9/92	Surface	9,08	9,10			
	0,5m					
	1m	9,10	9,10			
	1,5m					
	2m	9,10	9,09	9,07	9,09	9,13
	2,5m					
28/9/92	Surface	8,86	8,89			
	0,5m					
	1m	8,90	8,91	8,90		
	1,5m				8,94	8,90
	2m					
13/10/92	Surface	8,66	8,65			
	0,5m					
	1m	8,67	8,66	8,67	8,65	8,64
	1,5m					
	2m					

Annexe 9 page 1

Mesures de température, oxygène dissous et pH au cours des cycles nycthéméraux sur la retenue du Mirgenbach en 1991.

Station Dates	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	pH
<i>Cages</i> <i>22/04/91</i>	12:00	14,1	10,0	9,95	167	0,01	8,36
	12:15	14,1	9,7	9,95	163	-0,23	8,36
	12:30	14,1	9,3	9,95	156	-0,65	8,34
	12:45	14	9,4	9,97	156	-0,61	8,34
	13:00	14,1	9,9	9,95	166	-0,05	8,37
	13:15	14,1	10,0	9,95	167	0,01	8,36
	13:30	14,2	10,0	9,93	168	0,09	8,36
	13:45	14,1	10,0	9,95	167	0,01	8,36
	14:00	14,1	9,9	9,95	166	-0,05	8,36
	14:15	14,1	9,8	9,95	165	-0,11	8,36
	14:30	14	9,8	9,97	164	-0,13	8,34
	14:45	14,1	9,9	9,95	166	-0,05	8,36
	15:00	14	10,0	9,97	167	0,05	8,34
	15:15	14	9,9	9,97	165	-0,07	8,36
	15:30	14,1	9,8	9,95	165	-0,11	8,36
	15:45	14,2	10,0	9,93	168	0,09	8,33
	16:00	14,2	9,5	9,93	160	-0,39	8,34
	16:15	14,1	9,6	9,95	161	-0,35	8,34
	16:30	14,2	9,7	9,93	162	-0,27	8,33
	16:45	14,1	9,9	9,95	166	-0,05	8,33
	17:00	14,2	9,5	9,93	159	-0,45	8,33
	17:15	14,1	9,3	9,95	156	-0,65	8,33
	17:30	14,1	9,6	9,95	161	-0,35	8,34
	17:45	14,1	10,0	9,95	168	0,07	8,34
	18:00	14,2	9,9	9,93	166	-0,03	8,34
	18:15	14,1	9,7	9,95	163	-0,23	8,34
	18:30	14,1	9,8	9,95	165	-0,11	8,34
	18:45	14,1	9,8	9,95	164	-0,17	8,33
	19:00	14,1	9,6	9,95	161	-0,35	8,34
	19:15	14,1	9,7	9,95	162	-0,29	8,34
	19:30	14,1	9,8	9,95	165	-0,11	8,33
	19:45	14,1	9,9	9,95	166	-0,05	8,32
	20:00	14,1	9,4	9,95	157	-0,59	8,32
20:15	14	9,8	9,97	163	-0,19	8,32	
20:30	14	9,5	9,97	159	-0,43	8,32	
20:45	14	9,6	9,97	160	-0,37	8,30	
21:00	14	9,5	9,97	159	-0,43	8,32	
21:15	14	9,5	9,97	158	-0,49	8,32	
21:30	14,1	9,4	9,95	158	-0,53	8,30	
21:45	14	9,4	9,97	157	-0,55	8,32	
22:00	14	9,3	9,97	155	-0,67	8,32	
22:15	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,30	
22:30	13,8	9,2	10,02	154	-0,78	8,29	
22:45	13,8	9,4	10,02	156	-0,66	8,32	
23:00	13,8	9,4	10,02	156	-0,66	8,30	
23:15	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,30	
23:30	13,8	9,3	10,02	155	-0,72	8,30	
<i>cages</i> <i>23/04/91</i>	23:45	13,9	9,1	9,99	152	-0,87	8,30
	00:00	13,8	9,2	10,02	154	-0,78	8,32
	00:15	13,8	9,4	10,02	157	-0,60	8,30
	00:30	13,9	9,4	9,99	157	-0,57	8,30
	00:45	13,9	9,5	9,99	158	-0,51	8,30
	01:00	14	9,4	9,97	156	-0,61	8,32
	01:15	14	9,3	9,97	155	-0,67	8,32
	01:30	13,9	9,4	9,99	156	-0,63	8,30
	01:45	13,9	9,2	9,99	153	-0,81	8,32
	02:00	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,32
	02:15	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,32
	02:30	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,32
	02:45	14	9,1	9,97	152	-0,85	8,32
	03:00	14	9,4	9,97	156	-0,61	8,32
	03:15	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,32
03:30	13,9	9,4	9,99	156	-0,63	8,32	
03:45	14	9,3	9,97	155	-0,67	8,32	

Temp. = température,
O2 d = teneur en oxygène dissous,
O2 th = Teneur théorique en oxygène dissous,
Sat th = pourcentage de saturation en oxygène dissous.

Annexe 9 page 2

Station Dates		Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	pH							
Cages 23/04/91	04:00	14	9,4	9,97	156	-0,61	8,32							
	04:15	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,33							
	04:30	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,33							
	04:45	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,30							
	05:00	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,32							
	05:15	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,30							
	05:30	13,9	9,1	9,99	152	-0,87	8,32							
	05:45	13,9	9,1	9,99	152	-0,87	8,30							
	06:00	13,9	9,1	9,99	151	-0,93	8,32							
	06:15	13,8	9,2	10,02	153	-0,84	8,30							
	06:30	13,8	9,7	10,02	162	-0,30	8,32							
	06:45	13,8	9,7	10,02	161	-0,36	8,30							
	07:00	13,9	9,7	9,99	161	-0,33	8,30							
	07:15	13,9	9,4	9,99	157	-0,57	8,30							
	07:30	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,29							
	07:45	13,9	8,9	9,99	149	-1,05	8,29							
	08:00	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,30							
	08:15	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,30							
	08:30	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,29							
	08:45	13,9	9,3	9,99	155	-0,69	8,30							
	09:00	14	9,2	9,97	154	-0,73	8,29							
	09:15	14	9,4	9,97	157	-0,55	8,29							
	09:30	13,8	9,2	10,02	153	-0,84	8,29							
	09:45	13,8	9,2	10,02	153	-0,84	8,27							
	10:00	13,8	9,2	10,02	153	-0,84	8,29							
	10:15	13,8	9,3	10,02	155	-0,72	8,30							
	10:30	13,9	9,4	9,99	156	-0,63	8,30							
	10:45	13,9	9,2	9,99	154	-0,75	8,29							
	11:00	13,9	9,7	9,99	162	-0,27	8,29							
	11:15	13,9	9,7	9,99	161	-0,33	8,29							
11:30	13,9	9,5	9,99	159	-0,45	8,29								
11:45	13,9	9,5	9,99	159	-0,45	8,30								
12:00	13,9	9,4	9,99	156	-0,63	8,29								
Station Dates	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	pH	Station Dates	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2
Cages 22/05/91	12:00	18,7	7,0	9,06	129	-2,04	8,15	Station 3 22/05/91	12:00	19,1	8,3	8,99	92	-0,69
	12:15	18,6	6,9	9,07	127	-2,17	8,13		12:15					
	12:30	18,5	6,9	9,09	127	-2,19	8,13		12:30					
	12:45	18,8	7,1	9,04	132	-1,90	8,12		12:45					
	13:00	18,8	6,9	9,04	127	-2,14	8,13		13:00	19,3	8,2	8,95	92	-0,75
	13:15	19	6,9	9,00	128	-2,10	8,13		13:15					
	13:30	18,9	7,1	9,02	131	-1,94	8,13		13:30					
	13:45	18,7	7,0	9,06	128	-2,10	8,13		13:45					
	14:00	18,7	6,8	9,06	126	-2,22	8,13		14:00	19,5	8,1	8,92	91	-0,82
	14:15	18,6	7,0	9,07	128	-2,11	8,13		14:15					
	14:30	18,5	7,0	9,09	128	-2,13	8,13		14:30					
	14:45	18,6	6,8	9,07	126	-2,23	8,11		14:45					
	15:00	18,5	6,9	9,09	127	-2,19	8,12		15:00	19,7	8,2	8,88	92	-0,68
	15:15	18,4	6,9	9,11	126	-2,21	8,12		15:15					
	15:30	18,2	6,9	9,14	126	-2,24	8,12		15:30					
	15:45	18,1	6,7	9,16	121	-2,50	8,11		15:45					
	16:00	18,3	6,6	9,13	121	-2,53	8,11		16:00	19,6	8,3	8,90	93	-0,60
	16:15	18,2	6,3	9,14	115	-2,84	8,11		16:15					
	16:30	18,3	6,5	9,13	119	-2,59	8,16		16:30					
	16:45	18,3	7,1	9,13	129	-2,05	8,13		16:45					
	17:00	18,3	7,0	9,13	128	-2,11	8,13		17:00	19,6	8,3	8,90	93	-0,60
	17:15	18,3	7,0	9,13	127	-2,17	8,15		17:15					
	17:30	18,3	6,7	9,13	123	-2,41	8,12		17:30					
	17:45	18,4	6,6	9,11	121	-2,51	8,13		17:45					
	18:00	18,6	6,5	9,07	120	-2,53	8,11		18:00	19,6	8,3	8,90	93	-0,60
	18:15	18,5	6,5	9,09	119	-2,61	8,12		18:15					
	18:30	18,5	6,6	9,09	121	-2,49	8,13		18:30					
	18:45	18,6	6,5	9,07	119	-2,59	8,15		18:45					
	19:00	18,6	6,5	9,07	119	-2,59	8,15		19:00	19,6	8,4	8,90	94	-0,50

Annexe 9 page 3

Station Dates	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	pH	Station Dates	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	
Cages 22/05/91	19:15	18,8	6,5	9,04	119	-2,56	8,12	Station 3 22/05/91	19:15					
	19:30	18,8	6,5	9,04	119	-2,56	8,11		19:30					
	19:45	18,7	6,4	9,06	117	-2,70	8,11		19:45					
	20:00	18,8	6,4	9,04	117	-2,68	8,11		20:00	19,5	8,4	8,92	94	-0,52
	20:15	18,8	6,3	9,04	116	-2,74	8,09		20:15					
	20:30	18,7	6,5	9,06	119	-2,58	8,11		20:30					
	20:45	18,7	6,4	9,06	118	-2,64	8,12		20:45					
	21:00	18,7	6,5	9,06	119	-2,58	8,11		21:00	19,4	8,4	8,93	94	-0,53
	21:15	18,7	6,5	9,06	119	-2,58	8,12		21:15					
	21:30	18,7	6,4	9,06	117	-2,70	8,12		21:30					
	21:45	18,7	6,4	9,06	117	-2,70	8,11		21:45					
	22:00	18,6	6,5	9,07	119	-2,59	8,09		22:00	19,4	8,5	8,93	95	-0,43
	22:15	18,6	6,4	9,07	118	-2,65	8,11		22:15					
	22:30	18,5	6,2	9,09	113	-2,91	8,11		22:30					
	22:45	18,4	6,2	9,11	114	-2,87	8,11		22:45					
	23:00	18,4	6,2	9,11	113	-2,93	8,11		23:00	19,2	8,5	8,97	95	-0,47
	23:15	18,3	6,2	9,13	113	-2,95	8,11		23:15					
	23:30	18,4	6,3	9,11	115	-2,81	8,09		23:30					
	23:45	18,5	6,3	9,09	116	-2,79	8,11		23:45					
	Cages 23/05/91	00:00	18,4	6,4	9,11	117	-2,69		8,12	Station 3 23/05/91	00:00	19,1	8,5	8,99
00:15		18,5	6,7	9,09	122	-2,43	8,11	00:15						
00:30		18,5	6,7	9,09	122	-2,43	8,09	00:30						
00:45		18,3	6,6	9,13	121	-2,53	8,09	00:45						
01:00		18,3	6,4	9,13	117	-2,71	8,09	01:00	19,0		8,5	9,00	94	-0,50
01:15		18,3	6,4	9,13	117	-2,71	8,08	01:15						
01:30		18,3	6,3	9,13	115	-2,83	8,08	01:30						
01:45		18,2	6,5	9,14	119	-2,60	8,09	01:45						
02:00		18,1	6,4	9,16	116	-2,80	8,09	02:00	18,9		8,5	9,02	94	-0,52
02:15		18,3	6,5	9,13	118	-2,65	8,09	02:15						
02:30		18,1	6,5	9,16	118	-2,68	8,12	02:30						
02:45		18,2	6,5	9,14	118	-2,66	8,12	02:45						
03:00		18,1	6,5	9,16	118	-2,68	8,12	03:00	18,8		8,5	9,04	94	-0,54
03:15		18,1	6,5	9,16	118	-2,68	8,12	03:15						
03:30		18,2	6,5	9,14	119	-2,60	8,13	03:30						
03:45		18,1	6,4	9,16	117	-2,74	8,11	03:45						
04:00		18,2	6,6	9,14	120	-2,54	8,12	04:00	18,7		8,5	9,06	94	-0,56
04:15		18,2	6,6	9,14	120	-2,54	8,12	04:15						
04:30		18,1	6,4	9,16	117	-2,74	8,11	04:30						
04:45		17,9	5,8	9,20	105	-3,38	8,09	04:45						
05:00		17,7	6,4	9,23	115	-2,87	8,08	05:00	18,6		8,5	9,07	94	-0,57
05:15		17,9	6,5	9,20	117	-2,72	8,08	05:15						
05:30		17,7	6,5	9,23	118	-2,69	8,06	05:30						
05:45		17,7	6,5	9,23	117	-2,75	8,09	05:45						
06:00		17,7	6,5	9,23	117	-2,75	8,09	06:00	18,5		8,5	9,09	94	-0,59
06:15		17,8	6,4	9,22	116	-2,80	8,09	06:15						
06:30		17,8	6,5	9,22	117	-2,74	8,09	06:30						
06:45		17,8	6,5	9,22	117	-2,74	8,08	06:45						
07:00		17,7	6,5	9,23	117	-2,75	8,09	07:00	18,4		8,5	9,11	93	-0,61
07:15		17,7	6,5	9,23	117	-2,75	8,08	07:15						
07:30	17,8	6,5	9,22	117	-2,74	8,08	07:30							
07:45	17,7	6,5	9,23	118	-2,69	8,08	07:45							
08:00	17,8	6,5	9,22	117	-2,74	8,08	08:00	18,3	8,5	9,13	93	-0,63		
08:15	17,7	6,4	9,23	116	-2,81	8,09	08:15							
08:30	17,8	6,3	9,22	114	-2,92	8,08	08:30							
08:45	17,8	6,3	9,22	114	-2,92	8,09	08:45							
09:00	17,8	6,3	9,22	114	-2,92	8,09	09:00	18,3	8,6	9,13	94	-0,53		
09:15	17,9	6,2	9,20	112	-3,02	8,09	09:15							
09:30	17,8	6,0	9,22	109	-3,22	8,06	09:30							
09:45	17,7	5,9	9,23	107	-3,29	8,06	09:45							
10:00	17,9	5,9	9,20	107	-3,32	8,06	10:00	18,4	8,6	9,11	94	-0,51		
10:15	18	5,9	9,18	107	-3,30	8,06	10:15							
10:30	17,9	6,3	9,20	114	-2,90	8,06	10:30							
10:45	17,9	6,4	9,20	115	-2,84	8,06	10:45							
11:00	17,9	6,4	9,20	115	-2,84	8,08	11:00	18,5	8,6	9,09	95	-0,49		
11:15	17,9	6,4	9,20	115	-2,84	8,06	11:15							
11:30	18	6,2	9,18	113	-2,94	8,06	11:30							
11:45	17,9	6,2	9,20	112	-3,02	8,09	11:45							
12:00	18	6,1	9,18	111	-3,06	8,08	12:00	18,6	8,7	9,07	96	-0,37		

Annexe 9 page 4

Station Dates	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	pH	Station Dates	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2
Cages 28/08/91	10:00	23,7	7,6	8,27	152	-0,71		Station 3 28/08/91	10:00	24,0	8,4	8,23	102	0,17
	10:15	23,7	7,6	8,27	152	-0,71			10:15					
	10:30	23,6	7,7	8,29	156	-0,55			10:30					
	10:45	23,8	7,6	8,26	153	-0,70			10:45					
	11:00	23,7	7,4	8,27	150	-0,83			11:00	24,0	8,5	8,23	103	0,27
	11:15	23,8	7,4	8,26	149	-0,88			11:15					
	11:30	23,7	7,4	8,27	149	-0,89			11:30					
	11:45	23,8	7,4	8,26	150	-0,82			11:45					
	12:00	23,9	7,6	8,25	153	-0,69			12:00	24,0	8,6	8,23	104	0,37
	12:15	23,8	7,6	8,26	153	-0,70			12:15					
	12:30	23,7	7,4	8,27	150	-0,83			12:30					
	12:45	23,8	7,4	8,26	150	-0,82			12:45					
	13:00	23,9	7,5	8,25	152	-0,75			13:00	24,1	8,7	8,22	106	0,48
	13:15	24	7,6	8,23	154	-0,61			13:15					
	13:30	24	7,6	8,23	153	-0,67			13:30					
	13:45	24,1	7,5	8,22	152	-0,72			13:45					
	14:00	24,1	7,6	8,22	153	-0,66			14:00	24,2	8,8	8,21	107	0,59
	14:15	24	7,6	8,23	153	-0,67			14:15					
	14:30	24	7,6	8,23	153	-0,67			14:30					
	14:45	24	7,7	8,23	155	-0,55			14:45					
	15:00	24	7,7	8,23	155	-0,55			15:00	24,3	8,9	8,19	109	0,71
	15:15	24,1	7,7	8,22	156	-0,54			15:15					
	15:30	24,2	7,7	8,21	157	-0,47			15:30					
	15:45	24,1	7,8	8,22	158	-0,42			15:45					
	16:00	24,1	7,8	8,22	158	-0,42			16:00	24,5	9,0	8,17	110	0,83
	16:15	24,3	7,9	8,19	161	-0,27			16:15					
	16:30	24,3	8,1	8,19	165	-0,09			16:30					
	16:45	24,3	8,0	8,19	164	-0,15			16:45					
	17:00	24,5	8,2	8,17	167	-0,01			17:00	24,5	9,0	8,17	110	0,83
	17:15	24,4	8,4	8,18	171	0,22			17:15					
	17:30	24,4	8,0	8,18	163	-0,20			17:30					
	17:45	24,3	8,5	8,19	172	0,27			17:45					
18:00	24,3	8,1	8,19	165	-0,09		18:00	24,4	9,1	8,18	111	0,92		
18:15	24,4	7,8	8,18	159	-0,38		18:15							
18:30	24,2	8,1	8,21	165	-0,11		18:30							
18:45	24,1	8,0	8,22	162	-0,24		18:45							
19:00	24,3	7,9	8,19	160	-0,33		19:00	24,3	9,0	8,19	110	0,81		
19:15	24,3	7,9	8,19	160	-0,33		19:15							
19:30	24,2	8,2	8,21	166	-0,05		19:30							
19:45	24,3	7,9	8,19	161	-0,27		19:45							
20:00	24,2	8,2	8,21	167	0,01		20:00	24,2	8,9	8,21	108	0,69		
20:15	24,2	8,2	8,21	167	0,01		20:15							
20:30	24,2	8,2	8,21	166	-0,05		20:30							
20:45	24	8,0	8,23	163	-0,19		20:45							
21:00	24	8,0	8,23	163	-0,19		21:00	24,1	8,8	8,22	107	0,58		
21:15	24	8,0	8,23	163	-0,19		21:15							
21:30	24	8,0	8,23	163	-0,19		21:30							
21:45	24	8,1	8,23	164	-0,13		21:45							
22:00	23,9	8,0	8,25	162	-0,21		22:00	24,1	8,8	8,22	107	0,58		
22:15	23,9	8,1	8,25	164	-0,15		22:15							
22:30	24	8,0	8,23	162	-0,25		22:30							
22:45	23,9	8,0	8,25	162	-0,21		22:45							
23:00	23,9	7,9	8,25	160	-0,33		23:00	24,0	8,8	8,23	107	0,57		
23:15	23,9	7,9	8,25	160	-0,33		23:15							
23:30	23,8	7,7	8,26	155	-0,58		23:30							
23:45	23,8	7,7	8,26	156	-0,52		23:45							

Annexe 9 page 5

<i>Station Dates</i>	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2	pH	<i>Station Dates</i>	Heure	Temp. (°C)	O2 d (mg/l)	O2 th (mg/l)	sat th (%)	écart O2
<i>Cages 29/08/91</i>	00:00	24	7,9	8,23	160	-0,31		<i>Station 3 29/08/91</i>	00:00	24,0	8,8	8,23	107	0,57
	00:15	24	7,9	8,23	160	-0,31			00:15					
	00:30	24	7,8	8,23	158	-0,43			00:30					
	00:45	23,9	7,8	8,25	158	-0,45			00:45					
	01:00	23,9	7,9	8,25	159	-0,39			01:00	23,9	8,7	8,25	105	0,45
	01:15	23,9	8,0	8,25	161	-0,27			01:15					
	01:30	23,6	7,7	8,29	154	-0,61			01:30					
	01:45	23,6	7,6	8,29	152	-0,73			01:45					
	02:00	23,6	7,6	8,29	152	-0,73			02:00	23,8	8,6	8,26	104	0,34
	02:15	23,7	7,6	8,27	152	-0,71			02:15					
	02:30	23,5	7,4	8,30	148	-0,92			02:30					
	02:45	23,6	7,3	8,29	147	-0,97			02:45					
	03:00	23,6	7,3	8,29	147	-0,97			03:00	23,7	8,6	8,27	104	0,33
	03:15	23,7	7,4	8,27	149	-0,89			03:15					
	03:30	23,8	7,4	8,26	150	-0,82			03:30					
	03:45	23,9	7,0	8,25	141	-1,29			03:45					
	04:00	23,8	7,0	8,26	142	-1,24			04:00	23,6	8,5	8,29	103	0,21
04:15	24	7,4	8,23	149	-0,85		04:15							
04:30	23,9	7,4	8,25	149	-0,87		04:30							
04:45	23,9	7,6	8,25	154	-0,63		04:45							
05:00	23,7	7,4	8,27	150	-0,83		05:00	23,5	8,5	8,30	102	0,20		
05:15	23,7	7,4	8,27	150	-0,83		05:15							
05:30	23,7	7,3	8,27	147	-0,95		05:30							
05:45	23,7	7,4	8,27	149	-0,89		05:45							
06:00	23,6	7,4	8,29	150	-0,85		06:00	23,4	8,4	8,32	101	0,08		
06:15	23,7	7,3	8,27	146	-1,01		06:15							
06:30	23,6	7,3	8,29	147	-0,97		06:30							
06:45	23,6	7,4	8,29	148	-0,91		06:45							
07:00	23,7	7,3	8,27	146	-1,01		07:00	23,3	8,5	8,33	102	0,17		
07:15	23,7	7,4	8,27	149	-0,89		07:15							
07:30	23,6	7,4	8,29	150	-0,85		07:30							
07:45	23,7	7,2	8,27	145	-1,07		07:45							
08:00	23,6	7,5	8,29	151	-0,79		08:00	23,3	8,5	8,33	102	0,17		
08:15	23,5	7,1	8,30	143	-1,16		08:15							
08:30	23,6	7,1	8,29	142	-1,21		08:30							
08:45	23,6	7,0	8,29	140	-1,33		08:45							
09:00	23,6	7,0	8,29	141	-1,27		09:00	23,3	8,4	8,33	101	0,07		
09:15	23,5	6,9	8,30	139	-1,40		09:15							
09:30	23,4	7,1	8,32	143	-1,18		09:30							
09:45	23,5	7,1	8,30	142	-1,22		09:45							
10:00								10:00	23,3	8,6	8,33	103	0,27	

Annexe 10 page 1

Mesures chimiques et trophiques sur la retenue du Mirgenbach de 1989 à 1991
(stations cage, 2, 3 et 4: en surface).

MES (mg/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
4/08/89	2,050	2,400	3,050	3,050
11/08/89	1,850	1,700	2,300	3,700
4/09/89	4,450	4,850	4,150	3,850
12/09/89	3,500	4,150	2,700	3,900
2/10/89	4,850	5,300	5,300	5,500
30/10/89	5,850	5,570	5,570	5,540
23/11/89	6,650	2,830	5,200	13,800
19/12/89	7,600	7,530	3,800	3,400
24/01/90	4,450	4,500	4,700	5,300
27/03/90	3,150	4,270	2,850	3,800
24/04/90	4,500	6,000	2,700	2,600
9/05/90	4,550	8,250	2,830	4,000
21/05/90	2,600	2,400	2,700	2,700
14/06/90	5,600	8,500	4,500	1,600
27/06/90	2,100	1,550	2,400	2,600
13/07/90	5,140	5,920	8,400	12,500
16/07/90	18,880	14,130	13,880	14,600
27/07/90	5,250	7,630	3,880	3,630
8/08/90	4,930	4,730	4,730	4,470
28/08/90	4,500	4,500	4,500	6,000
12/09/90	6,750	5,000	4,860	4,790
26/09/90	7,470	7,000	6,150	6,670
10/10/90	4,800	7,590	4,800	5,550
23/10/90	7,850	9,290	4,720	4,830
5/11/90	7,440	7,800	6,870	6,670
22/11/90	7,080	7,700	6,050	5,750
10/12/90	5,900	3,700	7,400	5,600
28/01/91	4,850	6,200	4,500	5,100
13/02/91	4,130	4,050	3,550	3,700
13/03/91	3,870	6,600	2,900	2,950
9/04/91	5,700	5,500	8,200	5,900
22/04/91	4,800	7,400	4,750	4,650
7/05/91	4,350	6,100	1,700	2,500
27/05/91	2,900	4,360	2,500	2,310
5/06/91	3,700	3,500	3,500	2,800
3/07/91	1,850	1,900	1,800	3,000
17/07/91	4,900	12,400	10,400	6,350
14/08/91	6,300	5,700	6,000	5,700
29/08/91	6,100	8,780	5,440	6,320
11/09/91	9,500	10,200	9,500	9,700
8/10/91	6,350	11,600	7,500	6,100
4/11/91	8,100	10,000	7,500	10,700
11/12/91	7,200	8,100	6,700	6,000

NO2 (mgN/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
4/08/89	0,136	0,122	0,128	0,124
11/08/89	0,169	0,148	0,179	0,134
4/09/89	0,155	0,162	0,155	0,159
12/09/89	0,156	0,183	0,161	0,178
2/10/89	0,174	0,141	0,179	0,152
30/10/89	0,119	0,131	0,115	0,127
23/11/89	0,113	0,122	0,115	0,116
19/12/89	0,092	0,091	0,092	0,094
24/01/90	0,132	0,014	0,132	0,123
27/03/90	0,066	0,088	0,068	0,100
24/04/90	0,066	0,063	0,065	0,065
9/05/90	0,081	0,082	0,077	0,078
21/05/90	0,115	0,106	0,113	0,105
14/06/90	0,208	0,208	0,210	0,209
27/06/90	0,163	0,162	0,165	0,160
29/06/90	0,159	0,152	0,152	0,150
2/07/90	0,149	0,147	0,146	0,145
5/07/90	0,160	0,159	0,155	0,160
9/07/90	0,162	0,158	0,160	0,159
13/07/90	0,178	0,177	0,175	0,178
16/07/90	0,153	0,152	0,155	0,155
18/07/90	0,142	0,141	0,140	0,139
20/07/90	0,124	0,123	0,125	0,126
23/07/90	0,108	0,109	0,107	0,107
27/07/90	0,127	0,124	0,118	0,116
8/08/90	0,185	0,185	0,188	0,196
28/08/90	0,328	0,321	0,332	0,336
12/09/90	0,375	0,363	0,359	0,360
26/09/90	0,306	0,300	0,306	0,307
10/10/90	0,219	0,212	0,223	0,224
23/10/90	0,205	0,206	0,207	0,206
5/11/90	0,165	0,166	0,170	0,167
22/11/90	0,067	0,114	0,115	0,116
10/12/90	0,073	0,075	0,075	0,076
28/01/91	0,051	0,052	0,050	0,055
13/02/91	0,065	0,068	0,066	0,064
13/03/91	0,111	0,109	0,112	0,111
25/03/91	0,121	0,120	0,119	0,119
9/04/91	0,114	0,119	0,119	0,120
22/04/91	0,105	0,102	0,099	0,099
7/05/91	0,114	0,110	0,110	0,114
22/05/91	0,099	0,100	0,099	0,100
27/05/91	0,113	0,110	0,110	0,109
5/06/91	0,175	0,170	0,170	0,170
17/07/91	0,164	0,164	0,160	0,165
14/08/91	0,610	0,597	0,621	0,628
29/08/91	0,202	0,178	0,181	0,174
11/09/91	0,211	0,210	0,210	0,210
8/10/91	0,154	0,145	0,153	0,152
4/11/91	0,112	0,112	0,113	0,113
11/12/91	0,100	0,081	0,096	0,094

Annexe 10 page 2

NO3 (mgN/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
4/09/89	1,167	1,280	1,280	1,240
12/09/89	1,509	1,460	1,400	1,390
2/10/89	1,680	1,520	1,480	1,480
30/10/89	1,858	1,770	1,740	1,720
23/11/89	2,113	2,130	2,040	2,083
19/12/89	3,098	3,320	2,940	3,040
24/01/90	1,989	1,971	1,985	2,000
27/03/90	2,109	1,654	2,200	2,120
24/04/90	1,740	1,760	3,700	3,600
9/05/90	1,734	1,793	2,960	2,850
21/05/90	1,734	1,836	2,180	2,180
5/06/90	2,196	2,193	1,860	1,880
14/06/90	2,145	2,163	1,790	1,750
27/06/90	1,767	1,745	1,833	1,738
29/06/90	1,851	1,833	1,580	1,750
2/07/90	1,778	1,828	1,760	1,740
5/07/90	1,691	1,589	1,560	1,550
9/07/90	1,567	1,618	1,578	1,596
13/07/90	1,665	1,662	1,669	1,662
16/07/90	1,869	1,869	1,862	1,876
18/07/90	2,200	2,116	2,094	2,116
20/07/90	2,760	2,750	2,720	2,700
23/07/90	2,890	3,060	2,850	2,930
27/07/90	3,370	3,390	3,370	3,370
8/08/90	3,560	3,560	3,510	3,540
28/08/90	3,650	3,660	3,610	3,610
12/09/90	4,510	4,570	4,280	4,550
28/01/91	4,410	4,400	4,420	4,450
13/02/91	4,930	4,860	4,870	4,900
13/03/91	4,390	4,510	4,470	4,470
25/03/91	4,330	4,220	4,210	4,250
9/04/91	4,350	4,480	4,350	4,320
22/04/91	3,330	3,270	3,550	3,550
7/05/91	2,780	2,770	2,750	2,550
22/05/91	2,210	2,158	2,160	2,152
27/05/91	2,150	2,140	2,148	2,149
5/06/91	2,200	2,200	2,100	2,000
17/07/91	2,680	2,600	2,660	2,600
14/08/91	2,180	1,820	1,180	2,240
29/08/91	2,340	2,320	2,280	2,260
11/09/91	3,520	3,500	3,500	3,500
8/10/91	2,750	2,700	2,700	2,600
4/11/91	3,760	2,910	2,940	2,960
11/12/91	4,260	4,260	4,200	4,140

NH4 (mgN/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
4/08/89	0,170	0,240	0,210	0,210
11/08/89	0,090	0,100	0,090	0,080
2/10/89	0,067	0,040	0,030	0,020
30/10/89	0,124	0,090	0,100	0,050
23/11/89	0,122	0,080	0,122	0,060
19/12/89	0,117	0,090	0,116	0,090
24/01/90	0,350	0,320	0,341	0,340
27/03/90	0,119	0,110	0,116	0,100
9/05/90	0,426	0,413	0,422	0,460
16/07/90	0,045	0,032	0,030	0,033
27/07/90	0,492	0,488	0,484	0,486
8/08/90	0,434	0,432	0,404	0,387
28/08/90	0,156	0,155	0,151	0,142
12/09/90	0,201	0,187	0,185	0,181
26/09/90	0,247	0,139	0,141	0,145
10/10/90	0,160	0,166	0,156	0,152
23/10/90	0,289	0,289	0,262	0,251
5/11/90	0,204	0,189	0,204	0,204
22/11/90	0,200	0,206	0,207	0,204
10/12/90	0,147	0,158	0,149	0,160
28/01/91	0,134	0,136	0,131	0,121
13/02/91	0,173	0,161	0,162	0,158
13/03/91	0,215	0,223	0,222	0,217
25/03/91	0,250	0,235	0,234	0,246
9/04/91	0,177	0,190	0,185	0,182
22/04/91	0,230	0,180	0,140	0,120
7/05/91	0,330	0,320	0,330	0,350
22/05/91	0,445	0,451	0,473	0,463
5/06/91	0,337	0,330	0,340	0,330
17/07/91	0,207	0,207	0,204	0,207
14/08/91	0,060	0,060	0,070	0,070
29/08/91	0,102	0,094	0,093	0,090
11/09/91	0,092	0,090	0,080	0,070
8/10/91	0,100	0,100	0,110	0,100
4/11/91	0,162	0,160	0,160	0,160
11/12/91	0,272	0,270	0,270	0,260

Annexe 10 page 3

Ntot (mgN/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
9/05/90	3,772	3,774	3,831	3,288
26/09/90	3,796	3,680	3,846	3,697
23/10/90	4,353	4,791	4,481	5,579
22/11/90	5,683	5,304	5,325	5,826
10/12/90	6,930	6,285	6,188	7,437
28/01/91	5,400	5,390	5,530	5,500
13/02/91	6,100	5,830	5,800	6,020
13/03/91	5,260	5,490	5,400	5,410
25/03/91	5,400	5,320	5,225	5,120
9/04/91	5,080	5,280	5,130	5,210
7/05/91	4,280	4,390	3,460	3,360
17/07/91	4,190	3,890	3,980	3,425
14/08/91	4,890	4,260	4,890	5,010
29/08/91	4,460	3,490	3,480	3,520
8/10/91	3,088	2,955	2,840	2,850
4/11/91	4,994	5,005	5,580	4,267
11/12/91	9,070	6,920	6,880	7,070
22/02/92	11,970	9,370	8,780	11,770

PO4 (mgP/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
30/10/89	0,371	0,354	0,338	0,333
23/11/89	0,314	0,328	0,335	0,314
19/12/89	0,343	0,314	0,316	0,309
24/01/90	0,343	0,328	0,362	0,314
27/03/90	0,250	0,247	0,227	0,266
9/05/90	0,345	0,359	0,345	0,359
14/06/90	0,390	0,423	0,445	0,390
27/06/90	0,426	0,421	0,422	0,430
29/06/90	0,397	0,342	0,398	0,400
2/07/90	0,495	0,535	0,490	0,485
5/07/90	0,452	0,423	0,425	0,430
9/07/90	0,293	0,316	0,290	0,315
13/07/90	0,359	0,359	0,360	0,355
16/07/90	0,216	0,214	0,666	0,497
18/07/90	0,262	0,252	0,245	0,244
20/07/90	0,264	0,266	0,268	0,255
23/07/90	0,285	0,285	0,290	0,285
27/07/90	0,362	0,350	0,350	0,359
8/08/90	0,393	0,388	0,390	0,378
28/08/90	0,397	0,390	0,400	0,393
12/09/90	0,409	0,400	0,402	0,407
26/09/90	0,432	0,430	0,432	0,430
10/10/90	0,409	0,452	0,433	0,545
23/10/90	0,481	0,473	0,457	0,452
5/11/90	0,431	0,435	0,431	0,433
22/11/90	0,388	0,383	0,419	0,388
10/12/90	0,338	0,333	0,335	0,383
28/01/91	0,219	0,219	0,221	0,224
13/02/91	0,281	0,278	0,281	0,285
13/03/91	0,269	0,274	0,281	0,278
25/03/91	0,293	0,290	0,285	0,290
9/04/91	0,247	0,266	0,264	0,271
22/04/91	0,250	0,240	0,230	0,230
7/05/91	0,320	0,310	0,320	0,340
22/05/91	0,324	0,330	0,347	0,330
27/05/91	0,362	0,355	0,362	0,365
5/06/91	0,372	0,370	0,370	0,360
17/07/91	0,404	0,390	0,431	0,400
14/08/91	0,344	0,350	0,357	0,360
29/08/91	0,592	0,495	0,506	0,495
11/09/91	0,430	0,420	0,420	0,420
8/10/91	0,465	0,360	0,370	0,370
4/11/91	0,326	0,330	0,328	0,328
11/12/91	0,340	0,330	0,330	0,320

Ptot (mgP/l)

Date	Cages S	st2 S	st3 S	st4 S
4/09/89	0,416	0,415	0,416	0,410
30/10/89	0,398	0,398	0,393	0,395
23/11/89	0,430	0,393	0,379	0,375
9/05/90	0,459	0,520	0,398	0,431
27/07/90	0,495	0,468	0,480	0,492
26/09/90	0,530	0,520	0,530	0,520
23/10/90	0,632	0,576	0,525	0,525
22/11/90	0,459	0,431	0,445	0,468
10/12/90	0,412	0,388	0,388	0,393
28/01/91	0,276	0,285	0,266	0,266
13/02/91	0,313	0,313	0,356	0,332
13/03/91	0,323	0,346	0,351	0,327
9/04/91	0,320	0,320	0,340	0,320
7/05/91	0,380	0,400	0,370	0,370
22/05/91	0,388	0,402	0,407	0,390
5/06/91	0,442	0,430	0,430	0,430
17/07/91	0,471	0,450	0,528	0,550
14/08/91	0,420	0,420	0,420	0,420
29/08/91	0,654	0,655	0,656	0,654
11/09/91	0,535	0,530	0,550	0,520
8/10/91	0,520	0,480	0,520	0,470
4/11/91	0,405	0,418	0,431	0,418
11/12/91	0,420	0,400	0,400	0,400

Annexe 11 page 1
Mesures chimiques et trophiques sur l'étang de Lindre de 1991 à 1992
 (stations cage et témoin: en surface, à 1 et 2 m de profondeur).

MES (mg/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St 3
4.6.91	0,75	*	*	0,7	*	*			
22.6.91	0,75	1,4	2,5	*	*	*			
12.7.91	1,3	1,2	1,2	1,1	1,2	1,4			
25.7.91	2,3	2,2	2,2	2,2	2,6	2,7			
7.8.91	4,7	4,8	4,8	4,4	4,8	4,6			
22.8.91	13,4	13,1	14,0	12,8	13,5	14,3			
4.9.91	14,4	13,8	10,9	19,4	17,6	11,6			
1.10.91	17,5	17,0	17,7	17,8	17,1	16,2			
29.10.91	12,5	15,3	15,3	15,0	15,6	14,9			
26.2.92	11,9	12,7	11,7	12,3	12,4	11,5	*	*	*
9.3.92	11,5	11,0	12,1	11,6	14,6	11,9	*	*	*
14.4.92	7,2	10,0	7,8	7,4	7,4	6,0	7	6,6	7,6
24.4.92	1,3	4,0	5,1	2,1	3,7	4,9	4,6	4,8	3,8
4.5.92	2,1	2,5	2,3	2,3	2,2	2,5	2,5	2,4	2,6
26.5.92	5,9	7,0	4,5	6,6	5,9	2,2	3,5	5,6	9,9
10.6.92	2,2	2,8	2,9	2,6	11,7	7,2	5,4	2,6	2,4
22.6.92	1,5	2,3	1,5	2,0	4,0	2,8	2,6	2,1	2,3
6.7.92	1,3	4,4	2,4	2,0	3,3	2,8	3,9	3,6	1,7
27.7.92	3,2	3,8	3,5	2,8	2,6	3,3	3,9	3,3	2,7
7.8.92	8,1	6,1	8,6	8,6	8,5	8,8	11,8	9	12,2
24.8.92	20,9	20,1	19,7	20,7	17,0	17,4	13,4	15,4	19,3
14.9.92	14,0	15,8	15,6	15,0	16,7	16,5	16	14,1	13
28.9.92	14,1	15,4	*	13,9	14,9	*	12,7	13,6	13,3
13.10.92	14,6	22,2	*	16,2	18,7	*	15,6	15	16,6
<i>Moyenne</i>	7,81	9,08	7,92	8,67	9,82	8,18	7,92	7,55	8,26
<i>Ecart-type</i>	6,30	6,54	5,96	6,66	6,16	5,59	5,16	5,21	6,15
<i>Minimum</i>	0,75	1,20	1,15	0,70	1,20	1,40	2,50	2,10	1,70
<i>maximum</i>	20,90	22,20	19,70	20,70	18,70	17,40	16,00	15,40	19,30

Perte au Feu (%)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St 3
4.6.91	40	*	*	43	*	*			
22.6.91	47	43	28	*	*	*			
12.7.91	60	63	57	77	75	64			
25.7.91	70	70	71	61	60	56			
7.8.91	74	69	69	73	77	65			
22.8.91	65	68	68	74	70	65			
4.9.91	86	84	70	87	83	68			
1.10.91	90	90	91	90	92	94			
29.10.91	98	90	91	92	91	91			
26.2.92	66	72	65	67	65	66	*	*	*
9.3.92	63	60	58	59	60	58	*	*	*
14.4.92	58	64	59	53	49	50	54	64	42
24.4.92	54	40	41	43	43	45	46	58	47
4.5.92	46	50	67	54	39	36	32	23	54
26.5.92	88	64	67	86	78	47	66	75	81
10.6.92	68	68	76	62	31	50	50	62	75
22.6.92	45	53	38	48	41	54	68	38	62
6.7.92	60	53	56	63	56	62	66	52	81
27.7.92	54	56	55	57	56	54	45	51	62
7.8.92	73	57	70	77	68	57	78	78	75
24.8.92	53	58	51	55	55	66	51	52	53
14.9.92	51	51	50	49	52	44	49	51	56
28.9.92	49	56	*	49	47	*	54	49	52
13.10.92	64	47	*	60	55	*	52	57	60
<i>Moyenne</i>	63,4	62,0	61,8	64,3	61,0	59,6	54,7	54,6	61,5
<i>Ecart-type</i>	15,40	13,42	15,50	15,06	16,74	14,23	12,03	14,34	12,80
<i>Minimum</i>	40	40	28	43	31	36	32	23	42
<i>maximum</i>	98	90	91	92	92	94	78	78	81

Annexe 11 page 2

NO2 (mgN/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	0,035	*	*	0,039	*	*			
22.6.91	0,004	0,003	0,003	*	*	*			
12.7.91	0,007	0,007	0,007	0,007	0,008	0,006			
25.7.91	0,010	0,009	0,010	0,004	0,005	0,004			
7.8.91	0,006	0,006	0,005	0,004	0,006	0,005			
22.8.91	0,006	0,007	0,007	0,005	0,007	0,007			
4.9.91	0,006	0,006	0,006	0,006	0,005	0,006			
1.10.91	0,006	0,007	0,132	0,006	0,005	0,005			
29.10.91	0,008	0,008	0,006	0,006	0,006	0,009			
26.2.92	0,0127	0,0123	0,0123	0,0114	0,0118	0,0127	*	*	*
9.3.92	0,0060	0,0070	0,0060	0,0050	0,0060	0,0080	*	*	*
14.4.92	0,0044	0,0044	0,0048	0,0048	0,0044	0,0039	0,0039	0,0044	0,0053
24.4.92	0,0070	0,0075	0,0079	0,0070	0,0070	0,0070	0,0066	0,0075	0,0066
4.5.92	0,0088	0,0088	0,0096	0,0096	0,0096	0,0101	0,0083	0,0074	0,0083
26.5.92	0,0088	0,0092	0,0105	0,0096	0,0092	0,0096	0,0096	0,0083	0,0079
10.6.92	0,0175	0,0153	0,0140	0,0131	0,0183	0,0148	0,0079	0,0127	0,0136
22.6.92	0,0372	0,0377	0,0381	0,0377	0,0372	0,0372	0,0110	0,0280	0,0293
6.7.92	0,0324	0,0324	0,0324	0,0258	0,0263	0,0271	0,0206	0,0241	0,0276
27.7.92	0,0074	0,0105	0,0118	0,0070	0,0079	0,0066	0,0061	0,0066	0,0066
7.8.92	0,0057	0,0057	0,0075	0,0053	0,0057	0,0066	0,0048	0,0048	0,0048
24.8.92	0,0118	0,0140	0,0175	0,0083	0,0092	0,0083	0,0088	0,0074	0,0053
14.9.92	0,0149	0,0070	0,0066	0,0092	0,0096	0,0070	0,0140	0,0074	0,0048
28.9.92	0,0053	0,0088	*	0,0061	0,0053	*	0,0092	0,0057	0,0048
13.10.92	0,0088	0,0070	*	0,0066	0,0066	*	0,0057	0,0088	0,0105
<i>Moyenne</i>	0,0115	0,0105	0,0169	0,0106	0,0098	0,0100	0,0090	0,0102	0,0104
<i>Ecart-type</i>	0,0096	0,0083	0,0278	0,0099	0,0079	0,0082	0,0044	0,0074	0,0084
<i>Minimum</i>	0,0040	0,0030	0,0030	0,0040	0,0044	0,0039	0,0039	0,0044	0,0048
<i>maximum</i>	0,0372	0,0377	0,1320	0,0390	0,0372	0,0372	0,0206	0,0280	0,0293

NO3 (mgN/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	0,043	*	*	0,052	*	*			
22.6.91	0,418	0,385	0,385	*	*	*			
12.7.91	0,480	0,429	0,407	0,389	0,396	0,389			
25.7.91	0,330	0,301	0,324	0,350	0,359	0,349			
7.8.91	0,185	0,153	0,200	0,180	0,153	0,199			
22.8.91	0,469	0,469	0,480	0,465	0,473	0,465			
4.9.91	0,178	0,145	0,171	0,156	0,211	0,164			
1.10.91	0,251	0,219	0,244	0,180	0,185	0,178			
29.10.91	0,320	0,291	0,273	0,273	0,262	0,265			
26.2.92	0,367	0,451	0,684	0,265	0,255	0,298	*	*	*
9.3.92	0,302	0,284	0,174	0,167	0,174	0,193	*	*	*
14.4.92	0,153	0,164	0,174	0,174	0,407	0,211	0,171	0,189	0,182
24.4.92	0,778	0,327	0,305	0,251	0,254	0,244	0,229	0,225	0,225
4.5.92	0,233	0,269	0,319	0,233	0,218	0,174	0,214	0,153	0,225
26.5.92	0,218	0,313	0,258	0,225	0,214	0,240	0,356	0,280	0,287
10.6.92	0,124	0,120	0,102	0,102	0,116	0,149	0,065	0,091	0,094
22.6.92	0,411	0,316	0,327	0,334	0,287	0,302	0,280	0,320	0,291
6.7.92	0,291	0,244	0,244	0,233	0,254	0,240	0,233	0,236	0,240
27.7.92	0,241	0,211	0,200	0,193	0,185	0,200	0,207	0,165	0,196
7.8.92	0,258	0,284	0,265	0,236	0,251	0,229	0,214	0,229	0,229
24.8.92	0,171	0,160	0,153	0,160	0,156	0,160	0,160	0,185	0,156
14.9.92	0,240	0,251	0,894	0,240	0,222	0,225	0,193	0,214	0,207
28.9.92	0,262	0,276	*	0,247	0,218	*	0,265	0,251	0,262
13.10.92	0,204	0,215	*	0,207	0,211	*	0,225	0,218	0,207
<i>Moyenne</i>	0,289	0,273	0,313	0,231	0,248	0,244	0,216	0,212	0,215
<i>Ecart-type</i>	0,150	0,097	0,186	0,091	0,089	0,082	0,068	0,058	0,053
<i>Minimum</i>	0,043	0,120	0,102	0,052	0,116	0,149	0,065	0,091	0,094
<i>maximum</i>	0,778	0,469	0,894	0,465	0,473	0,465	0,356	0,320	0,291

Annexe 11 page 3

NH4 (mgN/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	0,027	*	*	0,024	*	*			
22.6.91	0,024	0,025	0,023	*	*	*			
12.7.91	0,038	0,023	0,021	0,023	0,019	0,023			
25.7.91	0,036	0,035	0,036	0,018	0,018	0,018			
7.8.91	0,014	0,016	0,016	0,012	0,015	0,012			
22.8.91	0,061	0,071	0,076	0,017	0,029	0,030			
4.9.91	0,027	0,040	0,112	0,064	0,019	0,080			
1.10.91	0,020	0,020	0,019	0,014	0,014	0,015			
29.10.91	0,184	0,167	0,178	0,164	0,166	0,169			
26.2.92	0,0425	0,0347	0,0371	0,0309	0,0293	0,0324	*	*	*
9.3.92	0,0250	0,0258	0,0205	0,0220	0,0182	0,0197	*	*	*
14.4.92	0,0220	0,0261	0,0334	0,0253	0,0318	0,0269	0,0286	0,0318	0,0277
24.4.92	0,1690	0,2040	0,2130	0,1700	0,1790	0,1830	0,1560	0,1490	0,1540
4.5.92	0,2141	0,2197	0,2157	0,1997	0,2220	0,2204	0,1958	0,1775	0,1918
26.5.92	0,0395	0,0625	0,1780	0,0403	0,0567	0,0938	0,0271	0,0535	0,0321
10.6.92	0,2886	0,2861	0,2828	0,2645	0,2528	0,2354	0,2029	0,2811	0,3377
22.6.92	0,2805	0,2805	0,2478	0,2637	0,2646	0,2602	0,0832	0,2743	0,2708
6.7.92	0,1253	0,1323	0,1323	0,1114	0,1129	0,1099	0,1021	0,0905	0,1647
27.7.92	0,0402	0,0630	0,0538	0,0227	0,0235	0,0235	0,0538	0,0311	0,0387
7.8.92	0,0380	0,0522	0,0585	0,0221	0,0490	0,0569	0,0142	0,0300	0,0261
24.8.92	0,1480	0,2120	0,2200	0,1090	0,1170	0,1940	0,1940	0,1990	0,0770
14.9.92	0,0520	0,0340	0,0330	0,0220	0,0300	0,0360	0,0780	0,0610	0,0260
28.9.92	0,0564	0,0502	*	0,0417	0,0378	*	0,0232	0,0317	0,0278
13.10.92	0,0210	0,0172	*	0,0179	0,0164	*	0,0179	0,0156	0,0179
<i>Moyenne</i>	0,0831	0,0912	0,1051	0,0739	0,0782	0,0920	0,0905	0,1097	0,1071
<i>Ecart-type</i>	0,0848	0,0895	0,0900	0,0818	0,0839	0,0855	0,0730	0,0958	0,1071
<i>Minimum</i>	0,0140	0,0160	0,0160	0,0120	0,0140	0,0120	0,0142	0,0156	0,0179
<i>maximum</i>	0,2886	0,2861	0,2828	0,2645	0,2646	0,2602	0,2029	0,2811	0,3377

Ntot (mgN/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	1,14	*	*	0,74	*	*			
22.6.91	1,93	1,65	2,93	*	*	*			
12.7.91	1,13	1,66	1,10	0,87	1,22	0,73			
25.7.91	1,32	1,25	1,20	0,95	1,01	0,92			
7.8.91	3,56	2,21	2,19	1,15	1,06	1,10			
22.8.91	2,81	2,52	1,89	1,79	1,63	1,64			
4.9.91	2,09	1,80	1,95	1,93	1,64	1,56			
1.10.91	3,12	3,00	3,09	2,85	2,80	2,84			
29.10.91	2,61	2,66	2,54	2,10	1,63	1,81			
26.2.92	1,52	4,58	2,74	2,83	2,03	1,70	*	*	*
9.3.92	2,10	2,05	1,51	1,65	2,13	1,83	*	*	*
14.4.92	1,45	1,50	1,25	1,55	1,62	1,46	1,43	1,39	1,19
24.4.92	1,50	1,28	1,41	2,39	1,55	1,36	1,05	1,93	2,05
4.5.92	1,24	1,03	1,05	1,36	1,33	1,24	0,71	0,99	0,80
26.5.92	3,87	3,42	2,42	1,30	2,02	2,10	2,31	1,77	1,16
10.6.92	4,33	1,75	1,81	1,84	2,03	2,18	1,87	1,94	2,44
22.6.92	1,90	1,93	2,28	1,69	1,35	1,82	1,21	2,07	1,18
6.7.92	3,89	4,36	3,10	3,51	2,60	3,52	3,55	2,92	1,44
27.7.92	2,00	1,95	1,57	1,49	1,67	1,62	1,65	1,57	1,62
7.8.92	1,78	1,76	1,79	1,53	1,87	1,64	2,08	2,40	1,64
24.8.92	1,69	1,55	1,78	1,32	1,28	1,34	1,28	1,40	1,33
14.9.92	1,56	1,60	3,07	1,75	1,93	1,67	2,19	2,89	2,09
28.9.92	2,41	2,16	*	1,88	1,79	*	1,57	1,84	1,67
13.10.92	1,53	1,55	*	1,57	1,47	*	1,34	1,23	1,40
<i>Moyenne</i>	2,2	2,1	2,0	1,7	1,7	1,7	1,7	1,9	1,5
<i>Ecart-type</i>	0,94	0,92	0,68	0,66	0,45	0,63	0,72	0,59	0,45
<i>Minimum</i>	1,133	1,026	1,05	0,74	1,01	0,73	0,71	0,994	0,795
<i>maximum</i>	4,333	4,578	3,098	3,51	2,8	3,519	3,55	2,923	2,439

Annexe 11 page 4

PO4 (mgP/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	0,005	*	*	0,005	*	*			
22.6.91	0,019	0,019	0,024	*	*	*			
12.7.91	0,024	0,012	0,026	0,012	0,004	0,045			
25.7.91	0,080	0,080	0,084	0,059	0,052	0,082			
7.8.91	0,126	0,126	0,120	0,113	0,113	0,111			
22.8.91	0,189	0,202	0,185	0,181	0,181	0,191			
4.9.91	0,187	0,195	0,248	0,218	0,205	0,287			
1.10.91	0,200	0,204	0,222	0,220	0,221	0,235			
29.10.91	0,308	0,207	0,216	0,218	0,249	0,231			
26.2.92	0,011	0,011	0,011	0,009	0,011	0,009	*	*	*
9.3.92	0,013	0,011	0,011	0,009	0,020	0,011	*	*	*
14.4.92	0,006	0,006	0,006	0,006	0,004	0,006	0,006	0,006	0,008
24.4.92	0,033	0,042	0,042	0,033	0,037	0,039	0,035	0,037	0,035
4.5.92	0,044	0,046	0,046	0,044	0,053	0,062	0,044	0,044	0,042
26.5.92	0,020	0,031	0,051	0,013	0,011	0,015	0,020	0,018	0,024
10.6.92	0,134	0,141	0,154	0,150	0,141	0,134	0,097	0,150	0,154
22.6.92	0,167	0,185	0,167	0,174	0,185	0,187	0,231	0,178	0,187
6.7.92	0,178	0,180	0,191	0,187	0,187	0,187	0,200	0,205	0,209
27.7.92	0,132	0,141	0,152	0,134	0,141	0,143	0,189	0,174	0,152
7.8.92	0,352	0,348	0,348	0,345	0,361	0,359	0,343	0,374	0,394
24.8.92	0,328	0,323	0,321	0,345	0,341	0,352	0,462	0,455	0,350
14.9.92	0,213	0,207	0,185	0,207	0,209	0,213	0,238	0,220	0,200
28.9.92	0,257	0,277	*	0,279	0,277	*	0,227	0,273	0,268
13.10.92	0,141	0,152	*	0,134	0,134	*	0,070	0,134	0,137
<i>Moyenne</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
<i>Ecart-type</i>	0,11	0,10	0,10	0,11	0,11	0,11	0,14	0,14	0,12
<i>Minimum</i>	0,005	0,006	0,006	0,005	0,004	0,006	0,006	0,006	0,008
<i>maximum</i>	0,352	0,348	0,348	0,345	0,361	0,359	0,462	0,455	0,394

Ptot (mgP/l)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	0,006	*	*	0,006	*	*			
22.6.91	0,05	0,055	0,06	*	*	*			
12.7.91	0,097	0,058	0,071	0,126	0,067	0,084			
25.7.91	0,156	0,155	0,176	0,154	0,148	0,151			
7.8.91	0,185	0,185	0,202	0,193	0,189	0,185			
22.8.91	0,685	0,412	0,374	0,407	0,369	0,365			
4.9.91	0,397	0,374	0,403	0,391	0,420	0,395			
1.10.91	0,402	0,412	0,431	0,405	0,407	0,405			
29.10.91	0,374	0,400	0,405	0,387	0,396	0,400	*	*	*
9.3.92	0,110	0,123	0,119	0,158	0,145	0,123	*	*	*
14.4.92	0,086	0,086	0,086	0,095	0,095	0,095	0,090	0,099	0,103
24.4.92	0,075	0,084	0,088	0,088	0,079	0,088	0,088	0,097	0,088
4.5.92	0,141	0,180	0,123	0,114	0,123	0,123	0,106	0,185	0,132
26.5.92	0,070	0,079	0,128	0,075	0,110	0,128	0,101	0,092	0,110
10.6.92	0,194	0,202	0,194	0,189	0,330	0,260	0,198	0,202	0,211
22.6.92	0,194	0,202	0,198	0,194	0,216	0,238	0,238	0,202	0,207
6.7.92	0,264	0,326	0,361	0,304	0,290	0,246	0,352	0,264	0,286
27.7.92	0,229	0,251	0,300	0,224	0,238	0,224	0,300	0,242	0,220
7.8.92	0,453	0,471	0,506	0,475	0,475	0,493	0,502	0,462	0,466
24.8.92	0,603	0,594	0,598	0,546	0,559	0,581	0,607	0,638	0,550
14.9.92	0,339	0,352	0,400	0,361	0,374	0,356	0,361	0,356	0,400
28.9.92	0,436	0,449	*	0,440	0,431	*	0,396	0,414	0,437
13.10.92	0,260	0,277	*	0,277	0,264	*	0,202	0,264	0,277
<i>Moyenne</i>	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
<i>Ecart-type</i>	0,18	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,17	0,16	0,15
<i>Minimum</i>	0,006	0,055	0,06	0,006	0,067	0,084	0,088	0,092	0,088
<i>maximum</i>	0,685	0,594	0,598	0,546	0,559	0,581	0,607	0,638	0,55

Annexe 11 page 5

Chl tot ($\mu\text{g/l}$)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	*	*	*	*	*	*			
22.6.91	1,1	1	1,9	*	*	*			
12.7.91	2,8	2,4	2,4	1,9	2,7	2,7			
7.8.91	17,7	17,7	10,0	16,5	16,1	16,7			
22.8.91	103,0	89,6	86,2	103,0	94,6	94,6			
4.9.91	178,9	158,9	65,2	199,8	256,2	63,9			
29.10.91	19,1	18,7	15,5	20,9	19,1	22,4			
26.2.92	108,1	112,9	128,1	97,4	95,7	95,7	*	*	*
9.3.92	54,5	54,5	59,6	50,6	46,7	49,7	*	*	*
14.4.92	21,7	22,1	21,7	22,1	22,6	21,9	22,2	22,4	19,6
24.4.92	2,9	3,5	6,5	2,4	2,9	3,2	5,2	3,4	3,6
4.5.92	5,7	6,5	6,4	6,1	7,5	6,9	7,8	11,5	7,4
26.5.92	27,3	18,3	12,7	29,9	23,4	34,4	12,3	20,2	61,7
10.6.92	5,6	7,8	7,1	5,4	21,8	37,9	15,6	6,0	4,9
22.6.92	3,4	12,8	54,3	3,9	6,3	4,8	6,7	3,0	2,7
6.7.92	4,9	4,5	4,5	4,9	5,2	4,1	6,6	4,0	0,4
27.7.92	11,3	11,8	11,1	9,0	9,7	9,5	11,1	9,8	9,0
7.8.92	39,9	36,2	36,5	39,7	31,4	31,7	59,9	41,7	53,9
24.8.92	113,8	109,1	114,3	145,2	139,1	131,8	110,8	95,1	134,9
14.9.92	72,9	79,4	66,3	66,2	64,5	65,6	52,1	60,7	60,7
28.9.92	76,1	74,6	*	73,6	76,8	*	54,9	59,1	56,4
13.10.92	49,5	51,6	*	54,0	52,3	*	49,9	37,8	41,1
<i>Moyenne</i>	43,8	42,6	37,4	47,6	49,7	38,8	31,9	28,8	35,1
<i>Ecart-type</i>	48,57	45,07	39,50	53,74	61,55	37,88	31,64	28,58	38,74
<i>Minimum</i>	1,1	1	1,9	1,9	2,7	2,7	5,2	3	0,4
<i>maximum</i>	178,9	158,9	128,1	199,8	256,2	131,8	110,8	95,1	134,9

Chl a ($\mu\text{g/l}$)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	*	*	*	*	*	*			
22.6.91	0,5	0,4	1,2	*	*	*			
12.7.91	2,1	1,8	1,5	1,5	2,2	2,1			
7.8.91	13,8	14,2	8,0	13,6	13,1	13,6			
22.8.91	83,3	91,0	75,0	98,5	88,1	90,5			
4.9.91	49,7	72,9	38,4	26,2	9,6	8,5			
29.10.91	16,6	15,2	12,5	17,9	16,0	19,2			
26.2.92	65,3	60,9	48,4	74,9	83,5	78,9	*	*	*
9.3.92	44,5	34,5	42,2	36,5	34,4	39,5	*	*	*
14.4.92	15,5	15,2	15,0	15,0	16,0	15,5	15,2	15,5	12,3
24.4.92	1,4	1,6	1,2	1,2	1,6	1,4	2,7	2,1	1,6
4.5.92	3,4	2,7	3,7	3,4	4,8	4,1	3,9	6,8	4,3
26.5.92	17,4	10,7	3,2	17,6	9,6	14,2	9,3	3,2	5,1
10.6.92	4,5	4,6	6,1	5,0	18,9	32,4	12,7	5,0	3,7
22.6.92	2,5	10,5	43,9	2,4	4,4	3,6	5,6	2,5	2,3
6.7.92	3,9	3,0	3,0	3,6	4,3	3,2	4,3	3,4	0,2
27.7.92	10,1	10,5	9,6	7,7	8,0	7,7	8,4	7,8	7,8
7.8.92	35,0	31,0	32,6	34,7	27,8	27,4	50,1	33,8	46,5
24.8.92	99,9	91,8	114,3	125,2	61,4	73,4	110,8	83,5	121,5
14.9.92	63,5	68,1	57,9	58,5	56,9	58,2	46,2	54,5	53,1
28.9.92	59,8	57,9	*	58,2	59,8	*	45,7	46,7	45,9
13.10.92	40,6	42,5	*	44,6	43,3	*	10,9	30,4	34,2
<i>Moyenne</i>	30,2	30,5	27,2	32,3	28,2	27,4	25,1	22,7	26,0
<i>Ecart-type</i>	30,16	30,95	30,85	35,01	27,74	28,90	31,07	25,64	34,74
<i>Minimum</i>	0,5	0,4	1,2	1,2	1,6	1,4	2,7	2,1	0,2
<i>maximum</i>	99,9	91,8	114,3	125,2	88,1	90,5	110,8	83,5	121,5

Annexe 11 page 6

Phéopigments ($\mu\text{g/l}$)

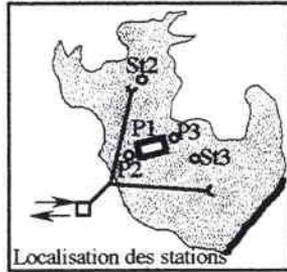
Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	*	*	*	*	*	*			
22.6.91	0,6	0,6	0,7	*	*	*			
12.7.91	0,6	0,5	0,8	0,3	0,4	0,5			
7.8.91	3,9	3,5	2,0	2,9	3,0	3,1			
22.8.91	19,7	8,6	11,1	4,5	6,5	4,4			
4.9.91	129,2	86,0	26,8	274,0	247,0	55,0			
29.10.91	2,5	3,5	3,0	3,0	3,0	3,2			
26.2.92	42,7	52,0	79,7	22,5	12,2	16,8	*	*	*
9.3.92	10,0	19,9	17,4	14,1	12,4	10,2	*	*	*
14.4.92	6,2	6,8	6,7	7,1	6,6	6,4	7,0	6,9	7,3
24.4.92	1,4	1,9	2,2	1,1	1,3	1,8	2,6	1,2	2,0
4.5.92	2,3	3,8	2,6	2,7	2,7	2,8	3,9	4,7	3,1
26.5.92	9,9	7,6	9,5	12,3	13,8	20,2	3,0	17,0	56,6
10.6.92	1,2	3,2	1,1	0,4	2,9	5,5	2,8	1,0	1,1
22.6.92	0,8	2,3	10,4	1,5	1,9	1,2	1,1	0,1	0,4
6.7.92	0,9	1,5	1,5	1,3	1,0	0,9	2,3	0,6	0,2
27.7.92	1,2	1,3	1,5	1,3	1,7	1,8	2,7	2,0	1,1
7.8.92	4,9	5,2	4,0	5,0	3,6	4,3	9,8	7,9	7,5
24.8.92	14,0	17,3	0,0	20,0	77,6	53,8	0,0	11,6	13,5
14.9.92	9,3	11,3	8,4	7,7	7,6	7,4	6,0	6,3	7,6
28.9.92	16,3	16,6	*	15,4	17,0	*	9,3	12,3	10,5
13.10.92	8,9	9,1	*	9,4	9,1	*	9,1	7,3	6,9
<i>Moyenne</i>	13,6	12,5	10,0	20,3	21,6	11,1	4,6	6,1	9,1
<i>Ecart-type</i>	28,21	20,33	18,21	60,08	55,63	16,64	3,29	5,23	14,89
<i>Minimum</i>	0,6	0,5	0	0,3	0,4	0,5	0	0,05	0,2
<i>maximum</i>	129,2	86	79,7	274	247	55	9,8	17	56,6

Phéopigments (%)

Date	Cages S	Cages 1m	Cages 2m	St tém S	St tém 1m	St tém 2m	St 1	St 2	St3
4.6.91	*	*	*	*	*	*			
22.6.91	52	61	36	*	*	*			
12.7.91	23	23	35	17	15	21			
7.8.91	22	20	20	18	19	19			
22.8.91	19	9	13	4	7	5			
4.9.91	72	54	41	91	96	87			
29.10.91	13	19	19	15	16	14			
26.2.92	40	46	62	23	13	18	*	*	*
9.3.92	18	37	29	28	26	21	*	*	*
14.4.92	29	31	31	32	29	29	32	31	37
24.4.92	50	54	64	47	44	56	49	37	56
4.5.92	41	59	41	45	36	40	50	41	42
26.5.92	36	42	75	41	59	59	24	84	92
10.6.92	21	41	15	7	13	14	18	17	23
22.6.92	25	18	19	39	30	24	17	15	16
6.7.92	19	33	33	27	18	22	35	15	52
27.7.92	11	11	13	15	18	19	25	20	13
7.8.92	12	14	11	13	12	14	16	19	14
24.8.92	12	16	0	14	56	44	0	12	10
14.9.92	13	14	13	12	12	11	11	10	13
28.9.92	21	22	*	21	22	*	17	21	19
13.10.92	18	18	*	17	17	*	18	19	17
<i>Moyenne</i>	27,0	30,6	30,0	26,3	27,9	28,7	24,0	26,2	31,1
<i>Ecart-type</i>	16,02	16,82	20,02	19,62	21,58	20,91	14,34	19,72	24,07
<i>Minimum</i>	11	9	0	4	7	5	0	10	10
<i>maximum</i>	72	61	75	91	96	87	50	84	92

Annexe 12

Étude des variations saisonnières entre 3 stations et 3 profondeurs du point de vue trophique sur la retenue du Mirgenbach au cours de trois campagnes.

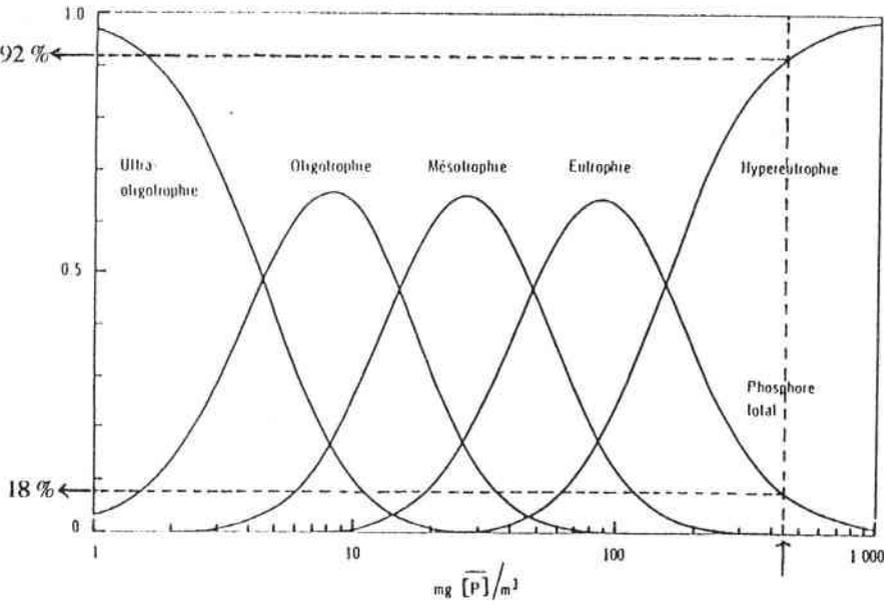


CV = coefficient de variation, CVm = coefficient de variation de la méthode (échantillonnage et analyse).

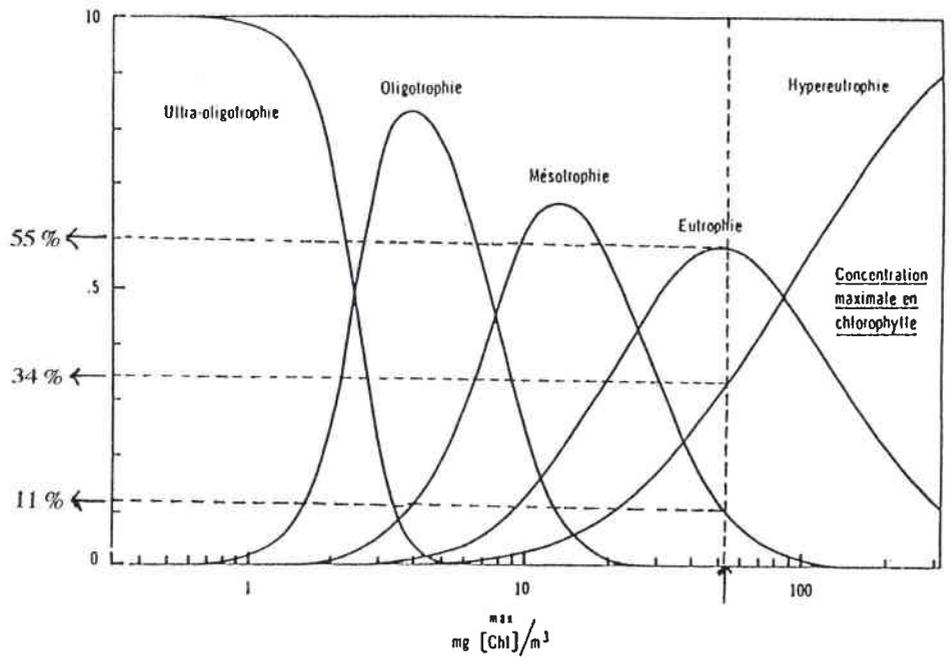
		23/11/89					24/01/90		9/05/90		
		P1	P2	P3	St2	St3	P1	St3	P1	St2	St3
	Prof. (m)										
T° (°C)	0	10,2	10,1	10,2	10,6	10,2	9,4	9,4	21,8	21,8	21,7
	-4	10,0	10,1	10,1	10,3	10,2	9,6	9,5	21,6	21,6	21,6
	-8	10,1	10,1	10,1	10,1	10,1	9,1	9,0	21,4	21,5	21,5
	CV (%)	1,0	0,0	0,6	2,4	0,6	2,7	2,8	0,9	0,7	0,5
O2 (mg/l)	0	12,1	12,2	12,3	12,2	11,8	11,7	11,5	7,9	7,9	7,8
	-4	12,0	12,0	12,1	12,1	11,9	11,6	11,3	8,3	8,5	7,9
	-8	11,9	11,9	12,0	12,0	11,9	11,5	11,2	8,5	8,7	8,3
	CVm (%) = 2,6 CV (%)	0,8	1,3	1,3	0,8	0,5	0,9	1,3	3,7	5,0	3,3
pH	0	8,06	8,08	8,07	8,08	8,05	8,4	8,2	8,2	8,2	8,2
	-4	8,08	8,07	8,06	8,06	8,04	8,4	8,3	8,2	8,2	8,2
	-8	8,10	8,05	8,04	8,04	8,03	8,3	8,3	8,1	8,2	8,1
	CV (%)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,7	0,7	0,7	0,0	0,7
Cond (µS/cm)	0	1850	1840	1855	1870	1860	2280	2260	2150	2130	2160
	-4	1850	1840	1850	1860	1860	2280	2270	2160	2160	2160
	-8	1850	1800	1850	1860	1860	2260	2250	2170	2160	2160
	CV (%)	0,0	1,3	0,2	0,3	0,0	0,5	0,4	0,5	0,8	0,0
NO3 (mgN/l)	0	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	4,1	4,1	2,8	2,8	3,0
	-4	2,1	2,1	2,1	2,2	2,1	4,1	4,1	2,9	2,9	2,9
	-8	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	4,1	4,1	2,9	3,0	2,9
	CVm (%) = 0,2 CV (%)	0,5	0,5	1,0	1,7	0,7	0,3	0,8	1,3	2,1	1,3
NO2 (mgN/l)	0	0,113	0,116	0,116	0,119	0,115	0,132	0,132	0,081	0,082	0,077
	-4	0,113	0,116	0,115	0,120	0,116	0,132	0,131	0,078	0,079	0,077
	-8	0,115	0,116	0,114	0,115	0,116	0,133	0,130	0,079	0,078	0,078
	CVm (%) = 0,1 CV (%)	1,0	0,0	0,9	2,2	0,5	0,4	0,8	1,9	2,6	0,7
NH4 (mgN/l)	0	0,122	0,121	0,127	0,123	0,122	0,350	0,341	0,330	0,320	0,327
	-4	0,122	0,120	0,123	0,125	0,122	0,357	0,367	0,333	0,336	0,331
	-8	0,120	0,124	0,120	0,123	0,123	0,344	0,349	0,310	0,340	0,336
	CVm (%) = 1 CV (%)	1,0	1,7	2,8	0,9	0,5	1,9	3,8	3,9	3,2	1,4
Ntot (mgN/l)	0								3,27	3,77	3,83
	-4								3,88	3,67	3,70
	-8								3,52	3,87	3,67
	CVm (%) = 4,6 CV (%)								8,6	2,6	2,2
PO4 (mgP/l)	0	0,314	0,309	0,309	0,319	0,307	0,343	0,362	0,345	0,359	0,35
	-4	0,309	0,309	0,307	0,312	0,307	0,351	0,358	0,345	0,364	0,35
	-8	0,309	0,309	0,307	0,309	0,314	0,362	0,357	0,347	0,347	0,35
	CVm (%) = 0,9 CV (%)	0,9	0,0	0,4	1,6	1,3	2,7	0,7	0,3	2,4	0,3
Ptot (mgP/l)	0	0,430	0,398	0,421	0,393	0,379			0,459	0,420	0,398
	-4	0,473	0,457	0,432	0,440	0,398			0,435	0,407	0,398
	-8	0,417	0,412	0,384	0,374	0,389			0,407	0,431	0,431
	CVm (%) = 1,5 CV (%)	6,7	7,3	6,1	8,4	2,4			6,0	2,9	4,7
MES (mg/l)	0	6,65	5,60	5,20	3,60	2,83	4,45	4,70	4,55	4,25	2,83
	-4	6,70	4,86	4,67	3,33	2,75	4,35	4,15	4,50	5,22	3,67
	-8	6,60	6,40	4,47	2,87	3,80	4,55	3,75	3,94	3,22	3,28
	CVm (%) = 20 CV (%)	0,8	13,7	7,9	11,3	18,7	2,2	11,4	7,8	23,6	12,9

Distribution probable des catégories trophiques. Situations de la retenue du Mirgenbach et de l'étang de Lindre (d'après RYDING & RAST, 1994).

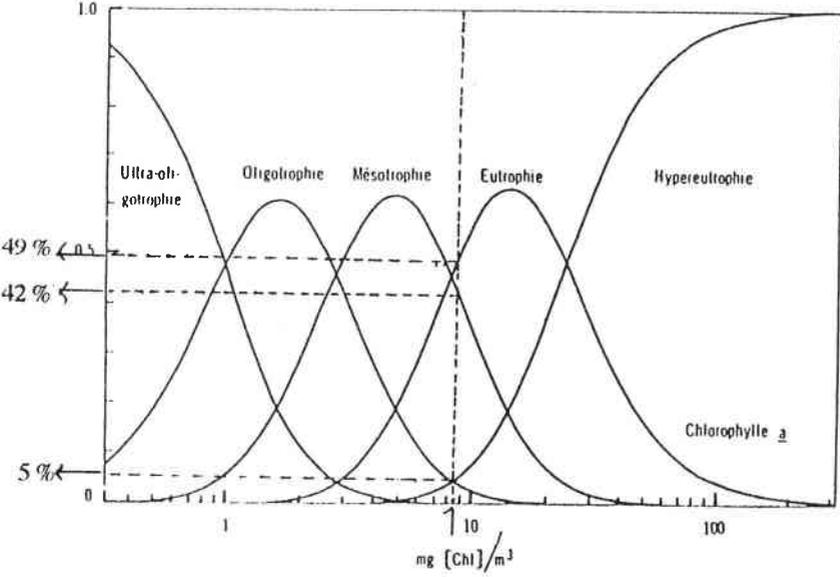
DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES



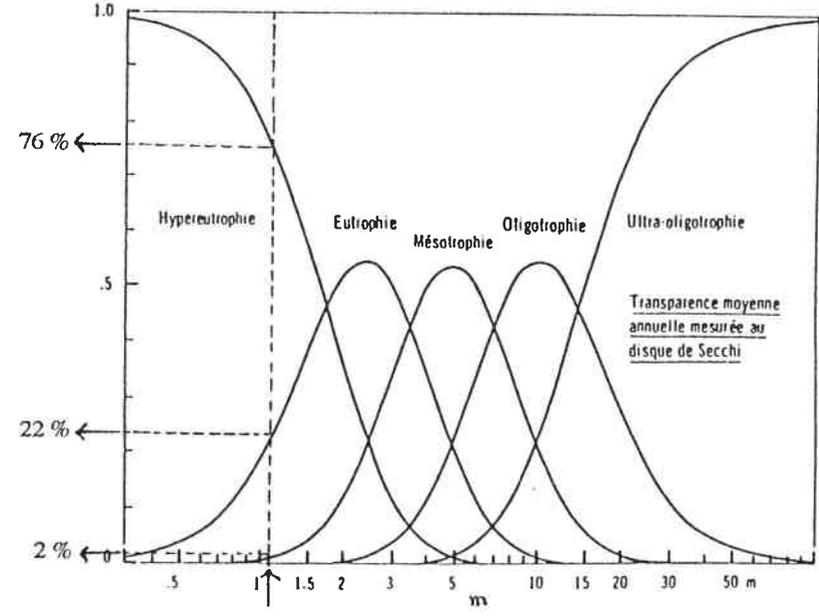
DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES



DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES

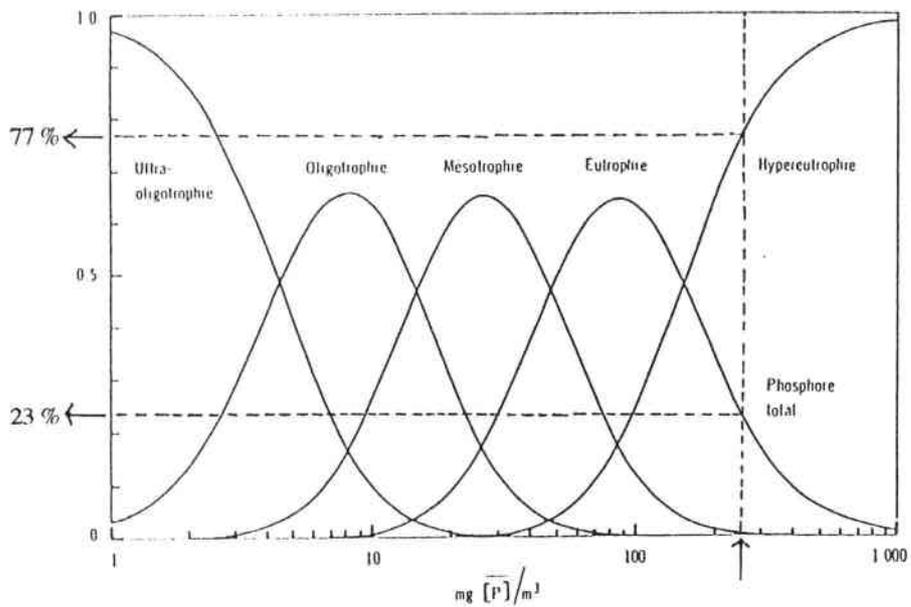


DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES

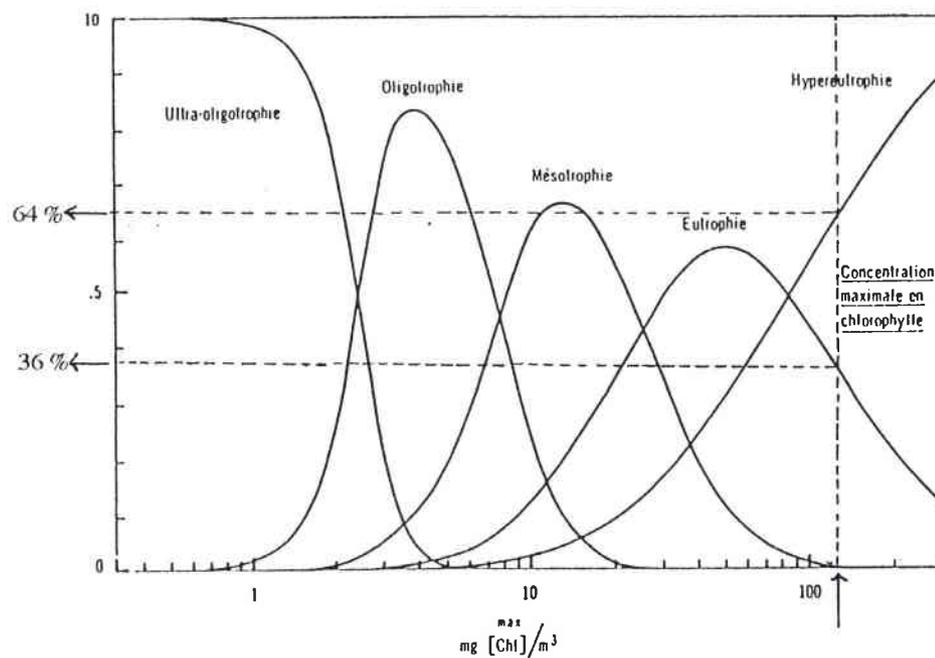


Retenue du Mirgenbach

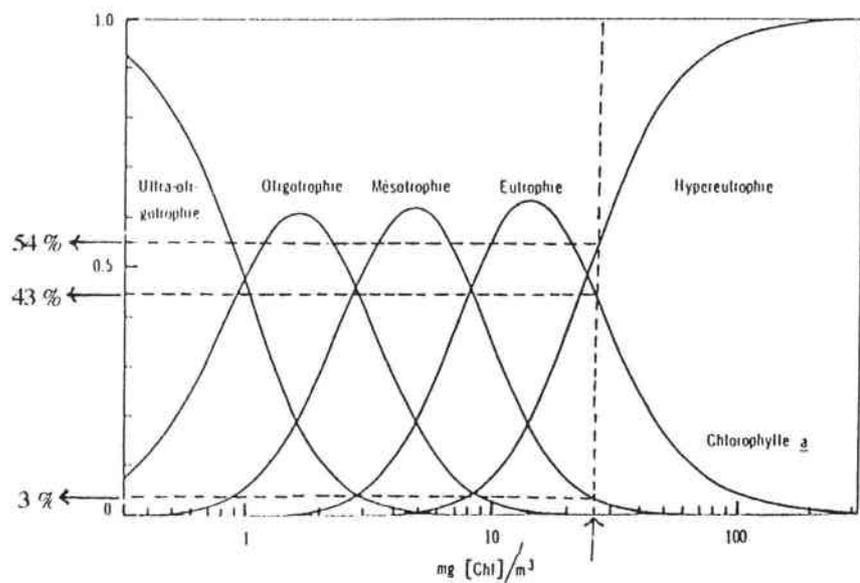
DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES



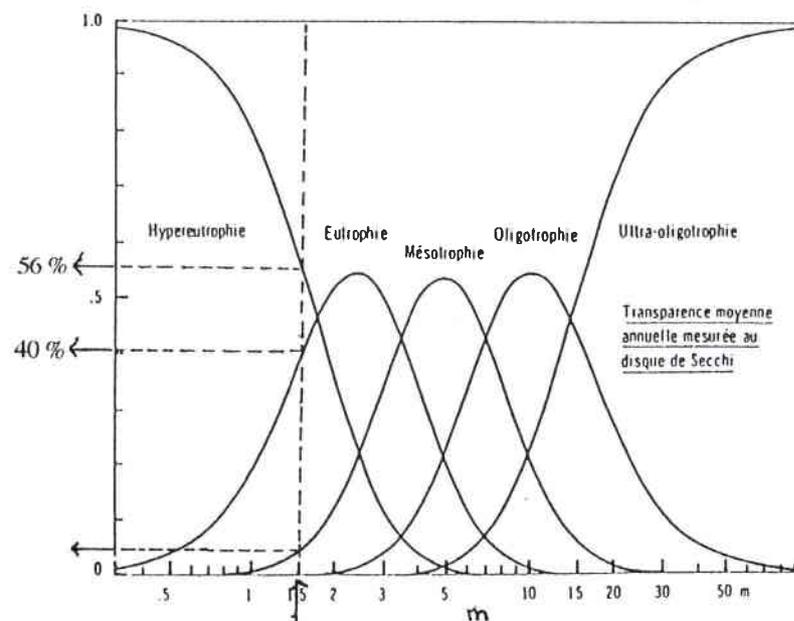
DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES



DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES



DISTRIBUTION PROBABLE DES DIFFERENTES CATEGORIES TROPHIQUES



Étang de Lindre

Annexe 14

Conditions physico-chimiques et trophiques de la retenue du Mirgenbach (M) et de l'étang de Lindre (L) au cours de l'étude du fouling en 1991.

MES = matières en suspension, MO = matières organiques, Chl = chlorophylles, tot = total

