Le plancton en étangs piscicoles extensifs : production et exportation

Stéphanie Didier

▶ **To cite this version:**

Stéphanie Didier. Le plancton en étangs piscicoles extensifs : production et exportation. Biologie animale. Université Paul Verlaine - Metz, 2003. Français. NNT : 2003METZ002S . tel-01749997

HAL Id: tel-01749997
https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01749997

Submitted on 29 Mar 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

7364 9328

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ
N° inv. 2003006S
Cote S/Mz 03/02

UNIVERSITE DE METZ

THESE

PRESENTEE A

L'UNIVERSITE DE METZ

ECOLE DOCTORALE
Ressources, Procédés, Produits, Environnement

Par **Stéphanie DIDIER**

Pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE METZ

Mention : Sciences de la Vie
Spécialité : Hydrobiologie

Le plancton en étangs piscicoles extensifs : Production et Exportation

Soutenue le 26 mai 2003

Après avis de :

Mme A. CAZAUBON	Professeur à l'université Aix-Marseille III
M. J. P. DESCY	Professeur à l'université de Belgique

Devant la commission d'examen constituée de :

M. J. BRUN BELLUT	Professeur IUT Nancy-Brabois, UHP Nancy I
Mme A. CAZAUBON	Professeur à l'université Aix-Marseille III
M. J. P. DESCY	Professeur à l'université de Belgique
M. G. LACROIX	Chargé de recherche à l'Ecole Normale Supérieure, Paris
Mme M. LEITAO	Directeur du Bureau d'étude BI-EAU
M. G. MASSON	Maître de conférence à l'université de Metz
M. J. C. PIHAN	Professeur à l'université de Metz – Directeur de thèse

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE DE METZ
031 465871 9

Remerciements

Ces remerciements se doivent de commencer par le professeur Jean-Claude Pihan sans qui rien ne serait arrivé. Je lui dois de m'avoir proposé cette thèse, puis de m'avoir guidée et soutenue, faisant preuve d'une bienveillance, d'une patience et d'une tolérance rare. Tous vos conseils me seront utiles dans une carrière future. Merci.

A mon co-encadrant, Monsieur G. Masson, Maître de conférence, j'exprime ma plus profonde gratitude. Vous avez su être là tout au long de cette (très) longue aventure, et jusqu'au bout vous avez donné votre temps, vos idées, et votre attention. Vous vous êtes posé en guide, pour la recherche et l'enseignement, mais surtout en ami dans les moments les plus difficiles.

Un merci tout particulier à Monsieur L. Léglize, Maître de conférence, qui m'a soutenue au quotidien, au laboratoire, sur le terrain, et en enseignement. Vous avez su me faire confiance et me communiquer votre savoir ainsi que votre gentillesse.

Que Madame le professeur A. Cazaubon, et Monsieur le professeur J.P. Descy trouvent ici ma reconnaissance pour avoir bien voulu examiner ce travail en tant que rapporteurs. Merci d'avoir manifesté votre intérêt pour cette étude.

Merci au Dr M. Leitao, au Professeur J. Brun Bellut, au Dr G. Lacroix d'avoir accepté de faire partie de mon jury et de poser sur ce travail un regard critique.

Certains résultats présentés dans ce travail sont les fruits de collaborations scientifiques. Merci à Mme Leitao, directrice du bureau d'étude « bi-eau » pour son travail rigoureux de détermination des algues de la Seille, à Messieurs Usseglio-Polatera et Beisel, Maîtres de conférence à l'université de Metz, pour leur disponibilité et leur aide précieuse lors de l'analyse statistique des données, et aux membres du CEGUM de Metz.

Je voudrais encore remercier Madame le Docteur Maria Leitao qui m'a encadrée pour la partie « cyanobactéries » de cette thèse. Elle m'a reçue à Angers et m'a formée intégralement au travail de détermination de ces algues. Ce n'est généralement pas dans les objectifs de travail d'un directeur de bureau d'étude, mais elle est bien plus que cela…

Je remercie tout le personnel du laboratoire qui m'a supportée et aidée (dans toutes les acceptions du terme) durant cette thèse. Tout travail scientifique se construit par de petites collaborations et les vôtres m'ont été précieuses. Alors merci de tout mon cœur à Mireille Ollivier, Philippe Wagner, Nathalie Kleinen, Catherine Drui, Etienne Morhain et Philippe Rousselle.

A Samuel, mon compagnon de galère, à Guillaume et Vincent, mes compatriotes de paillasse, merci d'avoir été là, avec votre bonne humeur, vos oreilles attentives et votre aide. Je vous souhaite de réussir comme vous le méritez.

Merci au directeur du service rural du Conseil Général de la Moselle : M. Pailheret et à son collaborateur : M. Soucat, aux responsables et membres de l'équipe du Domaine de Lindre.

Je remercie ma mère (pour le français) et ma cousine (pour l'anglais) qui se sont attaquées aux fautes de ce manuscrit.

Je remercie mes amies Dom et Mag, toujours là quand ça va et quand ça ne va pas !

Merci à toute ma famille, qui a toujours été près de moi : ma mère, mon père, ma sœur, ma nièce et mon beau frère. Vous m'avez poussée, motivée, encouragée…et donné les moyens de réussir cette épreuve. Si vous n'y aviez pas cru, je n'aurais pas pu.

Et puis merci à Mathieu. J'espère que tu me pardonneras ces instants (nombreux) de doutes et de mauvaise humeur. Ce travail n'aurait jamais abouti sans toi, alors il est aussi le tien…

ꝸ

Ces travaux ont été cofinancés par le Conseil Général de la Moselle et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Toute l'équipe « Lindre » les en remercie.

Table des matières

INTRODUCTION 1

Chapitre 1 : Les étangs piscicoles et le site d'étude

I FISH-BREEDING PONDS: KNOWLEDGE STATEMENT ABOUT TYPOLOGY, HYDRAULIC CONTROL AND PISCICULTURAL MANAGEMENT. SPECIAL EMPHASIS ON THE "PONDS COUNTRY" (LORRAINE, FRANCE) 3

I.1 ABSTRACT 3
I.2 INTRODUCTION 3
I.3 MATERIAL AND METHODS 4
I.3.1 First sample survey *4*
I.3.2 Second sample survey *4*
I.4 CHARACTERISTICS OF PONDS (AREAS AND USAGES) IN A EUROPEAN CONTEXT 6
I.5 PONDS NOMENCLATURE (TYPOLOGY) 7
I.6 HYDRAULIC CONTROL 8
I.6.1 Water supply *9*
I.6.2 Ponds emptying *9*
I.7 FISH BREEDING MANAGEMENT 11
I.8 PISCICULTURAL PRACTICES AND ENERGY FLUX 14
I.9 CONCLUSION 15
I.10 REFERENCES 16

II SITE D'ETUDE **20**

II.1 LE BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE LINDRE 20
II.1.1 L'étang de Lindre *20*
II.1.1.1 Les aménagements hydrauliques de l'étang de Lindre 20
II.1.1.2 Domaine du Lindre 21
II.1.2 Occupation des sols du bassin versant *23*
II.1.3 Géologie du bassin versant *24*
II.1.4 Topographie du bassin versant *25*
II.1.5 Réseau hydrographique dans le bassin versant *25*
II.1.6 Climatologie du bassin versant *26*
II.2 LA SEILLE 26

III MATERIEL ET METHODE **28**

III.1 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES 28
III.2 PARAMETRES BIOLOGIQUES 29
III.2.1 Le phytoplancton *29*
III.2.1.1 Analyse globale du phytoplancton 29
III.2.1.2 Etude exclusive des Cyanobactéries 30
III.2.2 Le zooplancton *31*
III.2.2.1 Détermination et comptage des espèces zooplanctoniques 31

III.2.2.2 Estimation des biomasses zooplanctoniques 32

I OVERALL FUNCTIONING OF FRENCH FISH-BREEDING PONDS. PART 1: PISCICULTURAL MANAGEMENT, HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS AND RESPONSE OF ZOOPLANKTON COMMUNITY 33

I.1 ABSTRACT 33
I.2 INTRODUCTION 34
I.3 MATERIALS AND METHODS 34
I.3.1 Study site 35
I.3.2 Sampling and analysis 35
I.4 RESULTS AND DISCUSSION 37
I.4.1 Hydraulic control 37
I.4.2 Fishery and stocking 39
I.4.3 Physical and chemical characteristics 41
I.4.4 Zooplankton: inter-pond and inter-year variations in composition, density and biomass 44
I.4.4.1 Species composition 44
I.4.4.2 Abundance and biomass 48
I.4.4.3 Discussion 51
I.4.5 Seasonal variations in zooplankton density and biomass in each pond 52
I.4.5.1 Temporal evolution of zooplankton density 52
I.4.5.2 Temporal evolution of zooplankton biomass 54
I.4.5.3 Discussion 56
I.5 REFERENCES 56

II OVERALL FUNCTIONING OF FRENCH FISH-BREEDING PONDS. PART 2: PHYTOPLANKTON RESPONSES TO MANIPULATIONS INDUCED BY PISCICULTURAL MANAGEMENT AND A SPECIAL EMPHASIS ON CYANOBACTERIA 59

II.1 ABSTRACT 59
II.2 INTRODUCTION 59
II.3 MATERIAL AND METHODS 60
II.3.1 Sampling and analysis 60
II.3.2 Background: macrophytes 61
II.4 RESULTS 61
II.4.1 Algal flora in fish-breeding ponds 61
II.4.2 Seasonal change of phytoplankton density (Figure 19) 66
II.4.3 Seasonal change of phytoplankton biomass (Figure 20) 68
II.4.4 Seasonal change of phytoplankton composition (Figure 21) 69
II.4.5 Seasonal change in community features (Figure 22) 70
II.4.6 Change in Cyanobacteria sequences (Figure 23 et Figure 24) 72
II.5 DISCUSSION 75
II.6 REFERENCES 77

III FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE DES ETANGS PISCICOLES LORRAINS. PARTIE 3 : BILAN 80

III.1 LES RELATIONS PHYTOPLANCTON-ZOOPLANCTON 80
III.1.1 Analyse bibliographique 80
III.1.2 Résultats et discussion 82
III.1.2.1 Approche globale des relations zooplancton-phytoplancton 82
III.1.2.2 Evolution temporelle des biomasses planctoniques 84

III.2 CONCLUSION : L'ETANG PISCICOLE EXTENSIF, UN SYSTEME AUX EAUX CLAIRES OU TURBIDES ? 89

I INTRODUCTION 94

II ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE 96

II.1 LES INTERACTIONS PLAN D'EAU/RIVIERE 96
II.2 LE ZOOPLANCTON EN AMONT ET EN AVAL D'UN PLAN D'EAU 97
II.3 LE PHYTOPLANCTON EN AMONT ET EN AVAL DE L'ETANG 98
II.4 LE TRANSPORT DES POPULATIONS ZOOPLANCTONIQUES EN RIVIERE 99
II.5 LE TRANSPORT DES POPULATIONS PHYTOPLANCTONIQUES DANS LA SEILLE 103
II.6 LE DEVENIR ET L'IMPACT DU ZOOPLANCTON 105

III SITE D'ETUDE ET METHODOLOGIE 106

III.1 LE RESEAU GLOBAL DE PRELEVEMENTS 106
III.2 LE TRAJET AMONT-AVAL DU ZOOPLANCTON : DES RUISSEAUX DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE LINDRE A LA SEILLE 108
III.2.1 Biomasse et espèces zooplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre, impact sur l'affluent récepteur (la Seille) 110
III.2.1.1 Date et localisation des prélèvements 110
III.2.1.2 Méthode de prélèvements 111
III.2.1.3 Paramètres suivis 111
III.2.2 Espèces zooplanctoniques exportées par l'étang de Rorbach, devenir et impact dans le milieu récepteur (l'étang de Lansquenet) 112
III.2.2.1 Date et localisation des prélèvements 112
III.2.2.2 Méthode de prélèvements 113
III.2.2.3 Paramètres suivis 113
III.3 LE PHYTOPLANCTON EN AMONT ET EN AVAL DE L'ETANG : DES RUISSEAUX DU BASSIN VERSANT A LA SEILLE 114
III.3.1 Les biomasses phytoplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre 114
III.3.1.1 Les flux de phytoplancton entrant et sortant du Lindre 114
III.3.1.2 Les populations phytoplanctoniques (espèces et densités) exportées dans la Seille 114
III.3.2 Les Cyanobactéries dans le système Lindre 116
III.3.2.1 Date et localisation des prélèvements 117
III.3.2.2 Méthode de prélèvements 117
III.3.2.3 Paramètres suivis 118

IV RESULTATS ET DISCUSSION 119

IV.1 PHYSICO-CHIMIE ET HYDROLOGIE DES STATIONS DU RESEAU « ZOOPLANCTON » ET « CYANOBACTERIES » 119
IV.1.1 Hydrologie du système 119
IV.1.2 Les paramètres physiques et chimiques 119
IV.1.3 Les paramètres liés à la biologie 123
IV.1.4 Les nutriments 124
IV.1.4.1 Ammonium (Figure 44) 124
IV.1.4.2 Nitrates (Figure 44) 125
IV.1.4.3 Nitrites (Figure 45) 126
IV.1.4.4 Phosphore (Figure 46) 127

IV.1.5 Caractérisation globale de chaque station et saison à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP, Figure 47) *128*
IV.1.6 La toxicité de laSeille liée à l'ammoniaque non ionisé *131*
IV.2 LE TRAJET AMONT-AVAL DU ZOOPLANCTON : DES RUISSEAUX DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE LINDRE A LA SEILLE 132
IV.2.1 Biomasse et espèces zooplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre, impact sur l'affluent récepteur (la Seille) *132*
IV.2.1.1 Répartition des espèces au sein du réseau « zooplancton » 132
IV.2.1.2 Le zooplancton en amont et en aval du Lindre 137
IV.2.1.3 Le transport des populations zooplanctoniques dans la Seille 141
IV.2.2 Espèces zooplanctoniques exportées par l'étang de Rorbach, devenir et impact dans le milieu récepteur (l'étang de Lansquenet) *151*
IV.2.2.1 Exportation du zooplancton au cours de la vidange de l'étang de Rorbach 151
IV.2.2.2 Impact de la vidange sur l'étang receveur (Lansquenet) 152
IV.2.2.3 Survie des espèces importées dans l'étang receveur (Lansquenet) 159
IV.2.3 Bilan : les apports, les exports et le transport du zooplancton au sein du système d'étangs de pisciculture et de la Seille. *161*
IV.2.3.1 Les entrées : 161
IV.2.3.2 Les sorties : 161
IV.2.3.3 Le transport : 161
IV.2.3.4 Discussion générale : le trajet amont-aval du zooplancton au sein du système d'étangs de pisciculture et de la Seille. 164
IV.3 LE PHYTOPLANCTON EN AMONT ET EN AVAL DE L'ETANG : DES RUISSEAUX DU BASSIN VERSANT A LA SEILLE 167
IV.3.1 Les biomasses phytoplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre 167
IV.3.1.1 Les flux de phytoplancton entrant et sortant du Lindre 167
IV.3.1.2 Le transport du phytoplancton dans la Seille 170
IV.3.2 Les populations phytoplanctoniques (espèces et densités) en aval de l'étang de Lindre 179
IV.3.2.1 Bilan des taxons rencontrés de 1997 à 2000 179
IV.3.2.2 Approche quantitative du phytoplancton exporté dans la Seille 187
IV.3.2.3 Approche qualitative du phytoplancton exporté dans la Seille 189
IV.3.3 Le cas particulier des Cyanobactéries : espèces et densités importées et exportées par l'étang de Lindre *203*
IV.3.3.1 Suivi pluriannuel des populations de Cyanobactéries en aval de l'étang de Lindre 203
IV.3.3.2 Le flux annuel des populations de Cyanobactéries entrant et sortant du Lindre 209
IV.3.3.3 La dérive des Cyanobactéries dans la Seille 214
IV.3.4 Bilan : les apports, les exports et le transport du phytoplancton au sein du système d'étangs de pisciculture et de la Seille. *223*
IV.3.4.1 Les entrées (Figure 106): 223
IV.3.4.2 Les sorties (Figure 107) : 224
IV.3.4.3 Le transport (Figure 108) 225
- **CONCLUSION** **229**
- **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES** **232**

- **RESUME** **242**
- **ABSTRACT** **243**

Table des illustrations

➔ Figures :

Figure 1: Map of the « Ponds country », in the region of Lorraine (eastern France) 5
Figure 2: Origins of ponds water supplies (several cumulated origins are possible for each pond) 9
Figure 3: Pond emptying time as a function of water area (expressed in terms of hectares logarithms) 11
Figure 4 : Les différentes phases de gestion des étangs (Banas, 2001) 21
Figure 5 : Bassin versant de l'étang de Lindre 23
Figure 6 : Etang de Lindre et son bassin versant caractérisé par la présence de nombreux étangs, et de zones humides variées 24
Figure 7: Study site 35
Figure 8: First kind of plankton pump 36
Figure 9: Second kind of plankton pump 36
Figure 10: Water level and hydraulic control of the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1996 to 2001. 1: dry period, 2: draining period, 3: filling period, 4: fish production period 38
Figure 11: Husbandry cycle of the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1996 to 2001. Dates tally with the beginning of the pond filling. Total duration of cycles is indicated under brackets. 39
Figure 12: Variations of temperature and Secchi transparency in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001 42
Figure 13: Values of pH and dissolved oxygen concentrations in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001 43
Figure 14: Concentrations of total pigments (chlorophyll a and phéopigments) in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001 44
Figure 15: Annual means of zooplankton biomass, density, and composition (in term of density or biomass) in the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001 49
Figure 16: Annual maximum, minimum and average of Cladocerans size in the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001. The name of the biggest species is written above the maximum size value and the confidence range of average values ($\alpha = 0.05$) is represented by two short segments. 50
Figure 17: Densities of different groups of zooplankton and of total zooplankton in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001 54
Figure 18: Variations of the total zooplankton biomass in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 and 2001 55
Figure 19: Phytoplankton density in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001 67
Figure 20: Phytoplankton biomass in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001 69
Figure 21: Phytoplankton composition in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001 70
Figure 22: Species number and Shannon diversity of phytoplankton in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001 71
Figure 23: Family of Cyanobacteria in Lansquenet and Zommange between 1999 and 200173
Figure 24: Cyanobacteria density in Lansquenet and Zommange between 1999 and 2001 ... 74

Figure 25: Relations entre la biomasse zooplanctonique (µg.l^{-1}) et la biomasse algale (µg Chlorophylle a.l^{-1}) dans l'étang de Zommange entre 1999 et 2001 84
Figure 26 : Représentation schématique de la succession saisonnière dans l'étang de Rorbach (à gauche) , de Lansquenet et de Zommange (à droite) d'avril (a) à octobre (o)..... 85
Figure 27 : Succession temporelle du plancton et de la transparence dans les étangs de Rorbach, Lansquenet et..... 88
Figure 28 : Schéma synthétique concernant les successions temporelles du phytoplancton associées au développement des hydrophytes dans les étangs de Rorbach, Lansquenet et Zommange de 1999 à 2001 90
Figure 29 : Bassin versant de l'étang de Lindre et points de prélèvements du réseau amont du Lindre..... 106
Figure 30 : Schéma du réseau de prélèvements situé juste en aval du Lindre..... 107
Figure 31 : Schéma récapitulatif des points de prélèvements situés en aval du Lindre dans la Seille..... 108
Figure 32 : Schéma hydraulique de type 1 109
Figure 33 : Schéma hydraulique de type 2 109
Figure 34 : Schéma hydraulique de type 3 110
Figure 35 : Schéma récapitulatif du suivi de la vidange de l'étang de Rorbach..... 113
Figure 36 : Schéma récapitulatif de l'ensemble du réseau de prélèvements dans l'étude des Cyanobactéries. La figure représente une vue aérienne simplifiée du système étudié..... 117
Figure 37 : Evolution temporelle des débits journaliers aux entrées (les aires des débits sont représentées de manière cumulée) et en aval du Lindre..... 119
Figure 38 : Evolution temporelle de la température de l'eau pour les 9 stations de prélèvements du réseau "zooplancton" et de la température moyenne (l'intervalle de confiance est représenté par un trait vertical noir). 120
Figure 39 : Evolution temporelle et spatiale de la conductivité pour les 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton"..... 121
Figure 40 : Régressions linéaires entre les concentrations des ions sulfates, calcium et de la conductivité pour les stations LE1 et LE2..... 121
Figure 41 : Evolution temporelle et spatiale du pH pour l'ensemble des 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton"..... 122
Figure 42 : Evolution temporelle et spatiale des concentrations en matières en suspension totales (pour les 9 points du réseau) et du pourcentage en matière volatiles (pour les trois entrées et la principale sortie de l'étang de Lindre) 123
Figure 43 : Evolution temporelle et spatiale de la DBO5 (pour les 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton" et de la concentration en chlorophylle a dans l'étang de Lindre (L0)..... 124
Figure 44 : Evolution temporelle de l'azote sous forme d'ions ammonium et nitrates aux différents points de prélèvements du réseau "zooplancton" 126
Figure 45 : Evolution temporelle et spatiale des concentrations en azote sous forme d'ions nitrites aux différents points de prélèvements du réseau "zooplancton" 127
Figure 46 : Evolution temporelle et spatiale des concentrations en orthophosphates et en phosphore total aux différents points de prélèvements du réseau "zooplancton" 128
Figure 47 : ACP réalisée sur l'ensemble des données physico-chimique pour les 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton" 129
Figure 48 : Evolution temporelle de l'azote sous forme d'ammonium non ionisé et de la $CL_{50\ NH3}$, aux différents points de prélèvements de la Seille amont. Les droites rouges représentent le niveau guide et le niveau impératif des valeurs de NH_3 non ionisé (Directive européenne pour les eaux cyprinicoles). 132

Figure 49 : Cumul des taxons sur l'ensemble des relevés du réseau "zooplancton" au cours de l'année 2000 136
Figure 50 : Evolution saisonnière des biomasses ponctuelles de zooplancton importées dans le Lindre par les trois cornées (les histogrammes sont cumulés) 137
Figure 51 : Evolution temporelle de la biomasse ou de la densité zooplanctonique exportées en LS4 et LS5, exprimées en terme de flux d'individus (a) ou de concentrations (biomasse : b et densité : c), en période de trop plein de l'étang de Lindre 138
Figure 52 : Composition des prélèvements de zooplancton du 12 avril 2000 en sortie de déversoir (LS4) (cercle extérieur) et de vannes de fond (LS5) (cercle intérieur) 139
Figure 53 : Evolution temporelle de la biomasse et de la densité zooplanctoniques nettes produites dans l'étang de Lindre 140
Figure 54 : Evolution temporelle de la teneur en chlorophylle a et de la biomasse zooplanctonique nette exportée dans l'étang de Lindre au cours de l'année 2000 141
Figure 55 : Relations entre le débit (a et c) ou la conductivité (b et d) et les densités de zooplancton : Copépodes et Cladocères (a et b) ou Nauplii et Rotifères (c et d) rencontrées dans la Seille (2000) 142
Figure 56 : Evolution temporelle et spatiale de la structure de population zooplanctonique dans l'étang de Lindre et les trois stations de la Seille amont 143
Figure 57 : Persistance des populations zooplanctoniques exprimées en terme de biomasse ou de densité entre la station L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). Les figurés des deux graphiques en haut représentent les différentes campagnes. L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). 145
Figure 58 : Evolution saisonnière de la biomasse et de la densité zooplanctoniques totales journalières pour les différents points situés en aval de l'étang de Lindre 146
Figure 59 : Evolution spatiale dans la Seille des populations zooplanctoniques exprimées en terme de flux de biomasse ou de densité entre la station L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). Les figurés des graphiques du haut correspondent aux différentes campagnes. L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). 148
Figure 60 : Accroissement moyen des populations de différents taxons communément rencontrés dans le réseau de prélèvement du zooplancton. L'intervalle de confiance de la moyenne annuelle est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %) et les valeurs indiquées sont celles de la moyenne annuelle. 150
Figure 61 : Evolution temporelle des densités zooplanctoniques exportées par l'étang de Rorbach au cours de sa vidange automnale (2000) 152
Figure 62 : Evolution temporelle de divers paramètres physico-chimiques en amont, au milieu, en aval de l'étang de Lansquenet, et dans l'eau exportée en aval de Rorbach pendant et après sa vidange automnale (2000). Dans l'étang, les mesures sont effectuées sur les eaux de surface et à une profondeur de 1 mètre. 153
Figure 63 : Evolution temporelle et spatiale des teneurs en azote et phosphore total dans l'étang de Lansquenet, avant, pendant et après la vidange de Rorbach. 156
Figure 64 : Evolution temporelle et spatiale des densités zooplanctoniques dans l'étang de Lansquenet, avant, pendant et après la vidange de Rorbach 158
Figure 65 : Evolution temporelle des densités moyennes zooplanctoniques dans l'étang de Lansquenet, avant, pendant et après la vidange de l'étang de Rorbach. La moyenne (valeur indiquée) est calculée à partir des trois stations échantillonnées. L'intervalle de confiance de la moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). 159
Figure 66 : Evolution temporelle des densités zooplanctoniques de 7 taxons exportés pendant la vidange de Rorbach (graphiques de gauche, prélèvements de la pêcherie) et représentation

schématique du devenir de ces taxons dans l'étang de Lansquenet (approche spatiale : station amont, milieu, aval), et temporelle..... 160
Figure 67 : Schéma récapitulatif de la biomasse zooplanctonique entrant dans l'étang de pisciculture..... 162
Figure 68 : Schéma récapitulatif de la biomasse zooplanctonique sortant de l'étang de pisciculture..... 163
Figure 69 : Schéma récapitulatif du transport du zooplancton dans la Seille (en terme de flux de biomasse zooplanctonique)..... 163
Figure 70: Evolution temporelle des teneurs en chlorophylle a, entrant dans le Lindre au niveau des points de prélèvements LE1, LE2 et LE3 (graphique a), et du pourcentage représenté par chaque entrée par rapport au total (graphique b)..... 168
Figure 71 : Evolution des flux journalier (graphique a) et des concentrations en chlorophylle a (graphique b) sortant de l'étang de Lindre en période de trop plein..... 169
Figure 72 : Evolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique nette exportée (exprimée en grammes de chlorophylle a par jour) produite dans l'étang de Lindre au cours de l'année 2000..... 169
Figure 73 : Relation entre les teneurs en chlorophylle a et les débits journaliers mesurés aux différentes stations de la seille (LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) et en amont du Lindre (LE1, LE2, LE3). La droite représente la relation linéaire qui existe entre le débit et la teneur maximum en pigments pouvant être relevée pour une station..... 171
Figure 74 : Relation entre les teneurs en chlorophylle a et la conductivité mesurées aux différentes stations de la Seille (LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) et en amont du Lindre (LE1, LE2, LE3)..... 172
Figure 75 : Evolution temporelle des teneurs en phéopigments et des densités zooplanctoniques dans les trois stations de la Seille amont (SE1 à SE3)..... 173
Figure 76 : Relation entre les teneurs en chlorophylle a et en phéopigments dans les 3 stations de la Seille amont pendant l'année 2000..... 174
Figure 77 : Persistance de la biomasse phytoplanctonique (teneur en chlorophylle a) entre la station L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %)..... 175
Figure 78 : Evolution saisonnière du flux journalier de biomasse phytoplanctonique en kg de chlorophylle a pour les différents points situés en aval de l'étang de Lindre..... 176
Figure 79 : Evolution spatiale dans la Seille des biomasses phytoplanctoniques exprimées en flux entre l'aval de la digue (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). Les figurés représentent les différentes campagnes..... 178
Figure 80 : Evolution temporelle de la densité algale (a), du rapport densité cellulaire(cellules.ml^{-1})/densité algale (algues.ml^{-1}) (b), et de la richesse génériques (c) des populations phytoplanctoniques observées en SE1 entre 1997 et 2000..... 189
Figure 81 : Evolution temporelle de la densité algale et de la proportion de chaque groupe d'algues par rapport à l'ensemble de la communauté phytoplanctonique de SE1 entre 1997 et 2000..... 191
Figure 82 : Bilan schématique de la succession des groupes phytoplanctoniques dominants de la population algale en SE1 au cours d'une année..... 192
Figure 83 : AFC – Plan factoriel F1/F2, représentation des relevés phytoplanctoniques de la station SE1 (à gauche) et valeurs propres (à droite)..... 193
Figure 84 : AFC – Plan factoriel F1/F2, mise en évidence des effets « Mensuel » et « Saisonnier »..... 194
Figure 85 : AFC – Plan factoriel F1/F2, mise en évidence des différences inter-groupes taxonomiques..... 194

Figure 86 : Évolution des concentrations algales en SE1, avec mention des taxons dominants et de leurs pourcentages au cours des campagnes de 1997 à 2000 196
Figure 87 : AFC – Plan factoriel F1/F2, mise en évidence de l'effet « interannuel » 198
Figure 88 : AFC – Plan factoriel F1/F2, position des taxons du phytoplancton 198
Figure 89 : Analyse de co-inertie, projection des axes d'inertie sur les axes de co-inertie.. 201
Figure 90 : Analyse de co-inertie, plan F1/F2, coordonnées des variables physico-chimiques relevées en SE1 (à gauche) et mise en évidence des différences inter-groupes floristiques (à droite) 202
Figure 91 : Analyse de co-inertie, plan F1/F2, coordonnées des taxons relevés à la station SE1 202
Figure 92 : Analyse de co-inertie, mise en évidence d'un effet saisonnier (1 = hiver, 2 = printemps, 3 = été, 4 = automne) 203
Figure 93 : Evolution temporelle des densités algales des différents genres de Cyanobactéries observées en SE1. Les genres peu représentés sont cumulés pour le dernier graphique: Chroococcus, Coelomoron, Lyngbya, Merismopedia, Oscillatoria, Phormidium, Synechococcus et certains filaments indéterminés. 204
Figure 94 : Relations entre la densité cellulaire des principaux genres de Cyanobactéries (Station SE1) et la température de l'eau (station LS5), le rapport N/P : azote total / phosphore total (station LS5), le pH (station LS5). 207
Figure 95 : Evolution temporelle de la structure des communautés cyanobactériennes et de la concentration algale en Cyanobactéries aux trois entrées du Lindre au cours de l'année 2000. 210
Figure 96 : Evolution temporelle de la structure des communautés cyanobactériennes et de la concentration algale en Cyanobactéries aux deux sorties du Lindre au cours de l'année 2000. 211
Figure 97 : Flux de Cyanobactéries exportées par le Lindre au cours de l'année 2000 212
Figure 98 : Evolution temporelle de la structure de la communauté cyanobactérienne au cours du premier mois de vidange (2000) 213
Figure 99 : Evolution temporelle de la densité de Cyanobactéries nette exportée par l'étang de Lindre au cours de l'année 2000 214
Figure 100 : Relation entre les concentrations algales des Cyanobactéries et les débits journaliers (graphique de gauche) ou la conductivité (graphique de droite) mesurés aux différentes stations de la seille (LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) 215
Figure 101 : Evolution spatio-temporelle des concentrations algales en Cyanobactéries du Lindre et de la Seille amont (2000) 215
Figure 102 : Composition taxonomique des populations cyanobactériennes du Lindre et de la Seille amont (2000) 218
Figure 103 : Evolution temporelle de la densité totale journalière de Cyanobactérie à l'aval de la digue de l'étang de Lindre et plus en aval dans la partie amont de la Seille. 219
Figure 104 : Evolution spatiale dans la Seille des flux algaux en Cyanobactéries, entre l'aval de la digue (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). Les nombreux figurés représentent les différentes campagnes. 221
Figure 105 : Accroissement moyen des populations de différents taxons communément rencontrés dans le réseau de prélèvement des Cyanobactéries. L'intervalle de confiance de la moyenne annuelle est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %) et les valeurs indiquées sont celles de la moyenne annuelle. 222
Figure 106 :Schéma récapitulatif des entrées du phytoplancton 224
Figure 107 : Schéma récapitulatif des sorties du phytoplancton 225
Figure 108 :Schéma récapitulatif du transport du phytoplancton 227

Figure 109 :Schéma récapitulatif des interactions zooplancton/Cyanobactéries dans la Seille amont en période de vidange 228

➔ Tableaux :

Tableau 1 : données morphométriques de l'étang de Lindre 20
Tableau 2: Caractéristiques des étangs satellites et occupation des sols sur les bassin-versants 25
Tableau 3 : Protocoles ou normes appliqués, et matériels utilisés lors des mesures in situ ... 28
Tableau 4 : Protocoles ou Normes, et matériels utilisés lors des analyses effectuées en laboratoire 28
Tableau 5 : Coefficients de corrélations de Pearson entre certaines variables du zooplancton et la biomasse algale totale (toutes les biomasses sont exprimées en $\mu g.l^{-1}$, la biomasse algale est donnée sous la forme d'une concentration en chlorophylle a) 83
Tableau 6 : Données bibliographiques concernant l'évolution de la biomasse phytoplanctonique en amont et en aval de lacs fluviaux (Basu et al., 2000) 98
Tableau 7 : Evolution de l'abondance des populations zooplanctoniques dans la rivière de South Platte (Colorado) en fonction de la distance à la digue du barrage de Cheesman (Ward, 1974) 99
Tableau 8 : Pourcentage de réduction du zooplancton en dérive depuis 100 m en aval des lacs Myrkdalsvatn et Oppheimsvatn. Les valeurs sont des moyennes sur quatre échantillonnages différents et les nombre entre parenthèses donnent les limites de confiance à 95% (Sandlund, 1982) 100
Tableau 9 : Données bibliographiques concernant la survie du zooplancton après exportation dans une rivière (Zurek and Dumnicka, 1989) 101
Tableau 10 : Surface du bassin versant des points de mesure situés en amont de l'Etang de Lindre (Campagne 1998) 107
Tableau 11 : Description et codification hydraulique des points de prélèvements du réseau aval au Lindre 108
Tableau 12 : Résumé de la campagne d'échantillonnage liée à l'importation et à l'exportation du matériel zooplanctonique au cours de l'année 2000 (les cases colorées correspondent à une date de prélèvement) 111
Tableau 13 : Campagnes de prélèvements en aval de Rorbach et dans Lansquenet, pendant et après la vidange de Rorbach 112
Tableau 14 : Campagnes d'échantillonnage du phytoplancton en SE1 115
Tableau 15 : Bilan des taxons rencontrés au cours du réseau "zooplancton". En noir : le taxon apparaît dans plus de 50 % des relevés, en gris foncé : le taxon apparaît entre 50 et 25 % des relevés, en gris clair : le taxon apparaît entre 25 et 10% des relevés, en pointillé gris clair : le taxon apparaît dans moins de 10 % des relevés 133
Tableau 16 : Calcul de la biomasse zooplanctonique nette exportée pendant la deuxième phase 140
Tableau 17 : Abondance maximale observée pour les différents groupes zooplanctoniques, valeurs de débits et de conductivité relevés dans la Seille amont 141
Tableau 18 : Valeurs maximales de biomasses et de densités zooplanctoniques journalières totales observées aux différents points situés en aval de l'étang de Lindre, avant et pendant la vidange automnale. 146
Tableau 19 : Liste et groupe de tailles des espèces les plus fréquemment rencontrées dans la dérive du Lindre. Une super espèce est créée en raison de l'hybridation fréquente : Polyarthra dolichoptera-vulgaris (Rotifera, Synchaetidae, Ruttner-Kolisko 1974) 149

Tableau 20 : Taxons exportés hors de l'étang de Rorbach au cours de sa vidange automnale (2000) *151*
Tableau 21 : Résumé des principales modifications des paramètres physico-chimiques mesurés dans l'étang de Lansquenet. Les observations sont réalisées avant, pendant et après la vidange de l'étang de Rorbach dans l'étang de Lansquenet. *154*
Tableau 22 : Teneurs moyennes en azote et phosphore (mg N ou mg $P.l^{-1}$), calculées à partir des points situés an amont, au milieu et en aval de l'étang de Lansquenet, avant (13/9/00), et après la vidange (20/9/00 et 25/9/00) de l'étang deRorbach *156*
Tableau 23 : Evolution du ratio N-NO3/P-PO4 moyen, calculé à partir des points situés an amont, au milieu et en aval de l'étang de Lansquenet, avant (13/9/00), et après la vidange (20/9/00 et 25/9/00) de l'étang deRorbach *157*
Tableau 24 : Calcul des biomasses phytoplanctoniques nettes moyennes (en chlorophylle a) exportées par l'étang de Lindre *170*
Tableau 25 : Valeurs maximales de biomasses phytoplanctoniques journalières totales en kg de chlorophylle a observées aux différents points situés en aval de l'étang de Lindre, avant et pendant la vidange automnale. *176*
Tableau 26 : Bilan des taxons exportés par le Lindre et susceptibles de se développer en rivière, établi grâce à la liste des taxons planctoniques les plus communs trouvés en rivière (Reynolds & Descy, 1996) *181*
Tableau 27 : Indications concernant les taxons rencontrés dans la Seille par Gigleux (1992) *182*
Tableau 28 :Genres phytoplanctoniques rencontrés dans la Seille (Pierre, 2001) mais non observés en SE1 entre 1997 et 2000 ..... *183*
*Tableau 29 : Bilan des taxons rencontrés en SE1. En noir : le taxon apparaît dans plus de 50 % des relevés, en gris foncé : entre 50 et 25 % des relevés, en gris clair : entre 25 et 10% des relevés, en pointillés gris : dans moins de 10 % des relevés. (MO) : le taxon est détecté dans la Moselle entre 1951 et 2001 (Pierre, 2001). *Taxon : le taxon n'est pas détecté dans le sous-bassin de la Seille entre 1951 et 2001 (Pierre, 2001).* *184*
Tableau 30: Dates et valeurs des concentration algales, cellulaires et de la richesse génériques maximales observées pour chaque année du suivi des populations phytoplanctoniques en SE1 ..... *188*
Tableau 31 : Moyenne annuelle et écart-type de la richesse générique du phytoplancton prélevé en SE1 entre 1997 et 2000 ..... *188*
Tableau 32 : Périodes de dominance des groupes phytoplanctoniques observés en SE1 entre 1997 et 2000 ..... *192*
Tableau 33 : Résultats des recherches menées par Levine et Schindler (1999) concernant les facteurs environnementaux déterminants dans l'établissement des groupes phytoplanctoniques dominants (TP : phosphore total, TP : azote total) *199*
Tableau 34 : Bilan des éléments physico-chimiques dont les valeurs grandissantes garantissent une forte biomasse des différents genres cyanobactériens *200*
Tableau 35 : Persistance des concentrations cellulaires de Planktothrix agardhii entre le Lindre et SE3 ..... *216*
Tableau 36 : Persistance des concentrations cellulaires de Limnothrix planctonica entre le Lindre et SE3 ..... *216*
Tableau 37 : Persistance des concentrations cellulaires de Anabaena spp. entre le Lindre et SE3 ..... *216*
Tableau 38 : : Persistance des concentrations cellulaires de Chroococcus spp. entre le Lindre et SE3 ..... *216*
Tableau 39 : Persistance des concentrations cellulaires de Aphanizomenon flos-aquae entre le Lindre et SE3 ..... *217*

Tableau 40 : Moyennes des concentrations cyanobactériennes calculées sur l'ensemble de l'année 2000 pour les stations du Lindre et de la Seille amont 217

Introduction

En France, parmi les 140 000 ha d'étangs recensés, 80 000 ha sont exploités à des fins piscicoles. Ce type d'élevage en étang est une pratique séculaire puisque la création de certains plans d'eau date du Moyen Age. La Lorraine constitue l'une des principales régions françaises de production piscicole en étang (Marcel, 1996b) avec la Brenne, les Dombes, la Sologne, les pays de Loire et le Forez. Elle doit cette particularité à l'existence de nombreux plans d'eau vidangeables où les pisciculteurs pratiquent l'élevage piscicole (extensif ou semi-extensif). Indépendamment du pays de Bitche (Moselle), les étangs Lorrains sont localisés essentiellement dans le pays des étangs (Moselle) et dans la dépression de la Woëvre (Meurthe et Moselle et Meuse). Les paysages actuels qui proviennent de ces activités humaines fournissent à l'observateur étranger, l'impression de systèmes plus ou moins discontinus mais sauvages. Nous nous attarderons dans notre étude sur le sud-est mosellan, : le façonnage du pays des Etangs fournit un exemple de cette intégration apparemment discrète de l'intervention humaine dans l'environnement.

L'étude du fonctionnement écologique de ces milieux originaux s'avère incontournable. En effet, leur gestion consiste en une remarquable série de biomanipulations. Celles-ci consistent habituellement en une modification du réseau trophique, permettant d'accroitre le broutage par le zooplancton pour contrôler la biomasse algale (Shapiro and Wright, 1984; Van Donk *et al.*, 1989; McQueen, 1990). Dans l'étang piscicole, les réseaux trophiques auront un développement plus ou moins contrôlé selon les objectifs de rendement et le niveau d'intervention de l'exploitant. L'étang piscicole extensif de Lorraine s'intègre dans un environnement naturel qui est susceptible d'être modifié (dans un sens bénéfique ou défavorable pour l'étang), par les activités que l'homme exerce dans le bassin versant ; rejets domestiques et apports d'intrants agricoles, modification des apports liquides et solides. De même la présence et la gestion de l'étang perturbent le milieu récepteur, c'est-à-dire l'environnement en aval de l'étang.

En complément de cette introduction, il faudra tout d'abord dresser un état des connaissances relatives aux étangs utilisés à des fins piscicoles dans différents pays. Les données concernant la typologie, les activités piscicoles, les usages et la gestion des étangs seront actualisées et complétées grâce aux résultats d' enquêtes successives, réalisées auprès d'exploitants en Lorraine puis auprès de pisciculteurs installés dans le Pays des Etangs.

L'objectif principal de cette étude reste avant tout la compréhension du fonctionnement écologique de l'étang. En plus des variables naturelles biotiques ou abiotiques habituellement considérées, la nature du système étudié nécessite la prise en compte des variables anthropiques qui contrôlent ces étangs. En effet, l'homme agit directement sur le fonctionnement par les opérations de gestion hydraulique du plan d'eau (calendrier des ouverture et fermeture d'ouvrages, durée des cycles d'exploitation). Il intervient sur le niveau de production biologique de l'étang par cette gestion et par ses apports contrôlés dans l'étang (empoissonnements) et il agit indirectement par son activité sur le bassin versant. La connaissance du fonctionnement écologique de l'étang et des interactions entre élevage piscicole et environnement s'est faite par le biais de deux approches complémentaires.

Dans une première partie, le fonctionnement de l'étang est abordé selon une échelle temporelle. Dans un étang comme le Lindre (620 ha, Lorraine), pièce maîtresse au Pays des étangs, cette étude fonctionnelle pose problème compte tenu de contraintes spatiales,

temporelles et de gestion. Ce vaste étang plus ou moins profond, comporte des digues et présente une configuration spéciale qui favorise l'individualisation de masses d'eau. La gestion accentue ce phénomène. La durée de l'hydropériode (quand l'étang est en eau) est réduite par rapport à la durée de vidange et de remplissage. Le niveau d'eau est donc variable et certaines rives sont hors d'eau une longue période de l'année. En outre, la vidange normalement partielle isole certains volumes en eau. Tous ces facteurs concourent à favoriser l'hétérogénéité de la masse d'eau dans le système. Le fonctionnement écologique doit donc être étudié sur des modèles moins hétérogènes et moins complexes. Les 3 étangs de Rorbach, de Lansquenet et de Zommange répondent à ce critère. De superficie plus réduite, ces étangs connaissent le même mode de gestion que les étangs lorrains exploités par les pisciculteurs professionnels. Pour déterminer le ou les modèles de fonctionnement écologique en étangs piscicoles extensifs, la typologie, la morphologie, le mode d'exploitation et la trophie ont été étudiés et mis en relation avec l'évolution temporelle des communautés présentes (zooplancton, phytoplancton, macrophytes, poissons....).

Le plancton d'eau douce, que ce soient les communautés zooplanctoniques ou phytoplanctoniques, est très sensible à la variabilité environnementale. Cela explique l'importance des travaux menés en plan d'eau : il s'est avéré que tout changement relatif à son abondance, à la diversité des espèces ou à la composition des communautés, pouvait fournir des indications importantes sur les changements environnementaux ou les perturbations du milieu (notamment dans le suivi des phénomènes d'eutrophisation ou de pollution). Les travaux menés en rivière sont beaucoup plus rares et touchent plus particulièrement des systèmes de catégorie élevée (supérieurs à la troisième catégorie). A l'origine de ces fleuves et grandes rivières, on trouve en amont des hydrosystèmes de moindre importance : ils s'enrichissent au cours de leur trajet de différents apports en eau, en nutriments, en matière organique en décomposition ou vivante... Cependant, plans d'eau et rivière ne sont pas des systèmes indépendants : ils communiquent et interagissent l'un envers d'autre.

Dans une seconde partie, nous nous interrogerons sur les bénéfices ou inconvénients qui découlent, pour une rivière, de la présence d'un ou plusieurs étangs dans son bassin versant.

Dans ce but, le fonctionnement de l'étang a été abordé différemment, selon une échelle spatiale. L'étude porte sur la comparaison des flux nutritifs et planctoniques entrant et sortant de l'étang de Lindre. L'investigation intervient en aval ou en amont du plan d'eau. L'étang est considéré comme une boîte noire permettant d'étudier les flux de matières entre bassin versant et étang d'une part, et entre étang et milieu récepteur d'autre part. L'acquisition conjointe de ces données permet l'établissement d'un bilan par simple différence.

L'incidence du système étang sur le milieu récepteur peut être ainsi caractérisée selon 2 voies d'approche :

- premièrement en définissant le rôle de l'étang vis-à-vis des flux de matières par comparaison des biomasses planctoniques entrant et sortant. L'écart entre les apports et les exports doit permettre d'évaluer son fonctionnement interne,
- deuxièmement, en s'interrogeant sur le devenir des populations planctoniques exportées dans le cas de la vidange automnale d'un étang dans un autre étang situé en aval, et dans le cas du passage des eaux du Lindre vers la Seille.

Chapitre 1 : les étangs piscicoles et le site d'étude

Les étangs de pisciculture français (70 000 ha, 35 000 étangs) représentent une pièce maîtresse du patrimoine Européen (Schlumberger and Bouretz, 2002). Pour évaluer la position de la région Lorraine et notamment du Pays de Etangs au sein du contexte piscicole mondial, un bilan des connaissances concernant la typologie et les pratiques (contrôle hydraulique, gestion piscicole) en étangs en pisciculture a été effectué. Cette démarche a donné lieu à un article rédigé en anglais et soumis à la revue Aquaculture.

I Fish-breeding ponds: knowledge statement about typology, hydraulic control and piscicultural management. Special emphasis on the "Ponds Country" (Lorraine, France)

S. Didier, D. Banas*, G. Masson* ,D. François**, L. Léglize*, J. C. Pihan**
**L.B.F.E., Université de Metz, campus Bridoux, 57 070 Metz*
***CEGUM, Université de Metz, campus du Saulcy, 57 000 Metz*

I.1 Abstract

The aim of this study was to make an updating of knowledge about typology, hydraulic control and piscicultural management in fish-breeding ponds. Piscicultural practice and the functioning of the pond system are described thanks to a bibliographic analyse and two complementary sample surveys concerning the region of Lorraine (France).
Fish-breeding ponds of the region of Lorraine and more especially of the "Ponds country" contribute major shares to French aquaculture patrimony. That is not the only particular characteristic of these water bodies, whose vocations are numerous by reason of their morphological and ecological diversity.
Extensive or semi-extensive fish breeding is the first practice related to ponds, in particular, and to water bodies of the Lorraine region, as a general principle.

I.2 Introduction

Ponds represent good sanctuaries for nature, by their characteristics and quietude. Nevertheless, their attendance and functioning often result from a secular agronomic objective: fish production (Billard, 1991). Fish breeding in ponds was originally an extensive activity, which was widely distributed in Western Europe in the thirteenth and fourteenth centuries. In France, among 140 000 ha of ponds, 80 000 are used for fish breeding (Le Quéré and Marcel, 1999). The region of Lorraine (eastern France) is considered as a big French piscicultural area. Its fish-breeding ponds are essentially located in the "Ponds Country", which is an example of an apparently discreet integration of human interference in the landscape.

These temporary water bodies, created and managed by man, are mainly filled and maintained by watershed streaming water. After a farming cycle and a variable retention time, water is partly refunded by emptying into the river, which was previously dammed up. In order to assess interactions between fish breeding ponds and environment, they must be considered as complex systems (watershed and water body) influenced by hydrological (draining, filling, dry period) and piscicultural (fish breeding) management. A knowledge

statement about piscicultural practices and typology of fish-breeding ponds is a first stage in the ecological approach of such original hydrosystems. It will define the context of further studies, which have to be conducted.

Thus, a bibliographic synthesis concerning piscicultural activities in fishponds all over the world has been updated and completed with some information coming from two successive and complementary sample surveys. The first one concerned ponds farmers in the region of Lorraine, and the second one, professionnal mono-active pisciculturists in the "Ponds Country".

I.3 Material and Methods

I.3.1 First sample survey

The first sample survey took place in 1990 and concerned 200 ponds farmers from the region of Lorraine (eastern France). They practised fish breeding like amateurs or professionals (first or secondary-activity). The sampling rate of farmers reached 25 % (53 answers). The geographical origin of questionnaires is represented in Table 1.

About 5 500 ha were used in fish farming (Williot, 1980) and this first sample survey checked off 2 918 ha (Table 2): the sampling rate of areas reached 53 %.

Answers mainly varied as a function of used areas. In order to facilitate analyses, questionnaires were distributed in 5 ranges of areas, whose limits are 1 ha, 5 ha, 10 ha and 100 ha.

Table 1: Geographical origin of questionnaires from the first sample survey

GRADING OF AREAS (HA)		< 1	1 – 5	5 - 10	10 - 100	> 100	Total
Region of Lorraine	Meurthe-et-Moselle	7	14	2	4	0	27
	Meuse	0	1	0	1	1	3
	Moselle	0	3	5	2	6	16
	Vosges	4	2	1	0	0	7
Number of questionnaires		11	20	8	7	7	53

Table 2: Area and number of water bodies checked off during the first sample survey

Grading of areas (ha)	< 1	1 – 5	5 - 10	10 - 100	> 100	Total
Total area (ha)	5.22	40.83	54.3	182	1923	2918.41
Number of fish farms	11	20	8	7	7	53
Number of ponds	14	36	15	17	118	200
Pond average area (ha)	0.334	1.134	3.62	8.76	22.62	
Farms average area (ha)	0.42	2.04	6.79	21.29	381.37	

I.3.2 Second sample survey

The "Ponds Country" includes territories of 97 townships in the eastern part of the area of Moselle. A hydrographical network owning to 5 watersheds covers this country, which

counts 149 ponds The second sample survey took place in 1998 and focused on mono-active pisciculturists because we considered they had best knowledge concerning this kind of water bodies and were professionally skilled. The major part of ponds, used by professionals, was concerned by the survey: these 49 water bodies were equivalent to 1225 ha, among a total area of 1416 ha (Table 3). They were essentially located in the watershed of the river Seille, and punctually of the river Sarre and Albe (Figure 1).

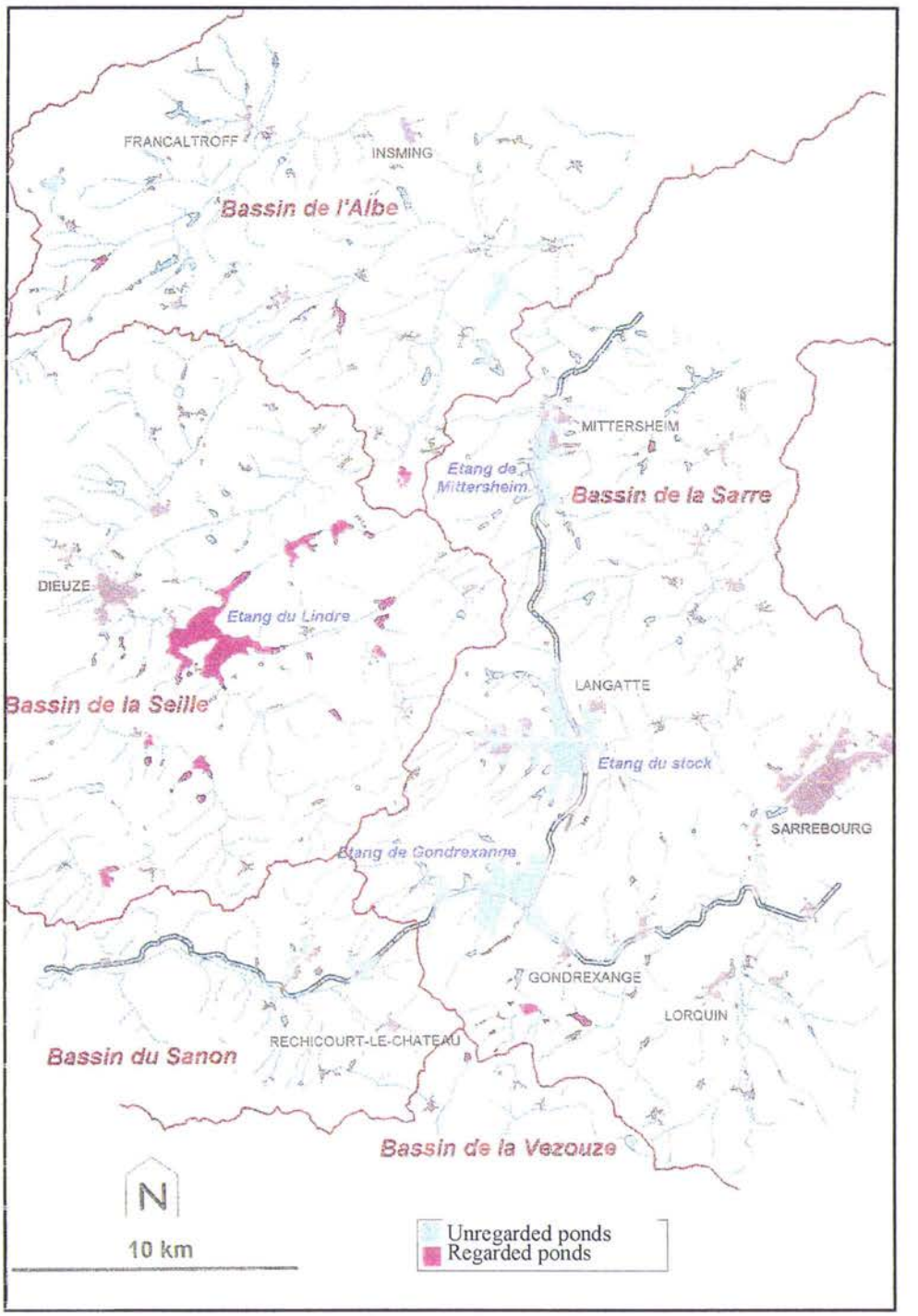


Figure 1: Map of the « Ponds country », in the region of Lorraine (eastern France)

Table 3: Characteristics of water bodies from the "Ponds country"

Number of water bodies (> 1 ha)	201	
Number of ponds or ponds batches	149	
Total area (ha)	3017	
Distribution (number of ponds)	1 - 20 ha	129
	20 - 100 ha	15
	> 100 ha	5
Water area used by professionals (ha)	1416	

I.4 Characteristics of ponds (areas and usages) in a European context

In France, among the 130 000 ha of registered ponds, from 70 (Schlumberger and Bouretz, 2002) to 80 000 ha (Le Louarn and Bertru, 1991) are used in fish farming. That represents about 35 000 ponds (Schlumberger and Bouretz, 2002). According to Le Quéré & Marcel (Le Quéré and Marcel, 1999), 111 993 ha distributed in fifteen French areas are exploitable for fish breeding in pond (Table 4). Just 61 % are used for fish production: 31 % of this total surface is intended for leisure (angling). The French fish production capacity clearly surpasses Germany (42 000 ha) or Czech Republic (41 000 ha), both considered as references in fish farming (Marcel, 1994, Marcel, 1996a, Le Quéré and Marcel, 1999).

Table 4: Total water area used for fish farming or spare-time fishing (Le Quéré and Marcel, 1999)

French region	French water areas used for fish breeding (ha)
Alsace	1 800
Aquitaine	5 500
Auvergne	5 382
Basse-Normandie	2 900
Bourgogne	10 000
Bretagne	6 000
Centre	24 500
Champagne Ardennes	6 100
Franche comté	4 100
Languedoc Roussillon	300
Limousin	9 087
Lorraine	7 200
Pays de la Loire	9 024
Poitou Charente	6 000
Rhône Alpes	14 100
Total	**111 993**

In France, the average surface (3.7 ha) is variable according to geographic regions: from 1.7 ha in the region of Corrèze to 10.1 ha for those situated in the region of Lorraine (Le Quéré and Marcel, 1999). Fish breeding ponds from the areas of Lorraine, "les Dombes", and "la Brenne" show much bigger average surfaces than other regions (Table 5). Besides,

Lorraine region disposes of fish breeding ponds with exceptional surfaces: the pond of Lindre (620 ha), and La Chaussée (270 ha).

Table 5: average area of fish-breeding ponds in France (Le Quéré and Marcel, 1999)

French region	Area (ha)
Lorraine	10.1
Dombes	10
Brenne	8
Sologne	5.7
Champagne	4.6
Creuse	4.5
Val de Loire	3.5
Franche Comté	3.5
Bourbonnais	2.4
Poitou Charente	2.4
Haute vienne	1.8
Corrèze	1.7

Usages of ponds in Lorraine were little known, except through an ecological and agronomic study concerning one whole fish production cycle (Klein, 1980). Recent works rather concerned intensive fish breeding practices in ponds or in auxiliary structures: carps in stocking basin (Dubost *et al.*, 1997), fish production in floating cages(Tamazouzt *et al.*, 1996)) and its incidence on environment (Dubost *et al.*, 1996a, Dubost *et al.*, 1996b). Specific works dealt with the possibilities to associate stages of extensive or intensive breeding in the case of perch (Vlavonou *et al.*, 1996b, Vlavonou *et al.*, 1996a, Vlavonou, 1997).
Navigation (ponds administered to fill up canals) and fish breeding were the two main usages of water bodies in the "Ponds Country" (Table 6). Ponds used by professionals were less numerous than ponds used by amateurs but water bodies were bigger.

Table 6: Ponds usages in the "Ponds Country"

	Area (ha)	Number of ponds
Navigation*	1427	5
Angling	101	9
Vocational fish breeding**	1068	53
Other kind of fish breedings	460	82

* *ponds administered to fill up canal*
** *mono-active-fish farmers*

I.5 Ponds nomenclature (typology)

It is useful to provide some distinction between ponds and wetlands as they do have significantly hydrologic and hydraulic characteristics and promote different water quality treatment processes (Persson *et al.*, 1999).

Ponds are generally small artificial bodies of open water with a small range of water level fluctuations. Emergent aquatic macrophytes are normally restricted to the margins because of water depth, although submerged plants may be found in the open water. Macrophytes

development is possible everywhere (Mulhauser and Maunier, 1995). According to Bachasson (Bachasson, 1997), pond is a shallow water area, generally less than 6 meters, with a low outflow and a slow water renewal. A strong relation exists between fish production and pond depth: shallow systems warm up easily and productivity (Devinck and Cuccinello, 1979). In French ponds, the average depth varied between 1.5 and 2 (Schlumberger and Bouretz, 2002), which is in accordance with results from the "Ponds Country" (average area: 0.6 - 2 m, maximal depth: 1.2 - 6 m). These values are very close to ideal mean depth recommended by, either Huet (Huet, 1970): 0.75-2m, or Devinck & Cucciniello (Devinck and Cuccinello, 1979): 0.75-1.5m, or Billard (Billard, 1995): 1.5 m.

Constructed wetlands are shallow detention system, which regularly fill and drain and are typically extensively vegetated with emergent aquatic macrophytes (Persson *et al.*, 1999).

Fish-breeding water bodies provide with characteristics halfway between ponds and wetlands. During the hydroperiod, they are still water areas which don't own any deep zone (depth between 1 to 3 meters), but whose ground is sometimes protected from heat-action of the sun. But they are temporary: drying on a seasonal basis or during extended dry period. Macrophytes development is generally controlled.

In 1970, Huet distinguished ponds according to their way of water supply (Huet, 1970). At first, he defined pond of springs, which receive water from the ground. For example, the Amel pond (Woëvre, France) was an exceptional case: filled *pro parte* with Karstic waters (Gamez and Hall, 1991). Then, ponds can receive rain and streaming water and, at last, ponds can get water from one main stream (river). Among this last kind, "barrage ponds" own a dyke which impede water flow and "ponds of derivation" receive water by a derivation of the affluent. The pond location towards the water stream is often conditioned by its topography. The "barrage" configuration is not appropriate when water supply is irregular, it is intended to constitute ponds supplying with spring or stream (Huet, 1970). In eastern France, fish breeding ponds are essentially "barrage ponds" according to Huet (1970) classification. "Ponds of derivation" exist as well, but to a lesser extent: in the area of "la Woëvre" (France).

Spatial distribution of ponds in watershed constitutes another criterion of classification: serial connected ponds get the same water by gravity whereas parallel ponds are individually maintained by a stream derivation (Huet, 1970, Arrignon, 1976).

Lanoiselée (Lanoiselée, 1995) also distinguished 4 kinds of ponds by taking into account conditions of water retention: "barrage ponds", embanked in a valley, "watershed ponds", in a less marked relief and ponds created by excavation or heightening.

I.6 Hydraulic control

Bachasson described the fish-breeding pond cycle in 1997 (Bachasson, 1997). It includes four distinct stages. The first begins with the filling. The emptying system is closed and the pond is stocked with water. When the water level is sufficient, the pond is stocked with fish. Then the production stage begins. At the end of the cycle, the pond is emptied down to a favourable level enabling fish crop (stage 3: the emptying). Banks are no more flooded; fish is concentrated in one or several trenches. After the fishing processes, residual water is exported and the pond can stay dry for a more or less extended period (stage 4: the dry period).

Fish breeding uses water of various origins but water availability and retention can be modified in various ways: climatic conditions, substratum, farming practices, upstream water use)... Wieniawski (1980), Lanoiselée (1995) and Marcel (1996) gave examples of seasonal evolution of water supplies and losses in ponds (Wieniawski, 1980, Lanoiselée, 1995, Marcel, 1996b).

Water needs evolve for one year and one breeding cycle production according to voluntary or uncontrolled losses. Thus, the fish production stage is optimal during the warm period of the year: from April or May to the beginning of fall. So, the pond must achieve its filling in April and regular supplies compensate losses (Marcel, 1996b). The pond hydraulic balance can settle in terms of water imports and exports (Lanoiselée, 1995).

Water export usually happens during autumnal emptying. Before this period, four main causes can induce water losses in the pond: outflow (dam, emptying fittings), infiltration, evaporation (evapoperspiration) and use for downstream ponds or basins.

Farmers can recover major part of water lost by outflow when they diversify fish breeding practices downstream (use of basins). Substratum influences losses by infiltration. On a consolidate soil, they are estimated between 2000 to 2500 $m^3.ha^{-1}.year^{-1}$ of water. Evaporation depends on local climatic conditions: sunniness, temperature, atmospheric humidity, winds ... The wider the pond is, the more intense evaporation becomes (Marcel, 1996b). It can reach 3000-3500 $m^3.ha^{-1}.year^{-1}$.

I.6.1 Water supply

Fish breeding pond establishment requires abundant atmospheric precipitations: 600 to 800 $mm.year^{-1}$ in France (Lanoiselée, 1995). In some cases, water availability depends on the presence and the control of upstream water areas as well. That constitutes a real constraint on the activities calendar when the fish-farmers exploit all ponds distributed in series on the same affluent, especially during a period of water shortage. In the area of Brenne (France), ponds interdependence is more marked than in Lorraine : ponds chaining are multiple. One receiver pond can even collect drainage water from several chains: this phenomenon was often observed in the Brenne region (France) and punctually in the Lorraine region (pond of Lindre).

In the "Ponds Country", all ponds have been supplied with streaming waters (Figure 2). Besides, they could receive water from other origins in the same time. In this region, problems of water supply (quantitative and qualitative) hit the major part of ponds (29/36).

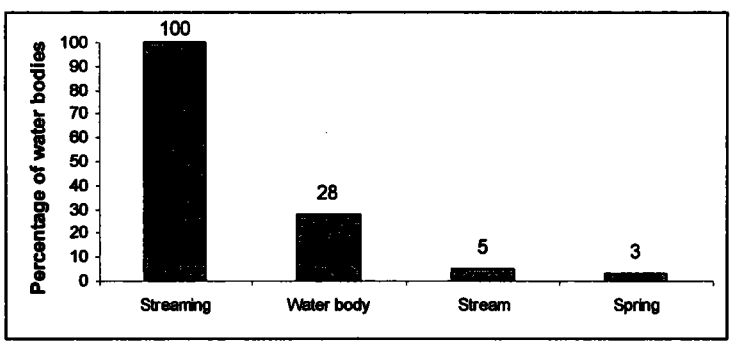


Figure 2: Origins of ponds water supplies ***(several cumulated origins are possible for each pond)***

I.6.2 Ponds emptying

The pond emptying is a crucial period of the complete fish breeding cycle. For a short time (several days), the water stocked and a part of sediments accumulated for several months or ever several decades (more or less compact silt) are exported downstream (Banas, 2001, Banas et al., 2001), implying pollution. Then, water stocking is temporarily interrupted: the initial flow starts again but through modified substratum and nature.

Emptying of extensive fish breeding ponds is considered as harmful for the receiving ecosystem. Nevertheless, studies concerning their impact on rivers are less numerous than intensive ones (Alabaster *et al.*, 1972, Chua *et al.*, 1989) or than big (hydroelectric) reservoirs (Merle *et al.*, 1994, Fergus, 1997). Le Louarn and Bertru (1991) underlined the warping of spawn zone and the modification of floristic and faunistic structure in the downstream river further to ponds emptying. Gigleux (Gigleux, 1992) introduced emptying as a critical stage of the breeding cycle and considered ponds as a potential source of nutrients and then as a determining factor for downstream river eutrophication. Nevertheless, his works didn't mention any result concerning quantities of suspended matter or nutrients exported downstream during the emptying of extensive fish breeding ponds. Other authors indicated that the impact was limited in intensity and time: just 2 or 3 days a year (Marcel, 1996b). This is proved in some French areas (Brennes, Dombes), where surface and pond volumes are lower than in Lorraine. The impact is all the more limited as some new fish breeding complexes own recuperation basins (Marcel, 1996b).

Every year, more than 90 000 ha are emptied in France (83 % of used areas), 4 800 ha in Lorraine (67% of used areas) (Le Quéré and Marcel, 1999). Some laws regulate the phenomenon: waters exported into a stream mustn't exceed (for 2 hours) $1 g.l^{-1}$ of the total suspended matter, $2 mg.l^{-1}$ of NH_4^+ and dissolved oxygen must should not fall below $3 mg.l^{-1}$.

To this day, the emptying of extensive fish breeding in France hasn't been the subject of specific studies. In Hungary, semi-intensive fish breeding (fertilizers supplies favouring phytoplankton development) have been studied in order to reduce sediments export during the period of emptying (Szabo, 1994). Sediment and nutriment export have been studied in intensive fishponds by several American authors (Boyd, 1978, Schwartz and Boyd, 1994). For example, catfish breeding uses 65 000 ha of ponds in the U.S.A. This kind of breeding is more similar to an intensive system than to an extensive one. The annual fish production can reach from 5 000 to 6 000 $kg.ha^{-1}$ of fresh weight (Schwartz and Boyd, 1994): 40 times more than usual extensive fish breeding pond production (Le Quéré and Marcel, 1999). But this kind of farming requires artificial food supply included between 7 500 and 12 000 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ of fresh weight.

A pond emptying includes two main phases (Banas, 2001). First, water level is gradually reduced until the major part of water is evacuated. Then, after having got fishes, the resting water is quickly exported (Le Louarn and Bertru, 1991). About 95 % of pond waters are evacuated during the first phase. But high contents of various parameters related to the fishing period bring about pollutants exportation during a short lapse of time. Boyd (Boyd, 1978) suggested reducing of 95 % the matter export during the emptying by not throwing out the fishing water.

The emptying time depends on the pond volume (and surface), and on dimensions of the evacuation system. The emptying of one hectare needs one to one and a half day on the average.

The final phase must be slow enough to avoid for fish to be imprisoned by silt or trapped in macrophytes.

In most cases of the "Ponds country", the emptying of one pond lasted less than 20 days (Figure 3). In ponds of more than 30 ha, it could exceed one month. The emptying of the pond of Lindre (Lorraine) was an exception: it requires 2.5 months.

According to the investigation conducted in 1990 in the east of France, among the 145 ponds we analysed, 106 were emptied every year, 25 every second year, 11 every third year and 3 of them had a less regular control (Table 8). However, the emptying rhythm depends on the global surface managed. It happened every year for 88 % of ponds in farms which are bigger than 100 ha and just for 35 % when the total farming surface was inferior to 5 ha. A spring-like emptying period could appear for a total farming surface superior to 10 ha. Complementary results (from the second survey) were available concerning bigger fish farms (Table 9). The major part of water bodies was just emptied in fall (60%), and an extra emptying happened in spring for 19 % of ponds (with a reduced area: <5ha). For other cases (21%), the fishing period took place during one of these two seasons.

The knowledge of pond impact on downstream systems has increased with works concerning the emptying of big hydroelectric reservoirs. In France, among 450 dams controlled by EDF (electric French public system), about 15 are totally emptied every year (Poirel *et al.*, 1994), with a periodicity of 10 years. The temporary removal of a water reservoir limits its economic use and can have repercussions on the environment (low water support, flow limit, production of drinking water). Moreover, the lacustrine ecosystem resets with positive aspects (strengthening of silt during the dry period, pollutants fixing in sediments, deactivation of these pollutants submitted to oxidation, new balancing of fish population), and with negative aspects (fish population elimination, movement of fish from lake to a river and lack of big fish for several years).

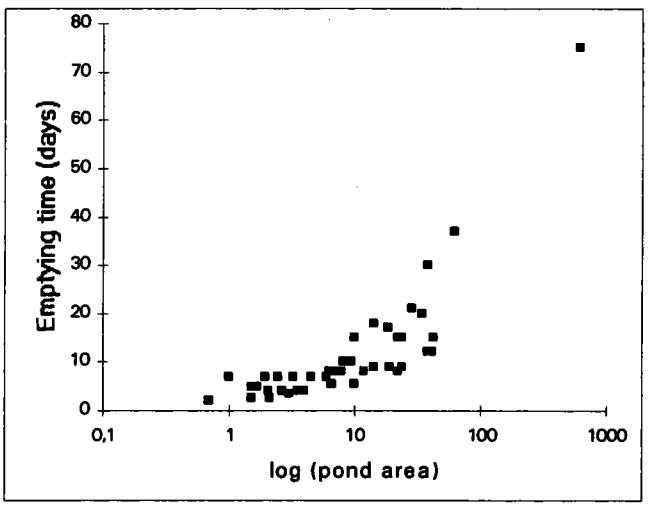


Figure 3: Pond emptying time as a function of water area (expressed in terms of hectares logarithms)

I.7 Fish breeding management

A whole fish breeding cycle includes a sequence of processes that depend on fish physiology (development, growth, feeding, reproduction), environment characteristics (water quality, availability, morphology of the pond...) and on fisherman choices (kind of breeding, time of the cycle, activities calendar).

Four types of fish breeding can be defined according to the intensification degree. The intensive system operates in close circuit or sometimes in basins, using springs of warm waters and is totally independent from a traditional ponds system. The semi-intensive systems can be an integrated continuous production system or a semi-extensive exploitation system. The first consists in producing fish intensively in structures adapted to a total control of breeding (appropriate dimensions, continuous fish crop, control of water quality). The breeding structures are more or less strongly integrated to ponds exploitation. In the second case, the semi-intensive breeding uses present breeding structures (ponds up to several hectares) in which intensification techniques are used. The last type of fish breeding is traditional extensive breeding in ponds.

Billard (Billard, 1995) distinguished three kinds of breeding in ponds. First, fish can grow intensively thanks to a single composed food (granules). In a second case, fish consumes partly supplied food (cereals) and the pisciculturist intervenes on the pond system by adding fertilizers that bring about a secondary production, used by fish. This type of breeding can represent a case of semi-intensive breeding. Finally, the exclusive extensive breeding or occasionally with a moderate fertilizers supply, is the third type described.

The absence of composed aliment in fish-breeding ponds (extensive operation) from the "Ponds Region" (Table 9) wasn't a local specificity but a regional characteristic.

Each of these usages modes tallies with different fish densities and types of stocking with fish (relative composition of species). French fish-breeding ponds are mainly used in mixed farming (Table 7). The breeding of carps is generally associated with other cyprinids but they represent the major product bred, as the rest of European and worldwide countries do. The carp production is equivalent to 65 % of the total fish produced tonnage (Kestemont, 1995). The practice of monoculture was very rare (4% of pisciculturists) in the region of Lorraine and concerned only trout. The first sampling survey revealed stock farming of 22 species. Carnivores' breeding was systematic in ponds superior to 5 ha (Table 8) and almost absent from very little ponds (<1ha). The greatest diversity of species was noticed in biggest fish farms (>100ha): they benefited of infrastructures, where it was possible to develop experiments, in order to diversify productions. Zootechnique progress facilitates the control of some biological cycle stages for different species: outside the pond, the breeding stock is totally controlled or semi-controlled. In the estate of Lindre (ponds of Lorraine, France), extensive breeding in basins and floating cages are associated with a traditional extensive breeding in pond.

Table 7: Fish species introduced in fish-breeding ponds expressed in percentage and tonnage of total production; *according to Le Quere and Marcel (1999); **according to Kestemont (1995).

Species	French production*		Production of Lorraine region*		European production**
	%	Tons	%	Tons	%
Carp	53	6 360	50	560	60 – 80
Roach	25	3 000	32	358	15 – 30
Tench	13	1 560	11	123	5 – 20
Carnivores	8	960	7	78	1 - 5

Generally, within the context of a traditional pond production, all the breeding stages are extensive or semi-intensives. In this case, the average yield is relatively poor and can vary according to water quality: between 150 and 300 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ of fresh weight (Huet, 1970) or between 150 and 200 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ of fresh weight (Schlumberger and Bouretz, 2002). The

mean production is put at 160 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ for all French territories and at 156 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ for the Lorraine region (Le Quéré and Marcel, 1999). In the biggest fish farms of this last region, water bodies were fertilized, whereas just half of pisciculturists practiced the operation in ponds, which are smaller than 5 ha (Table 8).

In the "Ponds country", the fishing takes place in a trench upstream the emptying structure. Sometimes, a fishery is located downstream: this attached structure can occasionally be used at the end of the fishing or to stop fishes that are carried away during the emptying period. Fish production is intended for three main usages: food product, restocking (rivers or water bodies) and stocking with fish to recommence a new breeding cycle. Preference destination for professionals of the "Ponds country" was incontestably restocking (Table 9). In the Lorraine region, some species like roach, gudgeon, and red eye were mostly intended for restocking, and Salmoniforms for food production. These two usages were gathered for many species: carp, tench, pike, pikeperch, perch...In little fish farms (ponds area<5ha), fish were more intended for food production than for restocking. When area was wider, this tendency found a new equilibrium and was then reversed for areas superior to 10 ha (Table 8). These observations show the dependency of small producers towards bigger fish farms for stocking with young fish.

Table 8: Results of a first sample survey realized in the region of Lorraine: piscicultural mangement and production in fish-breeding ponds

Grading of fish farms areas (ha)	< 1	1 – 5	5 - 10	10 - 100	> 100
Piscicultural management					
Fishing period	Autumn			Spring and autumn	
Fishing frequency	1 to 3 years			1 to 2 years	1 year
Absence of fertilization	70 %	50 %	25 %	10 %	0 %
Production					
Breeding of carnivorous fish	30 %	90 %	100 %		
Fish destination	Food		Food and restocking	Restocking	
Controlled reproduction practice	< 20 %			33 %	100 %
Mono-active fish-farming	0 %				100 %

Table 9: Results of a second sample survey realized in the "Ponds Country": piscicultural management and production in fish-breeding ponds managed by professional farmers

Number of ponds under investigation		49
Piscicultural management		
Fishing period	**Spring**	9
	Autumn	29
	Spring and/or Autumn	10
Absence of fertilization		25
Fishing frequency	**Once a year**	48
Operation	**Extensive**	49
Production		
Fish destination	**Food**	5 %
	Stocking with fish	15 – 20 %
	Restocking	75 – 80 %

I.8 Piscicultural practices and energy flux

Different parameters were proposed to assess the fish production in large water bodies: for instance chlorophyll pigments (Oglesby, 1977a, Oglesby, 1977b), or total dissolved phosphorus (Hanson and Leggett, 1982). They are not applicable to fish-breeding ponds (Barbe *et al.*, 1999) because elements fluxes and populations dynamics are widely modified by human interference: hydraulic control of the system (filling, draining, dry periods) and stock in fish (species and ages choice, relative proportions). Moreover, photosynthetic

production is modified but it doesn't always represent the determining link in the trophic cascade. According to practices, fish also indirectly takes advantage of the degradation of organic matter and of organic fertilizers or food.
On the back of trophic behaviours, problems of energy transfer can subsist in such systems. All reactions require energy. A part of it is taken by organism to cover its metabolic needs. As a consequence, the food web is characterized by the decrease of energy for each passage to a superior trophic level (primary producer, primary and secondary consumer). So, each time, available energy is divided by about 10: which limits their number and structures the trophic edifice. In a pond, the privileged level of energy accumulation is fish. Human activities lead to increasing energy transfers to this upper level without aggravating losses. Most essential physical and chemical parameters, apart from dissolved oxygen and temperature, are optimised to favour the phytoplankton development and to prevent the coming of trophic deadlock (control of macrophytes, fertilizers supplies, struggle against piscivorous birds...). Schlumberger (Schlumberger and Bouretz, 2002) summarized some appropriate values within the context of a great piscicultural management (Table 10).

Table 10 : Recommended values of some chemical parameters to optimize plankton production (Schlumberger and Bouretz, 2002)

Parameters	Recommended values
Calcium	> 30 mg $CaCO_3.l^{-1}$
Inorganic nitrogen	0.8 – 4 mg $N.l^{-1}$
Phosphorus	0.2 – 0.5 mg $P\text{-}PO_4.l^{-1}$
Inorganic nitrogen / Phosphorus	4/1 – 10/1

A pond system gets water supplies that are uncontrolled when they come from the watershed. In return, at the end of the fish breeding cycle, the fishing implies a controlled export of organic matter and energy as fish. Nevertheless, during the emptying, the loss of some organisms, organic matter, and diverse inorganic elements is uncontrollable. The producer has to make up for losses: stocking with fish, supplies...

In conclusion, piscicultural practices generate different scales of breeding intensification. When fish production is based on an extensive management, it is not submitted to human interventions except for the water level (emptying, filling), and macrophytes control (mowing) and for the fish production (stocking with fish, crop).
The food supply is characteristic of the intensification: it is maximized with one unique artificial aliment. In a halfway situation, between extensive and intensive practices, mineral or organic fertilizers can be brought.
Some of these practices induce a direct human intervention on fish production (fertilization, food supply, proportions and species of fish). Others cause an indirect control when they are linked with hydraulic (emptying, dry period) or with macrophytes management.

I.9 Conclusion

Artificial ponds and wetlands are widely used to serve a number of functions including fish breeding, stormwater management, but habitats of importance to aquatic or migratory species as well. Indeed, the ecological and amenity values of fresh still waters don't depend primarily upon the size or permanence of the water body (Everard, 1999).

The ecological functioning of European fish-breeding ponds is placed under the control of several natural and human variables. Man can act directly on this system by using hydraulic management operations (calendar of opening and closing of draining gates, duration of the hydroperiod...). He can also modify the level of biological production with this hydraulic management and with controlled supplies in pond (stock in fish, fertilizers, food). He operates indirectly with actions on the ground (cleaning out, banks alteration), on macrophytes (harvesting, mowing...) and on fish predators (frightening, shooting, using preventive ways...).

The pond management consists in the biomanipulation of a still water system, where the food web development is more or less controlled according to the yield target and the level of human interference. In this agrosystem, environment quality, in particular the water physical and chemical quality, has to stay compatible with the fish well being.

The pond, whose management is essentially extensive, joins in a natural environment, where the soils characteristics (impermeability) and climatic factors are favourable: pluviometry and temperature have to guarantee respectively the pond filling and the piscicultural production (growth and reproduction of fish, a correct water quality). This natural environment can be modified (in a more or less favourable way for the pond) by human activities that are exercised on the watershed (domestic rejections, agricultural fertilizers...). Moreover, presence and management of fish-breeding ponds have a considerable impact on the downstream receiving environment.

Knowledge of interactions between the piscicultural breeding and environment can't be limited to the analysis of typology and management: the whole pond system must be studied. That includes an ecological study of fish-breeding ponds internal functioning and a comparison of input-output flows (nutrients and biomasses).

I.10 References

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.

Arrignon, J. (1976) *Aménagement écologique et piscicole des eaux douces,* Gauthier-Villars, Paris.

Bachasson, B. (1997) *Mise en valeur des étangs.,* Lavoisier Tec & Doc, Paris.

Banas, D. (2001) Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation In *U.F.R. Sciences fondamentales et appliquées. UR E.B.S.E. (Ecotoxicité, Biodiversité, Santé Environnementale)*, pp. 237. Université de Metz (Ecole doctorale RP2E).

Banas, D., Masson, G. & Léglize, L. (2001) Limitation of sediment export during the draining operation of an extensive pond : the combination with a natural wetland. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **27**, 3982-3985.

Barbe, J., Schlumberger, O. & Bouretz, N. (1999) Utilisation du phytoplancton pour estimer la production piscicole potentielle des étangs. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture,* **355**.

Billard, R. (1991) Préface In *Mise en valeur des étangs* (B., B. ed.), pp. 166. Lavoisier Tec & Doc, Paris.

Billard, R. (1995) Le grossissement en étang In *Les carpes, biologie et élevage* (R., B. ed.), pp. 183-202. INRA, Paris.

Boyd, C.E. (1978) Effluents from catfish ponds during the harvest. *J. Environ. Qual.*, **7**, 59-62.

Chua, T.E., Paw, J.N. & Guarin, F.Y. (1989) The environmental impact of aquaculture and the effetcts of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Marine Pollution Bulletin,* **20**, 335-343.

Devinck, F. & Cuccinello, B. (1979) La pisciculture. *Les Agriculteurs de France,* **142**, 17-70.

Dubost, N., Masson, G. & Moreteau, J.C. (1996a) Temperate freshwater fouling on floating net cages: method of evaluation, model and composition. *Aquaculture,* **143**, 303-318.

Dubost, N., Masson, G. & Moreteau, J.C. (1996b) Incidence d'un élevage en cages flottantes sur le milieu environnant In *La qualité de l'eau* (T., A.-T.C.H. ed.), pp. 61-65.

Dubost, N., Masson, G. & Moreteau, J.-C. (1997) Gonad development and filleting yield of coomon carp *Cyprinus carpio* L. reared in ponds in Eastern France. *J. Appl. Ichtyol.*, **13**, 15-20.

Everard, M. (1999) A strategy for managing still waters in the United Kingdom. *Hydrobiologia,* **396**, 411-417.

Fergus, T. (1997) Geomorphological response of a river regulated for hydropower. River Fortun, Norway. *Regulated Rivers-Research & Management,* **13**, 449-461.

Gamez, P. & Hall, F. (1991) L'étang d'Hamel en Woëvre septentrionale : un exemple de contraintes dans l'aménagement d'un milieu karstifié. *Mosella*, 215-238.

Gigleux, M. (1992) Le développement phytoplanctonique dans la Moselle en aval de Metz et dans la Seille In *Nancy-Metz*, pp. 147. Université de Metz, Metz.

Hanson, J.M. & Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **39**, 257-263.

Huet, M. (1970) *Traité de pisciculture,* Ch. De Wijngaert, Bruxelles.

Kestemont, P. (1995) Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture,* **129**, 347-372.

Klein, J.P. (1980) Etude d'un étang de zone agricole en Lorraine : l'étang de la Bouzule, pp. 205. ENSAIA, Nancy.

Lanoiselée, B. (1995) La création d'étang In *Les carpes, biologie et élevage* (Billard, R. ed.), pp. 249-265. INRA, Paris.

Le Louarn, H. & Bertru, G. (1991) Influence des élevages extensifs en étang sur les rivières. *Revue Des Sciences de l'Eau,* **4,** 315-327.

Le Quéré, G. & Marcel, J. (1999) La pisciculture d'étangs française, pp. 57. Institut Technique de l'Aviculture (ITAVI), Paris.

Marcel, J. (1994) Réunion des producteurs européens des carpes à Nuremberg. *Echo Système,* **26,** 5-8.

Marcel, J. (1996a) La pisciculture d'étangs en Allemagne. *Echo Système,* **30,** 3-17.

Marcel, J. (1996b) Production piscicole maîtrisée en plans d'eau, pp. 74. Institut Technique de l'Aviculture (ITAVI), Paris.

Merle, G., Mosnier, D. & Tourenq, J.N. (1994) La vidange de la retenue de Pareloup en 1993 : une étape clef dans la vie du lac. *Hydroécologie appliquée,* **6,** 427-446.

Mulhauser, B. & Maunier, G. (1995) *Guide de la faune et de la flore des lacs et des montagnes d'Europe,* Delachaux et Niestlé.

Oglesby, R.T. (1977a) Phytoplankton standing crop and annual productivity as functions of phosphorus loading and various physical factors. *J. Fish. Res. Bd. Can.,* **34,** 2255-2270.

Oglesby, R.T. (1977b) Relationships of fish yields to lake phytoplankton standing crop, production and morphoedaphic factors. *J. Fish. Res. Bd. Can.,* **34,** 2271-2279.

Persson, L., Bystrom, P., Wahlstrom, E., Andersson, J. & Hjelm, J. (1999) Interactions among size-structured populations in a whole-lake experiment: size- and scale-dependent processes. *Oikos,* **87,** 139-156.

Poirel, A., Vindimian, E. & Garric, J. (1994) Gestion des vidanges de réservoirs, mesures prises pour préserver l'environnement et retour d'expérience sur une soixantaine de vidanges. 18ème Congrès des Grands Barrages, Commission Internationale des Grands Barrages, Q.69-R.9. Durban 1994, 321-349.

Schlumberger, O. & Bouretz, N. (2002) Réseaux trophiques et production piscicole en étangs fertilisés (Dordogne, France). *Revue Des Sciences de l'Eau,* **15,** 177-192.

Schwartz, M.F. & Boyd, C.E. (1994) Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed ponds. *Progr. Fish. Cult.,* **56,** 25-32.

Szabo, P. (1994) Quality of effluent from eastern fish ponds in Hungary. *J. Appl. Ichtyol.,* **10,** 326-334.

Tamazouzt, L., Dubois, J.-P., Fontaine, P., Capdeville, B. & Terver, D. (1996) Zootechnical performance and body composition of *Perca fluviatilis* pelleted diet in a floating cage: effect of daily ration. *Annales Zoologici Fennici,* **33,** 635-641.

Vlavonou, R. (1997) Elevage expérimental de la perche *Perca fluviatilis* L. : développement larvaire et croissance, pp. 148. Univ. Metz.

Vlavonou, R., Masson, G. & Moreteau, J.-C. (1996a) Elevage intensif de la perche *Perca fluviatilis* L. : situation actuelle et perspectives In *La qualité de l'eau* (T., A.-T.C.H. ed.), pp. 65-68.

Vlavonou, R., Masson, G. & Moreteau, J.-C. (1996b) Alimentation larvaire de la perche *Perca fluviatilis* L. avec Artemia salina In *Journées techniques Black bass, Perche, Sandre* (Jacquemont ed.), pp. 101-115.

Wieniawski, J. (1980) Conception et construction des étangs In *La pisciculture en étang* (R., B. ed.), pp. 383-395. INRA, Paris.

Williot, P. (1980) Etat actuel de la pisciculture d'étang en France In *La pisciculture en étang* (Billard, R. ed.), pp. 411-425. INRA, Paris.

II Site d'étude

II.1 Le bassin versant de l'étang de Lindre

II.1.1 L'étang de Lindre

L'étang de Lindre (Tableau 1) est situé dans le sud du département de la Moselle, à 70 Km au sud de Metz. Il se situe sur la partie amont du Bassin versant de la Seille et joue un rôle important dans l'hydrologie de cet affluent de la Moselle (Service régional de l'aménagement des eaux en Lorraine, 1986). La D.U.P. (*demande d'intérêt publique*) de 1976 impose au Domaine de Lindre une contrainte hydraulique pour le maintien de débit d'étiage et l'écrêtement des crues de la Seille. Sa forme est caractérisée par trois cornées sur les communes de Zommange, Guermange et Assenoncourt, qui s'étendent profondément dans les terres. L'alimentation de l'étang se fait principalement par le ruisseau du Speck, le Gros Ruisseau et le ruisseau de Zébourg qui se jettent respectivement dans les cornées de Zommange, Guermange et Assenoncourt. D'autres réseaux hydrologiques temporaires ou d'importance moindre se jettent dans le Lindre et créent avec les précipitations, un complément d'alimentation

Tableau 1 : données morphométriques de l'étang de Lindre

SUPERFICIE : 630 ha	PROFONDEUR MOYENNE : 2,2 m
SURFACE EN EAU : 525 ha	LIGNE DE RIVAGE : 27 Km
PROFONDEUR MAXI : 4,9 m	VOLUME ESTIME : 13 millions m^3

Son bassin versant (Figure 5) a une superficie de 103 km^2. Il se caractérise par la présence de nombreux étangs dont 24 de plus de 1 hectare, de zones humides variées (Richard, 1975) (roselières, prairies humides, forêts hygrophiles,...), ainsi que par sa richesse faunistique et surtout son avifaune. Cette diversité s'explique en partie par une superficie importante comparée à celle des bassin-versants de l'étang de Mittersheim (28 km^2), du Stock (41 km^2) ou de l'étang de Gondrexange (35 km^2) (Institut Ecologique Européen, 1976).

II.1.1.1 Les aménagements hydrauliques de l'étang de Lindre

La digue principale du Lindre se situe au sud du village de Lindre Basse. Elle est en terre et mesure 400 m de long pour 6,70 m de haut. Le déversoir permettant l'évacuation des eaux excédentaires est situé en rive gauche et permet le respect de la cote légale : 211,53 m. L'exutoire a un débit réservé de 80 litres par seconde. En 1976, la construction de deux digues secondaires visait un double objectif : améliorer la gestion piscicole et la gestion hydraulique.

La digue des romains, fermant les cornées de Guermange et d'Assenoncourt (300 ha) offre essentiellement des avantages hydrauliques en permettant l'accumulation des eaux de

ruissellement des 2/3 du bassin versant total de l'étang de Lindre (soutien des étiages et écrêtement des crues de la Seille). Cette digue et la digue fermant la cornée de Zommange permettent une rotation annuelle de la pêche de l'étang de Lindre.

Les eaux sortant du Lindre empruntent deux voies :

- premièrement, par la vanne du fond, qui permet l'évacuation des eaux pendant la période de vidange et l'alimentation des bassins ou les fossés de la pisciculture disposés en aval de la digue.
- deuxièmement, par la zone de surverse qui évacue les eaux en période de crue.

L'exutoire situé sur la commune de Lindre-Basse a un débit réservé de 80 $l.s^{-1}$ (Hirtz, 1984). L'eau est évacuée par surverse au niveau du déversoir lorsque les précipitations sont suffisantes, ou par les ouvrages de vidange durant la période de pêche. En dehors de ces périodes, la totalité de l'eau restituée à la Seille transite par les bassins d'élevage et les fossés de la pisciculture situés à l'aval de la digue. Ces enclos sont alimentés par deux vannes de fond. Les ruisseaux du déversoir et de la pêcherie convergent à environ 700 m en aval de la digue pour former une rivière unique, la Seille.

II.1.1.2 Domaine du Lindre

Les premières traces d'exploitation du domaine piscicole de Lindre datent de 1418. Cette pisciculture appartient au département de la Moselle depuis 1976. Actuellement l'exploitation s'étend sur 800 ha répartis en 13 étangs dont le plus vaste est l'étang de Lindre (620 ha).

La vidange de Lindre, réalisée tous les 2 ans jusqu'en 1992, est actuellement annuelle pour les 2/3 du plan d'eau.

La gestion piscicole de l' étang de Lindre et des étangs satellites situés sur son bassin versant comprend 4 phase essentielles, de durée et de fréquence variable (Figure 4) :

- le remplissage
- la phase de production
- la vidange
- la mise en assec.

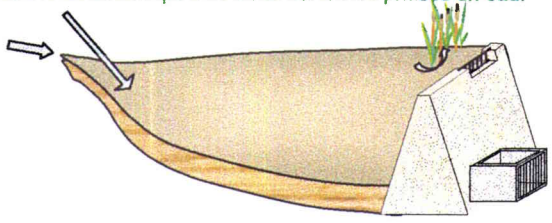
Assec

de 7 jours à plus d'un an

L'étang est ensuite laissé à sec (quelques jour à plus d'un an). L'eau circule alors librement.

Sous l'effet du soleil, le sédiment est minéralisé et assainit.

Le pisciculteur utilise cette phase pour curer l'étang et extraire le sédiment qui a décanté durant les phases en eau.

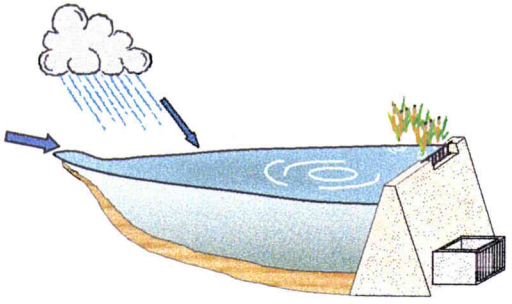


En automne généralement, les vannes de la digue sont ouvertes et l'étang est vidé. C'est la pêche.

Remplissage

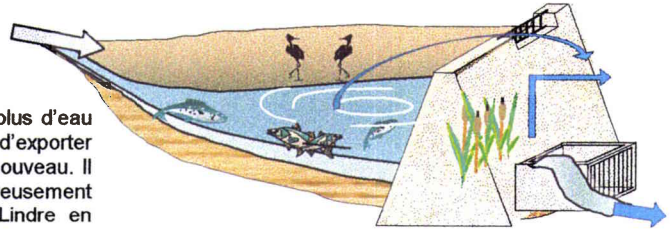
Durée : de 7 jours à 3 mois selon la taille de l'étang

Durant l'hiver (ou parfois au printemps), l'étang se remplit grâce aux fortes précipitations. L'étang permet alors d'écrêter et de réduire les crues régulières de cette période de l 'année.



Vidange

de 7 à 90 jours



Parfois, les précipitations apportent plus d'eau e la vanne de vidange ne permet d'exporter s l'aval. L'étang se remplit alors à nouveau. Il rête la crue mais ne peut malheureusement s être pêché (comme l'étang de Lindre en 98).

Production

de 3 à 10 mois

Durant la saison chaude, le poisson se développe, l'activité est maximale. La chaîne alimentaire est très complexe.

Le pisciculteur diagnostique l'état du milieu et le régule par ses diverses interventions :

- fertilisation (si le milieu est pauvre)
- alimentation du poisson
- faucardage des herbiers (trop nombreux).

Figure 4 : Les différentes phases de gestion des étangs (Banas, 2001)

II.1.2 Occupation des sols du bassin versant

Les étangs occupent environ 9% de la superficie totale du bassin-versant (Moselle, 1994). Ces étangs sont très souvent bordés de roselières dont l'expansion est contenue par des actions de faucardage ou d'arrachage. Les surfaces bâties recouvrent moins de 1% de la surface totale. Une large place est donc réservée à la sylviculture et à l'agriculture. Les surfaces destinées à ces deux activités ne sont pas réparties de façon uniforme sur la zone d'étude : 70% du sous bassin-versant de la cornée nord (cornée de Zommange) est forestier, alors que seul 25% de la zone sud du bassin-versant est recouverte de forêts. Il est alors possible de faire la distinction entre étangs forestiers et d'autres agricoles Les terrains utilisés à des fins agricoles recouvrent environ 55 km^2 et sont concentrés au voisinage des villages. Ces exploitations sont majoritairement destinées à la mise en prairie. Elles se retrouvent plus fréquemment au niveau des sols hydromorphes situés dans les zones basses, à proximité des étangs. Les zones de labours se répartissent généralement sur les hauteurs, mais elles tendent à se développer aux environs des zones humides suite à l'expansion du drainage.

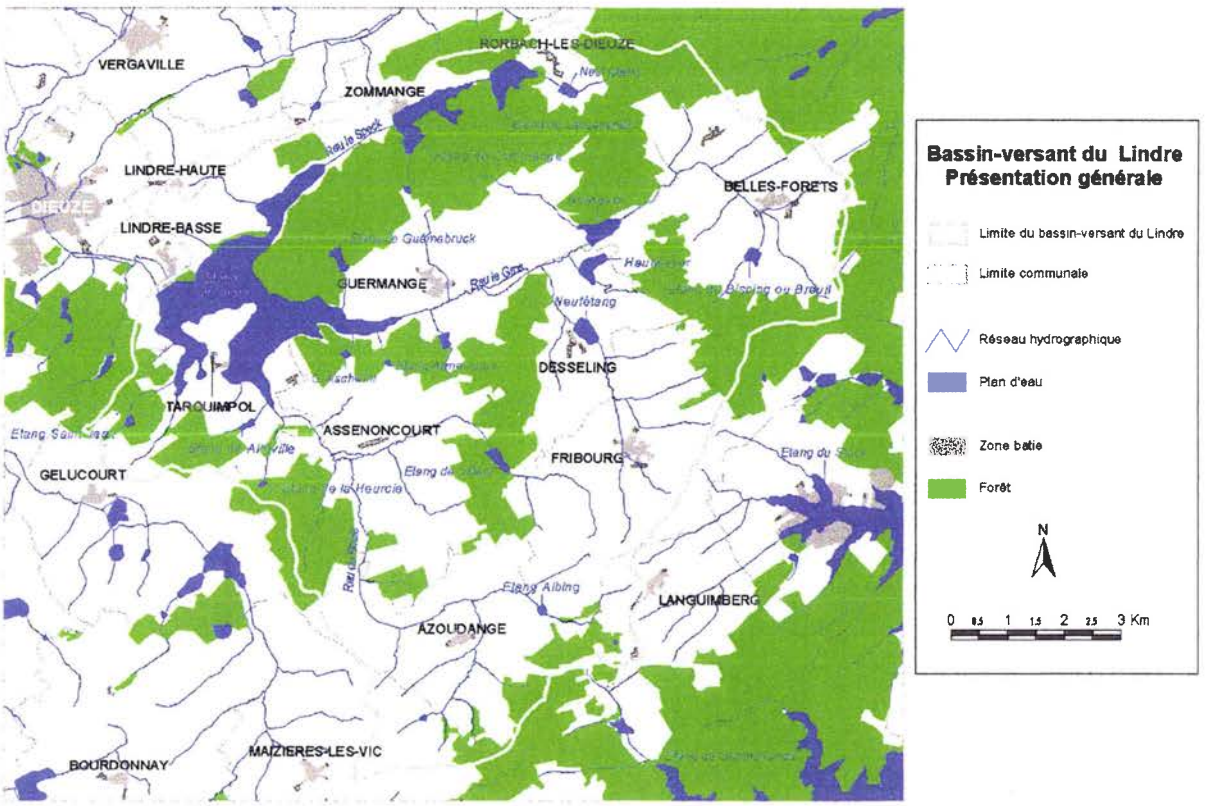
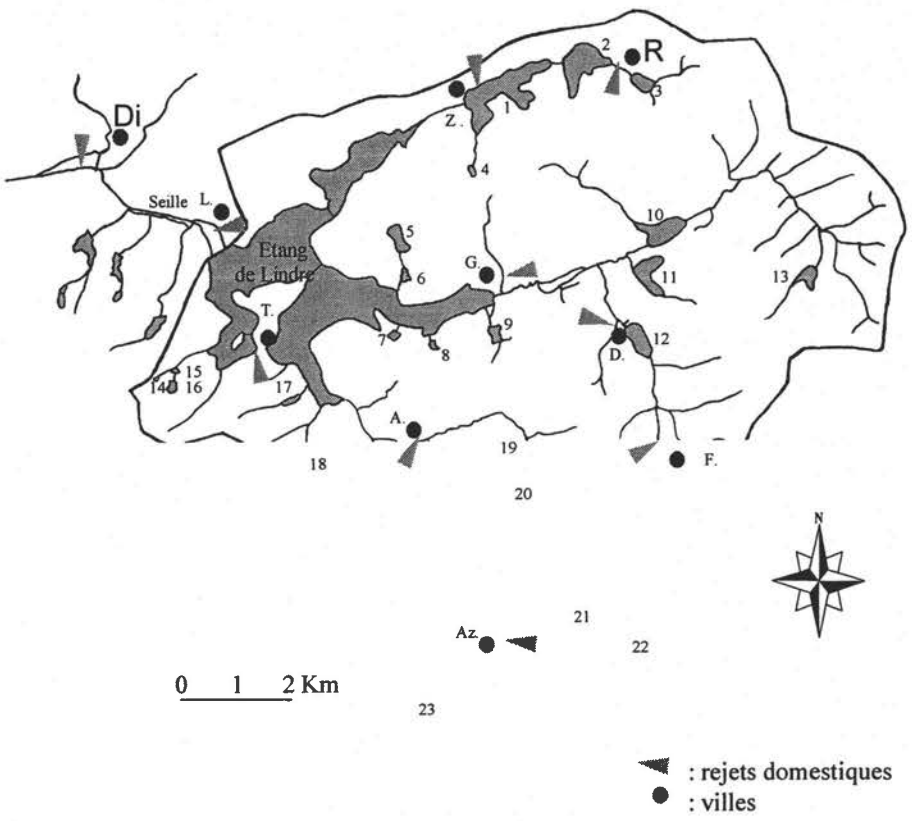


Figure 5 : Bassin versant de l'étang de Lindre



Noms des étangs :

1. Zommange
2. Lansquenet
3. Rorbach
4. La Justice
5. Guemelbruch
6. Sancaban
7. Guitschwihr
8. Craeuil
9. Armessous
10. Nolweiher
11. Haut-Weiher
12. Neuf-Etang
13. Breuil
14. Sorbiers
15. Saint-Jean
16. Graviotte
17. Alteville
18. Heurcie
19. Villers
20. Petit-Villers
21. Albin
22. Glissière
23. Code DDAF 1987/770

A. : Assenoncourt
Az. : Azoudange
D. : Desseling
Di. : Dieuze
F. : Fribourg
G. : Guermange
L. : Lindre-Basse
R. : Rorbach
T. : Tarquimpol
Z. : Zommange

Figure 6 : Etang de Lindre et son bassin versant caractérisé par la présence de nombreux étangs, et de zones humides variées

II.1.3 Géologie du bassin versant

La présence de nombreux étangs et la forte densité du réseau hydrographique sont liées à la nature argileuse du substratum.

Keuper inférieur : Les marnes irisées du Keuper inférieur rendent cette région imperméable et expliquent la douçeur du relief propice à la création d'étangs.

Keuper moyen : Quelques formations du Keuper moyen dont la résistance à l'érosion est plus importante, recouvrent les sommets. Le grès à roseaux se rencontre sur les communes de Gelucourt et de Guermange sur quelques hectares, au nord du bassin-versant, de Lindre

Haute à Rorbach-les-Dieuze. Les marnes bariolées recouvrant le grès à roseaux ne se rencontrent que sur une zone de faible superficie au nord de l'étang de Lindre.

Les cuvettes des étangs et le lit des cours d'eau sont formés d'alluvions récentes de nature argileuse, alors que les replats bordant l'étang de Lindre, ainsi que la forêt du Romersberg se caractérisent par la présence de limons des plateaux. Ce substrat constitué d'argiles et de marnes confère à l'étang une forte minéralisation. Les eaux de l'étang de Lindre sont riches en calcium, magnésium ainsi qu'en bicarbonates, ce qui le prédispose à une production piscicole de qualité (Billard and Marie, 1980).

II.1.4 Topographie du bassin versant

Situé à l'est du plateau lorrain, ce bassin-versant se caractérise par un relief peu accentué. Le paysage est marqué de collines aux versants convexes et aux pentes généralement inférieures à 7% (Moselle, 1994), quelques exceptions étant à signaler telles que le plateau à l'est de Fribourg et la colline de Bisping qui présentent de forts dénivelés avec respectivement des pentes de 11 et 13%.

II.1.5 Réseau hydrographique dans le bassin versant

La présence de nombreux étangs satellites (Tableau 2) et la densité de drainage importante (0,82) sont liées à la nature argileuse du substratum. Huit de ces vingt-trois étangs ainsi que l'étang de Lindre sont la propriété du Conseil général de la Moselle, leur gestion est assurée par le Domaine de Lindre. La variabilité des caractéristiques des étangs est un atout majeur pour l'exploitation dont la pièce maîtresse est l'étang de Lindre.

Tableau 2: Caractéristiques des étangs satellites et occupation des sols sur les bassin-versants

		Surface Bassin-versant	*Superficie plan d'eau*	*Propriété du Département de la Moselle*	*Occupation des sols (%)*			*Longueur drains*
code DDAF : 1987/770	*Commune*	*km²*	*ha*		*Forêt*	*Bâtiment*	*Etang*	*m*
	Maizières-les-vic	*0,66*	*1*	*Non*	*0*	*0*	*1,7*	*477*
Albing	*Fribourg*	*3,06*	*2*	*Non*	*28*	*1,6*	*1,0*	*1 959*
Alteville	*Tarquimpol*	*0,82*	*3*	*Non*	*66*	*0*	*3,4*	*953*
Armessous	*Guermange*	*1,13*	*7*	*Oui*	*63,2*	*0*	*6,0*	*711*
Breuil	*Belles-Forêts*	*2,55*	*7*	*Non*	*54,4*	*0*	*2,8*	*1 044*
Craeuil	*Assenoncourt*	*0,77*	*1*	*Non*	*27,1*	*0*	*1,5*	*403*
Glissière	*Lamguimberg*	*0,34*	*1*	*Non*	*25*	*5*	*1,7*	*0*
Graviotte	*Gelucourt*	*0,67*	*1*	*Non*	*75,1*	*0*	*6,9*	*231*
Guemelbruch	*Guermange*	*1,15*	*9*	*Oui*	*79,5*	*0*	*7,4*	*42*
Guitschwihr	*Assenoncourt*	*0,26*	*3*	*Oui*	*43,2*	*0*	*10,1*	*0*
Haut-Weiher	*Desseling*	*2,75*	*18*	*Non*	*30,7*	*0*	*6,4*	*1 288*
Heurcie	*Tarquimpol*	*0,28*	*1*	*Non*	*84*	*0*	*5,0*	*12*
Justice	*Guermange*	*0,47*	*1*	*Non*	*77,7*	*0*	*3,1*	*63*
Lansquenet	*Rorbach*	*5,85*	*37*	*Oui*	*68,7*	*1,2*	*8,0*	*1 482*
Neuf Etang	*Desseling*	*8,29*	*18*	*Non*	*7,7*	*3,4*	*2,2*	*9 922*
Nolweiher	*Guermange*	*16,88*	*20*	*Non*	*30,5*	*1,4*	*1,6*	*15 923*

		Surface Bassin-versant	Superficie plan d'eau	Propriété du Département de la Moselle	Occupation des sols (%)			Longueur drains
code DDAF : 1987/770	Commune	km^2	ha		Forêt	Bâtiment	Etang	m
Petit-Villers	Desseling	0,61	2	Oui	62	0	2,5	500
Rorbach	Rorbach	3,4	10	Oui	77,2	0,2	2,8	998
Sancaban	Guermange	1,62	6	Non	69	0	8,9	250
Sorbiers	Gelucourt	0,14	1	Non	95,8	0	4,1	0
S^t Jean	Gelucourt	0,43	3	Non	65,4	0	6,6	22
Villers	Desseling	4,21	14	Oui	27	0	3,8	3 540
Zommange	Zommange	9,86	61	Oui	68,7	1,4	10,9	2 394

II.1.6 Climatologie du bassin versant

Le climat est de type tempéré, caractérisé par de fortes amplitudes thermiques, la pluviométrie annuelle est d'environ 800 mm et les vents dominants sont de direction Nord-Nord-Est. Les mois de mai et juin ainsi que décembre et janvier correspondent à une période de pluviosité plus importante. La présence de nombreux étangs pourrait créer un microclimat caractérisé par des orages plus nombreux et des variations thermiques nycthémérales moindres (Hirtz, 1984).

II.2 La Seille

La rivière Seille prend sa source à l'étang de Lindre (altitude 208 m) et se jette dans la Moselle à Metz (altitude 189 m). Longue de 125 km avec une largeur qui peut aller d'un mètre jusqu'à 10 mètres à certains endroits, elle traverse Dieuze, Marsal, Moyenvic, Vic-sur-Seille. Elle suit la limite départementale entre la Meurthe-et-Moselle et la Moselle de Chambrey à Létricourt. Elle retrouve le département de la Moselle à Cheminot pour finir son cours dans l'agglomération messine. Les affluents de la rive droite sont : le Verbach, le Spin, la Petite Seille, l'Osson, le Ruisseau de Moince. Les affluents de la rive gauche sont : le ruisseau de Guéblange, le Nard, la Loutre Noire.
Rivière sauvage, la Seille s'écoule essentiellement sur des terres agricoles et possède une très grande variété de poissons: brochets, sandres, perches, silures, carpes, tanches, rotengles, gardons, chevesnes, barbeaux, goujons, ablettes, bouvières, anguilles, brèmes,...Elle dessine de nombreux méandres dans une vallée très ouverte et souvent marécageuse. Elle a ses hautes eaux en automne, en hiver et au printemps et ses basses eaux en été. Quelle que soit la saison, elle peut avoir des crues brutales qui provoquent des inondations.

Au cours de sa traversée du pays du Saulnois, entre Dieuze et Vic-sur-Seille, elle est en relation avec des nappes salines. Un gisement de sel déposé il y a 200 millions d'années, a formé des dépôts de «marnes irisées du Keuper ». Cette formation salifère a engendré des marnes salées importantes. Deux groupes de marnes salées existent toujours en Lorraine. La première se situe en bordure de Seille le long de la route de Dieuze. Elle engendre de timides émergences salées entre Mulcey et Dieuze. La deuxième qui est la plus importante se situe dans la région de Marsal, Vic-sur-seille.

La qualité physico-chimique de la Seille dépend donc de ses eaux d'origine (l'étang de Lindre), de ses multiples affluents qui la rejoignent très rapidement en aval de l'étang, de la présence d'agglomérations et d'étangs d'amont en aval et des résurgences d'eaux salées.

III Matériel et méthode

Les protocoles précis suivis pour chaque étude (fonctionnement interne, bilan amont-aval et exportation) seront décrits ultérieurement dans les chapitres concernés. Toutefois, nous préciserons ici les méthodes globales d'analyses des différents paramètres étudiés.

III.1 Paramètres physico-chimiques

Les différents paramètres physico-chimiques sont relevés ou mesurés *in situ* (Tableau 3) ou au laboratoire (Tableau 4) selon les méthodes présentées ci-dessous.

Tableau 3 : Protocoles ou normes appliqués, et matériels utilisés lors des mesures *in situ*

Mesures	Matériel	Normes et protocoles
pH	pH-mètre WTW 196 équipé d'une électrode combinée renforcée	NF T 90-008
Oxygène dissous	Oxymètre WTW AOX 96 équipé d'un agitateur et d'une sonde polarographique de Clark	NF EN 25-814 Correction : NF T 90-032
Température	Oxymètre WTW AOX 96 équipé d'un dispositif de mesure de température	NF T 90-100
Conductivité	Conductimètre WTW ALF 196 équipé d'une compensation de température à 20 et 25°C	NF T 90-031

Tableau 4 : Protocoles ou Normes, et matériels utilisés lors des analyses effectuées en laboratoire.

Mesures	Matériels	Protocoles ou normes (AFNOR, 1994)
M.E.S.T. (matières en suspension totales)	Filtres Whatman GFC étuve à 105°C	NF T 90-105
M.V.S. (matières volatiles en suspension)	Four à moufles	Calcination à 525°C durant 8h minimum
D.C.O. (demande chimique en oxygène)	Minéralisateur	NF T 90-101
D.B.O.5(demande biochimique en oxygène après 5 jours	Oxymètre à microprocesseur WTW OXI 537	NF T 90-103
Chlorophylle a (Chl a) et Phéopigments (Phéo)	Centrifigeuse SIGMA 202C et spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	T 90-117

$PO4^{3-}$	Spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF T 90-023
$NO2^-$	Spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF EN 26-777
$NO3^-$	Spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810 en UV	Acidification par HCL 1N APHA, 1976
$NH4^+$	Spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF T 90-015
Azote Kjeldahl (Nkj)	Minéralisateur et spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF T 90-110
Phosphore total (Ptot)	Minéralisateur et spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF T 90-023
Titre alcalimétrique complet (TAC)	pH-mètre à microprocesseur équipé d'une électrode combinée WMBBS25	NF T 90-036
SO_4^{2-} et Cl^-	Chromatographie ionique en phase liquide DIONEX 45001	NF T 90-042
Ca^{2+} et Mg^{2+}	Spectrophotomètre d'absorption atomique PERKIN ELMER Analyst 100	NF T 90-005
K^+ et Na^+	PERKIN ELMER Analyst 100 émission de flamme	NF T 90-020

III.2 Paramètres biologiques

III.2.1 Le phytoplancton

III.2.1.1 Analyse globale du phytoplancton

L'analyse des peuplements phytoplanctoniques a été confiée au laboratoire de « Bi-Eau »*. Elle a été effectuée sur des échantillons d'eau brute formolée *in situ* à 10%, selon la méthode analytique suivante :

- les **identifications** se font à l'aide d'un microscope droit à fort grossissement et à l'aide de flores spécialisées (après traitement d'élimination de la matière organique des diatomées, quand nécessaire). Différents ouvrages ont été consultés (Anagnostidis and

* Bi-Eau : bureau d'étude des populations phytoplanctoniques,. Dir. : Mme Leitao. 11 rue Lainé-Laroche, 49000 Angers.

Komarek, 1988, Compère, 1986-1992, Ettl, 1978, Geitler, 1930, Huber-Pestalozzi, 1955, Huber-Pestalozzi, 1968, Komarek and Anagnostidis, 1986, Komarek and Anagnostidis, 1989, Komarek and Fott, 1983, Popovsky and Pfiester, 1990, Starmach, 1985, Krammer and Lange-Bertalot, 1986-1991b, Cox, 1996, Rumeau and Coste, 1988).

- les **dénombrements** se font au microscope à inversion, selon la méthode proposée par Utermöhl (Utermöhl, 1958) qui conduit à une **concentration algale** exprimée en nombre d'individus par litre. Rappelons que dans cette pratique un filament, une colonie ou un organisme unicellulaire compte chacun pour un seul individu.

La concentration algale est convertie en **concentration cellulaire** sachant que ce mode d'expression (nombre de cellules par litre) tient compte de la part du peuplement dont la morphologie est pluricellulaire.

Pour quantifier encore plus finement le peuplement, un calcul de **biomasse** (poids de matière fraîche par litre) du phytoplancton a été entrepris. Le travail de conversion des concentrations cellulaires en biomasse requiert une longue étude morphométrique : chaque taxon est assimilé à une forme géométrique simple (sphère, cylindre, ellipsoïde de révolution, etc.) pour laquelle il faut déterminer des dimensions moyennes afin d'en obtenir le **biovolume**. Ces mesures minutieuses, réalisées au microscope droit à fort grossissement, sont ensuite rentrées sur une macro-commande pour Excel qui réalise les calculs.

Cette méthode laborieuse et longue de l'estimation de la biomasse a été initiée par Lohmann (Lohmann, 1908), puis poursuivie et améliorée par (Lund and Talling, 1957). Elle est actuellement très largement employée par les algologues du monde entier.

III.2.1.2 Etude exclusive des Cyanobactéries

Les échantillons uniquement destinés à l'étude des Cyanobactéries sont traités au laboratoire. Chaque prélèvement d'eau brute est formolé *in situ* à 10% puis subit successivement une analyse qualitative et quantitative.

La détermination des Cyanobactéries est basée sur la forme des individus et la taille des cellules.

A l'aide d'un microscope droit muni d'un tube à dessin, les Cyanobactéries sont dessinées, puis mesurées grâce à des règles graduées, préalablement calibrées aux différents grossissements du microscope en utilisant une lame micrométrique. A partir de la forme et des mesures obtenues, les Cyanobactéries sont identifiées en utilisant diverses clés de détermination (Compère, 1986-1992, Komarek and Anagnostidis, 1998, Geitler, 1932). Il faut noter que la détermination de certaines espèces a présenté quelques difficultés. En effet les échantillons de phytoplancton, fixés et stockés, tendent à perdre certaines caractéristiques du matériel frais. Les colonies d'*Aphanizomenon* par exemple se dispersent facilement après un stockage prolongé (Chorus and Bartram, 1999). Normalement les échantillons doivent être déterminés le plus rapidement possible, les meilleurs résultats sont obtenus sur des échantillons frais (24 heures au plus sans fixation) (Chorus and Bartram, 1999). D'autre part, quelques genres comme *Anabaena* perdent souvent leurs cellules spécialisées, et la forme des filaments ne suffit pas pour déterminer le nom d'espèce si on ne dispose pas des akinètes. Ainsi, quand la détermination a l'espèce s'est avérée incertaine, elle est limitée au genre.

Les Cyanobactéries sont dénombrées sous microscope inversé. Un volume d'eau connu (entre 1 et 25 ml) est prélevé après homogénéisation du flacon d'eau brute formolée. Il est déposé dans une cuve à décanter adaptée au microscope inversé. Le temps de décantation

dépend du volume prélevé : 1 heure par cm d'eau (Chorus and Bartram, 1999). Ensuite, le comptage des individus (filament ou colonie ou cellule isolée) permet d'obtenir une estimation de la densité en nombre d'algues par ml d'eau brute. Le volume d'eau brute utilisé pour le comptage dépend de la charge en phytoplancton de l'échantillon. Si celui-ci est très chargé, on se limite à un volume de 1 ml. Cependant, les résultats peuvent être erronés si on utilise de trop petits volumes, c'est la raison pour laquelle l'opération est répétée trois fois. Dans le cas d'échantillons peu concentrés en algues (volume décanté>1ml), la manipulation est seulement doublée. Le résultat final correspond à la moyenne des densités calculées.

Pour avoir une estimation de la densité en nombre de cellules par ml, il faut évaluer le nombre moyen de cellules que représente chaque espèce. Pour cela, le nombre de cellules est compté sous microscope droit, pour une dizaine de trichomes de chaque espèce. Le nombre moyen de cellules par algue est ensuite multiplié par la densité algale estimée auparavant.

Une des raisons pour lesquelles il faut évaluer la densité cellulaire en plus de la densité algale, est que dans la littérature, les valeurs seuil concernant les Cyanobactéries sont données en nombre de cellules par ml ou en fonction de la concentration en chlorophylle a (Chorus and Bartram, 1999).

III.2.2 Le zooplancton

III.2.2.1 Détermination et comptage des espèces zooplanctoniques

L'analyse des peuplements zooplanctoniques se fait au laboratoire à partir d'un échantillon d'eau brute ou concentrée qui a été fixée *in situ* avec du formol (entre 5 et 10 % en fonction de la concentration en éléments en suspension). Une aliquote provenant de l'échantillon homogénéisé est mise à décanter la veille de l'analyse dans une cuve à sédimenter adaptée au microscope inversé.

- Dans le cas d'un échantillon de zooplancton concentré (à l'aide d'une pompe à plancton), le volume mis à décanté doit correspondre à un litre dans l'étang. Par exemple, 50 litres d'eau sont pompés et récupérés dans un litre d'eau. Après ajout du formol, le volume final de l'échantillon est de 1,1 litre. 1/50ème de cet échantillon sera mis à décanter dans la cuve à sédimenter soit 22 ml.
- Dans le cas d'un échantillon d'eau brute, il est filtré à travers un tamis de maille 20 µm et le refus de tamis est mis en suspension dans un volume d'eau compris entre 10 et 20 ml. Tout le volume est mis à décanter pour analyse.

Le comptage et la détermination s'effectuent simultanément et sont répétés une fois dans le cas d'un échantillon concentré. Quand cela s'avère possible, les animaux sont déterminés à l'espèce. L'utilisation d'un microscope inversé et de matériel biologique décanté ne permet pas de déplacer les individus et limite donc souvent la détermination au genre. La détermination des espèces est réalisée en se basant sur différents ouvrages de détermination (Dussart, 1992, Pourriot and Francez, 1986, Sars, 1913-1917, Stemberger, 1979, Amoros, 1984, Dussart, 1967, Dussart, 1969).

Cet examen microscopique est sans doute le moyen le plus simple d'observer et de compter les éléments du zooplancton présents dans l'eau. L'inconvénient de cette méthode est la difficulté d'apprécier leur viabilité réelle.

III.2.2.2 Estimation des biomasses zooplanctoniques

L'estimation de la biomasse est indispensable dans l'étude de la productivité en eaux douces et des transferts de la matière organique d'amont en aval du réseau trophique aquatique. La méthode utilisée pour la détermination des biomasses du zooplancton est la régression taille-poids. Elle a été mise au point en 1975 (Dumont *et al.*, 1975). C'est actuellement la méthode la plus simple et la plus employée. Cette méthode est basée sur la mise en place d'une droite de régression taille-poids qui permet l'établissement d'une équation mathématique. Celle-ci a été effectuée sur une large quantité d'espèces zooplanctoniques. Ainsi, en connaissant la taille d'un individu, on peut déterminer son poids. Pour que cette méthode soit valable, la mesure doit être prise le plus précisément possible. Les mensurations des individus sont prises au cours de la phase de comptage et de détermination sous microscope inversé. Elle nécessite un oculaire micrométrique (G*100) qui s'étalonne avec une réglette graduée transparente. Différentes caractéristiques anatomiques sont utilisées pour mesurer la taille des différentes espèces.

- Pour les Copépodes, la mesure se fait de la tête au point final de l'urosome (Downing and Rigler, 1984).
- Pour les Cladocères et certains Rotifères, la totalité de l'individu est mesurée, du haut de la tête au point d'insertion de la queue.

A partir de ces mesures, la biomasse individuelle moyenne est calculée (µg de poids sec) avec les relations longueur-poids déjà publiées (Downing and Rigler, 1984, Dumont *et al.*, 1975, Culver *et al.*, 1985). Concernant les rotifères, en fonction de l'espèce, on utilisera soit des équations longueur-poids soit des valeurs moyennes du poids sec calculées par une approximation du poids en utilisant une formule géométrique (Ruttner-Kolisko, 1977). Les individus ne seront donc pas mesurés, leur poids étant disponible dans la littérature (Dumont *et al.*, 1975, Pauli, 1989).

La biomasse totale ($\mu g.l^{-1}$) pour chaque espèce zooplanctonique est déterminée en multipliant la biomasse moyenne individuelle par la densité numérique.

Chapitre 2 : Approche temporelle
Le fonctionnement écologique interne de l'étang piscicole

L'étude du fonctionnement écologique de l'étang piscicole extensif s'est tout d'abord orientée vers une analyse temporelle des communautés planctoniques. Ainsi, pour caractériser la phase de production piscicole (à partir du remplissage et jusqu'à la vidange), trois étangs en amont de l'étang de Lindre ont fait l'objet d'un suivi qualitatif et quantitatif du zooplancton, du phytoplancton, de la physico-chimie, et de la gestion piscicole. Ces étangs « tests » ont été choisis très proches géographiquement : ils partagent la même ressource en eau, la même situation géologique, et comme ils sont interconnectés, les différences de structure et d'évolution des communautés planctoniques seront plutôt le fait d'interactions locales biotiques et abiotiques.

Le contexte piscicole de chaque étang est tout d'abord défini, puis les populations zooplanctoniques et phytoplanctoniques (sous la forme de deux publications soumises à la revue *Aquaculture*) sont successivement étudiées. Leurs structures et leurs évolutions temporelles sont ensuite confrontées pour définir un (ou plusieurs) schéma (s) de fonctionnement interne de l'étang piscicole extensif en Lorraine.

I Overall functioning of French fish-breeding ponds. Part 1: piscicultural management, hydrological characteristics and response of zooplankton community

S. Didier, G. Masson, L. Léglize, J. C. Pihan
L.B.F.E., Université de Metz, campus Bridoux, 57 070 Metz

I.1 Abstract

The seasonal and annual variations in biomass, abundance and the composition of species of zooplankton in three French fish-breeding ponds from 1999 to 2001, are described. Rorbach, Lansquenet and Zommange belong to the same catchment area and are line-distributed with increasing area and depth from upstream to downstream. They were subject to manipulation. They were regularly drained: once a year for Lansquenet (except between 1999 and 2000) and Zommange and twice for Rorbach, whose hydroperiod was reduced from March to September, and were differently stocked in fish: fish predation pressure was estimated with fishing data. The study of piscicultural practices underlined two kinds of pond management: Rorbach was essentially controlled as a big stocking basin with alternation of production and stocking cycles, and the two bigger ponds were only used as production systems. All ponds showed a high trophic level, increasing from the upstream to the downstream pond and revealed by level of nutrients (TP: 200-1075 $\mu g.l^{-1}$), chlorophyllous pigments (<30 $\mu g.l^{-1}$ in Rorbach, maximum >1mg.l^{-1} in Lansquenet and Zommange, evoking the presence of phytoplankton bloom), zooplankton species (bioindicators of lake trophy), and zooplankton community structure (microzooplankton was numerically dominant in each fish-breeding pond). The size spectrum and contribution of crustaceans to biomass were very variable, depending on top-down effect on the back of trophic level. Hydraulic control of ponds had a perceptible indirect impact on Zommange: in 2001, when Rorbach and Lansquenet were empty, the pond received more nutrients and the zooplankton community

was modified. The direct impact related to the short duration of hydroperiod was probably linked to the pond size and its ability to supply rapidly with the organic matter necessary to consumers.

I.2 Introduction

In France, 800 km² of water areas are used at piscicultural activities. That represents more than 60 % of the total ponds surface (Le Quéré and Marcel, 1999). These artificial ecosystems are drainable and so, submitted to variable hydraulic conditions. Bachasson and Banas both described water management in fish-breeding ponds (Bachasson, 1997, Banas, 2001). It includes four distinct stages. The first one begins with the filling: the empty pond is stocked with water. When its level is sufficient, the pond is stocked with fish: then begins the production stage. At the end of the cycle, the pond is emptied down to a favourable level enabling fish crop (stage 3: the emptying). Banks are no more flooded; fish is concentrated in one or several trenches. After the fishing processes, the pond is stocked with water again. Sometimes, residual water is exported and the pond can stay dry during a more or less long period (stage 4: the dry period).

In such water bodies, the pond internal functioning time is limited and just tallies with the hydroperiod: from several months to several years, as a function of fisherman choices (kind of breeding, time of the cycle, activities calendar). But those ponds are not temporary ecosystems: they are surely liable to periodicity (biannual, annual, biennial...), duration of the hydroperiod, and to dry periods (from several days to one years in the Lorraine region). Nevertheless, the functioning time is widely sufficient to provide a plentiful development of macrophytes, algae, and associated fauna.

The fish fauna in fish-breeding ponds is annually variable: according to economic requirements, they are stocked with either a majority of plankton-feeding and benthic-feeding fish or piscivorous fish. The resulting short-term impact of recurrent and variable piscivore stocking on reservoir zooplankton communities structure has never been properly analysed. Moreover, in our system, the number of stocked fish doesn't express the real degree of biomanipulation: the varying time of the hydroperiod should influence the overall functioning of fish-breeding ponds as well.

In this paper, we examine zooplankton communities in three connected fish breeding ponds of the Lorraine region (France), representing a broad range of typology, piscicultural management. Previous works concerning relationships between environmental variables and zooplankton community structure mainly concerned ponds situated in a large geographic area: this may impede the determination of relative importance of specific factors that may act on a background of local conditions (Cottenie *et al.*, 2001). As our three ponds share the same watershed and are interconnected, the major part of variance in plankton communities' structure and temporal successions may stem from local factors characterizing the different ponds. From 1999 to 2001, data on abiotic factors (morphometric variables and eutrophy), on hydraulic control and information on fisheries and fish stocking operations were used to analyse changes in zooplankton communities (species composition, size structure) and to describe differences or regular events phases of temporal zooplankton successions

I.3 Materials and Methods

I.3.1 Study site

The study ponds (Rorbach, Lansquenet, Zommange) are located in the region of Lorraine (France). They belong to the same catchment area: they form a chain upstream of the Lindre pond (Figure 7). This last one is located 70 km southwards from the town of Metz (France), upstream from the river Seille. Its large watershed (103 km²) includes numerous water bodies, due to its clayey substratum. The 23 satellite - ponds of this watershed are all barrage ponds created before the twentieth century. The variability of their characteristics is a major asset for piscicultural exploitation whose best piece is the pond of Lindre. It has been exploited since 1418 (Richard, 1975).

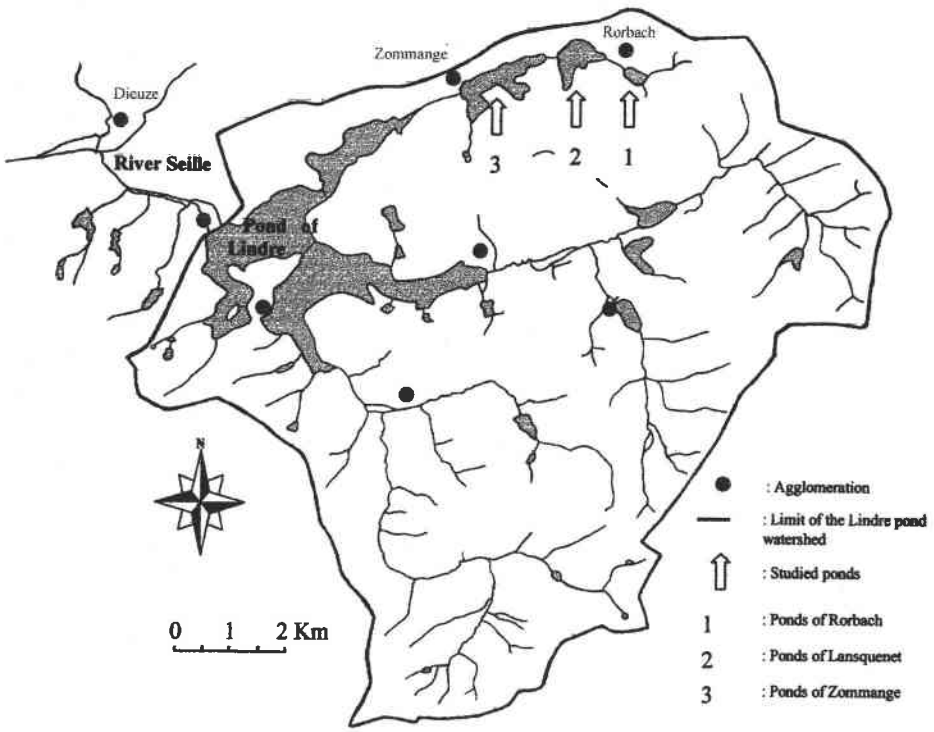


Figure 7: Study site

The three ponds we followed are rather small and shallow with ascending area (0.009, 0.032 and 0.054 km²) and depth (1, 2, 2.5m maximum). They are all fish breeding ponds and managed by the Conseil Général de Moselle. The pond of Rorbach drains a watershed of 0.34 km², 0.59 km² for Lansquenet and 0.99 km² for Zommange. The ground is mainly used by forest, which covers respectively 77, 69 and 69 % of the watershed area.

The piscicultural management of these ponds follows a calendar, which is defined by the administrator (Domaine de Lindre), who takes the function of each pond into account.

I.3.2 Sampling and analysis

Routine water quality and physical-chemical parameters were monitored in each pond during the hydroperiod: from April to the draining phase (generally in September) in 1999, 2000 and 2001. Nutrients values were then monthly obtained except for Zommange in 2000, where available data just covered summer months.

Data concerning the fish community came from local fishermen: fish-breeding and catches tonnage are imperatively noted in order to calculate the productiveness of each system.

Each pond was at least sampled fortnightly during the daylight hours at one station located in the deepest part: upstream of the dam, in the draining channel. These ecosystems are really shallow and rapidly invaded by macrophytes: the use of a tow net or a plankton tube was inadequate. A cylindrical suction-pump (Figure 8) was used in 1999 to sample 100 litres of crude water (Choupiat and Larpent, 1988). It was put on the ground, down in the channel: an electric pumping mechanism enabled the sampling of the whole water column and the concentration of zooplankton in a little net of 34 µm mesh size. In 2000 and 2001, this process was improved to avoid the depletion phenomenon. A little suction-pump (Figure 9) generally used in boat to dry the hold was bound to a long piece of wood. Water from different depths was exported via a supple hose into a Bongo net (34 µm mesh size). We pumped 25 litres in the upper layer, 25 in the middle one and 25 in the deep zone.

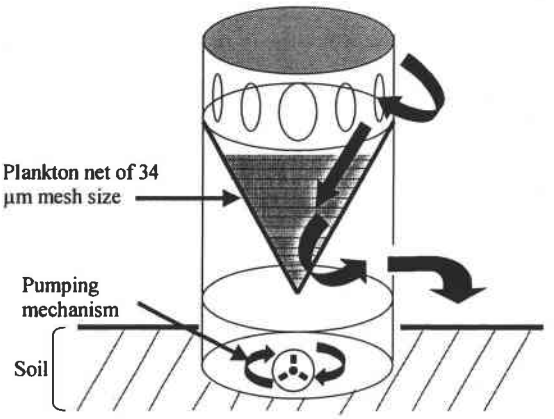


Figure 8: First kind of plankton pump

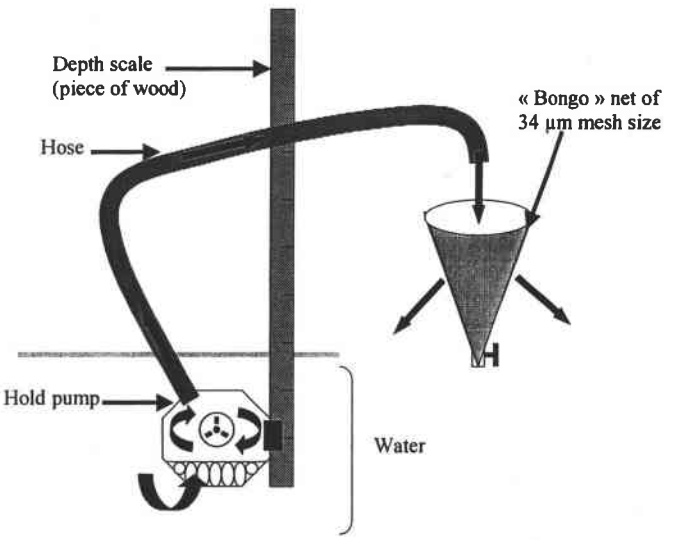


Figure 9: Second kind of plankton pump

The volume of water filtered was calculated with the value of pumping capacity of each pump. The net content was recovered in a 2 litres bottle and zooplankton samples were preserved in 5% neutralized formalin.

Count of zooplankton was expressed as number of individuals per liter. For species composition, the remainder was subsampled to get an aliquot which tallies with one liter in the pond. A Wild inverted planktonic microscope was used to identify to species. For each

Crustacean species (including the cyclopoid nauplii and copepodids) body lengths were determined for thirty randomly selected individuals, using an ocular micrometer at 100x. From these measurements, average individual biomass values (µg dry weight) were calculated, using published length/weight relationships (Downing and Rigler, 1984, Dumont *et al.*, 1975, Culver *et al.*, 1985). For the rotifers, as a function of the species, we used either length/weight relationships or average value of dry weight (Pauli, 1989, Dumont *et al.*, 1975). The total biomass ($\mu g.l^{-1}$) of each zooplankton species was then determined by multiplying individual biomass times density.

To determine the size structure of Cladocera community, an equivalent volume from the pond (0.5 l) was analysed: all animals were measured under microscope.

I.4 Results and discussion

I.4.1 Hydraulic control

Data concerning the management of water in the three fish-breeding ponds have been available since 1996 (Figure 10). So that we could make historical statement of their role and functioning inside the piscicultural Lindre system.

From 1996 to the end of 2001, the pond of Zommange was regularly emptied once a year: the emptying always began in autumn (September) and was achieved in November or December. The duration of each piscicultural cycle was relatively constant (figure 5): one cycle was equivalent to one year.

The major part of this time was used for production (9 to 10 months), except in winter 1997 when the filling of the pond took several months. Normally, this stage requires less than one to two months but fish breeding pond establishment requires abundant atmospheric precipitations: 600 to 800 $mm.year^{-1}$ in France (Lanoiselée, 1995), but winter 1997-1998 wasn't particularly dry. In some cases, water availability depends on the presence and the control of upstream and downstream water areas as well. The exploitation of the Lindre pond constitutes a real constraint on ponds distributed upstream in series on the same affluent. Water from Zommange may have served to fill it.

The sediment dry period in this pond was non-existent or was really short (one month maximum in 1996). Thus, the three years of our study tallied with typical piscicultural cycle of Zommange.

From 1996 to the end of 1999, the pond of Lansquenet was managed likewise Zommange with a delay of one or two weeks concerning the date of emptying. Between 1999 and 2000, we didn't observe any emptying period: the duration of this piscicultural cycle was then twice longer (two years) than previous ones. In 2001, water stocking was interrupted: an exceptional dry period of one year was decided to improve sediments quality.
Thus, our three years' study wasn't typical for the pond of Lansquenet and was inevitably limited to two years. For the first time in several years, the overall functioning of this ecosystem didn't undergo the emptying interruption. The pond in 2000 hadn't the same background than in 1999.

From 1996 to March 2001, Rorbach was emptied twice a year (in spring and in autumn). The piscicultural cycles show a short duration then a longer duration alternately. From April 2001, the pond was kept in a dry period, like in Lansquenet. Thus, our study was equally limited to two years.

When the sampling began in April, the piscicultural cycle was already started in the different sites, but for a more or less long duration: water was present in systems for 5 months

for Zommange in 1999 and 2000, 6 months for Zommange in 2001, 4 months for the pond of Lansquenet in 1999, 16 months for Lansquenet in 2000, and just 1 month for Rorbach in 1999 and 2000.

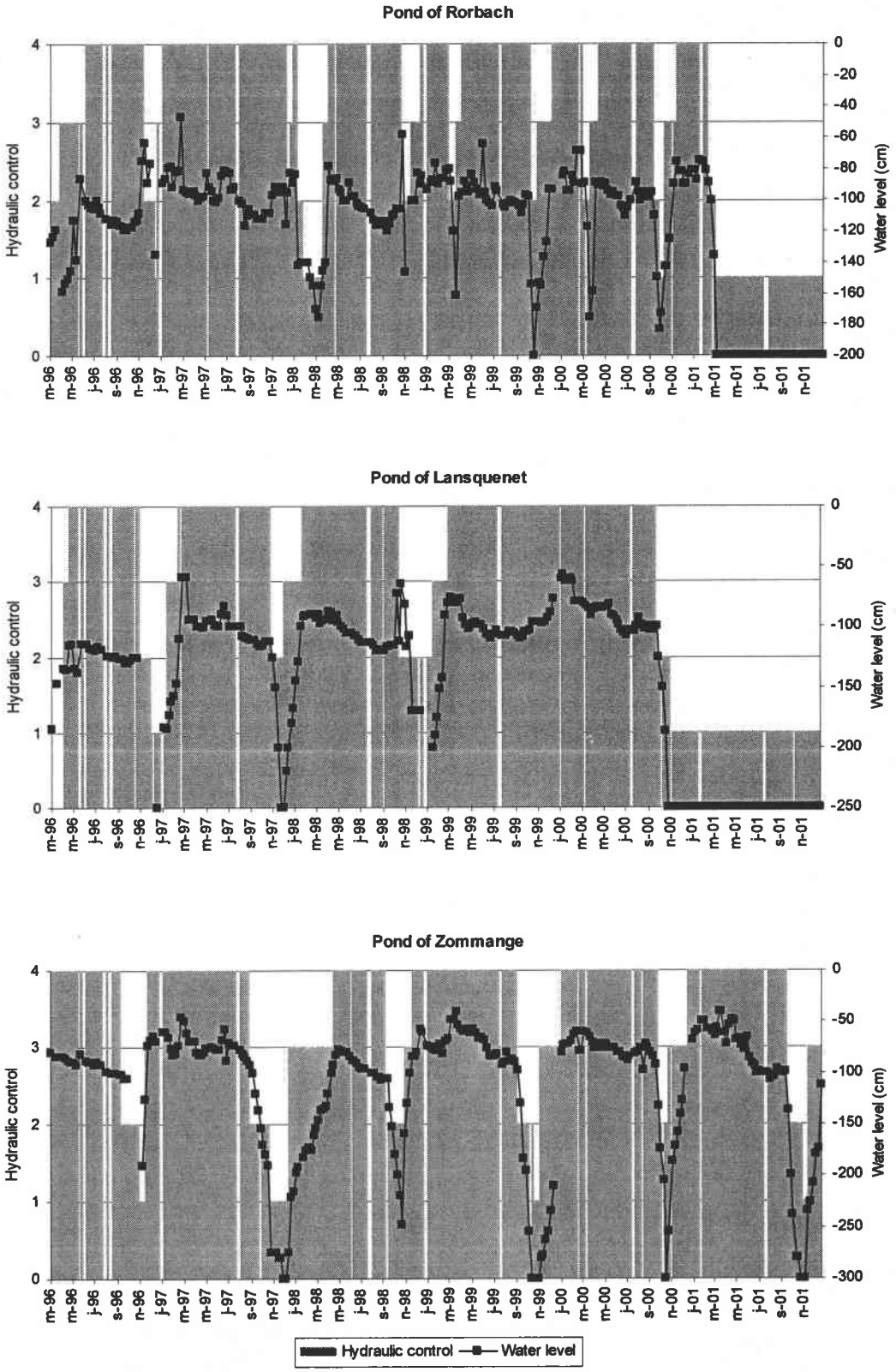


Figure 10: Water level and hydraulic control of the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1996 to 2001. ***1: dry period, 2: draining period, 3: filling period, 4: fish production period***

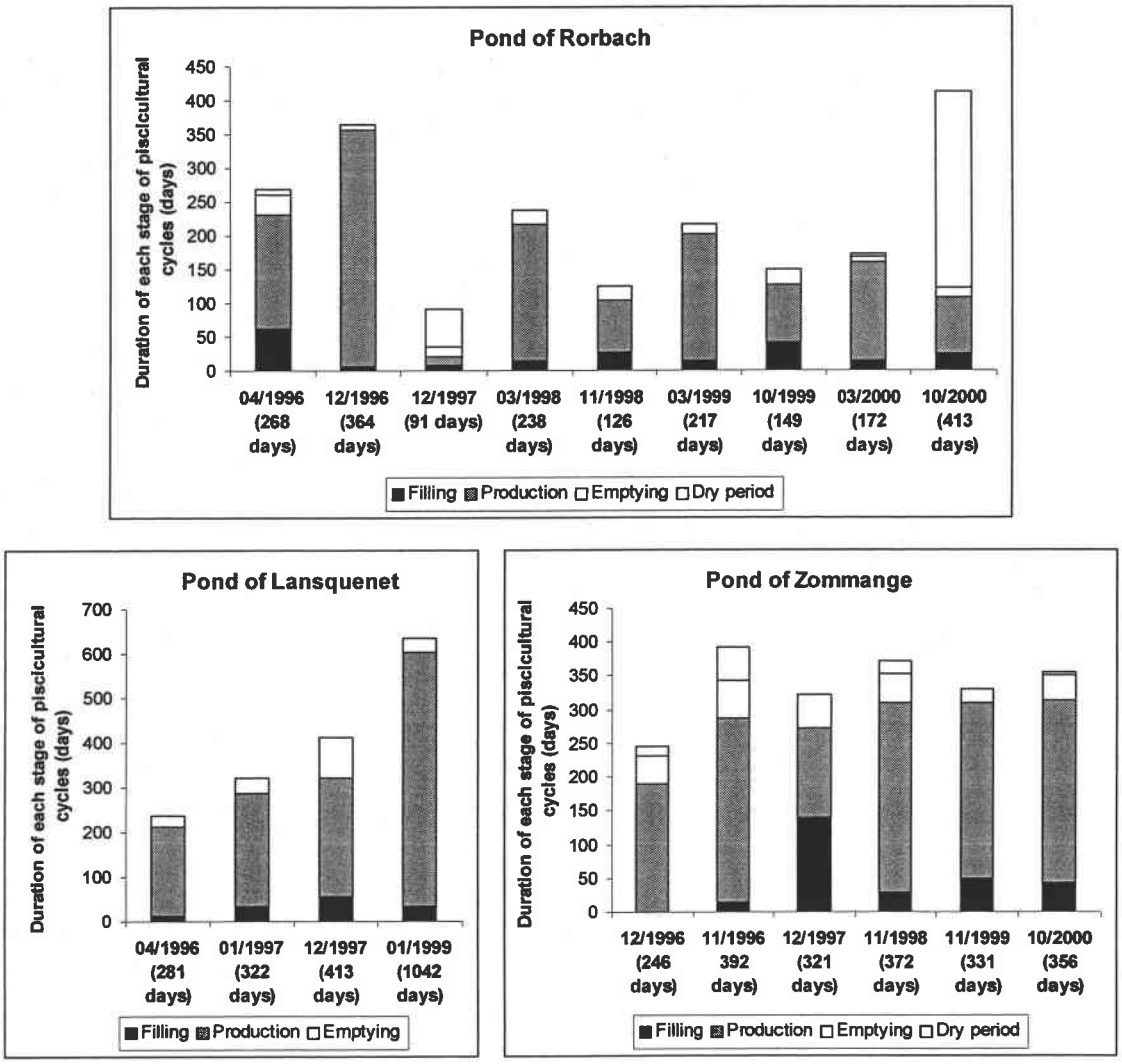


Figure 11: Husbandry cycle of the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1996 to 2001.
Dates tally with the beginning of the pond filling. Total duration of cycles is indicated under brackets.

I.4.2 Fishery and stocking

The three ponds were differently stocked by several species and several stages for each kind. Among animals introduced, some were principally planktivores: roach, red eye, id, rain bleak and perch of the year; others were mainly benthophagous: tench, carp or piscivores: pike, pikeperch and perch.

Data concerning fish breeding and fishing in Rorbach, Lansquenet and Zommange are synthesized in Table 11.

Table 11 Fish-breeding and fishing values in the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001. ***Values under brackets show planktivores densities (kg.ha^{-1})***

	Pond	Rorbach		Lansquenet		Zommange	
	Area (ha)	9		32		54	
Fish breeding (Spring 1999)	Kind of fish	Tonnage (kg)	Proportion (%)	Tonnage (kg)	Proportion (%)	Tonnage (kg)	Proportion (%)
	Planktivorous	552	**87**	2492	**86**	465	**28**
	Benthophagous	82	**13**	304	**11**	955	**58**
	Piscivorous		**0**	98	**3**	235	**14**
	Total fish weight (kg)	634		2894		1655	
	Fish density : (kg.ha^{-1})	**70.4 (61.3)**		**90.4 (77.7)**		**30.7 (8.6)**	
Fishing (Fall 1999)	Kind of fish	Tonnage (kg)	Proportion (%)			Tonnage (kg)	Proportion (%)
	Planktivorous	600	**73**			5510	**58**
	Benthophagous	218	**26**			2440	**26**
	Piscivorous	6	**1**			1506	**16**
	Total fish fresh weight (kg)	824				9456	
	Fish density (kg.ha^{-1})	**91.6 (66.9)**				**175.1 (101.5)**	
Fish breeding (Spring 2000)	Kind of fish	Tonnage (kg)	Proportion (%)			Tonnage (kg)	Proportion (%)
	Planktivorous	187	**56**			1619	**96**
	Benthophagous	146	**44**				**0**
	Piscivorous		**0**			63	**4**
	Total fish weight (kg)	333				1682	
	Fish density (kg.ha^{-1})	**37 (20.7)**				**31.2 (30.0)**	
Fishing (Fall 2000)	Kind of fish	Tonnage (kg)	Proportion (%)	Tonnage (kg)	Proportion (%)	Tonnage (kg)	Proportion (%)
	Planktivorous	1071	**66**	3324	**79**	7131	**98**
	Benthophagous	340	**21**	364	**9**	80	**1**
	Piscivorous	209	**13**	500	**12**	86	**1**
	Total fish fresh weight (kg)	1620		4188		7297	
	Fish density (kg.ha^{-1})	**180 (118.8)**		**130.8 (103.3)**		**135.1 (132.4)**	
Fish breeding (Spring 2001)	Kind of fish					Tonnage (kg)	Proportion (%)
	Planktivorous					500	**28**
	Benthophagous					606	**34**
	Piscivorous					675	**38**
	Total fish weight (kg)					1781	
	Fish density (kg.ha^{-1})					**33 (9.2)**	
Fishing (Fall 2001)	Kind of fish					Tonnage (kg)	Proportion (%)
	Planktivorous					4681	**81**
	Benthophagous					858	**15**
	Piscivorous					245.5	**4**
	Total fish fresh weight (kg)					5784.5	
	Fish density (kg.ha^{-1})					**107.1 (86.8)**	

During our study, the ponds of Lansquenet and Zommange were managed as genuine piscicultural production systems: piscivores were mixed with cyprinids whereas Rorbach was stocked in fish with planktivorous and benthophagous species and possibly with begetters of different species. A stocking pond could undergo two emptying periods a year, so that it regularly provided alevins, which were intended for stocking other ponds with young fish or for sale. In Lansquenet and Zommange, just one emptying period a year was allowed in order to guarantee a sufficient growth and a good reproduction.

Nevertheless, the absence of piscivores in fish supplies can't preclude their presence during the fishing: fishermen don't always totally eliminate animals from ponds; a background of fish can persist and impede the chosen function of the pond.

In such systems, it seems to be difficult to determine exactly the predation pressure on zooplankton because, sometimes, available data concerning planktivores density evolve during the production cycle (fish breeding and fishing tonnage). The evaluated pressure of

predation on zooplankton was very constant all along the year in Rorbach 1999 (about 65 $kg.ha^{-1}$ of planktivores); it varied slightly in Lansquenet 1999 to 2000 (between 80 to 100 $kg.ha^{-1}$ of planktivores); differences in the course of the cycle were more distinct in Rorbach in 2000 and every year in Zommange. If we just consider the density achieved during the fishing, we can sort out ponds and years as a function of potential fish predation pressure on zooplankton: Rorbach 1999 < Zommange 2001 < Zommange 1999 < Lansquenet 1999-2000 < Rorbach 2000 < Zommange 2000.

I.4.3 Physical and chemical characteristics

Considering chemical characteristics, all ponds were hypertrophic (TP: 200 - 1075 $\mu g.l^{-1}$); they differed by their trophy as shown by TP (total phosphorus), TN (total nitrogen) (Table 12), which increased from upstream to downstream ponds.

Temperatures of the upper layer of the water column showed a clear seasonal pattern (Figure 12). The lowest temperatures were recorded in December, January and February (1-3 °C). Warming of the water began in April and temperatures were maximal from May to September (between 20 and 30 °C), after which values declined rapidly (under 10 °C after October). On any given date, temperatures in Rorbach, Lansquenet and Zommange were nearly identical. When the sampling of zooplankton started, the temperature was just high enough to allow biological activity.

Values of pH (Figure 13) were roughly under 9 until late May, and then increased above 10 in June-July except for Zommange in 2001, where values never exceed 10. Maximal and very high values were obtained in 2000 for the three ponds.

Table 12: Average values of nitrogen (total values) and phosphorus (total and dissolved values) concentrations in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001 (minimum and maximum values are under brackets)

Concentration $mg.l^{-1}$	Rorbach 1999	Rorbach 2000	Lansquenet 1999	Lansquenet 2000	Zommange 1999	Zommange 2000	Zommange 2001
TP	**0.283** (0.052-0.494)	**0.200** (0.072-0.387)	**0.564** (0.135-0.946)	**0.511** (0.124-0.818)	**0.801** (0.080-2.280)	**1.075** (0.817-1.218)	**0.805** (0.090-1.391)
$P\text{-}PO_4^{3-}$	**0.062** (0.000-0.180)	**0.140** (0.015-0.180)	**0.254** (0.110-0.490)	**0.492** (0.385-0.568)	**0.377** (0.004-1.161)	**0.046** (0.008-0.084)	**0.311** (0.007-0.650)
TN	**1.022** (0.657-1.415)	**0.934** (0.584-1.694)	**1.610** (0.696-2.751)	**1.201** (0.667-2.349)	**2.470** (0.522-5.210)	**0.892** (0.843-0.942)	**2.110** (0.762-4.020)
Number of values	**9**	**9**	**9**	**9**	**9**	**6**	**9**

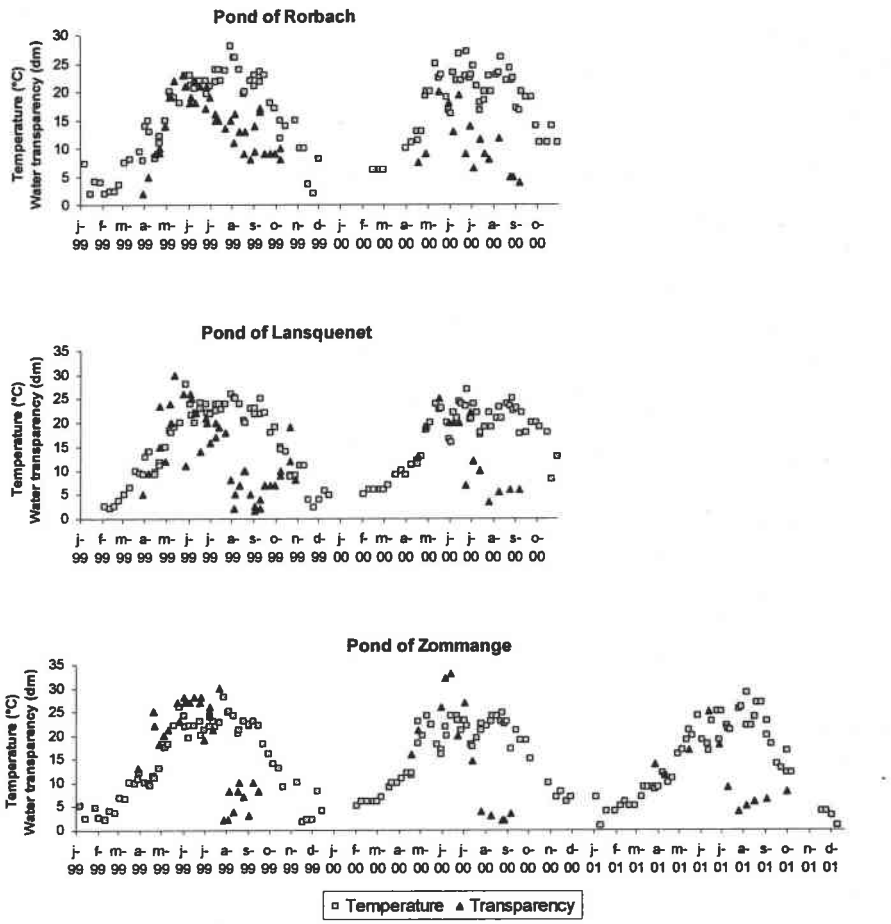


Figure 12: Variations of temperature and Secchi transparency in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001

In order to give a rough estimate of the phytoplankton development in ponds, we present the seasonal variation in total pigments (chlorophyll a and pheopigments) from water surface (Figure 14). We used a ratio scale for Lansquenet and Zommange because amplitude of changes was very important: total pigments levels ranged between 1.9 and 27.6 $\mu g.l^{-1}$ in Rorbach, 1.1 and 1133.2 $\mu g.l^{-1}$ in Lansquenet, 1.3 and 1051.0 $\mu g.l^{-1}$ in Zommange. The spring rising of phytoplankton wasn't visible in Lansquenet 2000 (surely too early to be detected) and was really reduced in Zommange: it never exceeded 10 $\mu g.l^{-1}$.Then, from May to late June, concentrations oscillated on a very low level (<10 $\mu g.l^{-1}$). During summer, phytoplankton biomass stayed very high in Lansquenet and Zommange: it tended to be highest at Lansquenet and at Zommange in September 2000. In Rorbach, there were two major biomass peaks in July and September but they never exceeded 30$\mu g.l^{-1}$. Phytoplankton biomasses in fish-breeding ponds varied very quickly with high amplitudes.

The concentration of chlorophyll pigments used as an indicator of trophic status (OCDE, 1982) enabled the classifying of Lansquenet and Zommange in hypertrophic waters and Rorbach in mesotrophic to fairly eutrophic waters if we take the presence of macrophytes with slack tissues into account (Dussart, 1992). A strong oxygen depletion (Figure 13) developed during summer in Lansquenet 1999 and Zommange 2000 and 2001 along with maxima of pigments and phosphorus. Secchi transparency (Figure 12) suggested a clear water phase during June and July with transparency as high as pond depth. After July, water transparency fell suddenly in Lansquenet and Zommange and kept very low values, which evoked the presence of phytoplankton bloom in the two downstream ponds.

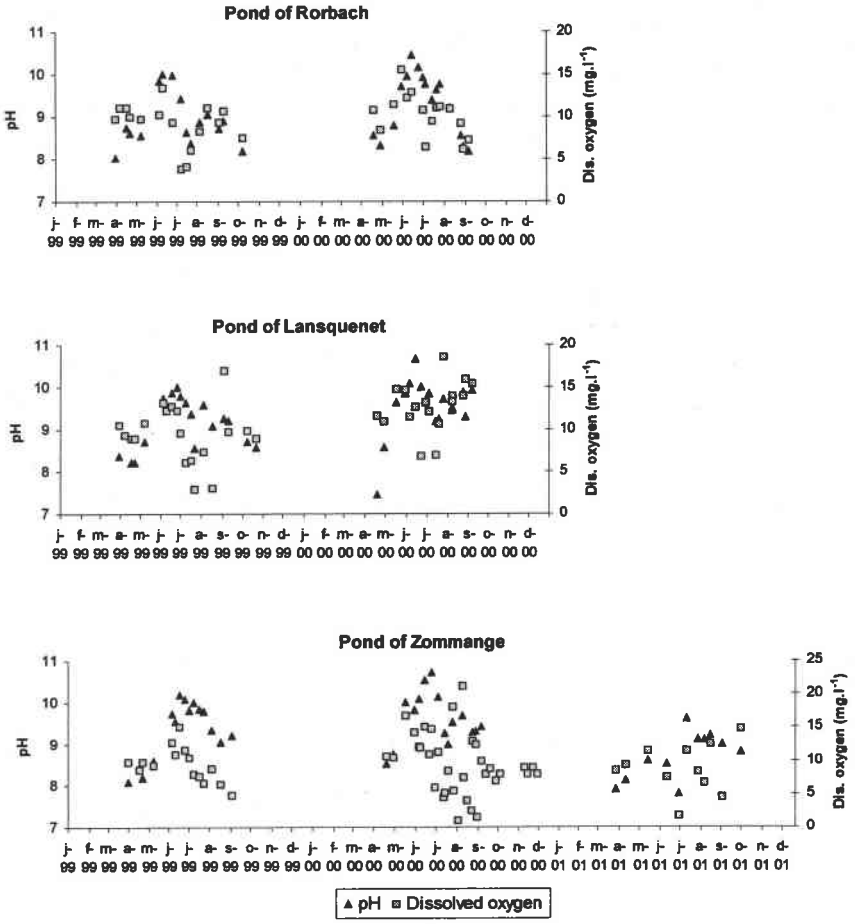


Figure 13: Values of pH and dissolved oxygen concentrations in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001

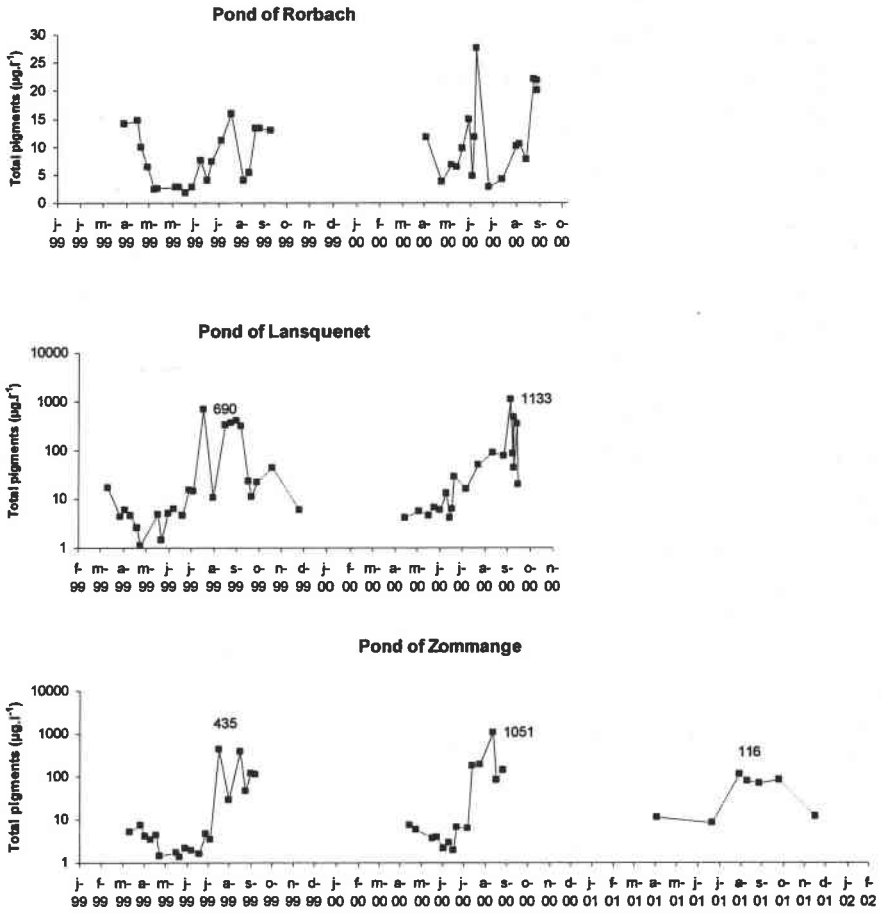


Figure 14: Concentrations of total pigments (chlorophyll a and phéopigments) in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001

I.4.4 Zooplankton: inter-pond and inter-year variations in composition, density and biomass

I.4.4.1 Species composition

A total of 102 zooplankton species (27 cladocerans, 2 calanoid copepods, 2 cyclopoid copepods, and 71 rotifers) were recorded (Table 13). Two cladocerans (*Ceriodaphnia dubia, Daphnia longispina*), two cyclopoid copepods species (*Acanthocyclops robustus, Thermocyclops crassus*), and six rotifers *(Brachionus angularis, Hexarthra mira, Keratella cochlearis, K. quadrata, Polyarthra vulgaris* and *Pompholyx sulcata*) were common to all ponds over the study period.

Table 13: List of species found in Rorbach (Ror.), Lansquenet (Lan.) and Zommange (Zom.) in the period 1999-2001 (in black: species was present in more than 75 % of samples, in dark grey: species was present in 50 to 75 % of samples, in light grey: species was present in 25 to 50 % of samples, spotted: species was present in less than 25% of samples, no colour: the species was not found in any samples)

Pond Year Number of samples		Ror. 1999 17	Ror. 2000 16	Lan. 1999 20	Lan. 2000 16	Zom. 1999 15	Zom. 2000 17	Zom. 2001 10
CRUSTACEA Cladocera								
Alona rectangula	Sars, 1862							
Alona quadrangularis	(O.F. Müller, 1785)							
Bosmina longirostris	(O.F. Müller, 1785)							
Ceriodaphnia dubia	Richard, 1894							
Ceriodaphnia laticauda	P.E. Müller, 1867							
Ceriodaphnia megops	Sars, 1862							
Ceriodaphnia pulchella	Sars, 1862							
Ceriodaphnia setosa	Matile, 1890							
Ceriodaphnia sp.								
Chydoridae								
Chydorus sp.								
Chydorus sphaericus	(O.F. Müller, 1785)							
Daphnia ambigua	Scourfield, 1946							
Daphnia cucullata	Sars, 1862							
Daphnia galeata	Sars, 1864							
Daphnia longispina	O.F. Müller, 1785							
Daphnia magna	Straus, 1820							
Daphnia obtusa	Kurz, 1874							
Daphnia pulex	Leydig, 1860							
Daphnia sp.								
Diaphanosoma brachyurum	(Liévin, 1848)							
Diasparalona rostrata	(Koch, 1841)							
Dunhevedia crassa	King, 1853							
Eurycercus lamellatus	(O.F. Müller, 1785)							
Macrothicidae sp.								
Pleuroxus denticulatus	Birge, 1879							
Pleuroxus trigonellus	(O.F. Müller, 1785)							
Polyphemus pediculus	Linnaeus, 1761							
Scapholeberis mucronata	(O.F. Müller, 1785)							
Sida crystallina	(O.F. Müller, 1776)							
Simocephalus exspinosus	(Koch, 1841)							
Simocephalus vetulus	(O.F. Müller, 1776)							
CRUSTACEA Copepoda								
Nauplii								
CALANOIDA								
Acanthocyclops robustus	Sars, 1863							
Thermocyclops crassus	Fischer, 1853							
Copepodites								
CYCLOPOIDA								
Eudiaptomus gracilis	Sars, 1863							
Eurythemora velox	Lilljeborg, 1853							
Copepodites								

Pond Year Number of samples		Ror. 1999 17	Ror. 2000 16	Lan. 1999 20	Lan. 2000 16	Zom. 1999 15	Zom. 2000 17	Zom. 2001 10
ROTIFERA								
Anuraeopsis fissa	(Gosse, 1851)							
Ascomorpha ecaudis	Perty, 1850							
Ascomorpha saltans	Bartsch, 1870							
Ascomorpha sp.	Perty, 1850							
Asplanchna brightwellii	Gosse, 1850							
Asplanchna herrickii	De Guerne, 1888							
Asplanchna priodonta	Gosse 1850							
Asplanchna sp.	Gosse, 1850							
Brachionus angularis	Gosse, 1851							
Brachionus budapestinensis	Daday, 1885							
Brachionus calyciflorus	Pallas, 1766							
Brachionus diversicornis	Daday, 1883							
Brachionus leydigi	Cohn 1862							
Brachionus rubens	Ehrbg., 1838							
Brachionus sp.	Pallas 1766							
Cephalodella auriculata	(O.F. Müller, 1773)							
Cephalodella sp.	Bory de Saint							
Colurella sp.	Bory de Saint							
Colurella uncinata	(Ehrbg., 1832)							
Conochiloïdes sp.	Hlava, 1904							
Encentrum sp.	Ehrbg., 1838							
Epiphane senta	(O.F. Müller, 1773)							
Euclanis alata	Voronkov, 1912							
Euclanis dilatata	Ehrbg., 1832							
Euclanis meneta	Myers, 1930							
Euclanis parva	Rousselet, 1892							
Euclanis triquetra	Ehrbg., 1838							
Filinia hofmannii	(Koste, 1980)							
Filinia longiseta	(Ehrbg.,1834)							
Filinia sp.	Bory de Saint							
Filinia terminalis	(Plate, 1886)							
Gastropus sp.	Imhof, 1898							
Gastropus stylifer	Imhof, 1891							
Hexarthra mira	(Hudson, 1871)							
Kellicottia longispina	(Kellicott, 1879)							
Keratella cochlearis	(Gosse, 1851)							
Keratella hiemalis	Carlin, 1943							
Keratella mixta	(Oparina-							
Keratella quadrata	(O.F. Müller, 1786)							
Keratella serrulata	(Rylov, 1926)							
Lecane sp.	Nitzsch, 1827							
Lecane flexilis	(Gosse, 1886)							

Pond Year Number of samples		Ror. 1999 17	Ror. 2000 16	Lan. 1999 20	Lan. 2000 16	Zom. 1999 15	Zom. 2000 17	Zom. 2001 10
ROTIFERA								
Lecane inermis	(Bryce, 1892)							
Lecane luna	(O.F. Müller, 1776)							
Lecane tenuiseta	Harring, 1914							
Lepadella acuminata	(Ehrbg., 1834)							
Lepadella cristata	(Rousselet, 1893)							
Lepadella ovalis	(O.F. Müller, 1786)							
Lepadella patella	(O.F. Müller, 1773)							
Lepadella sp.	Bory de Saint							
Lophocharis sp.	Ehrbg., 1838							
Manfredium eudactylatum	(Gosse, 1886)							
Monostyla bulla	Gosse, 1851							
Monostyla closterocerca	Schmarda, 1859							
Monostyla copeis	Harring and Myers,							
Monostyla lunaris	Ehrbg., 1832							
Monostyla obtusa	Murray, 1913							
Monostyla quadridentata	Ehrbg., 1832							
Monostyla sp.	Ehrbg., 1830							
Monostyla stenroosi	Meissner, 1908							
Monostyla stokesi	Harring, 1913							
Mytilina ventralis var.	(Ehrbg., 1832)							
Mytilina ventralis var.	Ehrbg., 1832							
Notholca acuminata	(Ehrg., 1832)							
Polyarthra dolichoptera	Idelson, 1925							
Polyarthra euryptera	Wierzejski, 1893							
Polyarthra major	Burckhardt, 1900							
Polyarthra remata	Skorikov, 1896							
Polyarthra vulgaris	Carlin, 1943							
Pompholyx sulcata	Hudson, 1885							
Rotaria sp.								
Sinantherina socialis	(Linnaeus, 1758)							
Squatinella sp.	Ehrbg., 1832							
Synchaeta lakowitziana	Lucks, 1930							
Synchaeta longipes	(Gosse, 1887)							
Synchaeta pectinata	Ehrbg., 1832							
Synchaeta sp.	Ehrbg., 1832							
Synchaeta stylata	Wierzejski, 1893							
Testudinella patina triloba	(Hermann, 1783)							
Testudinella sp.	Bory de Saint							
Trichocerca bicristata	(Gosse, 1887)							
Trichocerca cylindrica	(Imhof, 1891)							
Trichocerca elongata	(Gosse, 1886)							
Trichocerca longiseta	(Schrank, 1802)							
Trichocerca porcellus	(Gosse, 1851)							
Trichocerca pusilla	(Jennings, 1903)							
Trichocerca rousseleti	(Voigt, 1902)							
Trichocerca sp	Lamarck, 1801							
Trichotria pocillum	(O.F. Müller, 1776)							
Undetermined								

In Rorbach, the most frequent species during the study period were *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia dubia*, the two cyclopoid copepods species, *Brachionus angularis*, *K. cochlearis* and *K. quadrata*. Concerning Lansquenet and Zommange, *Bosmina longirostris* was replaced with *Daphnia longispina*, and *Hexarthra mira* was added to the list.

Some species were found only in one pond:

- *Pleuroxus denticulatus*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, *Brachionus leydigi*, *B. rubens*, *Keratella serrulata*, ***Notholca acuminata*** with Rorbach,
- *Alona quadrangularis*, ***Ceriodaphnia megops***, *Daphnia galeata*, ***Euclanis meneta***, *Lecane flexilis*, *L. inermis*, *L. tenuiseta*, *Polyarthra euryptera*, *P. remata*, *Sinantherina socialis*, *Trichocerca elongata* with Lansquenet,
- *Ceriodaphnia laticauda*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Dunhevedia crassa*, *Eurycercus lamellatus*, *Polyphemus pediculus*, *Sida cristallina*, *Eurythemora velox*, *Ascomorpha ecaudis*, *Lepadella cristata*, *Manfredium eudactylatum*, *Monostyla stokesi*, *Synchaeta stylata*, *Trichocerca bicristata*, *T. longiseta*, *T. rousseletii* with Zommange.

Among these species, very few were really typical from one pond and so present at least once a year during the several years of our study (indicated in bold type).

The two species of cyclopoid copepods under all their forms were very often met in the three ponds. The calanoid copepods were less frequent species, especially *Eurythemora velox* that was just exceptionally recorded in Zommange 1999.

Comparing the years 1999 and 2000, we observed the disappearance of 26 species and the appearance of 13 sporadic ones in Lansquenet, which was not emptied between these two years. In the two other ponds, the species balance was positive: 14 lost and 18 new in Rorbach, 19 lost and 23 new in Zommange.

In the smallest pond (Rorbach), the frequency of some cladocerans seemed to change in 2000: *Bosmina longirostris* and *Daphnia longispina* were less frequent, whereas the genus *Ceriodaphnia* was more represented. In Lansquenet and Zommange, the genus *Chydorus* and especially *C. sphaericus* were more frequently observed in 2000 but the genus Daphnia with *D. longispina* showed less often in Zommange and more often in Lansquenet.

Comparing the years 2000 and 2001 in Zommange, the pond lost 21 species and won 13 new ones. Several species reappeared or became more frequent than in previous years: *Daphnia magna*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Filinia hofmannii*, *Pompholyx sulcata*. This was more flagrant concerning *Anuraeopsis fissa*, which appeared in more than 50 % of the samples against less than 25 % in 2000 and 0 % in 1999 and *Polyarthra vulgaris*: between 25 and 50 % in 2000 and more than 75 % in 2001.

I.4.4.2 Abundance and biomass

Averages of total zooplankton density and biomass ranged from 637 (Zommange, 2000) to 2970 (Zommange 2001) animals.l^{-1}, and from 294 (Rorbach 2000) to 1447 (Lansquenet, 1999) µg.l^{-1} (Figure 15). Whether expressed in density or in biomass, the year 1999 was richer than 2000: the maximum value of zooplankton density was divided by 5 in Rorbach, 8 in Lansquenet, and 6 in Zommange. In 1999 and 2000, the highest average density and biomass was found in Lansquenet. The year 2001 in Zommange was more prolific than the two previous ones.

In general, microzooplankton composed of rotifers and nauplii was widely more abundant than macrozooplankton (copepodites, adult copepods and cladocera) while the

biomass of this last group was the greatest in Lansquenet 2000, Zommange 1999 to 2001, was quasi equal to microzooplankton biomass in Rorbach and Lansquenet 1999, and was supplanted by microzooplankton in Rorbach 2000.

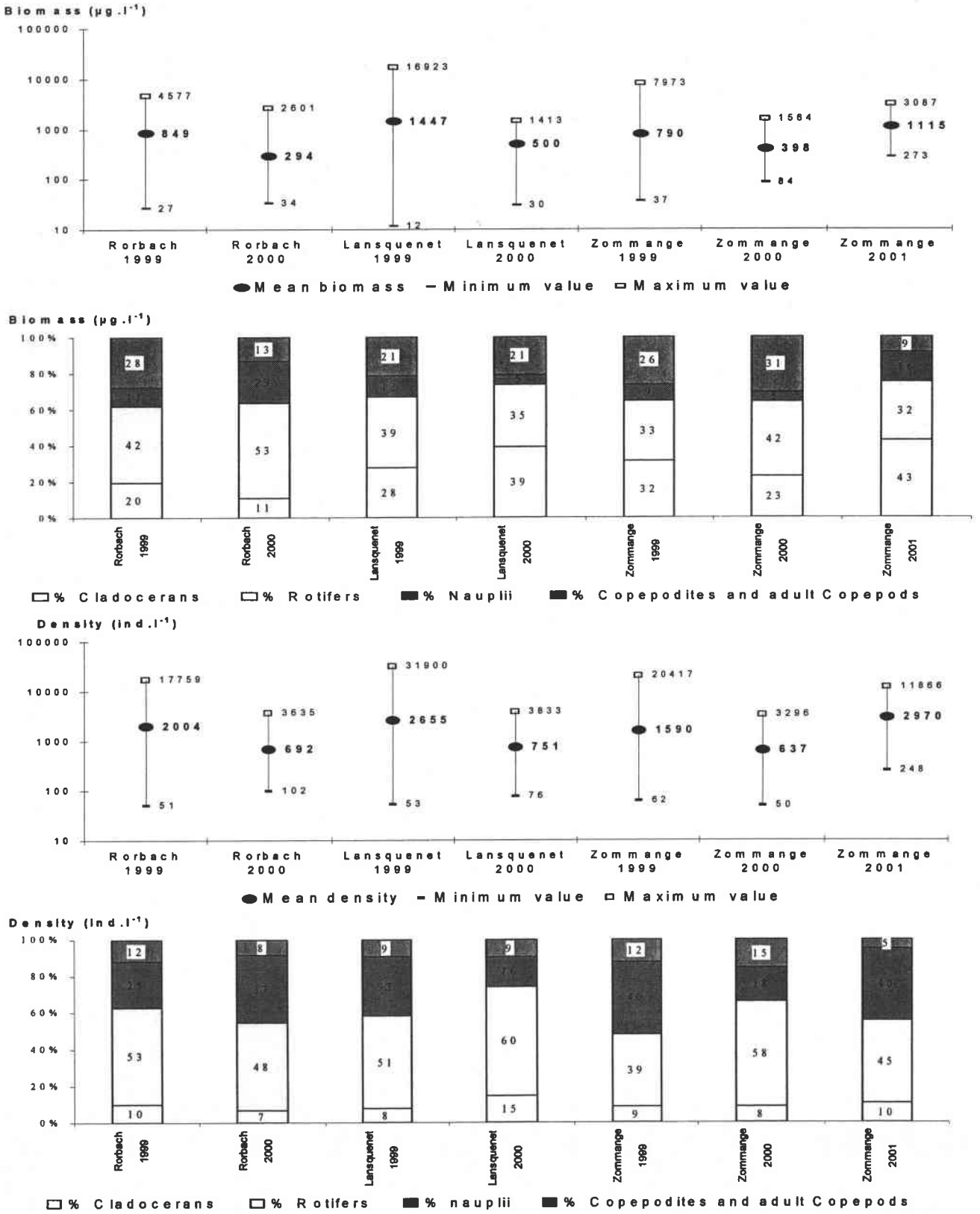


Figure 15: Annual means of zooplankton biomass, density, and composition (in term of density or biomass) in the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001

The pond of Rorbach was characterized by the dominance of rotifers in terms of biomass and density. The year 1999 was more favourable to macrozooplankton presence especially in terms of biomass.

In the pond of Lansquenet, rotifers were numerically dominant and accounted, on the average, for 51 and 60 % of zooplankton numbers in 1999 and 2000, respectively. At this site, cladocerans were most important in terms of biomass (28 % and 39 % in Lansquenet 1999 and 2000). They even represented the dominant group in 2000 (39 %) whereas their density didn't exceed 15%.

Zommange was the only site where rotifers weren't numerically dominant every year: Copepods played a major role in 1999 and 2000. In terms of biomass, 1999 was structured in an equitable way: one third of Cladocerans, one third of rotifers and one third of copepods. Then, the dominant group changed: rotifers in 2000 (42 %) and Cladocerans in 2001 (43 %).

Averages of cladocerans body lengths (Figure 16) ranged from 0.31 (Rorbach, 2000) to 0.90 (Zommange 1999) mm. Animals in Rorbach had, on the average, a more reduced height comparing to Lansquenet or Zommange populations. Annual fluctuations were really weak in Lansquenet (not significant difference, $p<0.05$), where biggest species met was *D. longispina*. In Rorbach, the average size and the biggest length observed were both reduced by 28 % (significant difference, $p<0.05$) between 1999 and 2000: the highest crustacean measured was *D. longispina* too. In Zommange, from 1999 to 2001, the average size of crustaceans decreased regularly with a loss of 25 % (significant evolutions, $p<0.05$) every year on average. We noticed the presence of very big species like *D. pulex* in 2000 and *D. magna* in 2001.

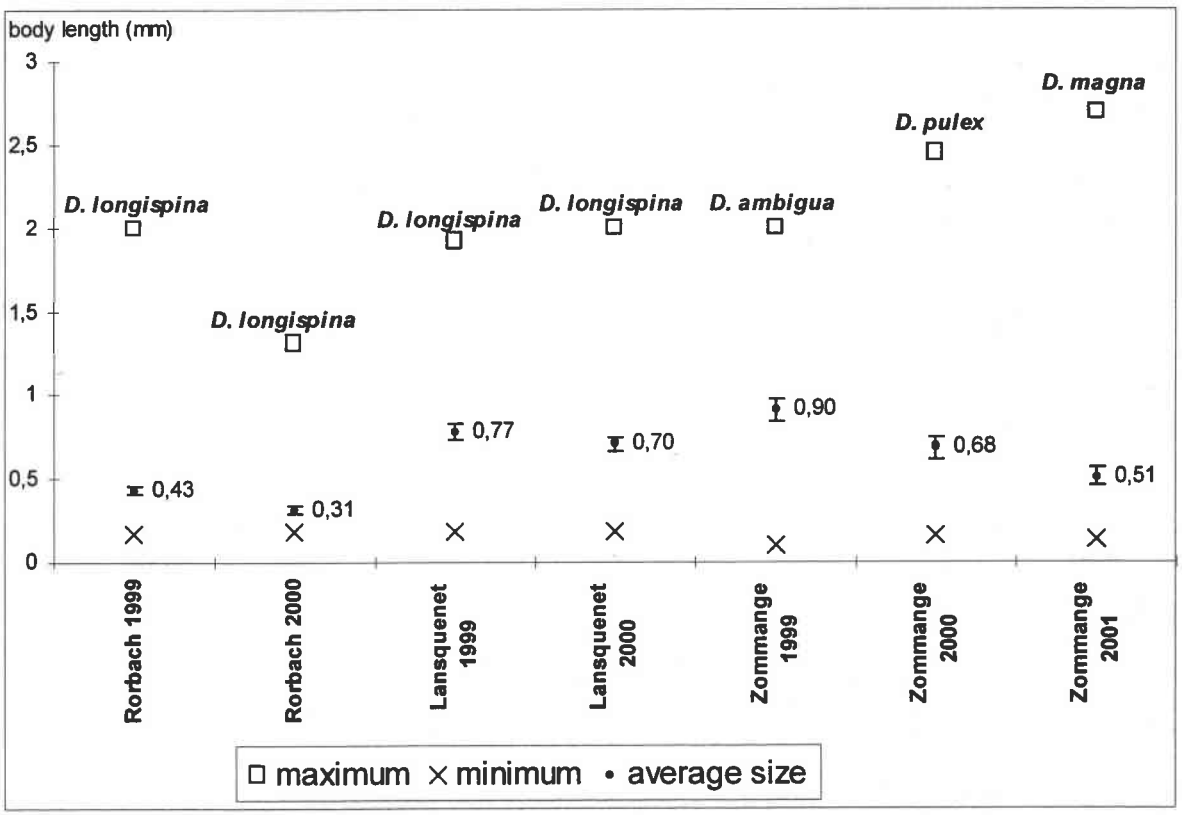


Figure 16: Annual maximum, minimum and average of Cladocerans size in the ponds of Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001. ***The name of the biggest species is written above the maximum size value and the confidence range of average values ($\alpha = 0.05$) is represented by two short segments.***

I.4.4.3 Discussion

Resource supply can affect taxonomic composition and size of zooplankton. Among the promnent species, some are indicators of lake trophy: *Bosmina longirostris, Brachionus angularis, Pompholyx sulcata, Keratella quadrata* are indicators of high trophic status (Radwin and Popiolek, 1989). According to cladocerans ecology (Pourriot and Francez, 1986), the list evokes the importance of submerged macrophytes, of detritus or organic matter load, and of trophy level. Species of cladocerans, which are typical of hydrophytes beds, were more frequently found in Rorbach (*Ceriodaphnia dubia, Scapholeberis mucronata Simocephalus vetulus*). The eutrophic nature seemed to be more intensively expressed in Lansquenet and Zommange with the presence and frequency of several species: *Daphnia ambigua, D. cucullata, D. longispina, Diaphanosoma brachyurum* and even *Dunhevedia crassa* , which could be found in highly polluted waters. Nevertheless, in contrast to other studies (Pinel-Alloul, 1993), there was no positive relationship between total zooplankton biomass and trophic status of ponds, as expressed by TP.

Most literature concerning the size structure of zooplankton assemblages have focused on biotic factors including "bottom-up" (producer or resource controlled) parameters, and "top-down" (consumer controlled) parameters such as fish predation pressure (Campbell and Knoechel, 1988). According to Campbell & Knoechel, a predominant top-down influence should result in a negative relationship between predators (consumers) biomass and zooplankton biomass. In fish-breeding ponds, the fish predation pressure is annually modified: they can be considered as indirect biomanipulation sites. When we related annual average of zooplankton dry biomass to fishing results concerning planktivores biomass in the three ponds and for the three years of our study, we got a negative linear correlation: zooplankton biomass ($\mu g.l^{-1}$) = -10.15 planktivore ($kg.ha^{-1}$) + 1770.1, $r^2 = 0.5177$, $P<0.005$. It is not statistically significant but still reveals a potential and general influence of planktivorous fish predation on zooplankton size spectra and species composition

In general, microzooplankton is numerically dominant in each fish-breeding pond but contribution of crustaceans to biomass is very variable. According to Vijverberg & Boersma (1997), the increasing abundance of small-bodied zooplankton and their dominance over large-bodied-species are partially caused by a food effect (Hillbricht-Ilkowska, 1977) and partially caused by predation pressure: suppression of large zooplankters by fish has been documented by many authors. The dominance of bosminids and high densities of *Asplanchna priodonta* in lakes and ponds containing planktivorous fishes has been frequently reported (Murtaugh, 1989). Population densities of some rotifer species (*K. cochlearis, Asplanchna priodonta*) increase after planktivores addition (Telesh, 1993). But, after a fish reduction, larger rotifers species can become more abundant (*Asplanchna spp.*) and smaller suspension feeders, such as Keratella cochlearis, decline (Murtaugh, 1989). In our ponds, abundance of *K. cochlearis* and *Asplanchna spp.* didn't really follow fish predation pressure but small suspension feeders constituted the major part of rotifers population.

In Rorbach, the general composition (dominance of rotifers, quasi-absence of Daphnia spp.) and temporal evolution of macrozooplankton (decrease of *Daphnia* and *Bosmina*, increase of *Ceriodaphnia*), was apparently related to a high predation pressure, which increased more from 1999 to 2000. In laboratory, Daphnia shows a better response to the increase in detritus and filaments of Cyanobacteria than small-bodied cladocerans (*Chydorus sphaericus, Bosmina spp.*) but is more vulnerable to fish predation. The substitution of bosminids in Lansquenet and Zommange could be attributed to intensive Cyanobacteria blooms when fish predation pressure was generally included between Rorbach 1999 and Rorbach 2000 values. Abiotic characteristics of ponds can also influence the size distribution of plankton (Tessier and Horwitz, 1990). In lakes of the northeastern United States, large

changes in zooplankton size structure were explained by the intensity of stratification (Tessier and Horwitz, 1990, Tessier and Welser, 1991): stratification create a refuge in which large zooplankton can hide from certain predators and may also allow opportunity for partitioning of resources among species. Contrary to Lansquenet and Zommange, the really shallow pond of Rorbach didn't allow any stratification during summer and then exposed zooplankton to fish predation.

Experiments of biomanipulations in enclosures showed that fish biomasses ranging from 132-142 $kg.ha^{-1}$ had little effect on zooplankton biomass or size structure (McQueen *et al.*, 1992): the size shifts were quite small and restricted to daphnids. Biomass of planktivores in ponds were lower or equal (Zommange 200) to this value. But, if we consider ponds in an individual way, shifts in size structure were coherent with predation pressure evolution. Between the year 1999 and 2000, the fish predation pressure was doubled in Rorbach and a little increased in Zommange: in both, the cladocerans size spectrum was shifted towards smaller, less visible organisms. In Lansquenet, planktivorous fish density wasn't modified and average size didn't change significantly. Considering all ponds together, because of differences in trophic level, typology or physical variables, the average size of cladocerans didn't respect the order involved by fish predation pressure: animals should be smallest in Zommange 2000.

Between 2000 and 2001, fishermen measures reduced planktivory in Zommange with enhancing piscivory but the cladocerans size spectrum didn't increase. The absence of water stocking system upstream (in Lansquenet and Rorbach 2001) increased nutrients supply. The trophic level of Zommange rised, like the frequency of some eutrophic indicator species (*Anuraeopsis fissa, Brachionus angularis...*); *D. longispina* was partially replaced with *Daphnia magna* and *D. pulex*: two bigger species, which are then more vulnerable to fish predation. The piscicultural management should, also, be then considered as an important factor for the structuring of zooplankton population. The decreasing species diversity in Lansquenet 2000 could, in a major part, be attributed to changes in pond management, and particularly to the absence of a draining period between 1999 and 2000, which limited the disturbance level.

I.4.5 Seasonal variations in zooplankton density and biomass in each pond

I.4.5.1 Temporal evolution of zooplankton density

The seasonal cycle of zooplankton abundance varied every year for each station (Figure 17).

In the pond of Rorbach, the number of individuals reached three maxima in 1999: two spring-like and one in summer. On April 29th, 18 000 $ind.l^{-1}$ were counted. They were mainly pioneer species (52%): rotifers of genus *Brachionus, Keratella, Lecane, Polyarthra...* and it tallied with the massive growth of cyclopoid copepods in the pond too. They were principally met under nauplii and copepodits stages of the species *Cyclops robustus*. We noticed the total absence of cladocerans, even of little size. On may 12th, the second peak counted 45 000 $ind.l^{-1}$. Zooplankton was still numerically dominated by rotifers (44%) and Copepods (35%) with the arriving of big Cladocerans (genus *Daphnia*). The third peak had the same amplitude as the second one (43000 $ind.l^{-1}$). It tallied with a more diversified stage considering the number of coexistent species.

During the year 2000, zooplankton density in Rorbach just reached one maximum of 3 600 ind.l^{-1} on May 17th when cladocerans accounted for 67 % of total abundance. Rotifers were present from the beginning of May, copepods from the middle of May.

In Lansquenet 1999, the highest densities were reached three times: one spring-like and two estival peaks. On may 12th, zooplankton was really abundant with 32 000 ind.l^{-1}. Copepods numerically dominated (66%) thanks to nauplii stages, and were accompanied by pioneer species (rotifers) and by large-bodied cladocerans. The second high-density event occurred on June 25th with 3 400 ind.l^{-1}. It was dominated by nauplii (59%) and included little herbivores (cladocerans of the genus *Ceriodaphnia*, calanoid copepods and rotifers (38%)). Then, density was highest again (2 300 ind.l^{-1}) on August 4th. This peak seemed to be more lasting. It was first dominated by rotifers (93%), then by cladocerans (51 %) at the end of August. During that period, we observed the greatest specific diversity.

In 2000, the highest densities (respectively 3800, 1000, 1600 and 1400 ind.l^{-1}) were reached on June 6th, June 23rd, July 13th, and August 8th when rotifers accounted for 94, 58, 68 and 60 % of total abundance. Copepods densities never reached densities as high as in 1999: the first peak was recorded on May 17th, with 170 ind.l^{-1}, and followers never exceeded 400 ind.l^{-1} (august 8th). Cladocerans had been really present in the pond since the end of June (165 ind.l^{-1}) and were mostly composed of *Daphnia longispina*. Then, they showed two principal peaks. The first one in the middle of July (250 ind.l^{-1}) was composed of *Daphnia longispina, D. ambigua* and numerous immature animals. The second more durable peak, which lasted throughout August, counted a maximum of 420 ind.l^{-1}, where big and small Cladocerans (*Daphnia* and *Ceriodaphnia*) were associated.

In the pond of Zommange, a first density peak was common to every year. Its amplitude was most important in 1999 with 20 400 ind.l^{-1} on May 12th, and more reduced in 2000 with 1 600 ind.l^{-1} on May 9th, as in 2001 with 800 ind.l^{-1} on April 11th. This event was either dominated by nauplii, or small herbivores: nauplii stages of cyclopoid copepods accounted for 84%, 24% and 63 % in 1999, 2000 and 2001 respectively, and rotifers for 5%, 71% and 27%. In 1999 and 2000, several weak peaks succeeded from mid-July to September. The highest densities (980 and 3 300 ind.l^{-1}) were reached on August 1999 and September 2000 when rotifers accounted for 68 and 78 %. Cladocerans were absent during summer and reappeared in late August. In summer 2001, the pattern was totally different. All groups abounded from July to September: cladocerans reached a maximum density of 970 ind.l^{-1} on September 3rd, the density of copepods was oscillating around 1000 ind.l^{-1} and rotifers culminated with more than 10 000 ind.l^{-1} on August 6th.

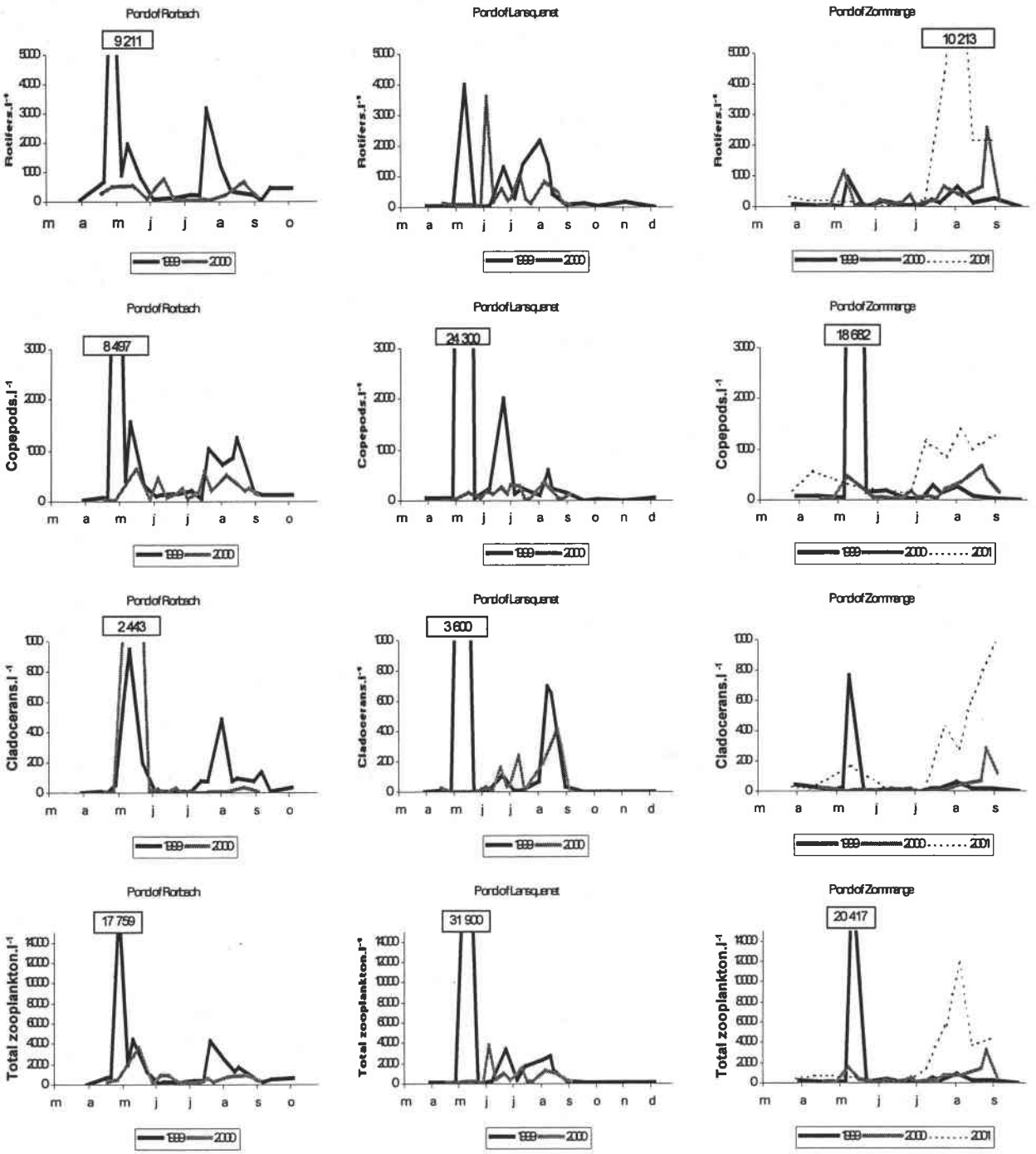


Figure 17: Densities of different groups of zooplankton and of total zooplankton in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 to 2001

I.4.5.2 Temporal evolution of zooplankton biomass

Zooplankton biomass reached a common peak during May, which was more or less high and lasting, except in Lansquenet 2000 (Figure 18). In most cases, cladocerans, copepods, and rotifers biomass increase were concomitant (Lansquenet 1999, Rorbach 2000, Zommange 1999 and Zommange 2001). In Rorbach 1999, the peak of rotifers and copepods

appeared earlier and in Zommange 2000, it was the case for cladocerans. In lansquenet 2000, rotifers and copepods were on time in spite of cladocerans absence.

From June to the pond emptying, the different group biomass was more or less important, mostly depending on crustaceans' presence. Cladocerans grew in August: their biomass was negligible in Rorbach and Zommange 2000 (<100 $\mu g.l^{-1}$), more consistent in Rorbach 1999, Zommange 2000, Zommange 2001 with emergence of *Bosmina longirostris*, and in Lansquenet 1999 and 2000 with *Daphnia longispina*. Rotifers and copepods population increased from late July to September, and gave a rise to total biomass in Rorbach and Zommange.

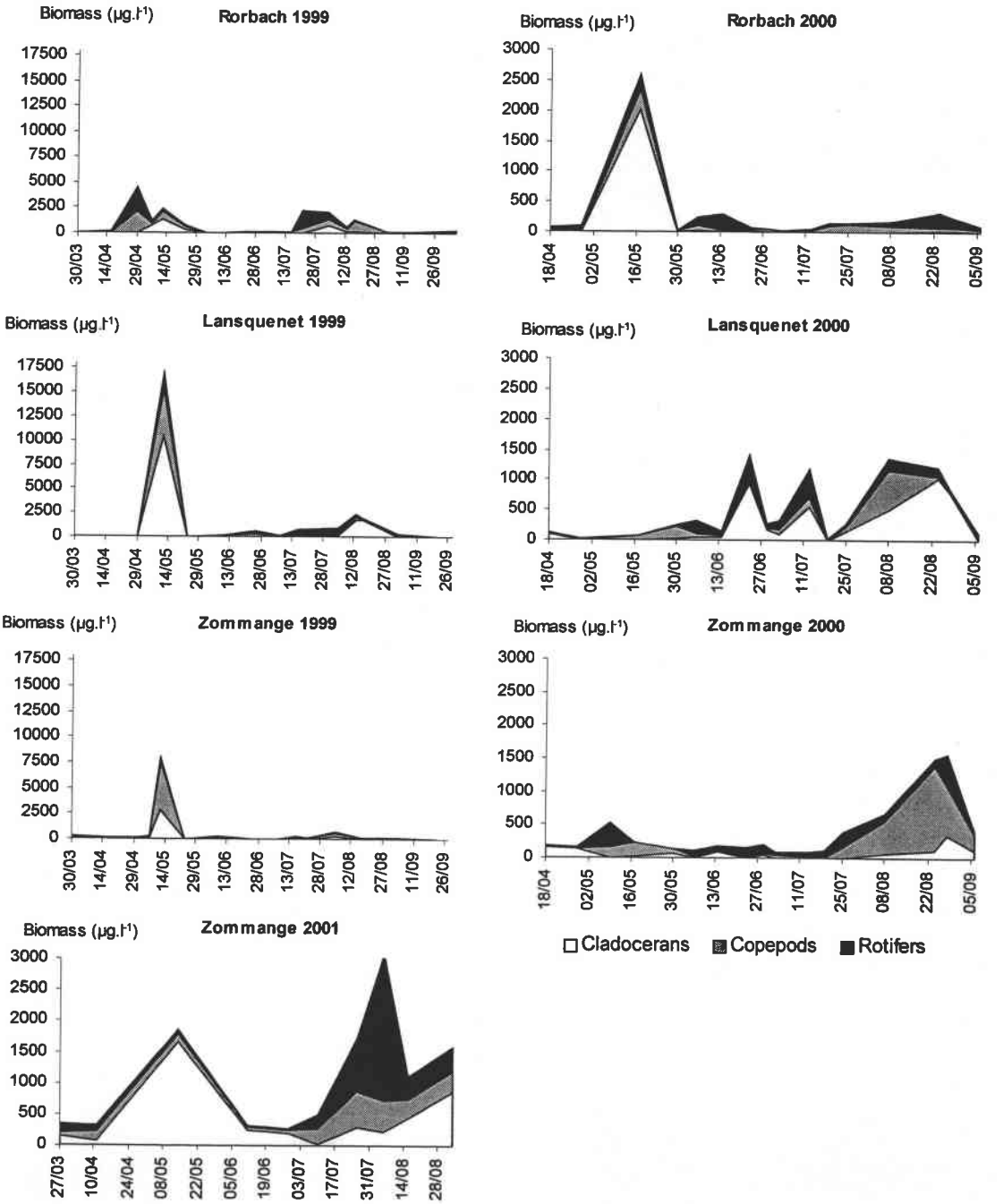


Figure 18: Variations of the total zooplankton biomass in Rorbach, Lansquenet and Zommange from 1999 and 2001

I.4.5.3 Discussion

Fish-breeding ponds regrouped characteristics of eutrophic lakes, shallow lakes, and fish ponds (Sommer *et al.*, 1986). In accordance with eutrophic shallow lakes (Davis, 1973), the spring sequence (herbivores with short generation times followed by slower growing species) was not clear. Concerning phytoplankton biomass, the appearance of a 'clear water' phase was visible and followed on directly after the spring peak of filter-feeding zooplankton. Comparing with non-stratified lakes, the phenomenon was relatively long-lasting. The decline in herbivores abundance was mostly distinct when fish predation pressure in ponds was lower: in Rorbach 1999, Zommange 1999, and Zommange 2001. Differences between ponds and years were certainly due to fish predation.

The pond of Lansquenet was exceptionally water full in fall and winter 1999-2000. Inedible algae certainly limited the expected autumnal maximum of zooplankton.

Thus, few data can be integrated to the PEG-model (Sommer *et al.*, 1986). This confirms observations concerning the functioning of shallow lakes (Lacroix *et al.*, 1999). Like fish ponds, fish-breeding systems are subject to manipulation (no fertilisation but control of fish stocking) affecting the predictability of seasonal events. Moreover changes in water management have a certain influence on zooplanktonic successions. In Lansquenet 2000, we didn't notice any spring increase in algae and then, no cladocerans growth afterwards. Maybe these events preceded our sampling: this would imply a shift in the beginning of zooplankton successions according to the duration of hydroperiod. Nevertheless, comparing the three ponds, the spring zooplankton peak was more precocious in Rorbach: no delay was noticed. The size of water bodies is a determining factor concerning production and renewal of organic matters used for zooplankton feeding. Thus, because it is a small pond, Rorbach could rapidly supply with the seston necessary to consumers, and this, in spite of its late filling.

I.5 References

Bachasson, B. (1997) *Mise en valeur des étangs.*, Lavoisier Tec & Doc, Paris.

Banas, D., Masson, G. & Léglize, L. (2001) Limitation of sediment export during the draining operation of an extensive pond : the combination with a natural wetland. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **27,** 3982-3985.

Campbell, C.E. & Knoechel, R. (1988) Zooplankton communities and trophic structure of lakes on the Avalon Peninsula, Newfoundland, Canada. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **23,** 297-305.

Cottenie, K., Nuytten, N., Michels, E. & De Meester, L. (2001) Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia,* **442,** 339-350.

Choupiat, D., Larpent, J. P. (1998) *Biologie des eaux*, Ed. Masson, Paris.

Culver, D.A., Boucherle, M.M., Bean, D.J. & Fletcher, J.W. (1985) Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **42,** 1380-1390.

Davis, C.C. (1973) A seasonal quantitative study of the plankton of Bauline Long Pond, a Newfoundland lake. *Naturaliste Canadien,* **100,** 85-105.

Downing, J.A. & Rigler, F.H. (1984) *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters,* Blackwell Scientific Publications.

Dumont, H.J., Van de Velde, I. & Dumont, S. (1975) The dry weight estimate biomass in a selection of Cladocera, Copepoda, and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia,* **19,** 75-97.

Dussart, B. (1992) *Limnologie : l'étude des eaux continentales,* N. Boubée & Cie, Paris.

Hillbricht-Ilkowska, A. (1977) Trophic relations and energy flow in pelagic plankton. *Polish Ecological Studies,* **3,** 3-98.

Lacroix, G., Lescher-Moutoue, F. & Bertolo, A. (1999) Biomass and production of plankton in shallow and deep lakes: are there general patterns? *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology,* **35,** 111-122.

Lanoiselée, B. (1995) La création d'étang In *Les carpes, biologie et élevage* (Billard, R. ed.), pp. 249-265. INRA, Paris.

Le Quéré, G. & Marcel, J. (1999) La pisciculture d'étangs française, pp. 57. Institut Technique de l'Aviculture (ITAVI), Paris.

McQueen, D.J., France, R. & Kraft, C. (1992) Confounded impacts of planktivorous fish on freshwater biomanipulations. *Archiv für Hydrobiologie,* **125,** 1-24.

Murtaugh, P.A. (1989) Size and species composition of zooplankton in experimental ponds with and without fishes. *Journal of Freshwater Ecology,* **5,** 27-38.

OCDE (1982) *Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte,* OCDE, Paris.

Pauli, H.R. (1989) A new method to estimate individual dry weights of rotifers. *Hydrobiologia,* **186/187,** 355-361.

Pinel-Alloul, B. (1993) Zooplankton community structure in hardwater hypertrophic lakes of Alberta. *Water Science and Technology,* **27,** 353-361.

Pourriot, R. & Francez, A.-J. (1986) Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. *Bull. Men. Soc. Linn. Lyon,,* **55ème année, N°5.**

Radwin, S. & Popiolek, B. (1989) Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophy. *Hydrobiologia,* **186/187,** 235-238.

Richard, J.F. (1975) L'étang de Lindre. Rapport de DEA., pp. 252. Université de Metz.

Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie,* **106,** 433-471.

Telesh, I. (1993) The effect of fish on planktonic rotifers. *Hydrobiologia,* **255/256,** 289-296.

Tessier, A.J. & Horwitz, R.J. (1990) Influence of water chemistry on size structure of zooplankton assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **47,** 1937-1943.

Tessier, A.J. & Welser, J. (1991) Cladoceran assemblages, seasonal succession and the importance of a hypolimnetic refuge. *Freshwater Biology,* **25,** 85-93.

Vijverberg, J. & Boersma, M. (1997) Long-term dynamics of small-bodied and large-bodied cladocerans during the eutrophication of a shallow reservoir, with special attention for *Chydorus sphaericus*. *Hydrobiologia,* **360,** 233-242.

II Overall functioning of French fish-breeding ponds. Part 2: phytoplankton responses to manipulations induced by piscicultural management and a special emphasis on Cyanobacteria

S. Didier, M. Leitao**, G. Masson*, L. Léglize*, J. C. Pihan**
**L.B.F.E., Université de Metz, campus Bridoux, 57 070 Metz*
**BI-EAU, 11 rue Lainé Laroche, 49 000 Angers

II.1 Abstract

Phytoplankton species composition and abundance of three shallow hypertrophic fish-breeding ponds (Rorbach, Lansquenet and Zommange, from region Lorraine, France) were studied for the period 1999-2001. Chlorophytes, diatoms, and Cyanobacteria were the major constituents of pond's phytoplankton but they individually showed a contrasted pattern. In Lansquenet and Zommange, a long-lasting calm and warm period promoted water blooms. The maximum biomasses reached 104 mg.l-1 in Zommange and 101 $mg.l^{-1}$ in Lansquenet. Blooms were successively dominated by *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa*, and finally *Aphanizomenon flos-aquae*. In Rorbach, after a low production period, the summer biomass slightly increased (<4 $mg.l^{-1}$) but the population was still dominated by small unicellular species. Our data suggest that shallowness and husbandry may strongly influence temporal succession of phytoplankton, dominant species and intensity of Cyanobacteria blooms, and reduce the predictability of the overall functioning of fish-breeding ponds on this high trophic level.

II.2 Introduction

Fish-breeding ponds represent a common type of stagnant water habitat in the east of France (region of Lorraine) and play an important role in the hydrological system. Phytoplankton from such systems live in environments where many yearly fluctuating factors, such as fish predation pressure or hydroperiod lenght, add to traditional environmental factors (grazing pressure, sinking, light availability, nutrient uptake and turnover), which already influence phytoplankton in time and space (Yentsch, 1980, Crumpton and Wetzel, 1982). Available data concerning fish ponds with different trophic levels were recently compiled in order to define the most determining factors in phytoplankton communities modifications (Sevrin-Reyssac, 1997). This work underlined a very strong instability in the specific composition and abundance of phytoplankton. The productivity was very important but algal populations showed a poor specific diversity. This low diversity implies a strong instability of the pond, where blooms and massive algae mortality events alternate. The considered ponds were semi-extensive systems, which received different kind of fertilizers.

The numerous fish-breeding ponds in eastern France are extensive production system: nutrients supply from the watershed and fish metabolic excretion can compensate the lack of fertilization. Like other small and shallow waterbodies: the biomass and composition of their phytoplankton communities depend on several interacting driving forces including polymixis, water level changes, weather conditions, nutrient loadings and 'top-down' effects of higher trophic levels (Borics *et al.*, 2000).

From 1999 to 2001, we chose three of these hypertrophic artificial fish ponds (from up to downstream), which were subject to annual changes in piscicultural management. They share the same water source, geology and watershed. As for zooplankton (see previous article), our study of the phytoplankton covers a 3-year period, during which the hydroperiod varied from 172 to 1042 days, and the potential fish predation pressure from 66.9 to 132.4 kg.ha-1 of planktivores.

In this paper, we describe general features of phytoplankton communities in fish-breeding ponds. Our primary intent is to understand if phytoplankton of such aquacultural ecosystems conforms to general rules and to explain short-term changes in species composition, especially during the period of Cyanobacteria development, with changes in fishery management.

II.3 Material and Methods

Study site, piscicultural management (hydraulic control, fishery and stocking data), physical and chemical characteristics of ponds were previously described in the part 1 of the article.

II.3.1 Sampling and analysis

Water sampling was carried monthly in 1999 and 2000, fortnightly in 2001, during the hydroperiod: from April to the draining date (generally in September) or to December when there was no draining phase (Lansquenet 1999-2000). The phytoplankton was monitored for a 3-year period (1999-2001): samples came from the deepest part of the pond: a single station located upstream of the dam, in the draining channel. They were collected by filling a 3-litter Van Dorn bottle approximately 30 cm below the water surface and fixed *in situ* in 10 % formalin. In case of water blooms and particularly of Cyanobacteria scum, the water column was previously homogenized with a long stick.

Algae were counted by the inverted microscope technique of Utermöhl (Utermöhl, 1958). Results are expressed with an accuracy of ± 10% of the total concentration (Lund *et al.*, 1958) as cell abundance (cells.l^{-1}), algae abundance (algae.l^{-1}) and algal biomass (µg or mg fresh weight. l^{-1}). Fresh weight was calculated using specific biovolumes obtained by geometrical approximations (Rott, 1981), assuming a mean density of phytoplankton of 1 g. cm^{-3}.

For taxonomic identification, several authors were consulted: Anagnostidis & Komárek, Compère, Ettl, Geitler, Huber-Pestalozzi, Komárek & Anagnostidis, Komárek & Fott, Popovskí & Pfiester and Starmach (Anagnostidis and Komarek, 1988, Compère, 1986-1992, Ettl, 1978, Geitler, 1930, Huber-Pestalozzi, 1955, Huber-Pestalozzi, 1968, Komarek and Anagnostidis, 1986, Komarek and Anagnostidis, 1989, Komarek and Fott, 1983, Popovsky and Pfiester, 1990, Starmach, 1985). Diatoms were identified according to Krammer & Lange-Bertalot (Krammer and Lange-Bertalot, 1986-1991b) and Cox (Cox, 1996). Frustules were first treated by oxidation (H_2O_2) and then placed in Naphrax (Rumeau and Coste, 1988).

Diversity of phytoplankton was calculated by submitting specific biomass data to the Shannon index (Shannon, 1948) with a logarithm in base 2.

Because fishermen information revealed an annual crisis situation in the two downstream ponds concerning Cyanobacteria proliferation, the sampling frequency was increased in 1999 and 2000, in order to get at least fortnightly results in Lansquenet and

Zommange from July on. These additional samples were only intended for Cyanobacteria determining and counting.

II.3.2 Background: macrophytes

Concomitant investigations on hydrophytes underlined a reiterative temporal pattern, which began at the end of April with the start of a massive development in the three ponds. Nevertheless, the global variation of this biomass differed as a function of the pond. From May to the end of June, an abundant proliferation of hydrophytes covered more or less the ponds surface (in full for Rorbach and partially for Lansquenet and Zommange). This first generation of hydrophytes was dominated by *Ranunculus circinatus* associated with *Potamogeton pectinatus*. After their decomposition, from July on, the upstream pond showed a second generation of hydrophytes, which were well-nigh absent in Lansquenet and Zommange. They mostly belong to the genus *Chara* associated with *Ceratophyllum submersum* and *Najas marina* and then covered Rorbach ground. During this period, the community of hydrophytes was very poor and scattered in Lansquenet and Zommange.

II.4 Results

II.4.1 Algal flora in fish-breeding ponds

A total of 146 taxa have been recorded in the phytoplankton of the three fish-breeding ponds (Table 14). The largest class in number of species was Chlorophyceae (57), followed by Bacillariophyceae (31), Cyanophyceae (20), Chrysophyceae (9), Cryptophyceae (8) Euglenophyceae (7), Xanthophyceae (6), Zygophyceae (5), Dinophyceae (2) and Raphidophyceae (1).

Alga flora showed great variability: very few taxa were present at least once in all ponds: *Ankyra judayi, Chlamydomonas sp., Oocystis sp., Scenedesmus sp., Navicula sp.* and *Cryptomonas sp.*

Many taxa were found only in one station:

- 19 taxa in Rorbach: 7 Chlorophyceae, 1 Zygophyceae, 2 Euglenophyta, 2 Chrysophyceae, 1 Xanthophyceae, 5 Bacillariophyceae, 1 Cyanobacteria,
- 10 taxa in Lansquenet: 7 Chlorophyceae, 1 Chrysophyceae, 2 Bacillariophyceae,
- 33 taxa in Zommange: 14 Chlorophyceae, 1 Zygophyceae, 3 Chrysophyceae, 2 Xanthophyceae, 4 Bacillariophyceae, 3 Cryptophyceae, 6 Cyanobacteria.

These taxa don't have a real indicative value because they were not systematically found except for *Schroederia setigera, Tetrastrum sp., Mallomonas sp.*, and *Aulacoseira granulata* which were present both years in Rorbach.

Table 14: List of species found in Rorbach, Lansquenet and Zommange in the period 1999-2001 (in black: species was present in more than 75 % of samples, in dark grey: species was present in 50 to 75 % of samples, in light grey: species was present in 25 to 50 % of samples, spotted: species was present in less than 25% of samples, no colour: the species was not found in any samples)

Pond	Ror.	Ror.	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000	1999	2000	2001
Number of samples	7	6	9	6	6	6	11
Chlorophyceae							
Actinastrum hantzschii Lagerh.							
Ankyra ancora (Smith) Fott.							
Ankyra judayi (Smith) Fott.							
Ankyra lanceolata (Korysikov) Fott.							
Botryococcus braunii Kütz.							
Chlamydomonas sp.							
Chlorogonium sp.							
Coelastrum microporum Näg.							
Crucigenia sp.							
Crucigeniella apiculata (Lemmermann) Kom.							
Dictyosphaerium sp.							
Dictyosphaerium pulchellum Wood							
Dictyosphaerium subsolitarium Van Goor							
Didymocystis sp.							
Didymocystis comasii Kom.							
Eudorina sp.							
Granulocystis helenae Hind.							
Lagerheimia sp.							
Lagerheimia ciliata (Lagerh.) Chod.							
Lagerheimia subsalsa Lemm.							
Micractinium pusillum Fresen.							
Monomastix sp.							
Monoraphidium sp.							
Monoraphidium arcuatum (Kors.) Hindak							
Monoraphidium circinale (Nyg.) Nyg.							
Monoraphidium contortum (Thur.) Kom.-Legn.							
Monoraphidium griffithii (Berg.) Kom.-Legn.							
Monoraphidium komarkovae (Nyg.) Komarkova							
Monoraphidium minutum (Näg.) Kom.-Legn.							
Monoraphidium tortile (W & GS West) Kom.-Legn.							
Nephroselmis olivacea Stein.							
Oocystis sp.							
Pandorina morum (Muel.) Bory							
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh.							
Pediastrum duplex Meyen							
Phacotus sp.							

Pond	Ror.	Ror.	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000	1999	2000	2001
Number of samples	7	6	9	6	6	6	11
Pteromonas angulosa (Carter) Lemm.							
Scenedesmus sp.							
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.							
Scenedesmus armatus (Chod.) Chod.							
Scenedesmus dimorphus (Turp.) Kütz							
Scenedesmus disciformis (Chod.) Fott & Kom.							
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb.							
Scenedesmus semipulcher Hortob.							
Schroederia sp.							
Schroederia setigera (Schröd.) Lemm.							
Keratococcus suecicus Hind.							
Spermatozopsis exsultans Kor.							
Sphaerocystis sp.							
Sphaerocystis planctonica (Kor.) Bourr.							
Tetraedron sp.							
Tetraedron minimum (Naeg.) Hansg.							
Tetraedron triangulare Kor.							
Tetraselmis sp.							
Tetrastrum sp.							
Treubaria triappendiculata Bern.							
Volvox sp.							
Undetermined green cells							
Zygophyceae							
Closterium sp.							
Closterium juncidum Ralfs							
Cosmarium sp.							
Staurastrum sp.							
Undetermined zygotes of Desmidiées							
Euglénophyceae							
Colacium sp.							
Euglena sp.							
Euglena acus Ehrenberg							
Phacus sp.							
Trachelomonas sp.							
Trachelomonas hispida (Perty) Stein							
Trachelomonas volvocina Ehr.							

Pond	Ror.	Ror.	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000	1999	2000	2001
Number of samples	7	6	9	6	6	6	11
Chrysophyceae							
Chrysococcus sp.							
Dinobryon sp.							
Mallomonas sp.							
Kystes of Chrysophyceae							
Kephyrion sp.							
Ochromonas sp.							
Desmarella sp.							
Synura sp.							
Tribonema sp.							
Salpingoeca sp.							
Xanthophyceae							
Pseudostaurastrum sp.							
Heterothrix mucicola Ettl							
Trachydiscus sp.							
Goniochloris fallax Fott							
Goniochloris mutica (Braun) Fott							
Undetermined Xanthophyceae							
Bacillariophyceae							
Achnanthes sp.							
Actinocyclus normanii (Greg.) Hust.							
Amphora sp.							
Asterionella formosa Hassall							
Aulacoseira sp.							
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simonsen							
Aulacoseira cf. ambigua (Grun.) Simonsen							
A. granulata var. angustissima (O.F.M.) Simonsen							
Cocconeis sp.							
Cymbella sp.							
Diatoma sp.							
Epithemia sorex Kuetz.							
Fragilaria sp. (colonies)							
Fragilaria ulna var. acus (Nitzsch)							
Fragilaria crotonensis Kitton							
Fragilaria sp1. (isolated cells)							
Gomphonema sp.							
Gyrosigma sp.							

Pond	Ror.	Ror.	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000	1999	2000	2001
Number of samples	7	6	9	6	6	6	11
Melosira varians Ag.							
Navicula spp.							
Nitzschia spp.							
Nitzschia acicularis W. Smith							
Nitzschia palea (Kütz.) W. Smith							
Nitzschia paleacea Grun.							
Nitzschia flexa Schum.							
Rhoicosphaenia sp.							
Rhopalodia sp.							
Skeletonema sp.							
Stephanodiscus hantzschii Grun.							
Stephanodiscus minutulus (Kütz.) Cleve & Möller							
Undetermined centric diatoms							
Cryptophyceae							
Cryptomonas sp.							
Cryptomonas gracilis Skuja							
Cryptomonas sp.1 (big)							
Cryptomonas sp.2 (medium)							
Cryptomonas sp.3 (small)							
Rhodomonas sp.							
Rhodomonas lacustris var. nannoplanctica (Skuja) Javorn.							
Rhodomonas lacustris Pascher & Ruttner							
Dinophyceae							
Ceratium sp.							
Gymnodinium sp.							
Cyanobacteria							
Anabaena sp.							
Anabaena sp.1 (straight)							
Anabaena sp.2 (spiral)							
Anabaena oscillatorioides (B & F) Bory							
Anabaena spiroides Kleb.							
Anabaena spiroides var. crassa (Lemm.) Elenk.							
Anabaena utermöhli (Uterm.) Geitler							
Aphanizomenon flos-aquae (B & F) Ralfs							
Chroococcus sp.							
Limnothrix planctonica (Woloszynska) Meffert							
Merismopedia sp.							

Pond	Ror.	Ror.	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000	1999	2000	2001
Number of samples	7	6	9	6	6	6	11
Microcystis sp.							
Microcystis aeruginosa (colony) (Kuetz.) Kuetz.							
Microcystis aeruginosa (isolated cells)							
Oscillatoria sp.							
Oscillatoria chlorina (Kütz.) Gom.							
Planktolyngbya subtilis (West) Anagn. & Kom.							
Planktothrix agardhii (Gom.) Anagn. & Kom.							
Pseudanabaena sp.							
Pseudanabaena galeata Bocher							
Raphidophyceae							
Vacuolaria sp.							

II.4.2 Seasonal change of phytoplankton density (Figure 19)

The algal densities in Zommange in 1999, 2000 and 2001, followed a recurrent pattern: phytoplankton had systematically low concentrations during the spring-like period and the beginning of summer, and then showed a real outbreak from August to September. Every year, a minimum was observed between June and July. It was at the lowest in June 2000 with only 0.02 millions algae.l^{-1} (23 algae.ml^{-1}). The maximum value appeared in September the first year with a very high peak of 213.8 millions algae.l^{-1}. It was lower in 2000 (58.14 millions algae.l^{-1} in August) and in 2001 (14.95 millions algae.l^{-1}in September).

Phytoplankton remained quantitatively very poor during the five first months and were essentially composed of unicellular species: Cryptophyceae of the genus *Cryptomonas* and *Rhodomonas*, sometimes Bacillariophyceae with centrales such as *Stephanodiscus minutulus* (more abundant in late July 2001 and in early August 2000). Therefore, curves of algal and cells concentrations were very close from April to September. Minima of cell concentration and algae concentration were almost simultaneous (in July 1999, in mid-June 2000, in June 2001) and values were comparable. The minimum took place in June 2000 with only 0.03 millions algae.l^{-1} (30 algae.ml^{-1}): phytoplankton was then dominated by *Rhodomonas lacustris var. nannoplanctica*, a small lacustrine species. A discrepancy between the two curves in late summer tallied with expansion of colonial (*Microcystis*) or filamentous algae (*Aphanizomenon flos-aquae, Anabaena spiroides, Aulacoseira granulata*). Maxima of cells concentrations coincided with maxima of algal concentrations: 2046.08 millions cells.l^{-1}in September 1999, 304.98 in August 2000, 39.78 in September 2001. However, values were respectively 9.6, 5.2 and 2.7 times higher than maxima of algae concentrations in 1999, 2000 and 2001. These differences result from the decrease of multicellular dominant algae: a mixed population of *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae* in 1999, of *Anabaena spiroides, Cryptomonas spp.* and *Aulacoseira granulata* in 2000, of *Cryptomonas spp.* in 2001.

In Lansquenet, global variations of algal concentrations followed the same pattern as in Zommange with succession of low densities from April to late June and very high values from July to December (1999) or September (2000). Algal density was minimal in June (0.3 and 0.2 millions algae.l^{-1} in 1999 and 2000) and maximal in September (161.13 millions algae.l^{-1} in 1999) or in July (3.37 millions algae.l^{-1} in 2000).

Phytoplankton was seldom dominated by unicellular taxa: curves of algal and cells density were distinct and just met on two occasions: in March and September 1999. The first case was due to a small centric diatom: *Stephanodiscus minutulus*, which represented 97 % of the crop and the second one to isolated cells of *Microcystis*, which increased algal density. The maximal value of cells concentration took place in August 1999 with a bloom of *Anabaena spiroides* and was earlier than algal maximum. June was the month of low cells concentrations: few algae and rather unicellular taxa.

In Rorbach, the phytoplankton maxima in term of density, was observed in July 2000. It wasn't really high for a closed area with 4.38 millions alg.l^{-1}. In 1999, the maxima appeared earlier in March and was less important: 2.95 millions alg.l^{-1}. Phytoplankton minima (0.07 and 0.34 millions alg.l^{-1}) were extremely low: they took place in September, when the Shannon diversity indices were maximal or high (respectively 4.18 and 2.33 bits.ind^{-1} in 1999 and 2000). Fluctuations of algal densities were then moderate during the study period.

There was a very small discrepancy between the curves of algal and cells density: phytoplankton populations from Rorbach were widely composed of unicellular organisms (*Stephanodiscus, Cryptomonas, Rhodomonas, Chlamydomonas*...). The only divergence between the two curves in September 2000 revealed the presence of a pluricellular population composed of short filaments of the genus *Heterothrix* (Xanthophyceae, Chromophyta). Cells concentration and algal density maxima were concomitant and besides equal in 1999 or very close in 2000 (2.95 and 4.45 millions cells.l^{-1}). The same results were observed with the minimum values.

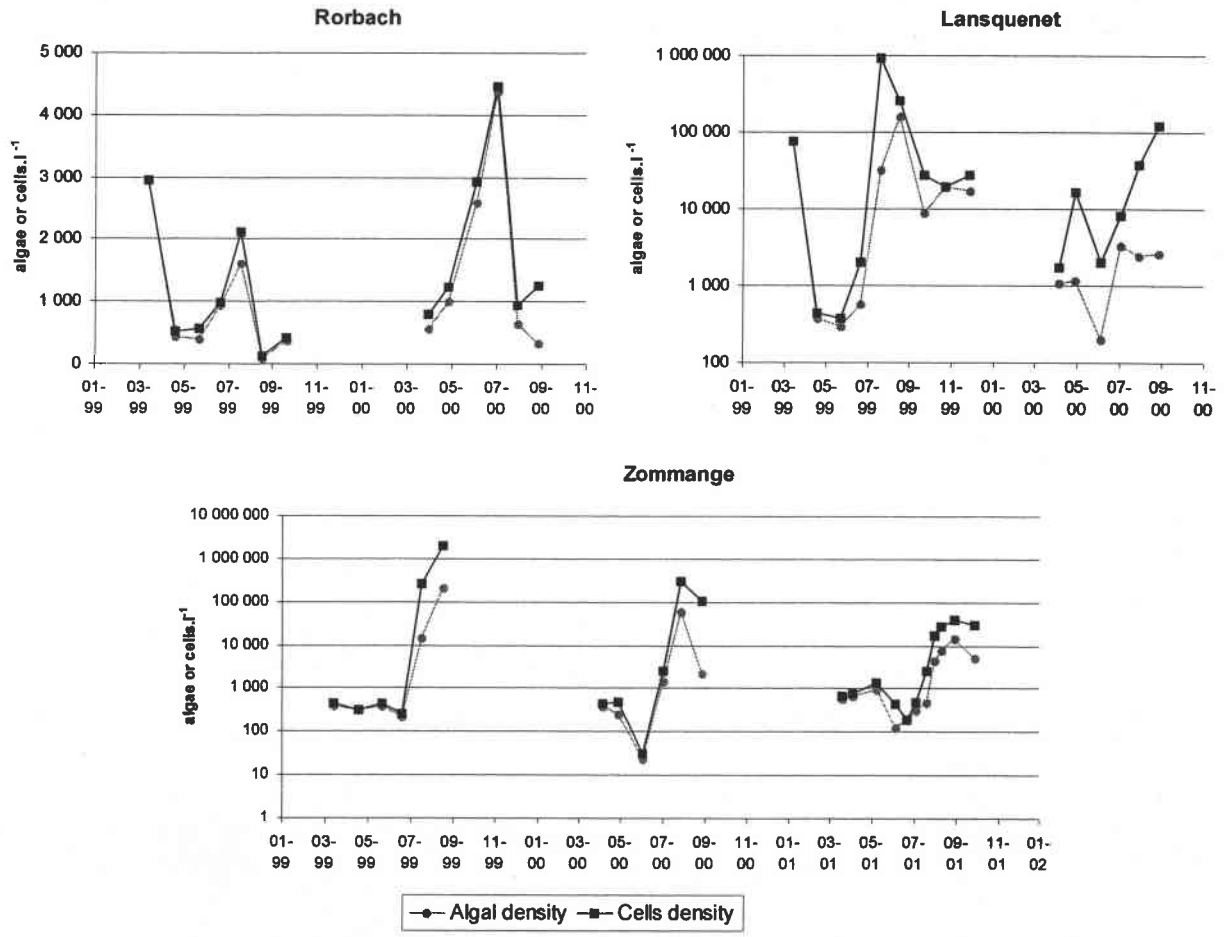


Figure 19: Phytoplankton density in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001

II.4.3 Seasonal change of phytoplankton biomass (Figure 20)

The rise of colonial species in Zommange has strongly influenced variations of phytoplankton biomass in 1999 and 2000. The maximum value of algal biomass was very high in September 1999 with 104.4 $mg.l^{-1}$, it was less important in August 2000: 53.07 $mg.l^{-1}$. In 2001, the maximum value didn't tally with the peak of cells concentration produced by *Cryptomonas spp.*: a more important biomass due to *Closterium juncidum* and *Aphanizomenon flos-aquae*, was recorded in October.

Global evolution of biomasses in Lansquenet showed big differences between 1999 and 2000: the first year was really more productive. The two annual peaks of biomass were caused by the same species of Cyanobacteria: *Anabaena spiroides*. But when the biomass reached 100 $mg.l^{-1}$ in August 1999, it didn't exceed 20 $mg.l^{-1}$ in August 2000. Winter and spring-like biomasses were negligible in spite of peaks of little, unicellular algae like *Stephanodiscus minutulus*. In fall, *Cryptomonas* played a surprising major role for a unicellular genus. However, algal production became important in summer only thanks to *Anabaena spiroides*. Presence of *Microcystis* in September didn't significantly increase biomass of phytoplankton because there were few colonies but many isolated cells. The bloom may have taken place between two sampling collections.

Phytoplankton biomass in Rorbach remained at a very low level: the pond was little productive with a perceptible weakening in 2000. Maximum and minimum values of biomass were consecutive (3.08 and 0.05 $mg.l^{-1}$ in august and September 1999, 1.85 and 0.25 $mg.l^{-1}$ in July and September 2000). Annual maxima of biomass were due to *Cryptomonas*, which was constantly present with different species (*C. gracilis, C. erosa*). It enabled the pond to reach the threshold of 1 $mg.l^{-1}$ of fresh biomass.

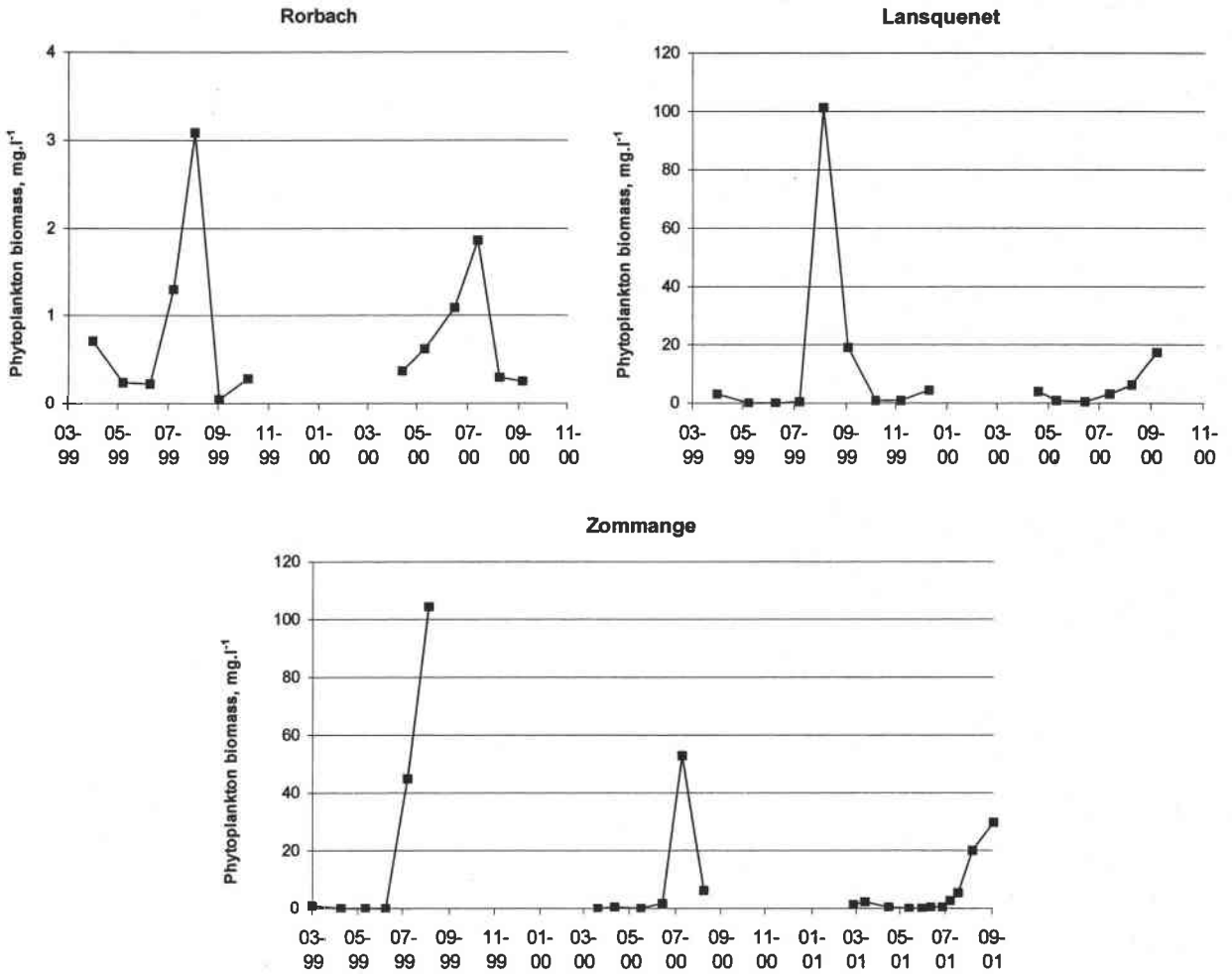


Figure 20: Phytoplankton biomass in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001

II.4.4 Seasonal change of phytoplankton composition (Figure 21)

Annual changes in phytoplankton composition show that Zommange alternated between two stages. Phytoplankton was whether dominated by unicellular or pluricellular taxa. In the first case, algal densities were low and biomass negligible. Algae were small (*Rhodomonas lacustris*), lacustrine (*Ankyra judayi*), and often ubiquist (*Cryptomonas*). Cryptophyceae and Chlorophyceae were the majority. In the second case, population was widely dominated by Cyanobacteria and showed high biomass values. Among these proliferating species, *Anabaena spiroides* (one species and two varieties) appeared earlier (late July and early august). It developed important populations during the three years. As *Microcystis aeruginosa*, it could show very important blooms (in 1999) or remain discrete (2001). *Aphanizomenon flos-aquae* was a later species with later maximum values. Other species of Cyanobacteria didn't significantly contribute to quantitative results. The genus *Cryptomonas* was identified in 96% of the studied samples (several species): in spite of its unicellular morphology, it was important in summer phytoplankton biomass.

Evolution of algal composition was very changing in Lansquenet, in the course of the year or between the two years. In 1999, some taxa became rapidly dominant in an outstanding way: *Stephanodiscus minutulus* on two occasions (late March and November), the two species of Cyanobacteria (*Anabaena spiroides* and *Microcystis sp.*) from August to October, and the

little Chlorophyta: *Chlamydomonas* with 6 millions cells.l^{-1}. In 2000, changes on populations were less drastic and more progressive. *Cryptomonas* was present again between April and August and widely dominated in early August (65% of algae). *Anabaena spiroides* was in the majority of the two last samples but it never quantitatively imposed upon other taxa.

Conversely to the two downstream ponds, phytoplankton composition shows that Cyanobacteria were almost absent from the pond of Rorbach. Only two species were representative (with very small concentrations): *Anabaena oscillatorioides* in June 1999 (1% of algae) and a thin species of *Pseudanabaena* in September 2000 (5% of algae). In return, Euglenophyceae weren't negligible in this pond. The abundance of the genus *Euglena*, with sometimes some big specimen, reached 13% of total algae in April 2000. This may indicate abundance of organic matter in Rorbach. Cryptophyceae, with *Rhodomonas* and *Cryptomonas*, was the characteristic branch of this station. The two genus were historical constant and remained in high abundances. Brown algae were not typical in the station but could punctually widely dominate phytoplankton: we can notice the spring growth of *Stephanodiscus hantzschii* in March 1999 and the appearance of *Heterothrix mucicola* in September 2000. This last one is a ground species: its presence in the water column may be linked to water mixing at the beginning of the pond draining. Green algae took part in a modest way: Chlorophyceae dominated phytoplankton in April 2000 with *Monoraphidium kormakovae*, co-dominated in September 1999 (*Ankyra judayi*) in association with Bacillariophyceae, Chromophyta, and in August 2000 (*Chlamydomonas sp.*) in association with Cryptophyceae, Pyrrhophyta.

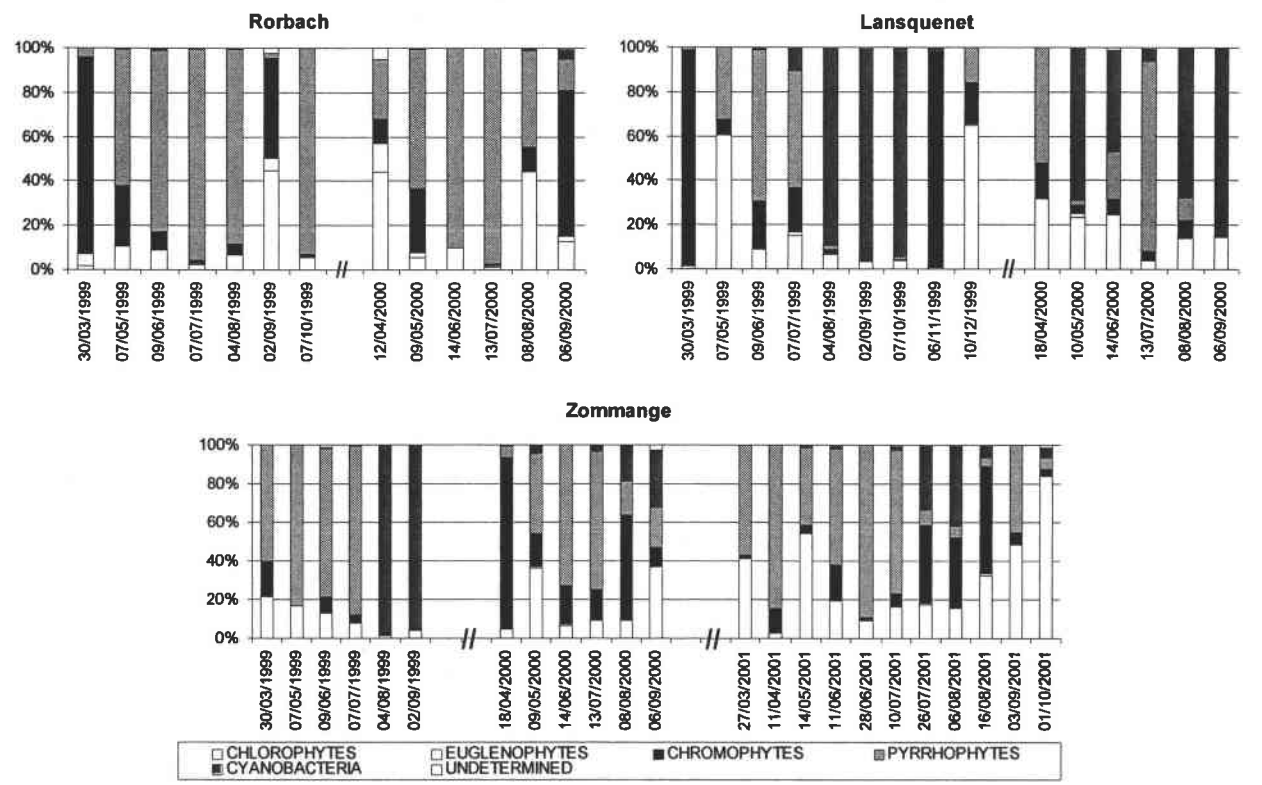


Figure 21: Phytoplankton composition in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001

II.4.5 Seasonal change in community features (Figure 22)

The number of taxa ranged from 6 to 32: from 10 to 29 in Rorbach, from 6 to 25 in Lansquenet, from 7 to 32 in Zommange. Shannon diversity indices of phytoplankton communities ranged from 1.0 to 3.6 in Zommange, from 0.2 and 3.2 in Lansquenet, and from 0.9 to 4.2 in Rorbach.

In 1999, the number of taxa per quantitative sample varied between 11 and 27 in Rorbach, 6 and 25 in Lansquenet, 7 and 15 in Zommange. In 2000, values and amplitude were almost equal in Rorbach (between 10 and 29 species), the maximum was reduced in Lansquenet (between 6 and 18 species), the minimum and the maximum values were shifted higher in Zommange (between 14 and 26 species). In 2001, the number of taxa reached the highest value with 32 species.

In Zommange 2000 and 2001, the average diversity was 2.35 and it was lower in 1999: 1.7. The lowest values occurred in summer 1999 and 2001 or in April 2000. Highest values were found in summer 2000 and 2001 or in late spring 1999. The curves of the taxa number and diversity indices followed the same evolution from late spring to July in 1999 and 2000, and from July to autumn in 2001.

In Lansquenet, changes in Shannon diversity indices can be characterized as an alternation between spring or autumn high values and weak values in summer. The average diversity was 1.5 in 1999 and 2.1 in 2000. The curves of the number of taxa and Shannon diversity indices were first superimposable and then showed different pattern from July onwards.

For the two years, phytoplankton diversity and richness in Rorbach followed the same progress. The annual average diversity stayed practically low and constant: 2.1 in 1999 and 2.3 in 2000.

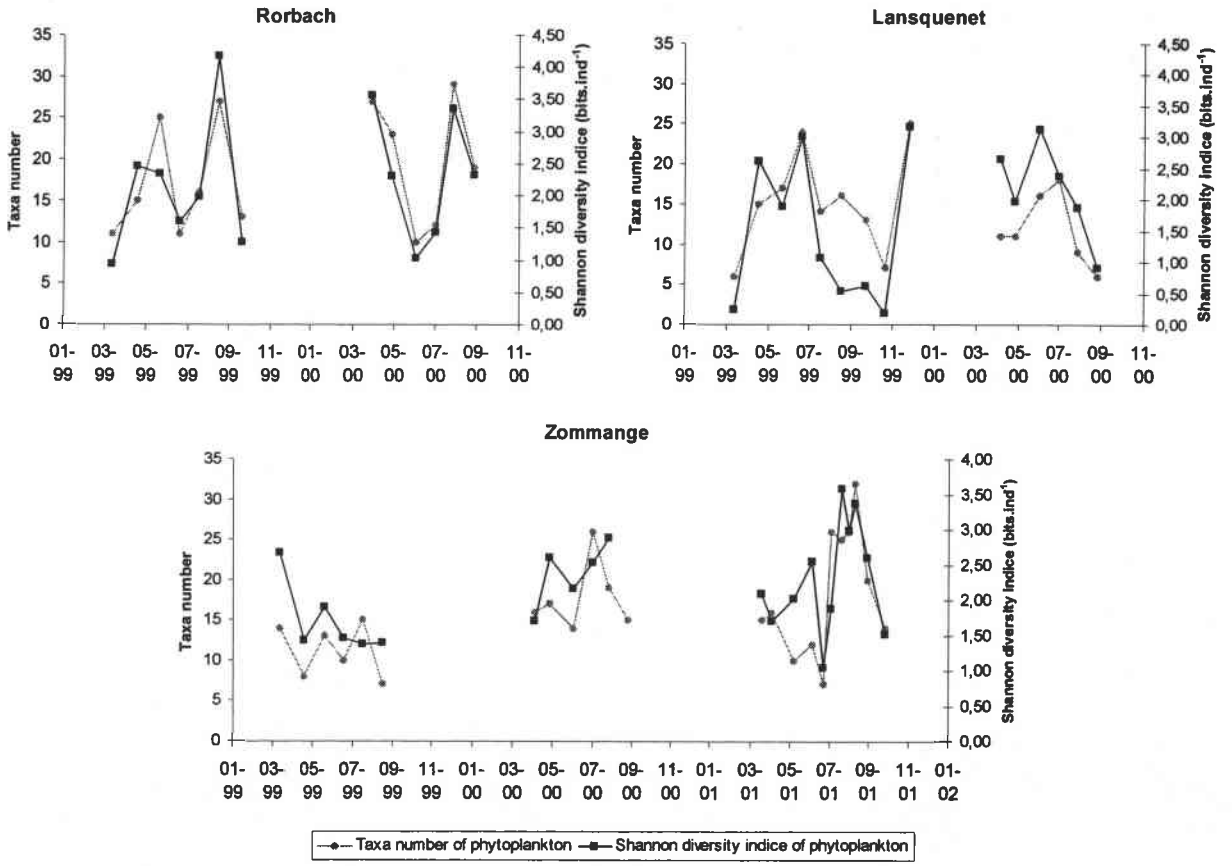


Figure 22: Species number and Shannon diversity of phytoplankton in Rorbach, Lansquenet, Zommange between 1999 and 2001

II.4.6 Change in Cyanobacteria sequences (Figure 23 et Figure 24)

Additional sampling in Zommange and Lansquenet with an increased frequency (weekly samples) enabled the determining of 23 new taxa of Cyanobacteria (Table 15), which added to previous ones. Among this further list, 13 taxa were only present in Lansquenet, 6 in Zommange, and 5 were common to the two ponds. The thin Cyanobacteria *Anabaena variabilis*, was common to both stations and years. *Gloeocapsa sp.* and *Snowella lacustris* are typical taxa from Lansquenet.

With this new frequency of sampling, the number of Cyanobacteria taxa in those fish-breeding ponds amounted to a total of 39.

In 1999, Nostocales dominated the population of Cyanobacteria in Lansquenet from April to early July, during August and in mid-September. The community was more heterogeneous during July with codominance of Chroococales and Oscillatoriales. Since late summer, Chroococales and Nostocales alternatively dominated Cyanobacteria population. Two blooms were observed: one in early August with about 30 000 alg.ml^{-1}, and the biggest one in early September with about 150 000 alg.ml^{-1}. In both cases, a single species was responsible for the major part of the high algal density: *Anabaena spiroides* in August and *Microcystis aeruginosa* in September.

The situation of Cyanobacteria communities in Lansquenet was different in 2000. Nostocale dominated the population throughout the year. Oscillatoriales just emerged in Cyanobacteria composition in late August. We noticed two peaks of algal density in late July with about 4000 alg.ml^{-1} and in late August with about 5000 alg.ml^{-1}. The first one, dominated by the group of Nostocale, was essentially composed of *Anabaena spiroides* (99 % of algae). The second one was equally dominated by *Anabaena spiroides*, associated with little filaments of *Pseudanabaena mucicola*, found in deteriorated colonies of *Microcystis aeruginosa*.

Whereas populations from Lansquenet were completely dominated by the groups of Nostocales and Chroococales, Cyanobacteria in Zommange were alternatively composed of Oscillatoriales, Nostocales and sometimes Chroococales.

In 1999, two blooms of Cyanobacteria were recorded in Zommange: they exhibited the same intensity, emerged at the same time and were composed of the same dominant species as in Lansquenet. In 2000 and 2001, the two successive peaks of Cyanobacteria observed in Lansquenet were replaced in Zommange with a single one. It appeared in early August, counted about 11 000 alg.ml^{-1} in 2000, 1800 alg.ml^{-1} in 2001, and was dominated by *Anabaena spiroides*.

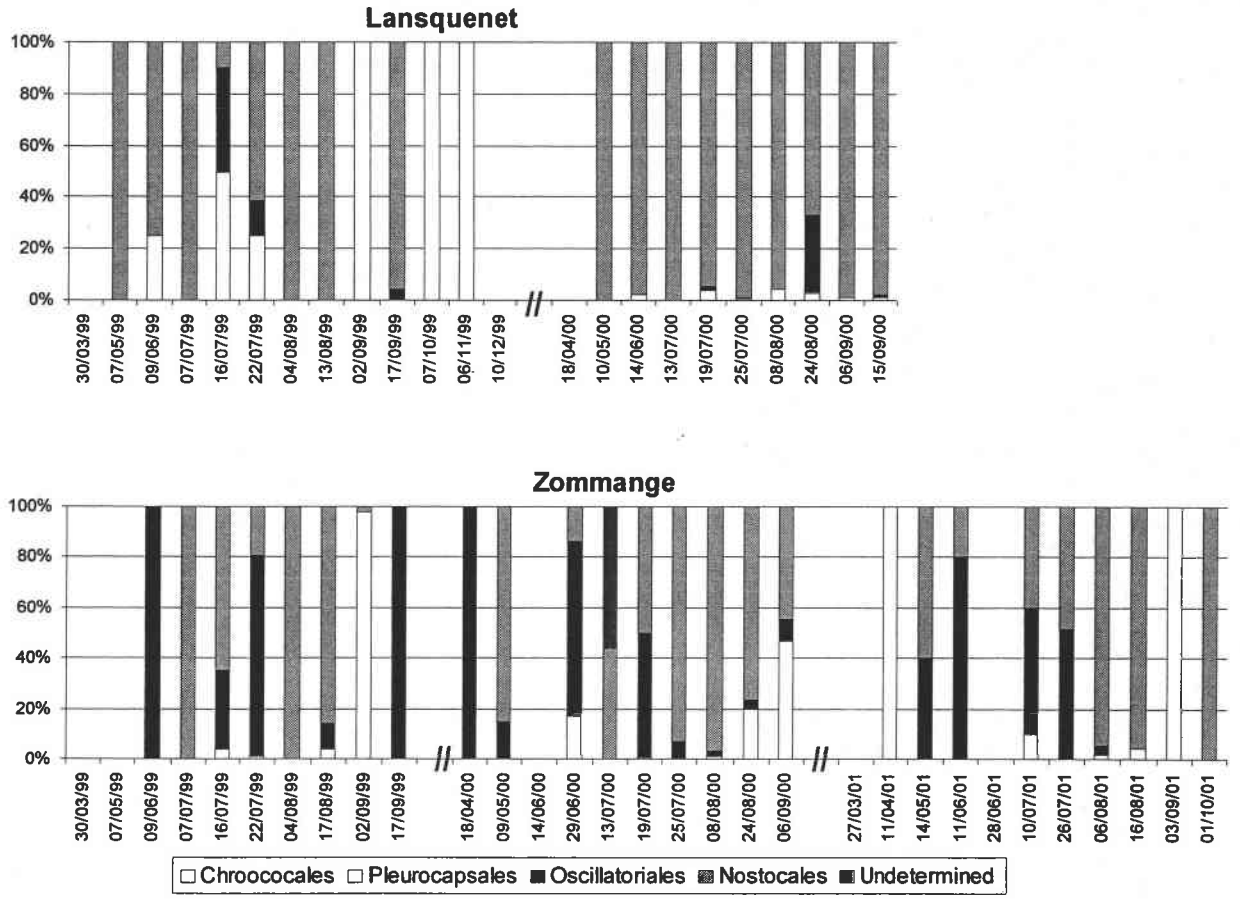


Figure 23: Family of Cyanobacteria in Lansquenet and Zommange between 1999 and 2001

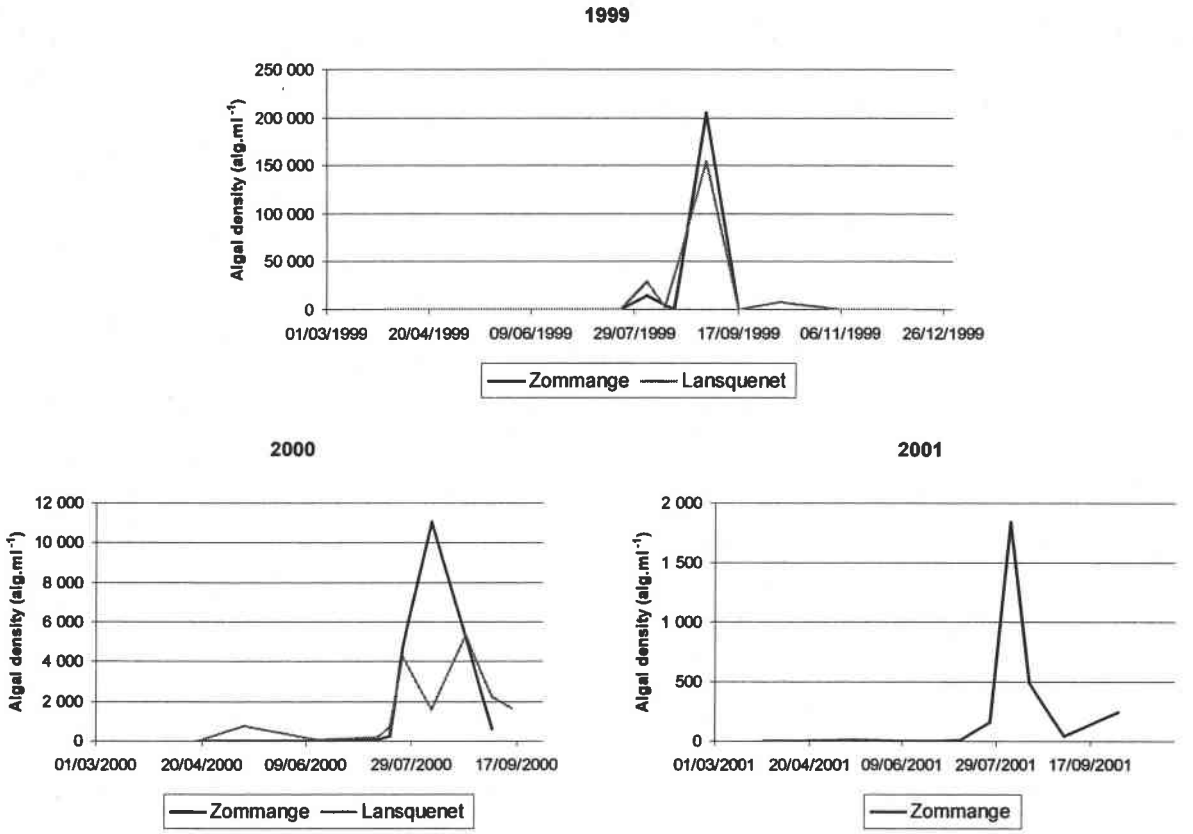


Figure 24: Cyanobacteria density in Lansquenet and Zommange between 1999 and 2001

Table 15: Additional species of Cyanobacteria found in Lansquenet and Zommange *(X: Presence)*

Pond	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000
Number of additional samples	4	4	4	4
Cyanobacteria				
Anabaena minutissima Lemm.			X	
Anabaena variabilis Kütz.	X	X	X	X
Aphanocapsa sp.	X			
Coelomoron sp.	X			
Coelosphaerium sp.	X	X		
Gloeocapsa limnetica	X			
Gloeocapsa sp.	X	X		
Hydrococcus rivularis Kütz.		X		
Limnothrix amphigranulata (van Goor) Meffert				X
Microcystis flos-aquae (Wittr.) Kirchn.		X		X
Nostoc minutissimum (dispersed filaments)	X			
Nostoc minutissimum (colonies)	X			
Nostoc sp.	X			
Oscillatoria geminata Men. Ex Gom.		X		
Pannus microcystiformis Hind.				X
Phormidium splendidum (Greville ex Gom.) Anagn. & Kom.	X			
Pseudanabaena constricta (Szafer) Lauterborn			X	

Pond	Lan.	Lan.	Zom.	Zom.
Year	1999	2000	1999	2000
Number of additional samples	4	4	4	4
Pseudanabaena limnetica (Lemm.) Kom.	x	x		x
Pseudanabaena mucicola (Naumann & Huber-Pestalozzi) Bourr.		x		
Snowella lacustris (Chod.) Kom. et Hind.	x	x		
Spirulina sp.	x	x	x	
Synechocystis sp.				x
Tychonema bornetii (Zukal) Anagn. & Kom.	x	x		x

II.5 Discussion

Phytoplankton investigations on these three fish-breeding ponds revealed the presence of 146 taxa, among which members of the groups of Chlorophyceae, diatoms, and Cyanobacteria, were especially well represented. Its species richness was lower than for many small eutrophic water bodies such as fishponds, in which Chlorococcales, Euglenophyta and Cyanobacteria are usually dominant groups (Borics *et al.*, 2000).

In Rorbach, there were few differences between phytoplankton patterns during the two years: typical species came back regularly with equivalent proportions. They are ubiquist, characteristic of close and mixed waters. They are pioneer species and thus, favoured in a system which is regularly emptied and filled. Species characteristic of Zommange are typical of a lacustrine ecosystem, with strong eutrophication. Species like *Cryptomonas* or *Microcystis* fit light deficient surroundings. *Anabaena* and *Aphanizomenon* are nitrogen fixers and then more competitive when nitrogen concentrations are low (Levine and Schindler, 1999). The combination of some species points out particular events: *Amphora, Gyrosigma, Melosira, Navicula* are benthic Bacillariophyceae, which indicate a phenomenon of streaming or sediment resuspension. The pond of Lansquenet exhibited a pool of species, which are also typical of lacustrine, eutrophic and shallow environment.

The monthly fluctuations of total phytoplankton biomass presented one annual maximum. This summer peak consisted essentially in Cyanobacteria in Lansquenet or Zommange (more or less associated with other groups in 2000 and 2001) and of Pyrrophyta in Rorbach. Lansquenet and Zommange resembling that of many eutrophic lakes with high levels of summer algal biomass (Sommer *et al.*, 1986). Phytoplankton instability, which favours the substitution of one species or one group by another one (Sevrin-Reyssac, 1997), was obvious in summer 1999 and 2000 for Lansquenet, and in summer 1999 for Zommange. The slump in Pyrrophyte and Chlorophyte densities allowed the proliferation of Cyanobacteria: available space, decrease of oxygen content (see previous article), and summer temperatures, which particularly suited such algae. Disoxygenation is considered as a favourable factor for Cyanobacteria: nitrogen fixing increases in low oxygenated waters (Sevrin-Reyssac, 1997). Development of Cyanobacteria may depend on the pond ability to maintain low oxygen concentrations for a long period (Ganf, 1974). Hydrological stability is another influential factor in the development of Cyanobacteria (Reynolds, 1984). So, the morphology of the three fish-breeding ponds may explain inter-ponds differences in Cyanobacteria proliferation: Lansquenet and Zommange are deeper and can be stratified in summer. Rorbach is shallower and light penetration enable the development of hydrophytes on the ground from July to September (mostly the genus *Chara*). Competition for nutrient

between macrophytes and algae may restrain algal biomass and prevent Cyanobacteria proliferation in Rorbach.

In the study of phytoplankton communities in Lansquenet and Zommange during the late period of blue-green algae dominance, a time sequence appeared: *Anabaena spiroides* followed by *Microcystis aeruginosa*, and finally *Aphanizomenon flos-aquae*. These planktonic Cyanobacteria belong to two types according to their behaviour in the water column (Dokulil and Teubner, 2000): firstly, species able to fix molecular nitrogen (*Aphanizomenon flos-aquae* and *Anabaena spiroides*); secondly, colony or aggregate forming species (*Microcystis* and *Aphanizomenon*). *Aphanizomenon flos-aquae* and *Anabaena spiroides* have got very close ecological requirements but in conditions of nitrogen fixing and of phosphorus limitation, *Anabaena* is more competitive than *Aphanizomenon* (De Nobel *et al.*, 1997). When nutrients are in excess, *Anabaena* is favoured thanks to a higher growth rate. The appearance of bloom coincides with a better availability of light whereas the distribution of *Aphanizomenon* is less dependent upon light. Because colonies of *Microcystis* can regulate their buoyancy, populations can proliferate in lakes with a higher degree of water column stability. They benefit from vertical migration, which gives them an essential advantage in competing with other phytoplankton species for nutrients, and especially light (Dokulil and Teubner, 2000).

The development of species able to fix molecular nitrogen was certainly favoured by the lack of nitrogen compared to phosphorus availability observed in Lansquenet and Zommange (Blomqvist *et al.*, 1994). Moreover, the species succession was related to variations of light intensity (declining from July-August to September) and to the water column stratification. All these parameters are strongly dependent upon climatic conditions, explaining inter-annual variations of bloom intensity.

The contribution of Cyanobacteria to the total phytoplankton biomass in Lansquenet and Zommange was higher in 1999 when the annual average concentration of nitrogen was maximal and the absence of Cyanobacteria peak in Rorbach was connected with the lowest concentration of phosphorus. Generally, Cyanobacteria proliferation is attributed to a nitrogen deficit (Reynolds, 1984), high phosphorus content (Kurten, 1995) or to a low N/P ratio (Levine and Schindler, 1999). The annual average of this ratio N:P was always higher in Rorbach (3.6 and 4.7) than in Lansquenet (2.9, 2.4) or in Zommange (3.1, 3.0, 2.6). Differences in Cyanobacteria biomasses between Lansquenet and Zommange in 1999, 2000, and 2001, can't be explained by nutrients evolution. Previous studies showed that changes in the species composition and abundance of water blooms were closely related to changes in fishery management (increase in fish stock, application of fertilizers...) but results are antagonistic. On the one hand, a low predation of fish upon zooplankton can result in elimination of large colonial blooms (*Aphanizomenon flos-aquae, Anabaena*) associated with large filtering zooplankton. A low grazing pressure and low light conditions are suitable for mass development of smaller species of Cyanobacteria (*Microcystis*) (Pechar, 1995). On the other hand, heavy bloom of Cyanobacteria can decrease, duration of blooms become shorter, *Microcystis* species can be replaced by *Anabaena* and *Aphanizomenon* species as a result of nutrient and fish reduction programmes (Cronberg, 1999). The predation of fish upon zooplankton was potentially higher in 2000 than in 1999 in Lansquenet and Zommange: biomasses of *Anabaena* and *Aphanizomenon*, which were achieved during the annual peak, were significantly reduced in 2000. In 2001, fish predation pressure and maximal biomass of *Anabaena* both decreased. This exception could be an indirect consequence of the exceptional isolation of the pond. The absence of water stocking in Lansquenet and Rorbach may have limited exchanges of biological material between ponds: Zommange, which is the most downstream site, usually receives waters from the two upstream systems. Shifts in

zooplankton species (*Daphnia pulex, Daphnia magna*) could equally explain the reduction of phytoplankton biomass.

In shallow lakes, phytoplankton communities are strongly exposed to disturbances, which are mostly determined by changes in meteorological conditions. Random population variations frequently make the main trend unrecognisable (Padisak, 1992). In fish ponds, the appearance, the development and the succession of different species from the biocenosis in the course of one production cycle are still likely to exhibit common characteristics, whatever their management (Balvay, 1980). Fish-breeding ponds share the two characteristics. The general impression to be gained from this overview is that phytoplankton from small fish-breeding ponds is typical from a high trophic level. The second impression is that the overall functioning follows characteristic phases, which are common or which distinguish each station. After a long period of low phytoplankton standing crop, a significant summer growth of phytoplankton took place. In fish ponds, it happens only if the fish stocks are high, because when they are low, the clear water persists throughout the summer (Sommer *et al.*, 1986).

In one pond, a structural diversication was pronounced with the increasing of richness and diversity indices, and with reasonable values of maximum biomass (< 5mg.l^{-1}). Phytoplankton of this pond exhibited a high stability concerning its composition or its quantity during the two studied years. Population was classic for a shallow system, submitted to wind influence, with mixed waters. Suspended particles (organic or bacteria) were then easily available for facultative autotrophic algae such as *Cryptomonas* or *Euglena*. They are comparatively favoured in this station because their mobility enables a good exploitation of the water column to come to a compromise between nutritive resources and light.

In two bigger and shallower ponds, the richness and diversity of phytoplankton community dwindled when the summer biomass of algae grew and reached very high values (>100 mg.l^{-1}). Phytoplankton communities were much contrasted: spring crops were very poor and dominated by unicellular species, whereas summer crops exhibited consistent blooms of pluricellular Cyanobacteria. Contrasts appeared equally between years: intensity of Cyanobacteria blooms or amplitude of diatoms developments. The vulnerability of small taxa (*Stephanodiscus minutulus*), which are easily grazed by zooplankton, made peaks ephemeral and so, very dependent upon fish predation pressure.

Our results indicated that interconnected fish-breeding ponds may differ substantially in their phytoplankton community structure and that these differences are strongly related to differences in morphology and husbandry.

II.6 References

Anagnostidis, K. & Komarek, J. (1988) Modern approach to the classification of Cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Archiv Fur Hydrobiologie Suppl. 80, Algological Studies,* **50-53,** 327-472.

Balvay, G. (1980) Fonctionnement et contrôle du réseau trophique en étang In *La pisciculture en étang* (R., B. ed.), pp. 47-79. INRA, Paris.

Blomqvist, P., Pettersson, A. & Hyenstrand, P. (1994) Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **132,** 141-164.

Borics, G., Grigorszky, I., Szabo, S. & Padisak, J. (2000) Phytoplankton associations in a small hypertrophic fishpond in East Hungary during a change from bottom-up to top-down control. *Hydrobiologia,* **424,** 79-90.

Compère, P. (1986-1992) *Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique. 1- Cyanophyceae 1986: 120 p. 2- Pyrrhophytes, Raphidophytes, Euglénophytes 1989: 208 p.,* Jardin Botanique national de Belgique, Meise.

Cox, E.J. (1996) *Identification of freshwater Diatoms from live material,* Chapman & Hall, London.

Cronberg, G. (1999) Qualitative and quantitative investigations of phytoplankton in Lake Ringsjön, Scania, Sweden. *Hydrobiologia,* **404,** 27-40.

Crumpton, W.G. & Wetzel, R.G. (1982) Effects of differential growth and mortality in the seasonal succession of phytoplankton populations in Lawrence Lake, **63,** 1723-1739.

De Nobel, W.T., Huisman, J., Snoep, J.L. & Mur, L.R. (1997) Competition for phosphorus between the nitrogen-fixing Cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon. FEMS Microbiology Ecology,* **24,** 259-267.

Dokulil, M.T. & Teubner, K. (2000) Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia,* **438,** 1-12.

Ettl, H. (1978) *Xanthophyceae,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Ganf, G.G. (1974) Diurnal mixing and the vertical distribution in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Journal of Ecology,* **62,** 611-629.

Geitler, L. (1930) *Cyanophyceae (Blaualgen): Deutschlands Österreichs und des Schweiz,* Koenigstein.

Huber-Pestalozzi, G. (1955) *Euglenophyceen,* E. Scheiwzertbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

Huber-Pestalozzi, G. (1968) *Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae,* E. Scheiwzertbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

Komarek, J. & Anagnostidis, K. (1986) Modern approach to the classification of the Cyanophytes. 2. Chroococcales. *Archiv Fur Hydrobiologie Suppl. 73, Algological Studies,* **43,** 157-226.

Komarek, J. & Anagnostidis, K. (1989) Modern approach to the classification of the Cyanophytes. 4. Nostocales. *Archiv Fur Hydrobiologie Suppl. 82, Algological Studies,* **56,** 247-345.

Komarek, J. & Fott, B. (1983) *Chlorophyceae, Chlorococcales,* E. Scheiwzertbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991b) *Bacillariophyceae,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Kurten, G. (1995) Comparison of 2 target phosphorus concentrations for fertilizing Florida Largemouth Bass spawning ponds. *Progressive Fish-Culturist,* **57,** 277-286.

Levine, S.N. & Schindler, D.W. (1999) Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on Cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **56,** 451-466.

Lund, J.W.G., Kipling, C. & Le Cren, E.D. (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers by counting and the statistical basis of enumeration by counting. *Hydrobiologia,* **11,** 143-170.

Padisak, J. (1992) Spatial and temporal scales in phytoplankton ecology. *Abstracta Botanica,* **16,** 15-23.

Pechar, L. (1995) Long-term changes in fish pond management as 'an unplanned ecosystem experiment': Importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Water Science and Technology,* **32,** 187-196.

Popovsky, J. & Pfiester, L.A. (1990) *Dinophyceae (Dinoflagellida),* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Reynolds, C.S. (1984) *The ecology of freshwater phytoplankton,* Cambridge University Press, Cambridge.

Rott, H.E. (1981) Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweizerische Zeitschrift Fur Hydrologie-Swiss Journal of Hydrology,* **43,** 34-62.

Rumeau, A. & Coste, M. (1988) Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce : pour l'utilisation d'un indice diatomique pratique. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture,* **309,** 69.

Sevrin-Reyssac, J. (1997) Phytoplankton instability and clear water phenomenon in fish ponds. *Environmental and Experimental Botany,* **38,** 211-221.

Shannon, C.E. (1948) A mathematical theory of communication. *Bell. Syst. Techn. J.,* **27,** 379-423.

Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie,* **106,** 433-471.

Starmach, K. (1985) *Chrysophyceae und Haptophyceae,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommung der quantitative phytoplankton Methodik. *Mitt. int Ver Thero. angrew. Limnol.,* **9,** 1-38.

Yentsch, C.S. (1980) Phytoplankton growth in the sea, a coalescence of disciplines In *Primary productivity in the sea* (Falkowski, P. ed.), pp. 17-32. Plenum, New York.

III Fonctionnement écologique des étangs piscicoles Lorrains. Partie 3 : bilan

La distribution saisonnière du zooplancton et du phytoplancton a été précédemment décrite pour les trois étangs piscicoles répartis en série sur la branche nord de l'étang de Lindre. Chaque compartiment a été abordé de manière séparée et les variations temporelles et annuelles ont été mises en relation avec les nombreux paramètres liés à la gestion piscicole (contrôle hydraulique, formules d'empoissonnement), à la trophie du milieu et à la morphologie des étangs. L'analyse des résultats montrent que chaque étang fonctionne avec une certaine spécificité après le remplissage, mais les espèces et les biomasses planctoniques rencontrées soulignent le caractère eutrophe de ces milieux peu profonds. Les successions temporelles zooplanctoniques semblent imprévisibles, car elles dépendent fortement des formules d'empoissonnement. La production primaire de chaque site est fortement liée à la présence ou l'absence de prolifération des Cyanobactéries et à l'intensité des blooms. Dans un même contexte trophique, la morphologie des étangs influence le modèle saisonnier du phytoplancton. La plus faible profondeur de l'étang de Rorbach permet la colonisation estivale des macrophytes qui concurrence l'arrivée des algues de grandes tailles. Dans les étangs plus profonds (Lansquenet et Rorbach), la phase estivale d'accroissement des populations phytoplanctoniques se traduit inéluctablement par des blooms intenses de Cyanobactéries.

Même si le zooplancton est affecté par divers paramètres environnementaux et anthropiques, il ne peut survivre que s'il trouve suffisamment de matière organique pour subvenir à ses besoins nutritionnels. En conséquence, son développement est fortement lié aux activités des producteurs autotrophes. Ainsi, l'impact trophique du zooplancton sur le phytoplancton peut être très marqué. Les relations qui existent entre ces deux compartiments vont déterminer les successions temporelles et le fonctionnement général de chaque étang.

III.1 Les relations phytoplancton-zooplancton

III.1.1 Analyse bibliographique

Des études antérieures ont montré que, même dans les milieux eutrophes, la biomasse phytoplanctonique pouvaient être maintenue à un niveau très bas par le zooplancton filtreur, pour une période de quelques semaines (phase des eaux claires printanières en milieu lacustre), voire de quelques mois (dans des étangs faiblement empoissonnés). En effet, pour une faible pression de prédation des poissons planctophages sur le zooplancton, les grands cladocères parviennent à contrôler l'abondance des algues appartenant à un large spectre de tailles. Pour qu'un tel scénario s'accomplisse, deux conditions doivent être remplies.

- Premièrement, le zooplancton doit être suffisamment abondant pour induire un taux de mortalité au moins égal à celui de la croissance et de la reproduction des populations algales et plus le système est eutrophisé, plus la biomasse zooplanctonique doit être élevée pour assurer un contrôle effectif du phytoplancton.
- Deuxièmement, tous les taxons phytoplanctoniques doivent être vulnérables au broutage (ne pas être résistants à la digestion) et non toxiques.

La taille des algues ainsi que la taille des herbivores vont déterminer l'efficacité du contrôle du phytoplancton. Les cladocères de grande taille sont, certes, plus vulnérables à la pression des poissons planctophages mais ils sont les premiers à profiter de l'absence ou de la réduction (modification des formules d'empoissonnement, baisse des planctonivores, augmentation des piscivores...) de la pression de prédation des poissons.

Dans les systèmes eutrophes, d'après le modèle PEG des successions zooplanctoniques (Sommer *et al.*, 1986), le zooplancton herbivore peut effectivement réduire le phytoplancton mais seulement au début de la période de croissance algale, lorsque la communauté phytoplanctonique est principalement dominée par le nanophytoplancton. Le modèle prédit ainsi, après une poussée printanière précoce, une période où la densité phytoplanctonique est très faible. La phase des eaux claires en milieu eutrophe est souvent un phénomène de courte durée, voire difficilement observable dans certains cas. Elle est rapidement suivie par une phase estivale d'accroissement des populations phytoplanctoniques, qui, dans les cas de très forte eutrophisation du système, mène à des blooms intenses. Cette croissance est accrue par la libération de nutriments lors de la consommation du nanophytoplancton : les excrétas ont l'effet de fertilisants (Lair and Ayadi, 1989).

Le zooplancton herbivore ne parvient pas à contrôler les populations algales estivales pour deux raisons (Gliwicz, 1990).

- La première est que les algues de petite taille, facilement ingérables, sont remplacées par des espèces plus grosses ou filamenteuses. Ces dernières résistent au broutage et peuvent ainsi former des populations denses malgré la forte pression exercée par le zooplancton.
- La deuxième raison est que l'abondance des espèces zooplanctoniques de grande taille diminue et qu'elles sont ensuite remplacées par des espèces plus petites et donc moins efficaces dans le contrôle du phytoplancton (taux de filtration plus faible et spectre de tailles des proies réduit).

Le déclin des grands Cladocères peut être lié soit à l'augmentation de la prédation des poissons planctophages (quand les juvéniles atteignent une taille plus importante), soit à l'effet délétère des algues filamenteuses ou de grande taille (Cyanobactéries). Dans un lac eutrophe, la décroissance des populations de cladocères peut être attribuée à la présence des proliférations cyanobactériennes, comme elle peut être une conséquence de la réduction des éléments nutritifs ou de la réduction des processus de reproduction (Christoffersen, 1996).

Les changements saisonniers de biomasse algale résultent du bilan entre la production et les pertes. Ces dernières sont généralement attribuées au broutage, à la sédimentation et aux pertes résiduelles (pertes métaboliques et mort) (Garnier and Mourelatos, 1991). Dans les milieux peu profonds et brassés, lorsque la communauté phytoplanctonique est dominée par des espèces de petite taille (cas de l'étang de Rorbach), les pertes par sédimentation sont faibles. Le broutage est le facteur prépondérant : comme le phytoplancton est consommable sur l'ensemble du cycle annuel, l'impact du zooplancton sur le phytoplancton peut être très élevé à certaines périodes de l'année. Il atteint son maximum à la fin de l'été et contribue en cette période à une réduction de la biomasse et de la production (Garnier and Mourelatos, 1991). La persistance d'espèces phytoplanctoniques de petite taille au cours d'un cycle annuel implique qu'une part importante de cette production primaire peut être récoltée par les brouteurs, contribuant ainsi à une efficience importante du transfert de matière dans la colonne d'eau (Garnier and Mourelatos, 1991). Ce type de milieu serait donc favorable à la production piscicole.

L'approche des relations phytoplancton-zooplancton est particulière lorsque la population phytoplanctonique considérée est essentiellement composée de Cyanobactéries. Des expériences en laboratoire ont démontré que même les algues filamenteuses pouvaient être utilisées par les grands cladocères, prévenant ainsi l'accroissement des populations.

Cependant, de plus en plus de travaux mettent en évidence la gêne occasionnée par les blooms d'algues bleues filamenteuses sur les Cladocères. Elle se traduit essentiellement par une baisse de la croissance corporelle et de la reproduction. Elle est quelquefois attribuée à la toxicité des algues mais plus souvent à une inhibition physique ou à une interférence. Les résultats expérimentaux des effets des toxines dissoutes sur les invertébrés d'eau douce ont montré que le zooplancton est affecté après exposition à des cyanotoxines libres dans l'eau, et après ingestion des Cyanobactéries toxiques (Christoffersen, 1996). Il est difficile d'établir correctement ces effets, parce qu'ils sont très variables selon le genre et l'espèce zooplanctonique (Christoffersen, 1996, Chorus and Bartram, 1999). Quatre espèces zooplanctoniques diffèrent par leur sensibilité à l'hépatotoxine (DeMott and Watson, 1991). La toxicité apparaît seulement à des fortes concentrations rarement rencontrées dans le milieu naturel (pendant 48h, la LC50 est rangée entre 450 et 21400µg de microcystine.l^{-1}). Des résultats similaires ont été obtenus pour cette variation de sensibilité aux cyanotoxines selon les espèces, chez des Cladocères exposés aux sécrétions toxiques de *Microcystis aeruginosa* (Aloysio *et al.*, 2000). D'autre part le genre *Microcystis* peut inhiber le taux de filtration des Cladocères, ce qui limite leur disponibilité nutritionnelle. Exposés à un régime alimentaire constitué seulement de *Microcystis* spp. toxiques, les Cladocères meurent. Lorsque le régime alimentaire est constitué d'un mélange d'algues vertes et de 5% de *Microcystis* spp. toxique, le taux de filtration des Cladocères diminue de 15,8 % par rapport à un témoin sans Cyanobactéries (Aloysio *et al.*, 2000).

Les opinions contradictoires sur les effets des Cyanobactéries peuvent être attribuées à la morphologie des espèces considérées (Lampert, 1987) : seuls les filaments courts ou les petites colonies semblent être une source alimentaire non préjudiciable.

En milieu naturel, la limitation des populations cyanobactériennes par le zooplancton est rarement observée. Malgré l'absence de poissons planctophages, les grands cladocères ne peuvent grandir et se multiplier suffisamment rapidement pour prévenir la formation de bloom. Dans certains cas, ils disparaissent quand le bloom devient très dense ce qui rend l'approche de la biomanipulation inapplicable (Gliwicz, 1990). Ainsi, dans les lacs très productifs, il semble pour certains auteurs qu'il soit impossible de contrôler la qualité de l'eau via le zooplancton (Tallberg *et al.*, 1999). Il existerait une densité de filaments critique à partir de laquelle la formation d'un bloom deviendrait irréversible. Cette densité critique dépend de la morphologie, de l'état physiologique de l'algue dominante et de la taille des organismes zooplanctoniques présents.

III.1.2 Résultats et discussion

III.1.2.1 Approche globale des relations zooplancton-phytoplancton

Des corrélations ont été recherchées entre les principales variables du zooplancton et du phytoplancton, basées sur les données des trois étangs de 1999 à 2000 pour Rorbach et Lansquenet et de 1999 à 2001 pour Zommange. Les variables testées sont les suivantes : la biomasse et la densité zooplanctonique totale, la biomasse et la densité de cladocères, la biomasse et la densité de copépodes, la biomasse et la densité phytoplanctonique totale (en µg Chlorophylle a.l^{-1}, µg C.l^{-1}, algues.l^{-1}, cellules.l^{-1}), et la concentration en chlorophylle a. Les seules relations significatives sont apparues pour l'étang de Zommange entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse algale (concentration en chlorophylle a), entre la biomasse des rotifères et la biomasse algale (concentration en chlorophylle a) et entre la biomasse des

Copépodes (adultes, copépodites et nauplii) et la biomasse algale (concentration en chlorophylle a). (Tableau 5).

Tableau 5 : Coefficients de corrélations de Pearson entre certaines variables du zooplancton et la biomasse algale totale (toutes les biomasses sont exprimées en $\mu g.l^{-1}$, la biomasse algale est donnée sous la forme d'une concentration en chlorophylle a)

Coefficient de corrélation de Pearson		log (biomasse algale)
log (biomasse zooplancton)	Rorbach	0,10
	Lansquenet	-0,05
	Zommange	**0,33 ***
	3 étangs	0,12
log (biomasse cladocères)	Rorbach	-0,16
	Lansquenet	-0,13
	Zommange	0,00
	3 étangs	-0,01
log (biomasse rotifères)	Rorbach	0,09
	Lansquenet	0,07
	Zommange	**0,42 ****
	3 étangs	0,20
log (biomasse copépodes)	Rorbach	0,16
	Lansquenet	-0,06
	Zommange	**0,38 ***
	3 étangs	0,17

* : corrélation significative p=0,05 ** : corrélation significative p=0,025

La relation positive entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse du phytoplancton (Figure 25) suggère que lorsque la biomasse algale augmente dans l'étang de Zommange, la biomasse zooplanctonique augmente également. D'après Campbell et Knoechel (Campbell and Knoechel, 1988), la prédominance d'un contrôle du réseau trophique par la base (effet bottom-up) c'est-à-dire par les ressources ou les producteurs primaires, doit résulter en une relation positive entre la biomasse des prédateurs (ou consommateurs) et la biomasse du zooplancton. L'étang de Zommange, situé le plus en aval dans la chaîne d'étang, présente les concentrations annuelles en azote et en phosphore les plus importantes. La croissance des algues est donc favorisée par ces ressources nutritives et va se répercuter sur tout le réseau trophique.

Au sein de la communauté zooplanctonique, tous les groupes ne répondent pas de la même manière : l'augmentation significative du zooplancton se justifie par le comportement des rotifères et des copépodes. Cela s'explique par la capacité des rotifères (et des autres zooplanctontes de petites tailles comme les nauplii de copépodes) à utiliser les petites algues sans être inhibés par la présence des Cyanobactéries filamenteuses ou coloniales (Ghadouani *et al.*, 1998). Nos résultats suggèrent cependant que l'évolution des Cladocères n'est pas du tout liée à la biomasse algale. Soit les grands cladocères de Zommange ne sont pas affectés par les pics de biomasses des Cyanobactéries, soit le déclin estival a bien lieu mais les populations printanières sont elles-mêmes affectées par d'autres facteurs. Les espèces qui dominent habituellement dans cet étang pendant les blooms de Cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa, Aphanizomenon flos-aquae, Anabaena spp.*) sont pourtant connues pour être sources d'endotoxines, potentiellement toxiques pour le zooplancton (DeMott and Watson, 1991, Reinikainen *et al.*, 1994, Reinikainen *et al.*, 1995,). Dans l'étang de Lansquenet qui est lui aussi fortement sujet aux proliférations de Cyanobactéries, la baisse des cladocères en période de fortes biomasses algales n'apparaît pas non plus de manière significative. La forte pression de prédation des poissons planctophages sur le zooplancton de grande taille, qui

limite les populations printanières, pourrait donc expliquer l'absence d'effet visible des Cyanobactéries sur les Cladocères.

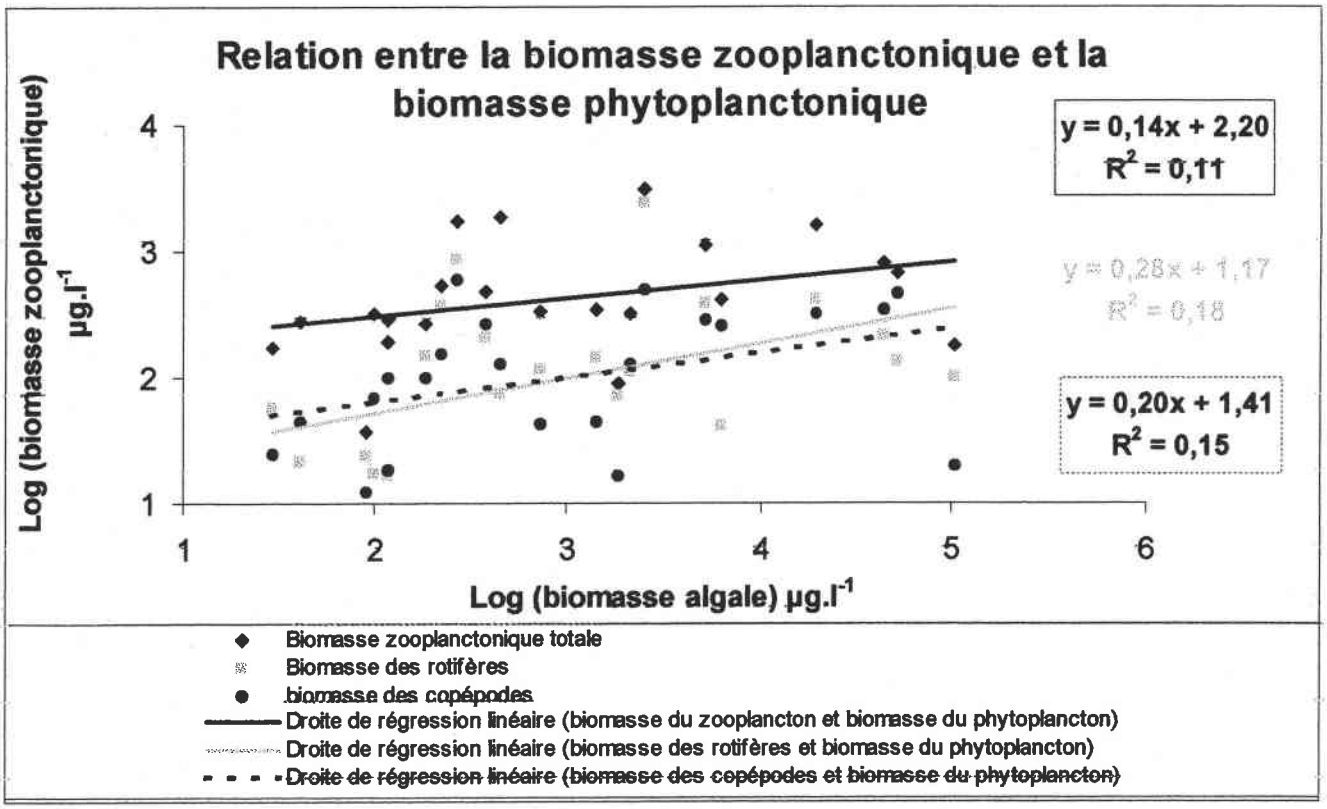


Figure 25: Relations entre la biomasse zooplanctonique (µg.l^{-1}) et la biomasse algale (µg Chlorophylle a.l^{-1}) dans l'étang de Zommange entre 1999 et 2001

III.1.2.2 Evolution temporelle des biomasses planctoniques

La succession saisonnière du plancton et de la transparence des eaux observés dans les étangs de Rorbach, Lansquenet et Zommange (Figure 27) peut être schématisée et résumée en deux scénarios distincts (Figure 26). Le premier concerne l'étang de Rorbach, le second est valable pour les étangs de Lansquenet et Zommange.

Au cours de la période de production piscicole (d'avril à octobre en général), une décroissance de la biomasse algale printanière (vraisemblablement amorcée avant avril) est suivie par un premier pic de la biomasse zooplanctonique (avril), qui est à son tour suivi par une augmentation de la transparence des eaux dans les trois étangs (mai). Cette eau plus claire permet l'établissement des hydrophytes de première génération (Exemple : *Ranunculus circinatus, Potamogeton pectinatus)*.

Dans l'étang de Rorbach, le second pic phytoplanctonique (juin-juillet) est suivi par un accroissement de la biomasse zooplanctonique, qui est cependant moins intense mais plus durable (juillet-fin août) qu'au cours du maximum antérieur. Cette succession estivale des biomasses planctoniques ne donne pas naissance à une augmentation de la transparence. En effet, de mars à octobre, la transparence du milieu diminue progressivement en formant de régulières oscillations. Elle reste suffisamment élevée pour permettre l'établissement d'une seconde génération d'hydrophytes recouvrant le sol de l'étang (*Chara sp., Ceratophyllum submersum, Najas marina*...). La dégradation régulière et successive de ces deux générations

de macrophytes (phénomène naturel et lié principalement à la présence de macro-invertébrés) est susceptible de générer de la matière en suspension qui expliquerait les oscillations de la transparence.

Dans les étangs de Lansquenet et Zommange, le second pic phytoplanctonique est très intense et durable (juillet-octobre). Il est suivi par une baisse de la biomasse zooplanctonique (août-septembre) qui oscillait jusqu'alors à un niveau bas, et par une diminution très importante de la transparence à partir de juillet. La biomasse des hydrophytes devient quasiment nulle après la dégradation de la première génération d'espèces. L'absence de pénétration de la lumière ne permet pas la mise en place d'une seconde génération de macrophytes.

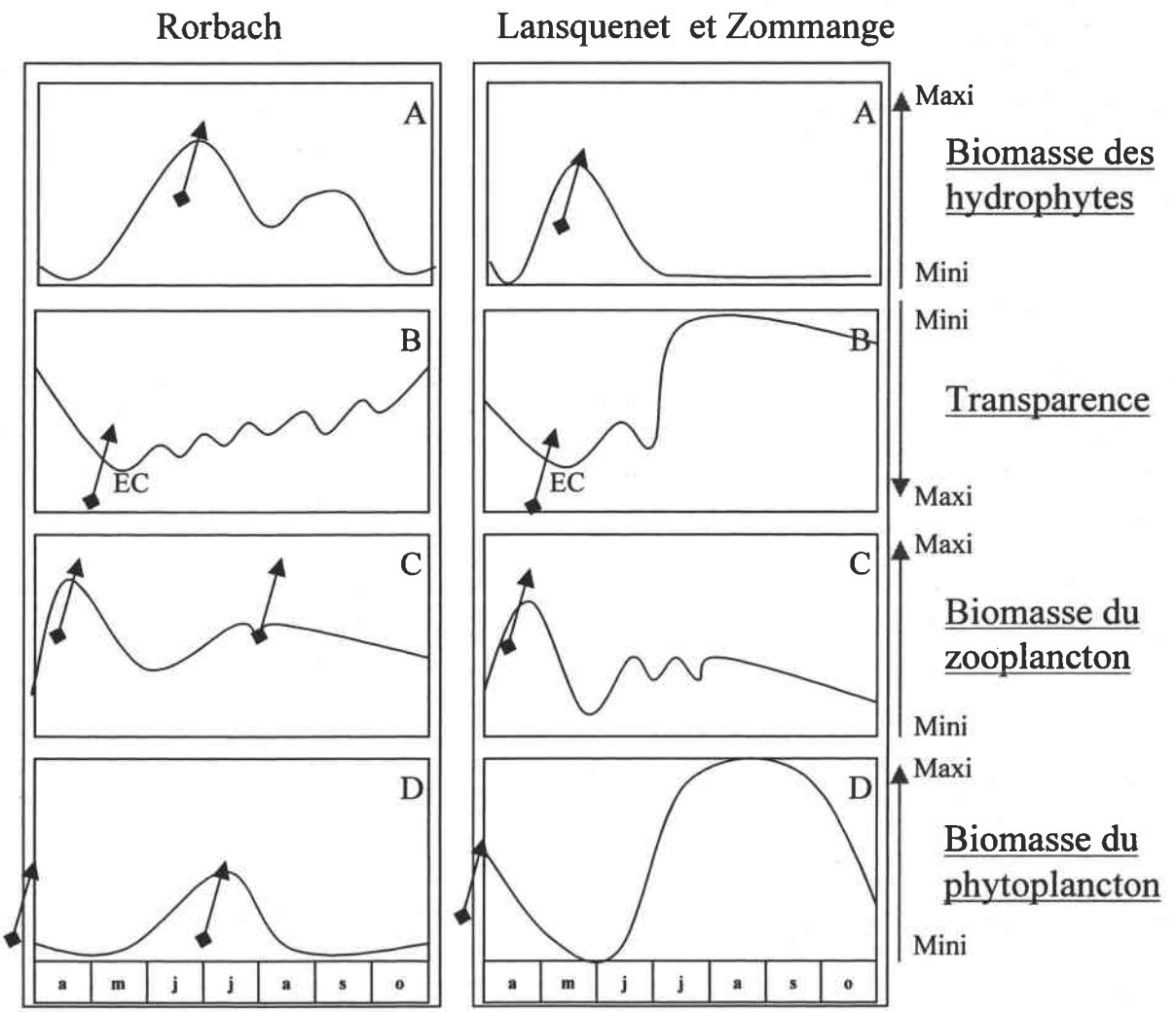


Figure 26 : Représentation schématique de la succession saisonnière dans l'étang de Rorbach (à gauche), de Lansquenet et de Zommange (à droite) d'avril (a) à octobre (o).

A = biomasse des hydrophytes, B = transparence, C = biomasse du zooplancton, D = biomasse du phytoplancton. EC = eaux claires. Les flèches indiquent des étapes successives qui sont liées entre elles

Au cours de la première augmentation de la transparence dans les trois étangs, c'est l'action du broutage des rotifères, des petits cladocères et des copépodes nauplii qui affecte la densité et la diversité des algues, conformément au modèle PEG des successions planctoniques (Sommer *et al.*, 1986). La phase d'eau claire dans les étangs piscicoles est

brève et unique. Le zooplancton herbivore est ensuite limité par la disponibilité de la nourriture et la prédation par les poissons planctophages est susceptible d'accélérer le déclin de ces populations (Sommer *et al.*, 1986). Dans des conditions de réduction de la pression de prédation du zooplancton et de concentrations non-limitantes en nutriments, le modèle PEG prévoit la mise en place d'une nouvelle communauté phytoplanctonique plus complexe : d'abord en raison d'une augmentation de la richesse spécifique, ensuite à cause de la diversification fonctionnelle des populations. Ces dernières comprendraient en « sous-bois » des taxons de petite taille, facilement assimilables par le zooplancton filtreur, et dans la « canopée », des grandes espèces qui ne peuvent être consommées que par des espèces spécialisées. L'augmentation de la richesse spécifique n'a été observée que dans l'étang de Rorbach. Dans les deux autres sites, on a plutôt remarqué une baisse de la diversité taxonomique.
Dans l'étang de Rorbach, cette nouvelle biomasse phytoplanctonique est rapidement réduite suite à l'action combinée du zooplancton herbivore et de l'épuisement de certains nutriments (utilisés par les végétaux macrophytes). Mais la seconde phase d'eau claire estivale attendue après ce deuxième pic de biomasse phytoplanctonique n'a pas lieu. La faible profondeur du site limite son inertie : l'eau est régulièrement soumise à l'action du vent et aux intempéries, elle est fréquemment brassée ce qui pourrait expliquer les oscillations de la transparence. A cela s'ajoute les périodes successives de dégradations des différentes générations de végétaux hydrophytes qui prolifèrent dans ce site particulièrement peu profond (Banas, 2001).

L'unique génération d'hydrophytes observée dans les étangs de Lansquenet et Zommange prend naissance lorsque les eaux sont très claires. Elle se dégrade fin mai, expliquant une légère et courte limitation de la transparence.
Le développement massif des Cyanobactéries dans les deux étangs les plus profonds (plus stables) n'a visiblement pas pu être empêché par le zooplancton herbivore, limitant ainsi les populations zooplanctoniques et la transparence du système pendant plusieurs semaines.

Les relations zooplancton-phytoplancton sont donc marquées :

- au printemps, pour les trois étangs, par l'incidence du broutage du zooplancton herbivore sur le premier pic de biomasse phytoplanctonique,
- en été, dans l'étang de Rorbach, par l'action combinée du zooplancton filtreur et de la baisse des nutriments (épuisement et stockage dans les hydrophytes) sur la limitation du second pic de biomasse phytoplanctonique
- en été, dans les étangs de Lansquenet et Zommange, par l'influence négative des Cyanobactéries sur la biomasse des populations zooplanctoniques estivales.

Les substances produites par le métabolisme des Cyanobactéries agissent sur les successions, les cycles et le développement des organismes végétaux et animaux aquatiques (Dussart, 1992). Cependant, il est reconnu que certaines fleurs d'eau (à *Microcystis* par exemple) en décomposition peuvent être consommée par certains Rotifères comme *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, et *Brachionus angularis*. Les deux premières espèces abondent dans Lansquenet et Zommange à partir du mois de Juillet, et la troisième est présente de manière sporadique à Zommange. Pendant les fleurs d'eau, si les biomasses restent faibles, l'étang de Lansquenet présente tout de même une densité zooplanctonique non négligeable, pouvant atteindre plus de 2 000 individus par litre, c'est-à-dire deux fois plus qu'à Zommange. Cette abondance est principalement due aux Rotifères (93% de la population totale à Lansquenet, et 85 % à Zommange). Au delà des variations inter-annuelles liées aux différences de gestion piscicole et aux conditions météorologiques, les trois étangs suivent deux modèles de succession planctonique. Jusqu'à l'apparition de la phase d'eau claire, les modèles sont très proches et concordent avec les données du modèle PEG concernant les systèmes lacustres de

types eutrophes. En fonction de l'étang considéré et de l'année, le groupe zooplanctonique qui a permis le contrôle de la biomasse algale s'est révélé différent. Ainsi, la pression de prédation du poisson zooplanctophage qui était maximale à Zommange et Lansquenet en 2000 a dû fortement limiter la population de Cladocères. Cependant, le rôle des grands filtreurs a pu être repris par les rotifères et les copépodes nauplii à Zommange, limitant ainsi la biomasse algale. A Lansquenet, les brouteurs n'ont pas été suffisamment nombreux cette année là pour permettre un contrôle significatif du phytoplancton. Au cours des autres années et dans tous les sites, la biomasse de Cladocères a été vraisemblablement suffisante pour mener un contrôle efficace de la biomasse phytoplanctonique. Au delà de cette étape, l'étang de Rorbach voit son fonctionnement différer de celui des deux autres. Contrairement à Lansquenet et Zommange, la phase estivale d'accroissement des populations phytoplanctoniques ne génère jamais de blooms intenses. Dans des milieux peu profonds, suite à des modification des formules d'empoissonnements, il a été observé qu'une période d'eaux claires favorisait la colonisation des macrophytes et stabilisait ainsi la qualité de l'eau à travers différents mécanismes (réduction de la remise en suspension des particules, zones refuges pour les Cladocères...) (Tallberg *et al.*, 1999, Theiss *et al.*, 1990). La production primaire estivale est dans ce cas essentiellement le fait des macrophytes et du périphyton qui lui est associé. Dans Lansquenet et Zommange, le phytoplancton devient à cette période le seul système de production primaire.

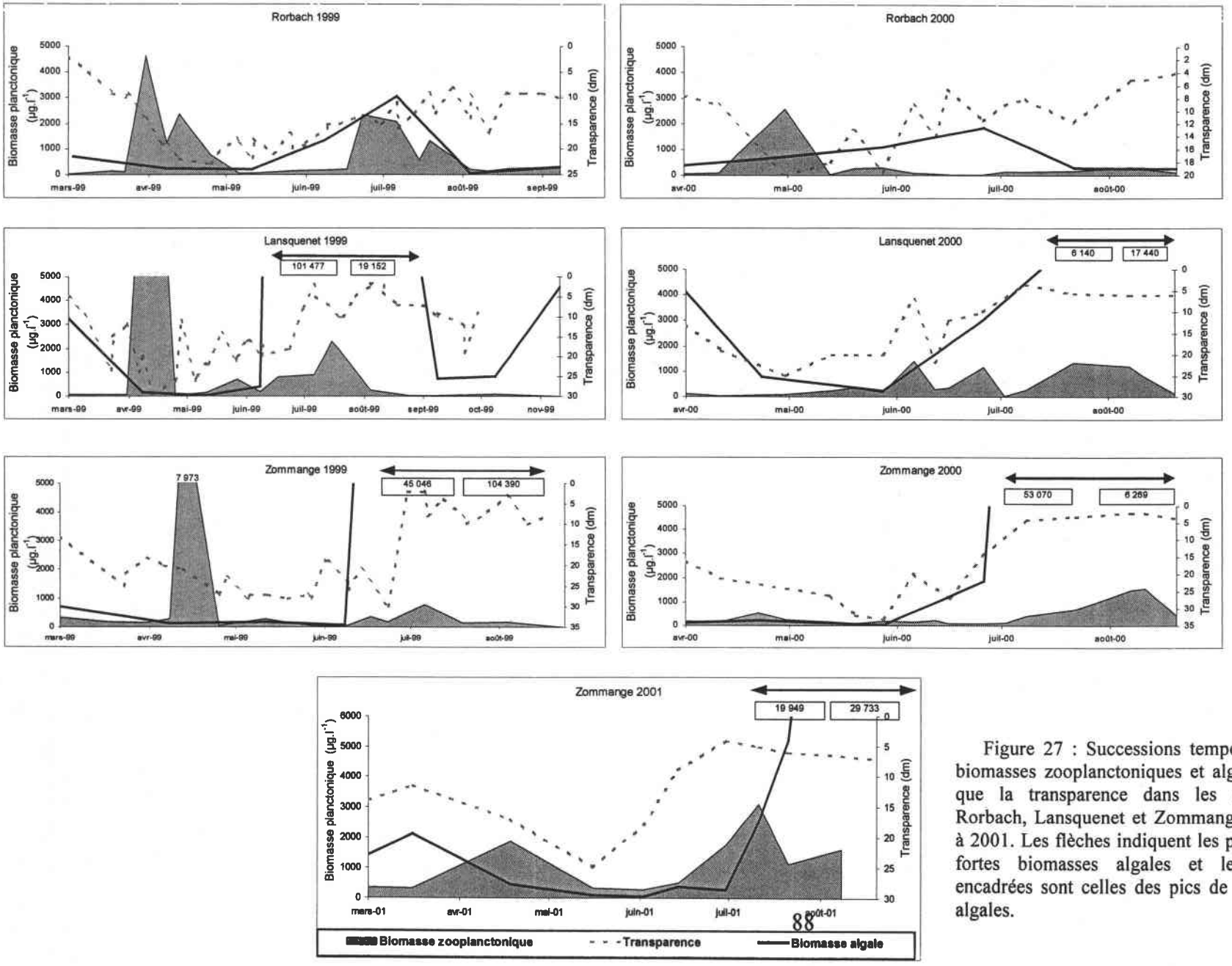


Figure 27 : Successions temporelles des biomasses zooplanctoniques et algales, ainsi que la transparence dans les étangs de Rorbach, Lansquenet et Zommange de 1999 à 2001. Les flèches indiquent les périodes de fortes biomasses algales et les valeurs encadrées sont celles des pics de biomasses algales.

III.2 Conclusion : l'étang piscicole extensif, un système aux eaux claires ou turbides ?

Pour caractériser la période de production en étangs piscicoles extensifs et les relations entre les différentes biocénoses, les trois étangs tests avaient été choisis très proches géographiquement, formant un chaînage en amont de l'étang de Lindre et appartenant au même bassin versant. Tous trois se sont avérés eutrophes à hypereutrophes (selon le facteur physico-chimique ou biologique considéré), avec des valeurs de concentrations en nutriments appartenant au même ordre de grandeur et cependant un gradient croissant des concentrations en phosphore total de l'étang amont (Rorbach) vers l'étang le plus en aval (Zommange). De telles conditions de morphologie et de richesse en nutriments favorisent le développement de Cyanobactéries en été et en automne (Nixdorf and Deneke, 1997). Elles sont particulièrement bien adaptées aux conditions de déficiences en azote par rapport à de fortes concentrations en phosphore (rapport N/P bas). De plus, il s'est avéré qu'elles étaient plus efficaces à transformer le phosphore en biomasse dans les milieux très peu profonds dans la mesure où la biomasse algale dans les plans d'eau moyennement et très profonds est limitée par un apport en lumière insuffisant. Les eaux peu profondes connaissent un changement optimum du rythme lumière/obscurité qui favorise le développement des algues bleues (Nixdorf and Deneke, 1997).

Les trois étangs piscicoles de la branche nord du Lindre ont des surfaces et des profondeurs croissantes d'amont en aval. Le plus petit et le moins profond d'entres eux : Rorbach, s'est distingué par un scénario de fonctionnement différent des deux autres. Curieusement, ce petit système eutrophe ne présente pas, au cours de notre étude, de phase de prolifération des Cyanobactéries. Aux dires des pisciculteurs, les successions temporelles phytoplanctoniques observées de 1999 à 2001 ne représentent pas une exception : l'étang de Rorbach et les étangs de Lansquenet et Zommange ont toujours suivi deux scénarios distincts (Figure 28). Les données concernant le développement des populations de macrophytes sont issues d'un travail de thèse complémentaire, et concernent les mêmes étangs, sur la même période (Banas *et al.*, 2001).

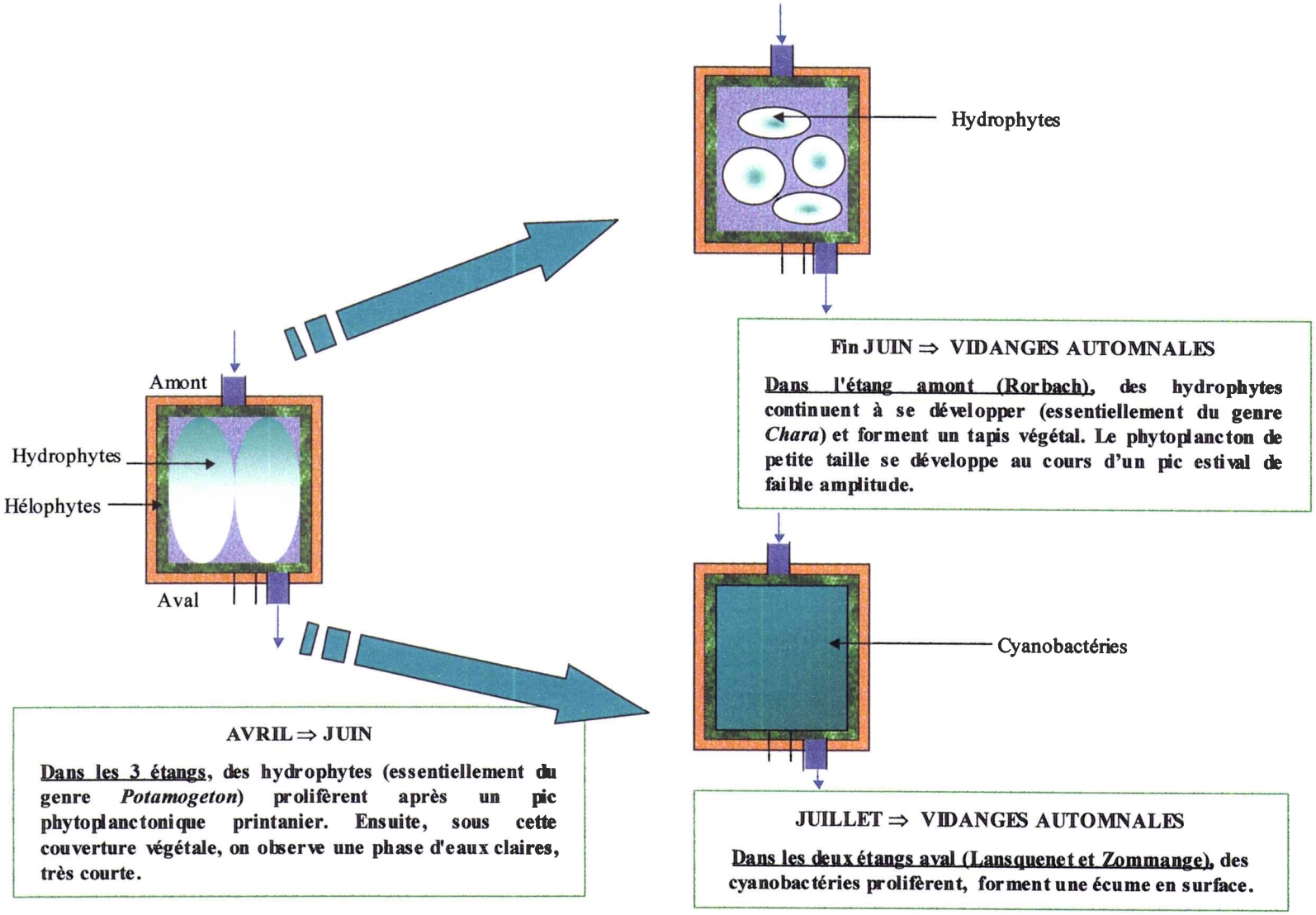


Figure 28 : Schéma synthétique concernant les successions temporelles du phytoplancton associées au développement des hydrophytes dans les étangs de Rorbach, Lansquenet et Zommange de 1999 à 2001

Certaines études, visant à déterminer l'origine de la variabilité des populations planctoniques pour une échelle spatiale réduite (plans d'eau très proches géographiquement), ont souligné l'importance des interactions biotiques. Ces dernières structurent les communautés planctoniques, à la fois dans les milieux relativement profonds (Carpenter and Kitchell, 1993, Carpenter *et al.*, 1985) et dans les milieux peu profonds comme les étangs (Scheffer, 1998, Scheffer *et al.*, 1993). Ces derniers sont généralement caractérisés par d'abondant macrophytes submergés et des eaux claires pour de faibles concentrations en nutriments ou par une abondante biomasse phytoplanctonique et des eaux turbides pour de fortes concentrations en nutriments (Blindow *et al.*, 1993). Pour des concentrations en nutriments intermédiaires, ils sont dominés, soit par des hydrophytes, soit par du phytoplancton (Jeppesen *et al.*, 1990). D'après l'hypothèse de l'état de stabilité alternatif, chaque situation est stable jusqu'à ce qu'une perturbation, suffisamment importante pour annuler les capacités de stabilisation du système (comme la modification du niveau de l'eau), cause un décalage vers un autre état (Blindow *et al.*, 1993). La plupart des travaux récents concernant l'existence d'états de stabilité alternatifs concernent des systèmes d'eau douce peu profonds et de petite taille. Parmi les éléments susceptibles de provoquer un décalage vers un état turbide, nous retiendrons dans le contexte de notre travail l'augmentation des poissons cyprinidés (Andersen, 1981). Le passage vers un état d'eaux claires peut quant à lui résulter de l'augmentation de la densité de zooplancton filtreur (Moss, 1989) ou de la réduction des poissons planctonivores (Sondergaard *et al.*, 1990). La gestion hydraulique est également un facteur important à prendre en compte : la vidange estivale d'un lac eutrophe en Suède a causé la disparition des végétaux submergés au cours des 10 années suivantes, puis la baisse du niveau d'eau semble avoir réinitialisé leur expansion (Blindow *et al.*, 1993). L'importance relative de chacun de ces facteurs est variable en fonction du système étudié (Jeppesen *et al.*, 1999). Ainsi, dans les systèmes riches en nutriments, le contrôle du phytoplancton par les consommateurs (contrôle de type top-down) est probablement plus important pour maintenir un état d'eaux claires puisque le contrôle par les ressources est réduit (contrôle de type bottom-up) (Jeppesen *et al.*, 1999). Le passage d'un état turbide à un état clair commence par l'expansion des hydrophytes. Ces dernières stockent et immobilisent une quantité considérable de phosphore, qui, lorsqu'il devient limitant, limite le développement du phytoplancton, avec ou sans l'aide du zooplancton filtreur en fonction du type de plan d'eau étudié. Dans les conditions d'un lac eutrophe riche en macrophytes, il a été établi que le zooplancton, par son action de broutage sur le phytoplancton, jouait un rôle majeur sur le maintien d'une eau claire. De plus, il est capable de limiter les concentrations en détritus et en matière solide en suspension de manière directe ou indirecte (Jeppesen *et al.*, 1999).

Un stade turbide est souvent caractérisé par un rapport poissons piscivores/poissons planctophages faible, un rapport zooplancton/phytoplancton faible, une forte biomasse algale et une forte remise en suspension de particules (par l'action des poissons ou du vent). Cet état turbide se stabilise en présence de poissons plancto-benthophages (Jeppesen *et al.*, 1999). L'état « eaux claires » est quant à lui plutôt caractérisé par une croissance considérable des macrophytes submergés ou des algues filamenteuses, par une faible biomasse phytoplanctonique souvent dominées par des flagellés (Jeppesen *et al.*, 1999). L'abondance des végétaux macrophytes va stabiliser cet état d'eaux claires. Ils ont un effet positif sur la transparence de l'eau qui est attribué à différents mécanismes :

- Tout d'abord, ils fournissent un refuge pour le zooplancton contre les poissons planctophages (Stansfield *et al.*, 1997),
- Ensuite, ils favorisent des espèces comme la perche ou le brochet aux dépens des cyprinidés (Persson *et al.*, 1988),
- Ils agissent également en réduisant la croissance phytoplanctonique : premièrement car les nutriments sont extraits de l'eau ; deuxièmement car

les macrophytes peuvent libérer des substances allelopathiques (Dieter, 1990, Jasser, 1995) ; troisièmement car ils augmentent la dénitrification (Weisner *et al.*, 1994),

- Enfin, les macrophytes limitent la remise en suspension des sédiments (Blindow *et al.*, 1993).

Ces végétaux peuvent être de différents types, en fonction de la taille du plan d'eau. Moss décrit trois états alternatifs dans les petits lacs peu profonds : des charophytes et des concentrations en phosphore faibles, des angiospermes et des concentrations en phosphore intermédiaires, ou enfin du phytoplancton et des concentrations en phosphore importantes. Les travaux de Blindow *et al.* (1993) suggèrent que les charophytes serait un type de végétation submergée plus adapté que les angiospermes à un milieu de grande taille, peu profond et fortement exposé au vent. Durant la phase d'expansion des hydrophytes, ce type de système présente une succession de différentes générations de macrophytes : tout d'abord du genre *Potamogeton* puis du genre *Chara*. Dans ce cas, le système présenterait trois points d'équilibre : deux sont stables (dominance des charophytes et dominance du phytoplancton) alors que le troisième est plutôt labile (dominance des angiospermes) et correspond à une phase de transition entre un état turbide et un état d'eaux claires.

Malgré une forte concentration en nutriments, l'étang de Rorbach se caractérise par d'abondants végétaux macrophytes submergés et non pas par une abondante biomasse phytoplanctonique. Ses eaux ne sont pas turbides dans le sens défini par la notion d'état turbide mais connaissent de régulières baisses de la transparence qui ne sont pas liées à la prolifération d'algues, mais à :

- des turbulences dans la colonne d'eau : brassage après certains épisodes météorologiques,
- la dégradation des générations successives d'hydrophytes,
- la remise en suspension des sédiments suite à l'action des poissons benthophages.

Ces derniers sont bien représentés au sein de la communauté piscicole de l'étang de Rorbach (jusqu'à 44 % de l'empoissonnement total) et sont pourtant plus souvent l'apanage des systèmes turbides. Dans cet étang eutrophe, riche en macrophytes les communautés zooplanctoniques doivent jouer un rôle très important qui permet de maintenir un état proche des eaux claires. Les concentrations en détritus et en matière solide en suspension sont diminuées mais trop importantes au départ pour être totalement limitées. Les espèces de macrophytes qui s'y développent sont essentiellement des charophytes (Characées) généralement associées à du Potamot, comme cela a déjà été observé dans les plans d'eau de grandes tailles, peu profonds et fortement exposés au vent. La différence entre les angiospermes et les charophytes s'expliquait alors par la plus forte biomasse par unité de surface chez les seconds. Une végétation plus dense est plus efficace qu'une végétation éparse pour représenter un obstacle mécanique aux poissons et pour neutraliser les mouvements de l'eau (Blindow *et al.*, 1993). Cela semble essentiel dans un milieu où la remise en suspension des sédiments est potentiellement forte : à cause de la faible profondeur, du climat local et des poissons benthophages qui remuent les sédiments (c'est la notion de bioturbation).

Tous ces éléments confèrent à l'étang de Rorbach des caractéristiques un peu spéciales relevant à la fois d'un système aux eaux claires (fort développement des macrophytes, pas de proliférations algales estivales, dominance des poissons planctonivores) et d'un système aux eaux turbides (transparence réduite, rôle important des poissons benthophages). L'existence d'un tel état intermédiaire entre le typique statut d'eau claire ou d'eau turbide a déjà été observé dans des étangs de Belgique (Cottenie *et al.*, 2001).

Les étangs de Lansquenet et Zommange montrent, quant à eux, une situation beaucoup plus tranchée. Ils s'apparentent à des systèmes aux eaux turbides, connaissant des blooms

annuels plus ou moins intenses de Cyanobactéries, de juillet jusqu'à leur vidange. Le rapport poissons piscivores/poissons planctophages y est faible malgré un apport annuel d'espèce carnassières qui semble nécessaire économiquement parlant.
Ainsi le voisinage ou même l'interconnection d'étangs n'empêchent pas d'avoir des fonctionnements écologiques internes différents. De telles observations ont déjà été décrites suite à une analyse portant sur un lot de 33 étangs peu profonds interconnectés en Belgique (Cottenie *et al.*, 2001). Les étangs différaient alors fortement dans la composition des communautés zooplanctoniques et ces disparités étaient fortement liées à l'intensité de la prédation (abondance des poissons et des macroinvertébrés) et à la diversité des habitats (couverture de macrophytes).

Il n'est pas exclu que les deux états qui caractérisent les trois étangs de la branche nord du Lindre soient des états de stabilité alternatifs : depuis très longtemps gérés comme étang de stockage (Rorbach : alevinage au printemps et en automne) ou en hiver comme des systèmes de production extensifs (Lansquenet et Zommange : étangs de grossissement), ils sont soumis à des pratiques piscicoles récurrentes d'une année à l'autre. Un changement drastique des formules d'empoissonnement pourraient peut-être entraîner un décalage vers un autre état et ainsi limiter l'impact des Cyanobactéries dans les deux étang aval. Les étangs piscicoles semblent toutefois posséder de très fortes capacités de stabilisation : ni les niveaux d'eau très fluctuants d'une année sur l'autre (le remplissage est dépendant des conditions pluviométriques), ni les modifications importantes de la gestion hydraulique dans l'étang de Lansquenet (pas de vidange en automne 1999) n'ont eu d' effets notables sur le fonctionnement global des étangs. Chaque état est fortement stabilisé, soit par l'importante densité de poissons plancto-benthophages dans le cas de Lansquenet et Zommange, soit par la forte densité que peuvent représenter les espèces d'hydrophytes dans le cas de Rorbach.

Le suivi sur un court terme est la principale fragilité des études concernant les états de stabilité alternatifs dans les milieux peu profonds (Blindow *et al.*, 1993). La longue et complexe mise en place des relations entre les poissons et les différents compartiments du plan d'eau nécessite une étude sur une durée d'au moins 5 ans (Frost *et al.*, 1988). Dans les étangs de pisciculture, l'étude de la stabilité d'un état à long terme est impossible. Les cycles piscicoles qui se succèdent durent souvent moins d'une année mais leur étude successive donne pourtant une impression de forte stabilité (et donc de prédictibilité) et de structuration des relations entre les différents compartiments.

Chapitre 3 : Approche spatiale du fonctionnement écologique de l'étang piscicole
Le plancton en amont et en aval de l'étang

I Introduction

Au pays des étangs, ces derniers forment souvent des chaînages. Ce sont des étangs de barrage et la vidange ou le trop plein d'un étang va être déversé dans l'étang situé en aval et qui lui est connecté. Dans ce cas, le milieu récepteur est également un plan d'eau. Par contre, dans le cas de l'étang de Lindre, dernier étang de la succession, le milieu récepteur est la rivière Seille. L'étang possède de nombreuses connections avec des étangs situés en amont mais pas en aval. Par contre, de multiples étangs de moindres dimensions se déversent comme lui, plus en aval, dans le cours de la Seille ou de ses affluents

Le Lindre, principale source en eau de la rivière Seille, est susceptible, par la dérive, d'apporter à son affluent récepteur différents éléments (particules organiques et minérales, matériel vivant ou plus ou moins dégradé : algues, zooplancton, bactéries, macroinvertébrés...). Les travaux effectués par Banas (2001) concernant le phénomène d'exportation de la matière dans la Seille, s'intéressent plus précisément à la phase « cruciale » de vidange de l'étang. L'exportation de l'eau et de la matière du Lindre dans la Seille n'est pas limitée à cette seule période : les eaux de l'étang sont continuellement utilisées pour alimenter la pisciculture, notamment pour le remplissage et le renouvellement des bassins de stockage du poisson. Des vannes de fond, au niveau de la digue principale permettent de détourner un flux constant provenant de l'étang : après son passage dans les bassins ou autres structures de la pisciculture, cette eau est restituée en aval : elle est en partie à l'origine de la rivière Seille. L'étang de Lindre possède également un exutoire : quelques semaines par an, quand le niveau de l'étang dépasse une certaine cote, un flux d'eau se déverse au niveau de ce trop plein. Ce deuxième apport à la Seille n'est pas dépendant de la gestion décidée par les gérants de la pisciculture mais il est fonction des conditions climatiques : les précipitations pouvant entraîner un remplissage plus ou moins rapide de l'étang après la pêche.

Dans ce contexte particulier, notre étude a porté sur :

- le trajet amont/aval du zooplancton et de certaines algues (les Cyanobactéries) : des ruisseaux du bassin versant de l'étang de Lindre à la Seille au cours de l'année 2000,
- l'évaluation des biomasses et espèces phytoplanctoniques présentes en aval de la digue du Lindre de 1998 à 2000,
- la survie du zooplancton dans le cas d'une vidange d'étang dans un autre étang.

En étudiant certains paramètres « habituels » : l'impact du débit, de la prédation par le poisson, de la prédation par le benthos, mais également différents marqueurs physicochimiques liés à la grande spécificité du plan d'eau « donneur » (le Lindre) et de son affluent récepteur (la Seille) comme la salinité, la teneur en matières en suspension..., nous pourrons donner les caractéristiques (intensité, variations temporelles et spatiales) généralisables et spécifiques des phénomènes liés à l'importation et à l'exportation de la matière (d'un plan d'eau vers une eau courante ou d'un plan d'eau dans un autre situé en

aval), et définir une incidence réelle ou potentielle de l'étang « source » sur le milieu récepteur du point de vue de la quantité et du devenir des particules exportées.

II Analyse bibliographique

II.1 Les interactions plan d'eau/rivière

En 1974, Ward étudie l'impact des réservoirs de montagnes sur les paramètres biologiques, chimiques et physiques des rivières recevant leurs eaux (Ward, 1974). Il souligne l'importance de **l'effet température** sur les eaux courantes. Les eaux de rivières qui prennent leur origine dans ces lacs de montagne sont plus chaudes que la normale en hiver, plus fraîches en été : les variations de température diurnes et saisonnières sont de plus faible amplitude. Ces effets qui s'amenuisent en allant vers l'aval, impliquent des conséquences sur les différents compartiments biologiques (notamment les macroinvertébrés dont le développement des différents stades n'est plus stimulé).

Les plans d'eau ont ainsi un rôle reconnu dans le fonctionnement des écosystèmes « rivières » et leur diversité. Pour décrire et comprendre ce rôle, Hillbricht-Ilkowska (1999) aborde la notion d'éléments perturbateurs du **« river continuum concept »**, dans le cas particulier des lacs insérés dans les systèmes fluviaux (plans d'eau de petite taille, eutrophes, peu profonds, non stratifiés, souvent dominés par les macrophytes et présents dans la section initiale des fleuves)(Hillbricht-Ilkowska, 1999). Les plans d'eau étudiés sont habituellement connectés avec différents ruisseaux (2-4ème ordre). Ils leur sont **hydrologiquement liés** dans le sens où la rivière (où le ruisseau) est alimentée par les eaux du lac et où elle coule à travers la masse d'eau du lac. C'est pourquoi, dans la plupart des cas, on peut détecter d'amont en aval dans le lac le passage de cette rivière.

L'auteur considère ces lacs fluviaux comme éléments perturbateurs **du « river continuum concept »** pour différentes raisons.

- Ils stoppent le transport de l'azote (notamment les nitrates) en fournissant des sites de dénitrification efficaces (anoxie, sédiments organiques, lits de végétaux).
- ils piègent les orthophosphates d'origine fluviale (sauf en période d'été où ils deviennent une source d'exportation).
- Ils transforment les matières en suspension de taille grossière et faiblement organiques d'origine fluviale en des matières en suspension fines, riches en éléments organiques, dans lesquels on peut trouver le plancton.
- Ils augmentent le nombre de « patch » dans le système rivière c'est-à-dire qu'ils fournissent des parcelles de végétation aquatique ou de sédiments plus stables que dans les conditions de la rivière. Ce parcellement des habitats, à l'entrée (delta) ou à la sortie du lac, fournit des zones refuges dans le système : cette hétérogénéité va permettre une plus grande stabilité des relations prédateurs/proies dans la rivière.
- Ils affectent fortement la continuité dans les variations de diversité faunistique et floristique tout au long du système rivière : par exemple la diversité des communautés à la dérive, les populations planctoniques ou benthiques.

Dans notre étude, c'est ce dernier effet qui a tout particulièrement retenu notre attention. Il se manifeste de deux manières.

- Premièrement, **les organismes typiques des rivières** (potamoplancton, organismes à la dérive) sont éliminés dans l'écosystème lac : cette grande mortalité est due à une baisse de l'oxygène dissous, aux mouvements de l'eau insuffisants, à la pression de prédation plus importante ...

- Deuxièmement, **les organismes originaires du lac** (notamment le plancton) sont entraînés, transportés en aval et éliminés de manière sélective (à cause du stress hydraulique, de l'exposition à la prédation des poissons)

Ces lacs fournissent un exemple de discontinuités en série et l'auteur fait alors l'analogie avec les réservoirs d'origines anthropiques créés au sein des systèmes de larges rivières. Ils sont donc susceptibles d'avoir également un effet, parfois perturbateur, sur leur affluent récepteur. Cet effet sera plus ou moins marqué en fonction de la différence entre le **temps de résidence** de l'eau dans la retenue et **la vitesse du courant** en amont et en aval de la retenue. Hillbricht-Ilkowska (1999) souligne également l'importance du **rôle des végétaux macrophytes** situés dans le « delta », dans le lac et à sa sortie.

II.2 Le zooplancton en amont et en aval d'un plan d'eau

La **microdérive** constituée de zooplancton et de zoobenthos microscopique est considérée comme une source importante de nourriture pour les invertébrés filtreurs et les petits poissons de rivières (Sandlund, 1982). Cependant, elle peut également constituer un apport dans les plans d'eau qu'elle traverse ou qu'elle alimente. Au sein de cette microdérive, le compartiment zooplanctonique a été seul pris en compte.

Les travaux comparant les populations entrant et sortant d'un plan d'eau soulignent l'influence des caractéristiques:

-du réseau d'entrée (s) dans le plan d'eau (hydrauliques, géologiques, édaphiques....)
Les travaux de Décamps *et al.* (1984) et de Reynolds & Glaister (1993) sur les cours d'eau de petits ordres révèlent qu'ils sont peu propices au développement autochtone du plancton dans la mesure où le temps de séjour est faible et qu'ils n'ont pas le temps de se charger en éléments nutritifs (Reynolds and Glaister, 1993, Décamps *et al.*, 1984). On peut trouver des sources potentielles de plancton au niveau de milieux plus stagnants, en tête de bassin, connectés à ces cours d'eau.

-du réseau sortant du plan d'eau (flux sortant, gestion du plan d'eau, aménagements : barrage, dérivation, vanne de fond, exutoire ...)
La comparaison des populations zooplanctoniques entrant et sortant du lac de Der-Chantecoq (Ter Ovanessian, 1999) a permis de différencier deux phases : avant la période de restitution, le peuplement est constitué des mêmes taxons caractéristiques de la rivière en amont, pendant la restitution, l'auteur note une augmentation des effectifs totaux (en moyenne calculée pour trois ans de **115 à 510 ind.l^{-1}**) et un enrichissement en microcrustacés (la biomasse moyenne calculée pour 3 ans passe de **5,5 à 94 µg l^{-1}**). Entre la station amont et la station aval, les maxima d'abondance et de biomasse sont décalés. La gestion du flux sortant va donc intervenir sur l'intensité du changement de structure du peuplement zooplanctonique entre l'amont et l'aval du plan d'eau.
Un flux d'eau important vers l'aval (dans notre cas, une période de vidange ou de trop plein) est susceptible d'augmenter le courant à l'intérieur du plan d'eau vers la sortie et donc d 'emporter plus d'animaux hors du lac, du moins au début de ce phénomène (Sandlund, 1982).

-du plan d'eau considéré (sa typologie, sa taille, sa physico-chimie, les plantes aquatiques et les poissons qui sont présents...). Dans le cas de lacs traversés par une rivière, le

temps de rétention est un élément déterminant de la croissance du plancton (Walz and Welker, 1998). L'abondance du zooplancton dans le lac (macrozooplancton et rotifères) augmente de manière significative avec le temps de rétention de l'eau (le maximum étant obtenu pour un temps de rétention supérieur à 20 jours).

Dans les lacs d'origine fluviale situés sur la rivière de Saint Laurent, la biomasse du macrozooplancton s'est avérée plus importante en sortie : **50 µg l^{-1} de poids sec,** qu'à l'entrée : **< 20 µg l^{-1} de poids sec** (Basu *et al.*, 2000). Cet accroissement est dû aux transferts des organismes des zones riches en macrophytes vers le chenal central avant d'être emportés en aval dans la rivière. Les lacs d'origine fluviale agissent donc comme des **sources de plancton** au cours des années où l'on observe un fort développement de végétaux macrophytes en zone littorale.

Au contraire, dans un petit plan d'eau du Massachusetts qui est traversé par la rivière Connecticut (Rosen, 1981), la densité totale, la taille, la composition spécifique du zooplancton entrant dans le bassin sont similaires à celles observées à la sortie, excepté de début juin à septembre, période pendant laquelle **une perte totale de 1 000 kg de poids sec** de zooplancton est mesurée. Les facteurs intrinsèques comme la mortalité, la turbulence, la sédimentation, la filtration à travers les végétaux et la prédation par les invertébrés et les vertébrés ne semblent pas dans ce cas affecter l'abondance du zooplancton de manière aussi intense que la prédation observée par des poissons juvéniles du genre *Alosa*.

Les variations saisonnières et diurnes du zooplancton dans les différentes couches du lac vont influer sur le nombre de zooplanctontes emportés en aval dans la dérive. Si la population zooplanctonique est dominée par les crustacés, l'exportation sera plus faible car certaines espèces ont la possibilité de nager contre le courant ce qui évite leur « vidange » (Ruttner, 1963 *in* Sandlund, 1982).

II.3 Le phytoplancton en amont et en aval de l'étang

Plusieurs travaux ont établi que les lacs fluviaux situés au long d'une rivière influençaient l'abondance planctonique : ceci est dû à leur profondeur faible, leur inertie et à un temps de rétention long. Comme pour le zooplancton, les plans d'eau peuvent donc être des écosystèmes « sources » pour le phytoplancton des rivières situées en aval. La surveillance de l'abondance du phytoplancton (teneurs en chlorophylle a) à l'entrée et à la sortie de différents lacs fluviaux donne cependant des résultats mitigés (Tableau 6) :

Tableau 6 : Données bibliographiques concernant l'évolution de la biomasse phytoplanctonique en amont et en aval de lacs fluviaux (*Basu et al.*, 2000)

Auteur	Site d'étude	Résultats
Chessman (1984)	Rivière La Trobe (Australie)	↗ abondance du phytoplancton
Soballe and Bachman (1984)	Rivière Des Moines (USA)	↘ abondance du phytoplancton
Kohler (1993)	Rivière Spree (Allemagne)	↗ abondance du phytoplancton
Hudon et al. (1996)	Fleuve Saint Laurent (Québec)	↗ faible de l'abondance du phytoplancton
Kasu et al. (2000)	Fleuve Saint Laurent (Québec)	Pas de différence significative d'abondance

Dans le cas d'un déclin de la biomasse d'amont en aval d'un plan d'eau, celui-ci est attribué à la sédimentation et à un manque de lumière (Soballe and Bachman, 1984). Les différences observées pour le fleuve Saint Laurent (Québec) sont dues à l'isolement hydrodynamique plus ou moins marqué des lacs par rapport au chenal principal : le lac est une source de phytoplancton mais celui-ci n'est pas forcément exporté s'il n'est pas entraîné par le flux plus important au niveau du chenal.

II.4 Le transport des populations zooplanctoniques en rivière

L'influence des plans d'eau naturels sur l'abondance du zooplancton dans les rivières situées en aval est bien connue, spécialement pour des systèmes hautement régulés comme le Nil (Saunders and Lewis, 1989). Dans les eaux courantes rapides, le zooplancton en dérive (crustacés et rotifères) est essentiellement d'origine allochtone : il provient de lacs, de plans d'eau situés dans le bassin versant de la rivière (Sandlund, 1982). Cependant, la multiplication des réservoirs a nettement obscurci les connaissances sur l'origine, les sources du zooplancton dans les rivières. Et cela d'autant plus que les études sur le zooplancton sont rarement menées sur différentes échelles spatiales : elles touchent un lac, ou un étang, ou une rivière ou un estuaire.... mais peu nombreuses sont celles qui incluent plusieurs types de milieux simultanément pour définir les « sources originelles du zooplancton ». Nous nous sommes donc intéressé aux travaux portant sur les relations entre :

- **deux hydrosystèmes différents** dans le cas d'un réservoir et d'une rivière (avec une certaine diversité concernant le type de réservoir et l'importance du cours d'eau). Les changements de densité du zooplancton dans les eaux courantes situées en aval de plans d'eau type barrage ont surtout attiré l'intérêt des scientifiques au début du siècle (Wolterek (1908), Chandler (1937), Beach (1960), Penaz *et al.* (1968), Eliott & Corlett (1972), Ward (1975), all *in* Zurek and Dumnicka, 1989).
- **trois hydrosystèmes** dans le cas d'un réservoir, d'une rivière, et d'un estuaire. Les travaux sont alors beaucoup plus rares (Ter Ovanessian, 1999).

Les études concernant les effets d'un réservoir sur les paramètres physicochimiques et biologiques des eaux qui en découlent ainsi que leur influence sur les populations de macroinvertébrés, ont pour la plupart été faites sur des cours d'eau ou rivières présentant une baisse de la faune benthique et planctonique due à des modification rapides du courant et à des stress liées à l'oxygène dissous (Ward, 1974). Les travaux de cet auteur sur les rivières prenant leur source dans les lacs ou les barrages de montagnes mettent en évidence une **baisse rapide du nombre d'individus zooplanctoniques au cours du transport en aval** (Tableau 7).

Tableau 7 : Evolution de l'abondance des populations zooplanctoniques dans la rivière de South Platte (Colorado) en fonction de la distance à la digue du barrage de Cheesman (Ward, 1974)

Distance à la digue	Abondance du zooplancton
Site 1 : 0,25 km	100 %
Site 2 : 2,4 km	55 %
Site 3 : 5 km	36 %
Site 4 : 8,5 km	17 %

D'autres données concernant la survie des organismes zooplanctoniques au cours du transport sont issus des travaux de Ejsmont-Karabin & Weglenska (*in* Hillbricht-Ilkowska,

1999). Dans le cas d'un lac « donneur » de petite taille et peu profond (24 ha, 2,8 m de profondeur moyenne), avec un débit instantané plutôt faible ($1m^3.s^{-1}$) **le devenir des rotifères et des crustacés se joue sur une distance inférieure à 1 km.** En comparaison avec des lacs plus grands ou des situations hydrauliques différentes, la **baisse d'abondance**, de la **diversité** et de la **fécondité des crustacés** est plus significative et apparaît plus précocement que pour les Rotifères. Sur une même distance, ces derniers arrivent à maintenir quasi inchangées leur diversité ainsi que la fécondité des espèces portant des œufs, avec cependant une baisse relative de l'abondance (mais moins fatale que pour les Crustacés). Ainsi, **les premières composantes du zooplancton à disparaître sont les grosses formes** : parmi les prédateurs, certains rotifères (ex : *Asplanchna priodonta*) et cladocères (ex : *Leptodora kindtii*), des herbivores de grande taille (ex : *Daphnidaea* et *Bosminidaea*) et des individus matures de *Diaptomidaea*. Ejsmont-Karabin & Weglenska *in* (Hillbricht-Ilkowska, 1999) remarquent que les Cladocères et les Calanoïdes sont plus rapidement affectés par l'augmentation du courant que les Cyclopoïdes. **Les stades immatures** des Crustacés, particulièrement les nauplii de Copépodes, ainsi **que les Rotifères de petite taille peuvent dériver sur une longue distance** (meilleure résistance au stress hydraulique). **Le transport du zooplancton originaire d'un lac se matérialise par une baisse significative de la taille moyenne des individus en allant vers l'aval.** Ward explique à ce sujet que les plus gros organismes (ratio surface/volume plus faible) couleraient plus facilement, ils seraient plus vite empêtrés (Ward, 1975).

Comme les résultats évoqués précédemment, différents graphiques représentant les changements de densité du zooplancton indiquent que les changements intéressants apparaissent très rapidement (sur une courte distance) après le barrage « source » (Armitage & Carper (1976) *in* (Zurek and Dumnicka, 1989)). Sandlund (1982) établit pour certaines espèces du zooplancton, classées en fonction de leur taille, un pourcentage de réduction au cours des premiers 100 mètres de dérive en aval de deux lacs (Tableau 8). Le premier lac : Myrkdalsvatn est oligotrophe avec un temps de rétention court (Sandlund, 1982). Le second lac : Oppheimsvatn est plus riche en nutriments (situé au milieu de terres agricoles) avec un temps de renouvellement plus long.

Tableau 8 : Pourcentage de réduction du zooplancton en dérive depuis 100 m en aval des lacs Myrkdalsvatn et Oppheimsvatn. Les valeurs sont des moyennes sur quatre échantillonnages différents et les nombre entre parenthèses donnent les limites de confiance à 95% (Sandlund, 1982)

Espèces	% de réduction dans le lac Myrkdalsvatn	% de réduction dans le lac Oppheimsvatn
Taille < 200 µm		
Keratella hiemalis	3,4(±4,9)	
Keratella cochlearis		4,2(±3,5)
Polyarthra spp.	9,7(±6,0)	
200 < Taille < 500 µm		
Kellicottia longispina	4,3(±3,5)	6,2(±4,1)
Cyclopoid nauplii	6,9(±9,2)	7,2(±3,8)
Taille > 500 µm		
Cyclops spp. (ad., cop IV, V)	7,0(±1,3)	7,3(±4,1)
Bosmina longispina	5,8(±3,5)	7,4(±5,1)
Ceriodaphnia quadrangula	9,0(±10,8)	
Daphnia longispina		9,4(±3,8)

Hillbricht-Ilkowska (1999) qui travaille sur les lacs fluviaux caractérisés de « donneurs de plancton » (originaire des lacs, le plancton est emporté en aval dans les ruisseaux ou rivières), explique que pendant ce voyage, les invertébrés planctoniques subissent une **mortalité sélective** due à l'augmentation de la **vitesse du courant** (et donc en fonction de leur résistance au stress hydraulique), à leur **longévité** par rapport à la distance parcourue, et à la **prédation** des poissons (Hillbricht-Ilkowska, 1999).

Les travaux menés sur le cours de la Marne, en aval du lac de Der-chantecoq (Ter Ovanessian, 1999) montrent que pendant la période de restitution, la Marne s'enrichit des apports du réservoir, dont certaines espèces zooplanctoniques. Lors du transport vers l'aval, **les facteurs biotiques et abiotiques influent de manière différente en fonction de la cible** : les grandes espèces disparaissent du fait d'une forte pression de prédation exercée par les poissons planctophages ; les espèces fragiles, plus petites et moins tolérantes subissent quant à elles les modifications des caractéristiques hydrauliques, et physico-chimiques du milieu. Certains taxons ubiquistes arrivent tout de même à se développer en période d'étiage : *K. cochlearis, P. vulgaris, Synchaeta spp.*

Pour Zurek et Dumnicka, l'élimination du zooplancton est principalement le fait de la **prédation par les communautés benthiques** (Zurek and Dumnicka, 1989). Pour un débit sortant faible (4 $m^3.s^{-1}$), sur une distance de 7 km en aval du réservoir, le benthos est capable d'éliminer 37.95 kg sur les 40.06 kg de poids sec de zooplancton arrivant dans la rivière pendant une journée. Les auteurs modélisent le procédé d'élimination du zooplancton grâce à une équation de type :

$$N = N_0 e^{-\lambda s}$$

N = nombre de zooplanctontes
S = aire du substrat
λ = constante d'élimination (varie en fonction des espèces de 0.0127 à 0.000226).

Les travaux menés sur la rivière Spree (Allemagne) où le plancton est originaire de lacs fluviaux, mettent également en évidence une baisse exponentielle de tous les taxons zooplanctoniques (Welker and Walz, 1998). L'activité de filtration de bivalves Unionidés expliquait alors une augmentation très importante du taux de mortalité au niveau de la transition lac-rivière.

Dans quasiment tous les travaux traitant du devenir du zooplancton dans une rivière après avoir quitté un plan d'eau, les auteurs soulignent **l'importance du débit** sur la survie des individus. Zurek et Dumnicka ont ainsi fait des investigations sur 7 km en aval d'un réservoir barrage dans la rivière Dunajec : ils ont ainsi pu déterminer l'impact du stress hydraulique sur les différents groupes zooplanctoniques en comparant leur survie quand le débit est plus ou moins important : 4, 180 et 240 $m^3.s^{-1}$. La distance sur laquelle le zooplancton exporté peut être trouvé dépend du débit sortant du réservoir (Tableau 9).

Tableau 9 : Données bibliographiques concernant la survie du zooplancton après exportation dans une rivière (Zurek and Dumnicka, 1989)

Auteur	Débit	Populations zooplanctoniques	Distance de survie
LITYNSKI (1917)	?	*Holopedium gibberum*	Une dizaine de mètres
ILLIES (1956)	0,4-0,8 $m^3.s^{-1}$	Zooplancton	0,2 km

UNIVERSITE DE METZ S.C.D.

WARD (1975)	3,43 $m^3.s^{-1}$	Rotifères	>8,5 km
ARMITAGE & CAPPER (1976)	3,87 $m^3.s^{-1}$	Zooplancton	6,5 km
ZUREK & DUMNICKA (1989)	faible	Zooplancton	>6,8 km

L'évolution des densités de zooplancton au cours du transport en rivière est le résultat de pertes individuelles dues aux différents facteurs cités précédemment mais également des apports liés à la survie et à la reproduction de certains groupes zooplanctoniques. La grande persistance de certains individus (*Keratella cochlearis*) peut être attribuée (en plus de leur petite taille) à la protection de leur exosquelette (Ward, 1975). De plus, dans les écosystèmes « rivières », la densité de population peut être maintenue grâce à une mode de reproduction rapide avec des temps de générations faibles (Stemberger and Gilbert, 1985).

Ainsi, des expérimentations en laboratoire sur *Synchaeta oblonga* ont mis en évidence un taux élevé d'accroissement de la population : ce potentiel ne peut-être interprété comme le résultat d'une adaptation à la vie dans des milieux où le temps de rétention est très faible, mais il peut permettre à l'espèce de survivre dans de tels environnements (Zoufal, 1990).

Dans ses études sur la microdérive, Sandlund apporte une vision nouvelle concernant les origines de la baisse des populations zooplanctoniques au cours de leur transport (Sandlund, 1982). Cette dernière ne doit pas être seulement considérée comme le résultat de la mort du zooplancton mais plutôt comme un simple arrêt de sa dérive. Une fois emporté dans la dérive, le zooplancton, comme le microbenthos, doit être considéré comme un ensemble de particules organiques passives, dans la mesure où leur habilité à nager dans un courant de rivière est négligeable. Les animaux zooplanctoniques continuent à dériver jusqu'à ce qu'ils soient :

- arrêtés par la végétation,
- emportés dans un bras mort,
- retenus au fond derrière des rochers,
- mangés par des prédateurs,
- ou physiquement endommagés par les eaux en mouvement ....(Sandlund, 1982).

Il décrit la végétation macrophytique de la rivière comme un élément primordial dans le transport du zooplancton : elle agit comme une « trappe à particules ». Dans la mesure où il s'agit d'un phénomène passif, la taille et la morphologie des animaux vont influencer les résultats. Ainsi, les animaux larges, ou les petits individus mais munis d'épines sont facilement retenus dans la végétation et disparaissent donc rapidement de la dérive. Ce n'est donc pas seulement la taille mais également la forme des individus zooplanctoniques qui vont influencer la distance de leur transport. Ward soulignait déjà cette conclusion en comparant la persistance des stades Nauplii, 5 fois plus importante que celle des Métanauplii : en plus de la taille plus grande, l'ajout d'appendices augmente les chances de s'empêtrer (dans les végétaux par exemple) (Ward, 1975).

D'autres paramètres moins généraux et plus spécifiques à notre site d'étude doivent être appréhendés. Par exemple, certaines espèces s'avèrent être très **sensibles à des teneurs en MES** élevées (Miquelis *et al.*, 1998), et en période de vidange l'étang exporte simultanément aux populations planctoniques des quantités importantes de matières. En 1990, Kirk and Gilbert (*in* Basu *et al.*, 2000) ont prouvé que les rotifères étaient moins affectés que

les autres groupes du zooplancton par des concentrations importantes en matières en suspension.

La Seille, quant à elle, présente une conductivité très importante, résultant de la résurgence de sources salées. Hors, la salinité est reconnue comme un facteur du milieu très perturbant (Ter Ovanessian, 1999). Les travaux portant sur le maintien des populations zooplanctoniques de rivière arrivant en zones estuariennes pourront nous éclairer sur l'influence de ces deux facteurs : turbidité et salinité. Le maintien de certaines espèces de zooplancton dans ces zones où le fonctionnement est complexe (apports périodiques d'eaux salées) tient, entre autres, à :

- un taux de reproduction suffisamment important pour contrer les pertes dues au courant (Ketchum, 1954, Gupta *et al.*, 1994 *all in* (Morgan *et al.*, 1997)).
- certaines réponses comportementales visant à migrer verticalement pour éviter les couches d'eaux salées ou latéralement vers des zones où le courant est plus faible (en bordure) (Cronin *et al.*, 1962 *in* (Morgan *et al.*, 1997)).

HOLST *et al.* ont étudié les populations de Rotifères dans l'estuaire de l'Elbe : en période de fort courant, mis à part pour *Synchaeta bicornis*, espèce typique des eaux saumâtres, l'abondance de tous les Rotifères d'eaux douces baisse très rapidement au cours du déplacement dans la rivière (Holst *et al.*, 1998). Les auteurs observent alors que le gradient de salinité ne peut à lui seul être responsable de cette chute car la densité des Rotifères s'amenuisait déjà avant que la conductivité ne commence à augmenter dans la rivière. Dans ces zones de forte turbidité, plusieurs conditions vont cumuler leurs effets et réduire les densités de Rotifères : la salinité, la faible concentration en chlorophylle a et la présence de petits agrégats contenant du matériel organique fin. En période de courant faible, certaines espèces de Rotifères sont capables de se maintenir et de se reproduire. Les populations sont dominées *par Keratella cochlearis* et *K. quadrata* en avril (espèces se nourrissant de détritus et d'organismes hétérotrophes), puis par *Brachionus calyciflorus*, *Synchaeta sp.* ,*Trichocerca pusilla* (se nourrissant d'algues planctoniques et de Flagellés) associés à *Asplanchna brightwelli, Asplanchna girodi* et quelques copépodes cyclopoïdes (prédateurs de ces derniers Rotifères).

Aux vues de ces différents travaux, l'abondance du zooplancton est donc susceptible de varier le long de la rivière Seille. Les études menées sur une échelle spatiale réduite laissent présager une baisse de la biomasse zooplanctonique vers l'aval, mais certains travaux, plus rares, parlent également d'une augmentation au long du cours d'eau (Basu and Pick, 1997, Pace *et al.*, 1992).

Pour terminer, nous pourrons nous interroger sur la contribution du zooplancton de l'étang de Lindre à une plus grande échelle : des études couvrant de longues distances ont montré l'augmentation de l'abondance du plancton avec le flux descendant (Basu, 1997), (Greenberg, 1964, Talling and Rzoska, 1967 *all in* (Basu *et al.*, 2000)). Viroux décrit les populations zooplanctoniques de la Moselle comme fortement influencées (entre autres par la salinité) par les apports de la Seille (Viroux, 1997).

II.5 Le transport des populations phytoplanctoniques dans la Seille

Le phytoplancton apporté à la Seille au niveau de l'étang de Lindre représente-t-il un apport durable pour la rivière ? Ce potentiel biologique varie-t-il au cours du cycle de gestion de l'étang ?

Pour répondre à la première question, il faut tout d'abord connaître l'hydroécologie des espèces phytoplanctoniques en rivières. Cette biomasse phytoplanctonique est composée de deux types de populations.

- **Le potamoplancton** est le véritable plancton de rivière. Il comprend des espèces capables de se multiplier dans le courant (Reynolds and Descy, 1996), que l'on trouve dans les rivières de plaine (3ème ordre au minimum) à travers le monde (Reynolds, 2000). Un potamoplancton bien développé indique donc que l'eau est présente dans la rivière depuis un temps suffisamment long pour permettre une croissance exponentielle de la biomasse algale. Donc seules des rivières longues et lentes sont susceptibles de porter un vrai potamoplancton (Reynolds, 2000). Le nombre de genres pour le phytoplancton comme pour le zooplancton est réduit : ce sont des espèces capables de maintenir une vitesse de croissance rapide, eurythermes, suivant une stratégie de sélection de type « r » (Diatomées, petites algues vertes, certaines Cryptophycées et Cyanobactéries (Wehr and Descy, 1998)).

- **Le phytoplancton limnétique,** quant à lui, **provient d'inoculas** (Wehr and Descy, 1998). Il représente une plus grande diversité de genres puisqu'il est issu de « puits » à plancton c'est-à-dire d'hydrosystèmes de tailles variables où le courant est suffisamment faible et le temps de rétention suffisamment long pour permettre le développement de communautés phytoplanctoniques. Il contribue, à court terme, au plancton des rivières : il y est exporté au cours des crues, des vidanges...mais il n'est pas « natif » de la rivière (Chrysophycées, Dinoflagellés, Euglenophycées...).

Au final, les rivières de plaine (3ème ordre et plus) ne comportent en fait que peu de genres limnétiques, même dans le cas où elles sont influencées par des lacs ou des réservoirs intermédiaires (Reynolds and Descy, 1996).

Qu'en est-il de la Seille qui prend sa source dans un plan d'eau : en référence à la liste des taxons communs d'algues planctoniques trouvés dans les larges rivières (Reynolds and Descy, 1996), il nous sera possible de déterminer, parmi les taxons répertoriés dans la Seille, lesquels vont persister et influencer son fonctionnement et donc ensuite, celui de la Moselle.

Pour répondre à la seconde question, il faudra tenir compte séparément des deux phases typiques de la gestion piscicole correspondant à des débits exportés très différents : la phase de production piscicole, et la phase de vidange. En effet, au sein des rivières, la biomasse phytoplanctonique, comme la biomasse zooplanctonique sont corrélées au débit. Cette corrélation est négative pour les rivières (Wehr and Descy, 1998, Thorp *et al.*, 1994, Pace *et al.*, 1992), et positive pour les petits cours d'eau (Wehr and Descy, 1998). Quand le courant est faible et montre peu de variations, la croissance des algues est corrélée positivement à la teneur en nutriments de la rivière (Basu and Pick, 1996, Basu *et al.*, 2000). Grâce à ces informations, Everbecq *et al.* proposent un modèle capable de simuler le potamoplancton en rivière de la source jusqu'à l'embouchure (Everbecq *et al.*, 2001). Le modèle « potamon » intègre différentes variables comme le débit, la morphologie de la rivière, la température de l'eau, la lumière disponible, les apports de nutriments et la catégorie de phytoplancton (physiologie, mortalité, sensibilité au broutage).

Le cas particulier des Cyanobactéries

Depuis des siècles, les rivières représentent une ressource en eau potable, en poissons, et une source pour l'irrigation des terres agricoles. De nos jours, l'aménagement de ces rivières (comme la construction d'un étang barrage écrêteur de crues et fournissant du poisson) nécessite à la fois la prise en compte des besoins humains mais également au respect de l'environnement, même si jusqu'à maintenant les principes écologiques ont joué un rôle mineur sur la prise de décision (Edwards, 1995 *in* (Wehr and Descy, 1998)). Les eaux retenues dans l'étang de Lindre permettent le développement de différentes communautés biologiques de type lacustre en utilisant les apports en nutriments provenant du bassin versant. Le rôle positif de lagune tenu par l'étang ne doit pas faire oublier la présence massive de Cyanobactéries exportées hors du Lindre : ceci doit-il être une source d'inquiétude quant à la qualité biologique, physico-chimique de la Seille, voir de la Moselle en aval ?

En général, l'approche « Cyanobactéries en rivière » a été jusqu'à maintenant occultée : cette absence de travaux découle de l'idée préconçue selon laquelle on ne trouve pas de Cyanobactéries en rivière. Au cours de ses travaux sur le potamoplancton de la Severn, Reynolds remarque pourtant la présence d'une algue sensible au courant, avec une vitesse de renouvellement faible au sein de cette rivière (Reynolds, 2000). Ainsi, *Planktothrix agardhii* peut persister, voire se développer dans des cours d'eau de troisième ordre (ou plus), à condition d'y trouver (ponctuellement) des sites relativement isolés hydrologiquement (zones plus calmes). Dans la Moselle, les conditions particulières de l'été 1976 (débit<10$m^3.s^{-1}$) ont également permis un développement monospécifique de fleurs d'eau à *Microcystis aeruginosa* Kütz. Les canaux représentant par ailleurs une source potentielle d'ensemencement.

II.6 Le devenir et l'impact du zooplancton

Les données concernant l'impact de la vidange d'un plan d'eau sur une rivière sont rares. Il existe toutefois quelques approches d'hydrologie appliquée qui visent essentiellement à préserver les rivières en aval d'un barrage (Merle *et al.*, 1994). L'impact est évalué de manière globale : devenir des différentes souches de poissons (suivi des frayères), IBG, dépôt de vase... ; deux points sont qualifiés de déterminants dans une vidange, à savoir les sédiments entraînés pendant la vidange et la récupération des poissons. Banas a évalué la masse de sédiments emportée en aval au cours de la vidange annuelle de l'étang (Banas *et al.*, 1998, Banas *et al.*, 2001). Mais l'impact sur les populations en aval n'a pas été évalué. Nous pouvons cependant estimer l'impact potentiel de la partie biologique vivante de la matière exportée en considérant les relations zooplancton-phytoplancton dans la rivière, mais également calculer et prédire la biomasse planctonique qui va se dégrader dans la Seille. Car, comme dans les milieux stagnants, la matière organique disponible favorise le développement d'organismes hétérotrophes.

De manière indirecte, dans les endroits de la rivière les plus turbides (à cause des sédiments), la production de phytoplancton peut être limitée par l'éclairement (Basu *et al.*, 2000). Des travaux effectués sur une rivière à faible débit (rivière Rideau, Canada) ont montré que le phytoplancton en rivière est également lié à la biomasse zooplanctonique et inversement (Basu and Pick, 1997). Le broutage par le microzooplancton peut réguler les populations de bactéries et de nanophytoplancton (Gallegos, 1989). D'ailleurs, Le modèle POTAMON de simulation du potamoplancton en rivière (Everbecq *et al.*, 2001) prend en compte son action. Deux catégories de zooplanctontes sont définies : *Brachionus*-like et *Keratella*-like. Elles diffèrent par la vitesse de filtration, le niveau de concentration de nourriture en-dessous duquel le taux d'ingestion est limité, et le type de croissance. Pour

visualiser l'impact du zooplancton exporté dans la Marne, Akopian met en place différentes guildes (groupes zooplanctoniques utilisant des ressources similaires) (Ter Ovanessian, 1999). La place de chaque groupe fonctionnel dans l'écosystème rivière est alors déterminée.

III Site d'étude et méthodologie

III.1 Le réseau global de prélèvements

Le remplissage de l'étang de Lindre nécessite des apports en eau très importants. Outre le ruissellement épars, trois affluents principaux alimentent l'étang de Lindre. Ils drainent la majeure partie des eaux du bassin versant. Ces trois branches ne connaissent pas les mêmes conditions d'écoulement (Figure 29).

Le sous-bassin versant de la branche Sud (ruisseau de Zébourg) est pratiquement dépourvu d'étangs piscicoles. Le secteur ou il rejoint le Lindre appelé **LE1** fait partie du réseau d'échantillonnage.

A l'inverse, la branche Nord-est (ruisseau du Speck) comporte 3 étangs barrages disposés en série : d'amont en aval, les étangs de Rorbach, de Lansquenet et de Zommange (point **LE3** de la campagne d'échantillonnage).

La branche intermédiaire (Gros Ruisseau) comporte 3 étangs indépendants sur le plan hydraulique, un dans l'affluent principal et 2 dans le réseau secondaire (point **LE2** de la campagne d'échantillonnage).

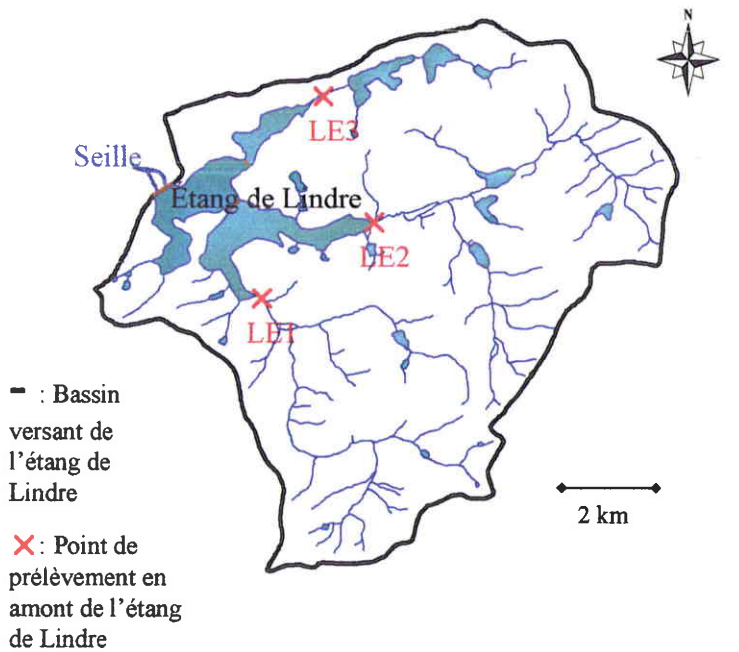


Figure 29 : Bassin versant de l'étang de Lindre et points de prélèvements du réseau amont du Lindre

Ces trois cours d'eau drainent plus de 70 % du bassin versant d'alimentation de l'étang.

Tableau 10 : Surface du bassin versant des points de mesure situés en amont de l'Etang de Lindre (Campagne 1998)

Cours d'eau	Points	Surface de bassin versant partiel en km²	Surface de bassin versant total en km²	En % du bassin versant d'alimentation
Ruisseau de	LE1	2.4	30	29
Zébourg	LE1A	10.1		
Dont	LE1B	17.5		
Ruisseau le Gros	LE2	15.8	33	32
Dont	LE2B	17.1		
Ruisseau le Speck	LE3	10.3	10.3	10

La restitution de l'eau du Lindre (Figure 2) dans l'affluent récepteur se fait au niveau de l'exutoire situé sur la commune de Lindre-Basse avec un débit réservé de 80 $L.s^{-1}$ (Hirtz, 1984). L'eau est évacuée par surverse au niveau du déversoir (point d'échantillonnage **LS4** à 20 m en aval de ce dernier) lorsque les précipitations sont suffisantes, ou par les ouvrages de vidange durant la période de pêche. En dehors de ces périodes, la totalité de l'eau restituée à la Seille transite par les bassins d'élevage et les fossés de la pisciculture situés à l'aval de la digue (point d'échantillonnage **LS5** : origine du ruisseau en aval de la pêcherie). Ces enclos sont alimentés par deux vannes de fond. Les ruisseaux du déversoir (LS4) et de la pêcherie (LS5) convergent à environ 700m en aval de la digue pour former une rivière unique : la Seille (point d'échantillonnage **SE1** au niveau de la convergence).

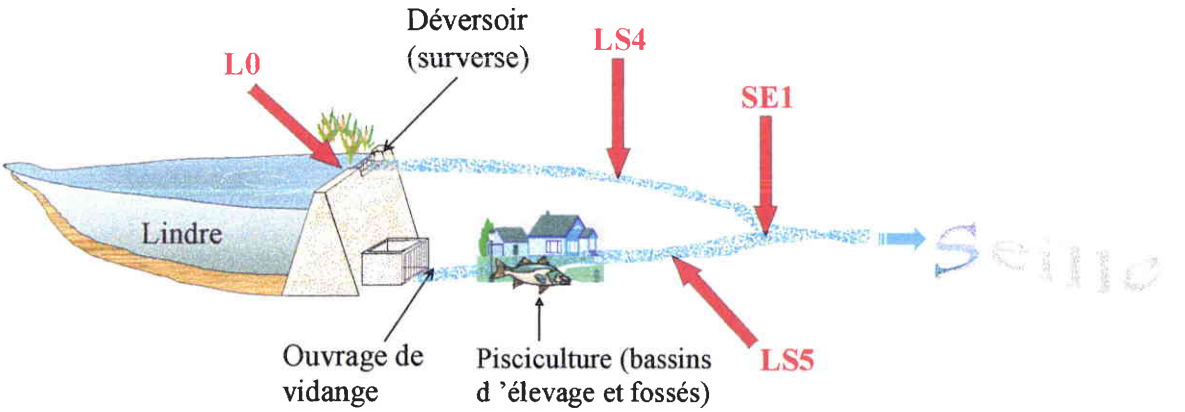


Figure 30 : Schéma du réseau de prélèvements situé juste en aval du Lindre

Cette dernière va alors traverser différents sites et village : Dieuze (**SE2**, en aval de Dieuze, point de prélèvement à Mulcey), Vic-sur-Seille et Marsal (**SE3**, en aval de Marsal, point de prélèvement à Chambrey)... La Seille a une longueur totale de 118 kilomètres : les points de prélèvements SE1 à SE3 se situent donc dans la partie la plus en amont, là où la profondeur est très faible (0,5 m) (données Agence de l'Eau Rhin-Meuse). Son bassin versant a une superficie de 1291 km² : tout au long de son parcours, la Seille est rejointe par de multiples affluents venant modifier ses qualités physico-chimiques. De plus, elle est soumise à des apports géologiques d'eau salée : la présence de marnes irisées du Keuper (formation salifère) en Lorraine est à l'origine de deux groupes de mares salées. Le premier se situe en bordure de Seille contre la route de Dieuze. Il engendre de timides émergences salées entre Dieuze et Mulcey (SE2). Le deuxième qui est plus important se situe dans la région de Marsal, Vic-sur-Seille : entre Mulcey (SE2) et Chambrey (SE3) (Figure3).

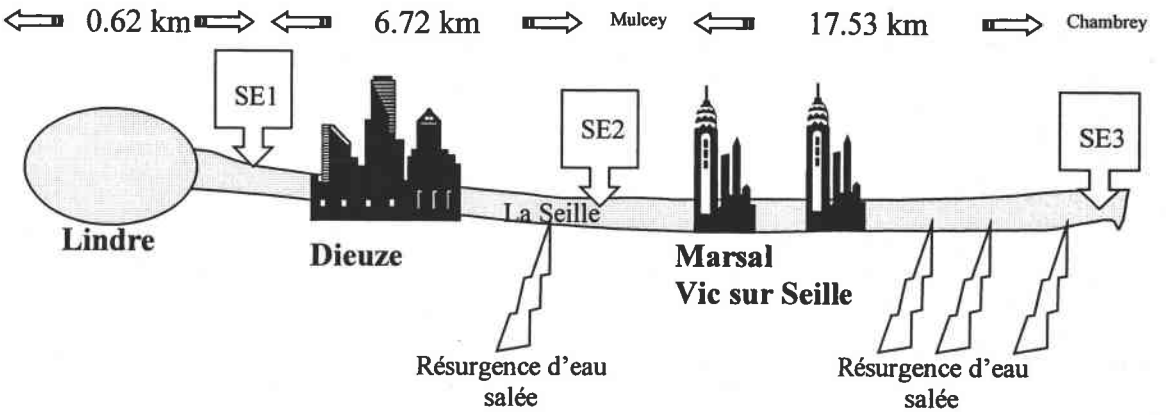


Figure 31 : Schéma récapitulatif des points de prélèvements situés en aval du Lindre dans la Seille

Dans notre étude du transport du plancton hors des étangs, nous avons donc mis en place un réseau global de prélèvements qui comporte au total 9 points : en amont, dans, et en aval du Lindre (Tableau 11).

Tableau 11 : Description et codification hydraulique des points de prélèvements du réseau aval au Lindre

Code de prélèvement	Description	Points kilométriques
LE1	Ruisseau de Zébourg	
LE2	Gros ruisseau	
LE3	Ruisseau du Speck	
L0	Etang de Lindre_ amont digue	876.2
LS4	Aval surverse	
LS5	Aval pisciculture_Lindre Basse	876.32
SE1	Amont Dieuze_Haut les Vignes	876.82
SE2	Mulcey_Blanche Eglise	883.54
SE3	Chambrey	901.07

III.2 Le trajet amont-aval du zooplancton : des ruisseaux du bassin versant de l'étang de Lindre à la Seille

L'étang de Lindre (630 ha) et son bassin versant (103 km²) se situe en amont du cours d'eau de la Seille. Il joue donc un rôle important sur l'hydrologie de cet affluent. La nature argileuse du substratum du bassin versant de Lindre explique la présence de nombreux étangs de petite taille (occupent 9 % de la superficie totale du bassin versant) et la forte densité du réseau hydrographique à l'origine des eaux qui vont le remplir après la vidange, ou maintenir son niveau en période de production piscicole.

Dans ce système, les transferts d'eau sont nombreux et d'intensités variables.
Ils sont imposés :

- **par l'homme**. La ou les vidanges d'un étang (ouverture de vannes), les périodes d'assec, le remplissage du plan d'eau (fermeture des vannes) vont agir sur l'accumulation ou le déplacement des masses d'eau

- **par le climat.** L'intensité des précipitations influence directement l'écoulement de l'eau au sein du bassin versant

Ils sont de différentes natures :

cas n°1 (Figure 32) : transfert d'un ou de plusieurs cours d'eau connectés ou non, de tailles variables, vers un plan d'eau. C'est le cas du système permettant le remplissage des petits étangs satellites situés en tête de bassins ou de la cornée Est en amont du Lindre.

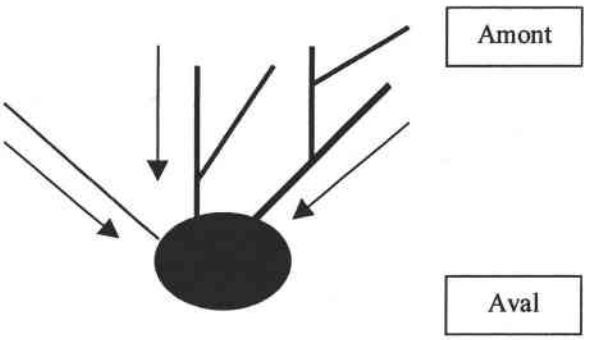


Figure 32 : Schéma hydraulique de type 1

cas n°2 (Figure 33) : transfert d'un plan d'eau vers un système courant. Il s'agit dans notre étude de l'eau exportée par l'étang de Lindre dans la Seille.

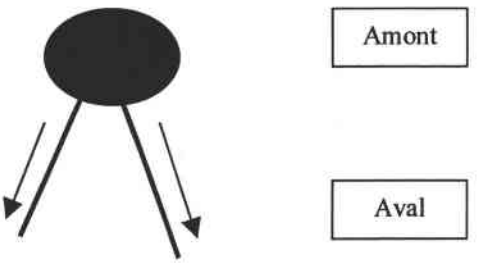


Figure 33 : Schéma hydraulique de type 2

cas n°3 (Figure 34) : transfert d'un plan d'eau vers un autre plan d'eau. Ce système n'apparaît que dans le cas où les étangs ne sont pas en dérivation par rapport au cours d'eau qui les alimente. Ils peuvent alors former des chaînages : une sorte de cascade au sein de laquelle l'eau de la vidange d'un étang amont va se déverser dans l'étang situé juste en aval. Le ruisseau qui les relie est alors de très courte distance (quelques dizaine de mètres), c'est un outil de transport vers un milieu récepteur de type lacustre. Ce système peut s'observer tout au long de la branche Nord–Est de l'étang de Lindre.

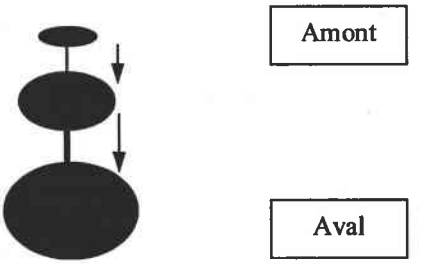


Figure 34 : Schéma hydraulique de type 3

Pour notre étude, outre le cycle annuel du zooplancton au sein de l'étang de Lindre, nous avons suivi les espèces et les biomasses zooplanctoniques importées dans l'étang (cas n°1), exportées par ce dernier dans la Seille (cas n°2) sur un cycle annuel. En effet, rares sont les étangs à usage piscicole de cette taille. Si ses caractéristiques morphologiques le rapproche d'une structure de type barrage, jouant ainsi le rôle d'écrêteur de crues, son fonctionnement interne lui confère certainement d'autres caractéristiques vis à vis de la transformation de la matière.

De plus, le suivi du matériel zooplanctonique exporté lors de la vidange automnale d'un étang de plus petite taille (Rorbach, 10 ha) nous renseignera sur le potentiel d'un plan d'eau en tant que source de matériel biologique, voire en tant qu'élément perturbateur pour le système récepteur.

III.2.1 Biomasse et espèces zooplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre, impact sur l'affluent récepteur (la Seille)

III.2.1.1 Date et localisation des prélèvements

Cette étude a eu lieu au court de l'année 2000.

Dans le suivi des populations planctoniques en rivière, le pas d'échantillonnage varie fortement selon les auteurs (Lair *et al.*, 1998): échantillonnages mensuels (Vranovsky, 1978, Vranovsky, 1995, Vranovsky, 1997), bimensuels (Vansteveninck *et al.*, 1992) et inférieur à la semaine (Dolan and Gallegos, 1991). Nous avons ainsi adopté une fréquence mensuelle de janvier à mai, puis bimensuelle à partir de juin : cela nous permettant d'observer un maximum de résultats inhérents au cycle planctonique et à la modification de la gestion hydraulique du système.

Le réseau amont (LE1, LE2, LE3) de prélèvements commence début juin 2000 (une surveillance antérieure n'a pas permis de mettre en évidence une densité zooplanctonique significative) et le réseau aval (L0, LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) début janvier 2000. Au niveau du déversoir (LS4), à certaines dates, l'absence d'écoulement (niveau du Lindre trop bas) empêche le prélèvement (Tableau 12).

Tableau 12 : Résumé de la campagne d'échantillonnage liée à l'importation et à l'exportation du matériel zooplanctonique au cours de l'année 2000 (les cases colorées correspondent à une date de prélèvement)

	LE1	LE2	LE3	LO	LS4	LS5	SE1	SE2	SE3
18/01/2000									
17/02/2000									
15/03/2000									
12/04/2000									
17/05/2000									
06/06/2000									
03/07/2000									
19/07/2000									
08/08/2000									
26/08/2000									
06/09/2000	Problème de conservation								
21/09/2000									
10/10/2000									
26/10/2000									
07/11/2000									
30/11/2000									
18/12/2000									

III.2.1.2 Méthode de prélèvements

Afin de pouvoir comparer les résultats, il est indispensable de toujours utiliser la même méthode, sur chaque station et prélèvement. La profondeur de l'eau très faible dans les ruisseaux approvisionnant le Lindre et à la surverse (quelques dizaines de centimètres) ne permet pas l'utilisation du filet à plancton ni de la pompe. Au niveau des points situés en aval de l'étang, c'est l'accessibilité de la station qui pose problème : la prise d'eau doit se faire depuis un pont situé de quelques mètres (SE1) à plusieurs dizaines de mètres au dessus de l'eau (SE3) : la longueur de manche de la bouteille Van Dorn est alors insuffisante. La méthode la plus simple et adaptée à une telle diversité de cas est l'utilisation d'un seau fixé à une corde et qui pourra ainsi être lancés depuis un pont ou bien directement les pieds dans le ruisseau si ce dernier est accessible. Quelque soit le devenir du prélèvement, il provient de la zone centrale du ruisseau ou de la rivière, si possible hors des herbiers, loin des berges, plutôt en surface pour éviter les mésocosmes et zones d'accumulation de la matière (seul le **matériel biologique en dérive** nous intéresse).

Pour le zooplancton, un volume minimum de 4 litres est ainsi prélevé et filtré à travers un tamis de maille 20µm. Le refus est ensuite récupéré et formolé à 10% avec du formaldéhyde à 37%. L'échantillon sera déterminé ultérieurement au laboratoire.

Pour la chimie de l'eau, des mesures *in situ* ainsi que des prélèvements d'eau brute sont effectués à tous les points du réseau sauf en SE2 et SE3 quand les dates de terrains coïncident avec celles de passage du réseau national du bassin (données agence de l'eau).

III.2.1.3 Paramètres suivis

Les résultats concernant les populations zooplanctoniques sont exprimés en densité (ind.l^{-1})et en biomasse (g matière sèche.l^{-1}). La détermination se fait jusqu'à l'espèce quand cela est possible.

Certains paramètres physico-chimiques sont déterminés *in situ* : oxygène dissous, pH, température de l'eau et conductivité à 25°C. D'autres mesures sont effectuées au laboratoire dans un délai n'excédant pas 48 heures :

- Eléments de minéralisation : Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, TA, TAC.
- Charges organiques particulaires : DBO5, DCO, MEST, MVS.
- Eléments nutritifs : NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, azote kjeldahl, orthophosphates, P total.
- Teneurs en pigments chlorophylliens : Chlorophylle a, Phéopigments.

Dans les cours d'eau, les valeurs de débits correspondent soit à des mesures effectuées lors du réseau national du bassin (SE2 et SE3), soit au suivi engagé par le CEGUM*.

III.2.2 Espèces zooplanctoniques exportées par l'étang de Rorbach, devenir et impact dans le milieu récepteur (l'étang de Lansquenet)

Cette étude a eu lieu en 2000 au cours de la vidange automnale de l'étang de Rorbach. Les populations zooplanctoniques exportées lors de la vidange de cet étang mais également celles présentes dans l'étang de Lansquenet (plan d'eau qui reçoit ses eaux de vidange) ainsi que certains paramètres physico-chimiques sont suivis depuis le jour d'ouverture des vannes de Rorbach jusqu'à leur fermeture. On recherche toute(s) espèce (s) susceptible (s) de servir de traceur :

- du déplacement des masses d'eau. La ou les espèces sont présentes dans les eaux de Rorbach et absentes de Lansquenet
- du devenir du zooplancton dans un plan d'eau dont les caractéristiques sont différentes de son milieu originel.

Dans le milieu récepteur, l'étude est prolongée de quelques jours après la fin de la vidange. Le suivi n'a pas pu être prolongé dans la mesure où l'étang de Lansquenet devait être à son tour vidangé.

III.2.2.1 Date et localisation des prélèvements

Pour l'échantillonnage, le pas de temps varie de 1 à 5 jours pendant et après la vidange (Tableau 13). La vidange est amorcée le mercredi 13 septembre. Elle est momentanément stoppée le samedi 16 et le dimanche 17. Elle reprend le lundi 18. L'étang est entièrement vidé le 20 septembre au matin : la pêche peut alors commencer.

Tableau 13 : Campagnes de prélèvements en aval de Rorbach et dans Lansquenet, pendant et après la vidange de Rorbach

	13/9/00	15/9/00	16/9/00	19/9/00	20/9/00	25/9/00
Vidange de Rorbach	■	■	■	■		
Zooplancton à la sortie de Rorbach	■	■	■	■		
Zooplancton dans Lansquenet	■	■	■	■	■	■
Physico-chimie de l'eau à la sortie de Rorbach	■	■	■	■		
Physico-chimie de l'eau dans Lansquenet	■	■	■	■	■	■
Zooplancton dans Lansquenet						■

Les premiers prélèvements dans l'étang de Lansquenet sont effectués quelques minutes avant l'ouverture des vannes de Rorbach pour avoir des échantillons témoins (t = 0). Ils se poursuivent tout au long de la vidange (t = 2 jours, t = 2,5 jours, t = 5,5 jours) et au delà

* CEGUM : centre d'études géographiques de l'université de Metz, île du Saulcy, 57000 Metz

(t = 7 jours, t= 12 jours). Ils ont lieu dans la partie amont de l'étang (au niveau de l'arrivée d'eau en provenance de Rorbach), au milieu et en aval (au niveau de la digue) de Lansquenet (Figure 35, points 2, 3 et 4).

Les populations zooplanctoniques exportées hors de Rorbach sont prélevées dès les premiers instants de la vidange puis au bout de 2 jours, 2,5 jours et le dernier jour de la vidange (t = 5,5 jours). Les échantillons proviennent de la pêcherie située juste en aval de la digue. Les eaux de vidanges parcourent ensuite quelques dizaines de mètres avant d'aboutir dans Lansquenet.

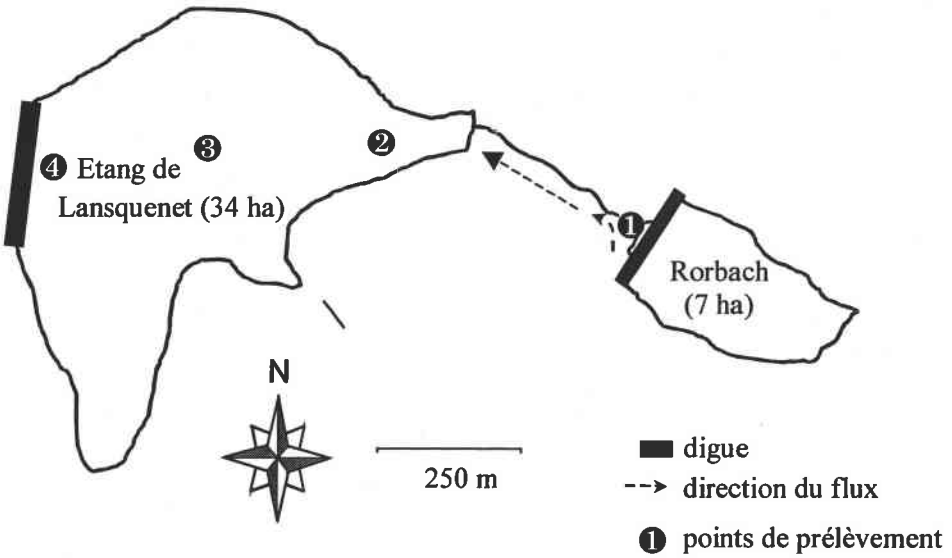


Figure 35 : Schéma récapitulatif du suivi de la vidange de l'étang de Rorbach

III.2.2.2 Méthode de prélèvements

Les populations zooplanctoniques sont concentrées et prélevées dans toute la colonne d'eau grâce à l'utilisation d'une pompe de cale (51 litres.mn^{-1})montée sur un tasseau de bois (cf. 2ème schéma de pompe utilisée, chapitre 2). Dans l'étang, chaque station subit un pompage de 3 fois 30 secondes (en surface, au milieu et au fond). La pêcherie, peu profonde est pompée pendant 90 secondes.

Dans l'étang de Lansquenet, aux points amont, milieu et aval, des mesures *in situ* ainsi que des prélèvements d'eau brute sont effectués : les échantillons sont prélevés à l'aide de la bouteille Van Dorn en surface et à une profondeur de 1 mètre pour estimer différents paramètres physico-chimiques.

III.2.2.3 Paramètres suivis

Les résultats concernant les populations zooplanctoniques sont exprimés en densité (individus.l^{-1})et la détermination se fait jusqu'à l'espèce quand cela est possible.

Certains paramètres physico-chimiques sont déterminés *in situ* : oxygène dissous, pH, température de l'eau et conductivité à 25°C. D'autres mesures sont effectuées au laboratoire mélangeant les prélèvements de surface et de moins 1 mètre, dans un délai n'excédant pas 48 heures :

- Eléments nutritifs : NH4+, NO2-, NO3-, azote kjeldahl, orthophosphates, P total.
- Charges organiques particulaires : MEST, MVS.

- Teneurs en pigments chlorophylliens : Chlorophylle a, Phéopigments.

III.3 Le phytoplancton en amont et en aval de l'étang : des ruisseaux du bassin versant à la Seille

L'étude du compartiment phytoplanctonique s'insère également dans nos travaux de recherche visant à quantifier les flux de matière biologique entrant et sortant des étangs et à évaluer l'impact du système Lindre, chapelet d'étangs à vocation piscicole et touristique sur la Seille. Trois approches successives et découlant l'une de l'autre ont été engagées.

III.3.1 Les biomasses phytoplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre

III.3.1.1 Les flux de phytoplancton entrant et sortant du Lindre

Les résultats des teneurs en pigments chlorophylliens et des autres paramètres physico-chimiques, proviennent de la même campagne d'échantillonnage que le réseau d'étude du zooplancton (cf. Biomasse et espèces zooplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre, impact sur l'affluent récepteur (la Seille). Le réseau amont (LE1, LE2, LE3) et le réseau aval (L0, LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) de prélèvements commence en janvier 2000. Au niveau du déversoir (LS4), à certaines dates, l'absence d'écoulement (niveau du Lindre trop bas) empêche le prélèvement.

III.3.1.2 Les populations phytoplanctoniques (espèces et densités) exportées dans la Seille

Depuis 1997, les successions temporelles du phytoplancton sont observées en aval du Lindre : ces populations pour la plupart d'origine lacustre vont être transportées dans la Seille, au même titre que le zooplancton. Ce prélèvement unique, répété au fil des saisons et des années représente à la fois : un indicateur du fonctionnement interne de l'étang « source », c'est à dire le Lindre et un estimateur de la biomasse phytoplanctonique apportée dans la Seille. Ces successions d'espèces et la quantité de matière qu'elles représentent dans l'affluent récepteur sont-elles plutôt soumises à des facteurs internes au plan d'eau ou à des facteurs physiques, hydrauliques liés à sa gestion ? De plus, parmi toutes les espèces exportées, lesquelles possèdent les caractéristiques nécessaires à la survie en eau courante ? Quelle biomasse représente la part destinée à être dégradée dans la Seille ?

III.3.1.2.1 Date et localisation des prélèvements

De 1997 à 2000, une seule station est échantillonnée sur la rivière, au niveau de la confluence du ruisseau du déversoir et de la pêcherie (**SE1**). La fréquence de récolte est généralement mensuelle, parfois bimensuelle (Tableau 14).

Tableau 14 : Campagnes d'échantillonnage du phytoplancton en SE1

Seille SE1	1997	1998	1999	2000
Janvier	-	21/01	20/01	18/01
Février	-	18/02	17/02	17/02
Mars	-	18/03	18/03	15/03
Avril	17/04	27/04	14/04	12/04
Mai	14/05	18/05	11/05	17/05
Juin	18/06	18/06	16/06	06/06
Juillet	17/07	22/07	19/07	03/07 19/07-
Août	11/08	13/08	16/08	08/08 26/08
Septembre	04/09 22/09	10/09 14/09	09/09 22/09	21/9
Octobre	2/10 20/10	06/10 20/10	05/10 21/10	10/10 26/10
Novembre	06/11 20/11	09/11 29/11	08/11 25/11	7/11 30/11
Décembre	02/12	09/12 22/12		18/12

III.3.1.2.2 Méthode de prélèvements

Comme pour le zooplancton, l'échantillon d'un litre est pris directement en subsurface, dans une zone bien brassée et homogène du cours d'eau. Le matériel phytoplanctonique n'est pas concentré pour éviter qu'il soit abîmé ou sous-estimé (pertes liées à la filtration). Après conservation *in situ* avec 12% de formol en volume, les échantillons sont confiés au bureau d'étude Bi-Eau pour la détermination des espèces.

Parallèlement, pour les points LS4, LS5 (les deux ruisseaux à l'origine de la confluence) de 1997 à 2000 et le point SE1 en 2000, des mesures *in situ* sont effectuées pour déterminer la qualité physico-chimique de l'eau, ainsi que des mesures de débit (CEGUM). Des échantillons d'eau brute prélevés aux points LS4, LS5 et SE1 sont destinés à être analysés au laboratoire.

III.3.1.2.3 Paramètres suivis

Les analyses algales effectuées par Bi-Eau sont de natures qualitatives et quantitatives :

- qualitatives, avec identification des principaux genres, voire des espèces dominantes, réalisée au microscope droit (Olympus CH2 ou BX50) ; la détermination des diatomées (pour quelques échantillons seulement) se fait par grillage et montage en résine Naphrax

- quantitatives, pour les dénombrements, à l'aide de chambres de décantation pour microscope inversé (Olympus CK2), selon la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958). Une saisie des résultats de comptages sur une macro Excel propre à Bi-Eau permet le calcul du nombre de cellules/litre, en fonction de facteurs de conversion (propres à chaque taxon de la Seille) applicables aux algues pluricellulaires.

Les résultats sont exprimés :

- en nombre d'algues par litre (chaque algue unicellulaire ou pluricellulaire est considérée comme un individu) ;

- en nombre de cellules par litre (un facteur multiplicatif est appliqué aux algues pluricellulaires).

Cette double expression permet de mieux différencier les peuplements fortement marqués par des organismes de grande taille (le plus souvent coloniaux ou filamenteux).

Aux trois stations : LS4, LS5, SE1, les paramètres déterminés *in situ* sont : l'oxygène dissous, le pH, la température de l'eau et la conductivité à 25°C. D'autres mesures sont effectuées au laboratoire, mais, mise à part l'année 2000, elles ne concernent pas SE1 (juste LS4 et LS5) :

- Eléments de minéralisation : Cl^-, $SO4^{2-}$, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, TA, TAC
- Charges organiques particulaires : DBO5, DCO, MEST, MVS
- Eléments nutritifs : $NH4^+$, $NO2^-$, $NO3^-$, azote kjeldahl, orthophosphates, P total
- Teneurs en pigments chlorophylliens : Chlorophylle a, Phéopigments

Dans les cours d'eau en aval du Lindre, les valeurs de débits ($m^3.s^{-1}$) sont obtenues grâce au suivi engagé par le CEGUM.

III.3.2 Les Cyanobactéries dans le système Lindre

Le suivi des algues entre 1997 et 2000 (Tableau 14) permet une approche générale des Cyanobactéries exportées par l'étang de Lindre. En 2000, les travaux ont également été menés à une plus grande échelle spatiale (en amont, dans et en aval du Lindre).. En effet, les Cyanobactéries ayant été détectées en masse à l'aval du Lindre, des informations sont nécessaires pour mieux connaître les conditions qui précèdent leur apparition, et les risques potentiels que représente la prolifération établie en étang ou transportée dans l'affluent récepteur. Les travaux sont menés :

- dans les principales arrivées d'eau qui alimentent l'étang pour rechercher l'incidence potentielle des apports du bassin versant,
- dans le plan d'eau (étang) afin d'évaluer l'ampleur des proliférations cyanobactériennes dans celui-ci,

- dans le milieu récepteur, la Seille, pour connaître le devenir des Cyanobactéries exportées dans les eaux courantes.

III.3.2.1 Date et localisation des prélèvements

L'objectif était de réaliser un échantillonnage ponctuel mensuel pendant l'hiver et le printemps et bimensuel pendant l'été et l'automne (période à risque) pour chaque station. Le calendrier des prélèvements coïncide avec celui du suivi des populations zooplanctoniques importées et exportées par le Lindre (Tableau 12). Les 9 stations choisies sont également les mêmes que pour le suivi des populations zooplanctoniques (Figure 36). Le réseau comporte trois points aux entrées du Lindre(LE1, LE2, LE3), un point dans le Lindre (L0 : point témoin), deux points à la sortie de l'étang (LS4 : surverse et LS5 : alimentation de la pisciculture) et trois points sur la Seille (SE1, SE2, SE3). Les deux dernières stations en aval (SE2, SE3) sont également étudiées par le RNB (Réseau national du Bassin), elles sont appelées respectivement : 81000 et 81500

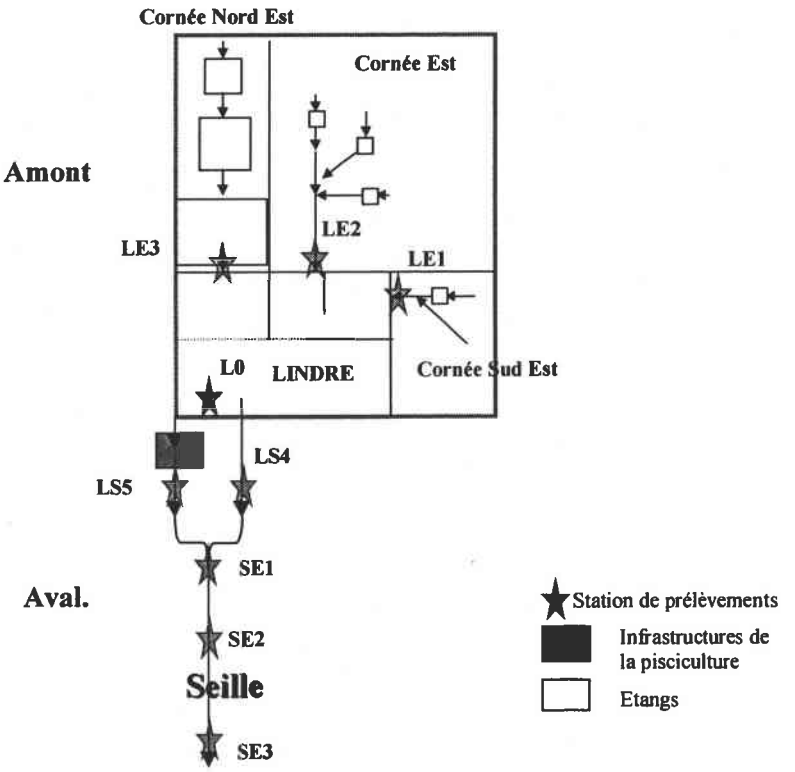


Figure 36 : Schéma récapitulatif de l'ensemble du réseau de prélèvements dans l'étude des Cyanobactéries. La figure représente une vue aérienne simplifiée du système étudié.

III.3.2.2 Méthode de prélèvements

Neuf échantillons d'eau brute d'un volume d'un litre sont prélevés en subsurface, dans une zone bien brassée et homogène du cours d'eau. directement ou à l'aide d'un seau et d'une corde. Les échantillons sont ensuite fixés à 5% avec du formaldéhyde 37%.

Pour la chimie de l'eau, en plus des mesures *in situ*, des prélèvements d'eau brute sont effectués à tous les points du réseau (directement ou à l'aide d'un seau et d'une corde) sauf en

SE2 et SE3 quand les dates de terrain coïncident avec le passage du réseau national du bassin (données agence de l'eau).

III.3.2.3 Paramètres suivis

Comme pour le suivi des populations phytoplanctoniques en SE1, le réseau « Cyanobactéries » va permettre de fournir des informations de différentes natures :

- qualitatives, avec identification des principaux genres, voire des espèces de Cyanobactéries quand la qualité de l'échantillon formolé le permet.

- quantitatives, avec un dénombrement des différents taxons et du nombre moyen de cellules par taxon (applicable aux taxons dominants présentant une forme pluricellulaire).

Les résultats des Cyanobactéries en amont, dans et en aval du Lindre sont exprimés :

- en nombre de taxons par litre (chaque Cyanobactérie unicellulaire ou pluricellulaire est considérée comme un individu)

- en nombre de cellules par litre pour un taxon particulier (un facteur multiplicatif est appliqué aux algues pluricellulaires).

Cette double expression permet de mieux évaluer l'impact de la biomasse exportée.

Les paramètres physico-chimiques (déterminés *in situ* ou au laboratoire) et hydrauliques sont identiques à ceux recueillis pour l'étude des populations zooplanctoniques en amont et en aval du Lindre.

IV Résultats et discussion

IV.1 Physico-chimie et hydrologie des stations du réseau « zooplancton » et « Cyanobactéries »

IV.1.1 Hydrologie du système

Le calcul et les mesures de débit pour l'ensemble du réseau de prélèvement sont disponibles en annexe. Au cours de notre étude, les volume d'eau entrant dans l'étang de Lindre sont très variables(Figure 37). Les apports significatifs en LE3 (hors fuites) sont limités à deux périodes : les crues (février, mars) et la vidange de l'étang de Zommange (septembre-octobre), et ne dépassent pas 0.5 $m^3.s^{-1}$ car l'aménagement d'étang barrage modifie nettement les conditions d'écoulement de l'eau. Pour LE2, dont le bassin versant (33 km^2) est quasiment aussi vaste que celui de LE1 (30km^2), les crues de la fin de l'hiver prennent une ampleur plus importante (jusqu'à 1,5 $m^3.s^{-1}$ pour LE2 et environ 1 $m^3.s^{-1}$ pour LE1). Ensuite, les débits deviennent plus importants à partir de septembre et jusqu'à la fin de l'année.

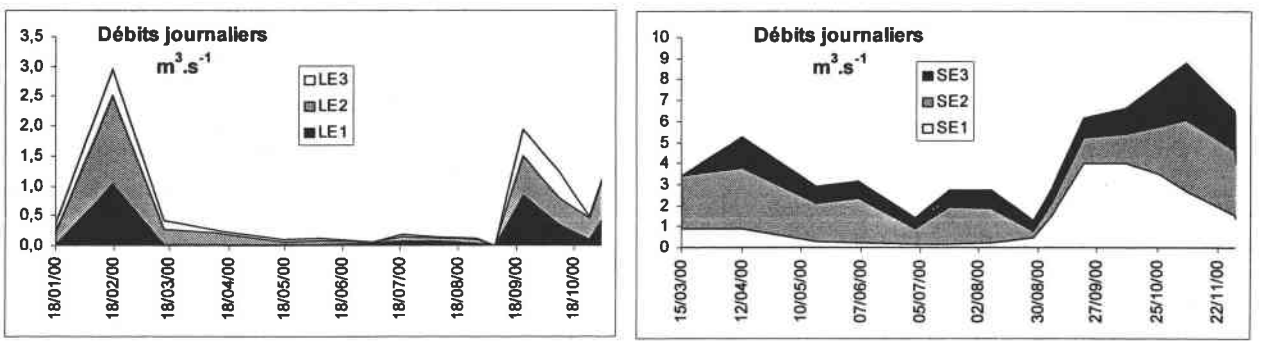


Figure 37 : Evolution temporelle des débits journaliers aux entrées (les aires des débits sont représentées de manière cumulée) et en aval du Lindre.

Le rythme de la vidange, du remplissage et de la période de production du Lindre modifie le régime de la Seille notamment dans la partie amont de son bassin-versant : ces modifications sont encore nettement visibles en SE3 (Figure 37). La présence de l'étang va limiter la période d'étiage de la Seille : elle intervient plus tôt car l'eau est retenue en amont et le mois d'octobre correspondant au début du lâcher est déjà en hautes-eaux. Au début de la vidange, le débit de la Seille peut être multiplié par 10 en quelques jours.

IV.1.2 Les paramètres physiques et chimiques

Au cours de l'année 2000, les principaux paramètres physico-chimiques ont été suivis au niveau des 9 stations du réseau de prélèvement du zooplancton (et des Cyanobactéries).

L'évolution saisonnière et spatiale de **la température** (Figure 38) est un paramètre déterminant dans le fonctionnement des milieux aquatiques stagnants ou courants.

L'amplitude thermique de l'eau est élevée (presque 30 °C) ce qui va favoriser les successions saisonnières du plancton. Les eaux en hiver sont bien froides (autour de 5°C), le réchauffement s'amorce au mois de mars, les maxima s'observent de mai à août et le refroidissement devient assez brutal à partir de septembre. Jusqu'au mois de mars, toutes les stations sont homogènes pour ce paramètre (Figure 38). Ensuite, un écart de plus en plus prononcé apparaît, jusqu'à observer + 6 °C de différence à la station LS4 par rapport à la station LE1 à la fin du mois de mai. Ces différences de températures sur l'ensemble des points du réseau sont marquées de mai à octobre. Ensuite, l'ensemble redevient très homogène. Le Lindre joue donc le rôle d'un « réacteur thermique » capable, en été, de restituer à son affluent récepteur une eau plus chaude de quelques degrés par rapport aux ruisseaux qui l'alimentent.

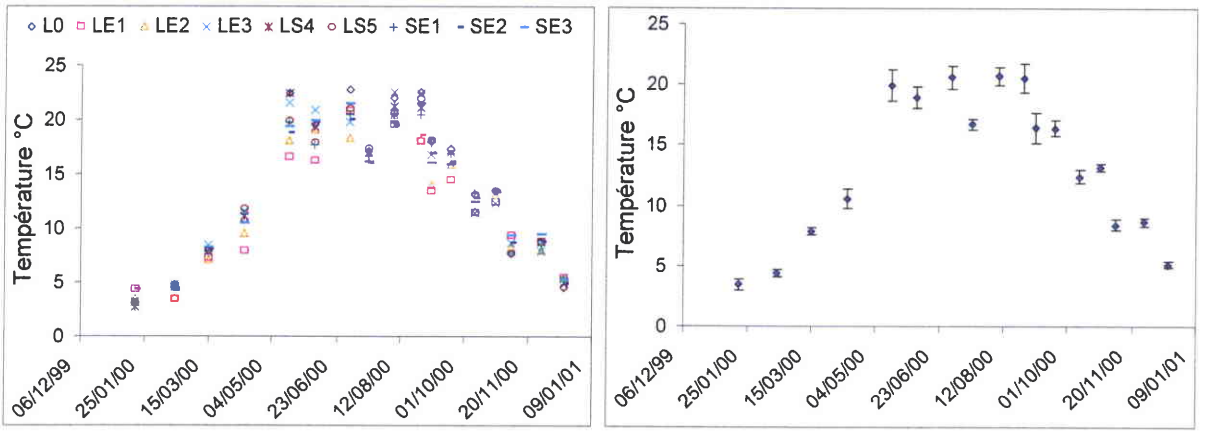


Figure 38 : Evolution temporelle de la température de l'eau pour les 9 stations de prélèvements du réseau "zooplancton" et de la température moyenne (l'intervalle de confiance est représenté par un trait vertical noir).

Les écarts de **conductivité** entre les stations sont très marqués entre mars et septembre(Figure 39). Les eaux d'alimentation du Lindre qui proviennent du bassin versant doivent leur forte minéralisation au substrat. Elles sont enrichies en ions sodium, potassium, magnésium, chlorures mais ce sont surtout les sulfates et les ions calcium, du fait de la présence de gypse, qui vont déterminer la conductivité (Figure 40). Dans la Seille, la conductivité croissante d'amont en aval, relative aux résurgences d'eau salée est majoritairement due aux ions chlorures et sodium.

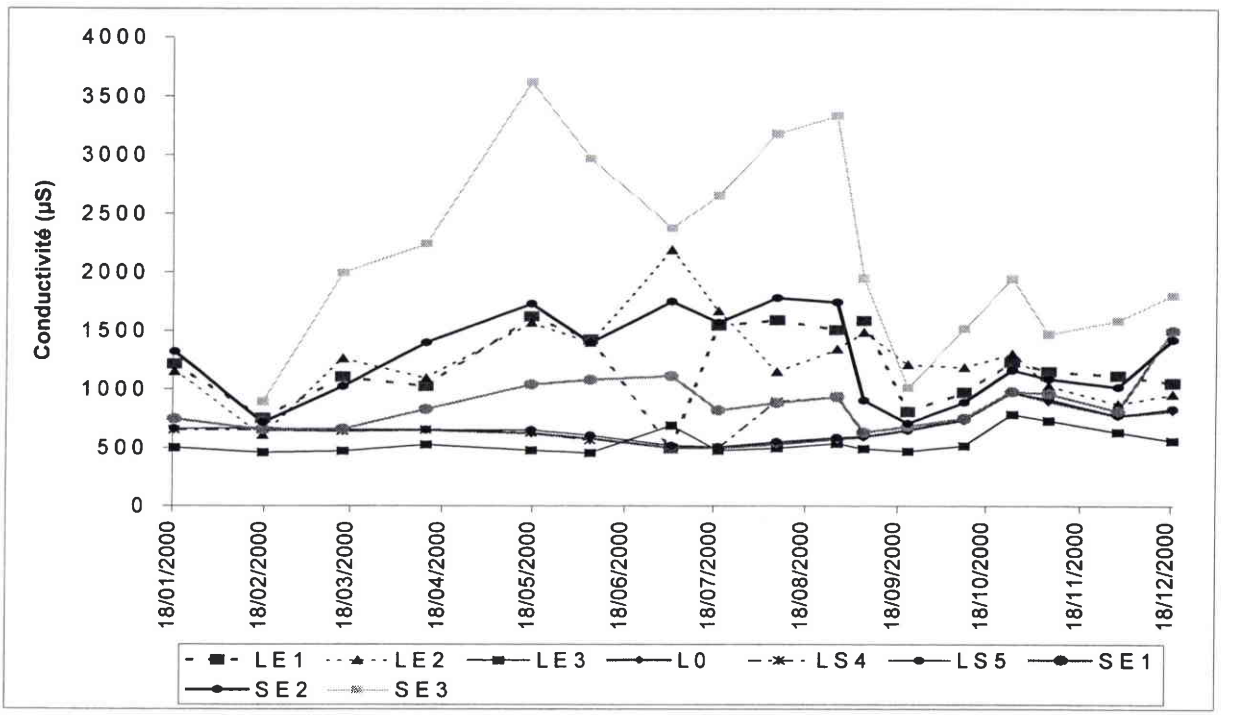


Figure 39 : Evolution temporelle et spatiale de la conductivité pour les 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton"

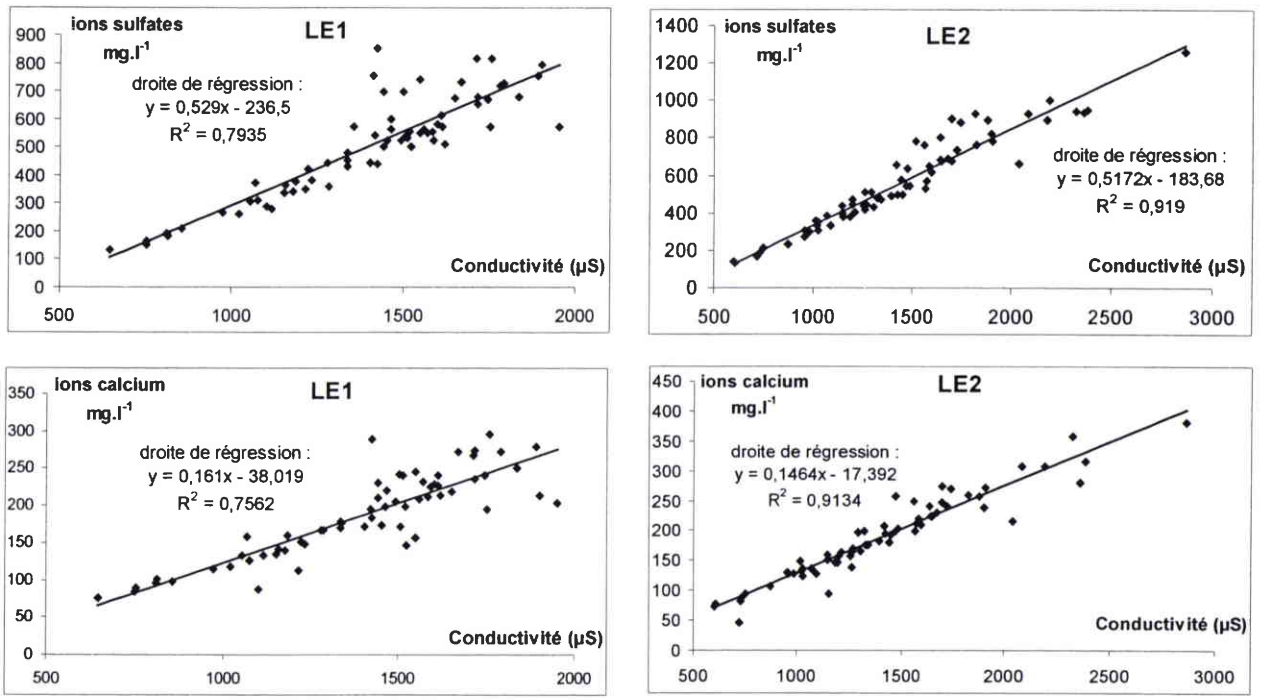


Figure 40 : Régressions linéaires entre les concentrations des ions sulfates, calcium et de la conductivité pour les stations LE1 et LE2

L'évolution saisonnière et spatiale du **pH** (Figure 41) suit le même scénario que pour la température : de janvier à avril, les stations sont relativement homogènes, avec un pH compris autour de 8. A partir du mois de mai et jusqu'en novembre, les écarts de pH sont très marqués entre les différentes stations. Les stations liées aux étangs : L0, LE3, LS5, LS4 et

SE1 peuvent atteindre en plein été un pH compris entre 9 et 10 (donc potentiellement toxique pour la faune piscicole par intéraction avec le NH_3 non ionisé et la température), à mettre en relation avec l'activité photosynthétique, notamment pendant les périodes de proliférations algales. Dans les stations de type cours d'eau : LE1, LE2, SE2 et SE3, grâce au phénomène de dilution dans la Seille ou à l'absence de sources phytoplanctoniques importantes en amont, le pH reste toute l'année proche de 8. Seul LE1 subit une modification ponctuelle (relative à certains apports de son bassin versant ...) qui cause une augmentation de pH début juillet. Les étangs de pisciculture (dans notre cas, le Lindre et Zommange) sont des sources estivales d'ions alcalins, et seront les premiers à en subir les effets. Le pH engendré dans le milieu récepteur se rétablit rapidement grâce à d'autres apports en eau.

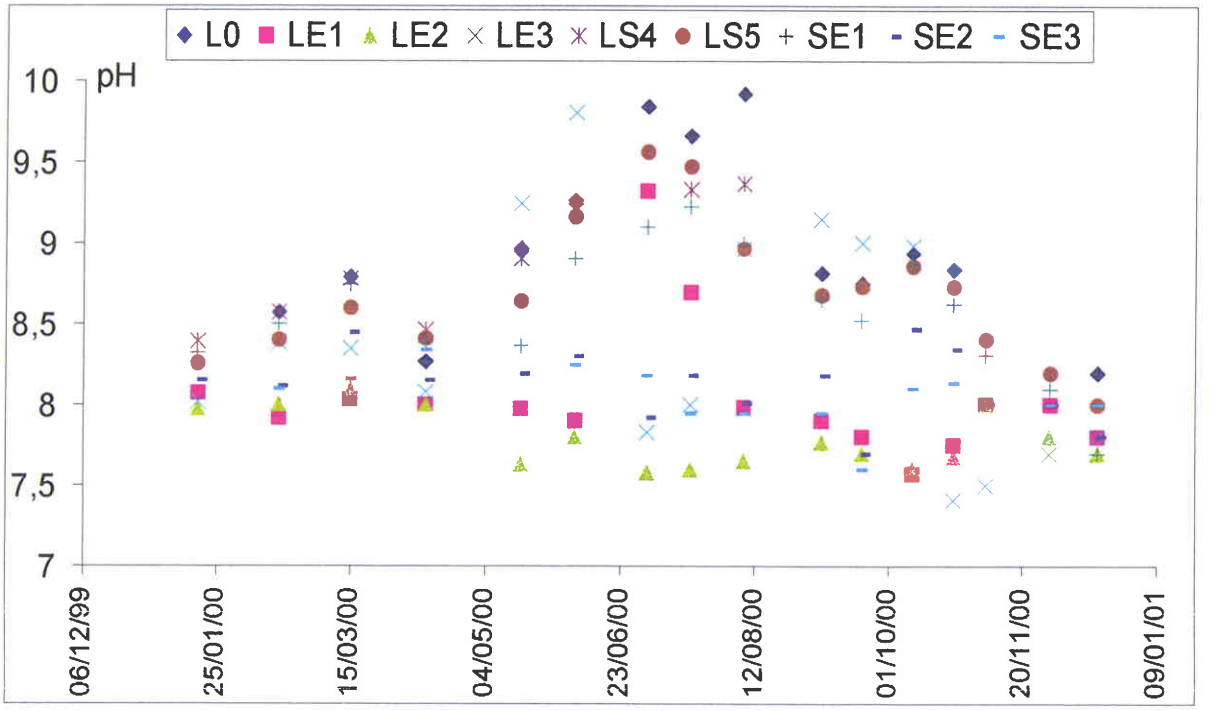


Figure 41 : Evolution temporelle et spatiale du pH pour l'ensemble des 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton"

Les taux de **matières en suspension** totales peuvent atteindre des valeurs très importantes en différents points du réseau de prélèvements (Figure 42) :

- dans les ruisseaux drainant le bassin versant, à partir du mois d'avril, quand les débits en eau sont faibles car les apports des champs drainés ou des plans d'eau en amont peuvent conduire à des concentrations supérieures à 100 mg/L (LE1, LE3),
- dans les ruisseaux qui reçoivent les eaux d'étangs : en période de vidange automnale, les concentrations élevées en MES d'origine lacustre, associées à un large débit, entraînent des quantités très importantes de matières exportées (LE3, LS4, LS5)
- dans l'étang, au cours d'une phase critique de la gestion piscicole : en fin de vidange, la pêche au filet remet en suspension une grande quantité de sédiments (Banas, 2001) et la concentration en MEST peut alors atteindre 300 mg/l...

Les étangs stockent de la matière puis en exportent une partie pendant la vidange, mais, du plus, ils transforment les matières en suspension faiblement organiques originaires des ruisseaux en des matières en suspension riches en éléments organiques (beaucoup de plancton) comme le montre le graphique des teneurs en matières volatilisables dans les eaux en entrée et en sortie du Lindre (Figure 42).

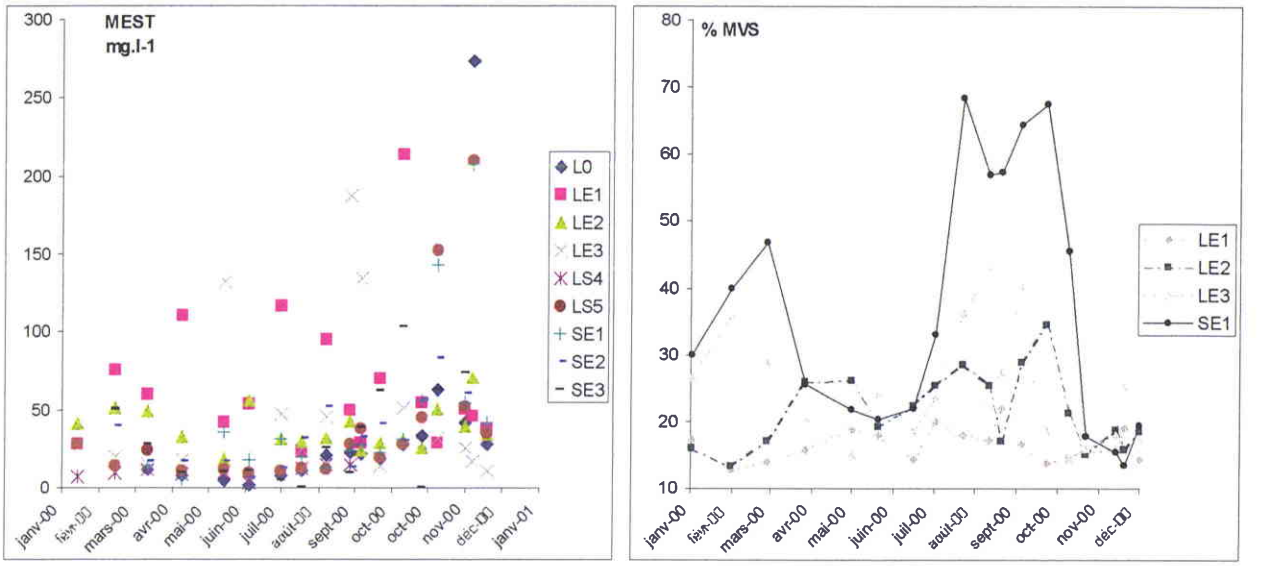


Figure 42 : Evolution temporelle et spatiale des concentrations en matières en suspension totales (pour les 9 points du réseau) et du pourcentage en matière volatiles (pour les trois entrées et la principale sortie de l'étang de Lindre)

IV.1.3 Les paramètres liés à la biologie

Les matières biodégradables, contenues dans les matières en suspension totales, sont largement présentes dans le système (Figure 43). Le principal pic, en septembre, peut être corrélé avec l'exportation des algues en prolifération dans le Lindre. L'augmentation de ces matières se répercute même en aval de l'étang, mais avec une moindre intensité : une partie des algues doit être rapidement recyclée ou diluée dans la Seille. Le second pic important, en novembre, ne correspond pas à la présence des algues : pendant les pêches, beaucoup de matières organiques présentes dans le sédiment sont remises en suspension et exportées dans la Seille. On détecte leur présence en SE2 mais la DBO5 chute et est quasiment nulle en SE3 (les matières sont également rapidement diluées ou recyclées).

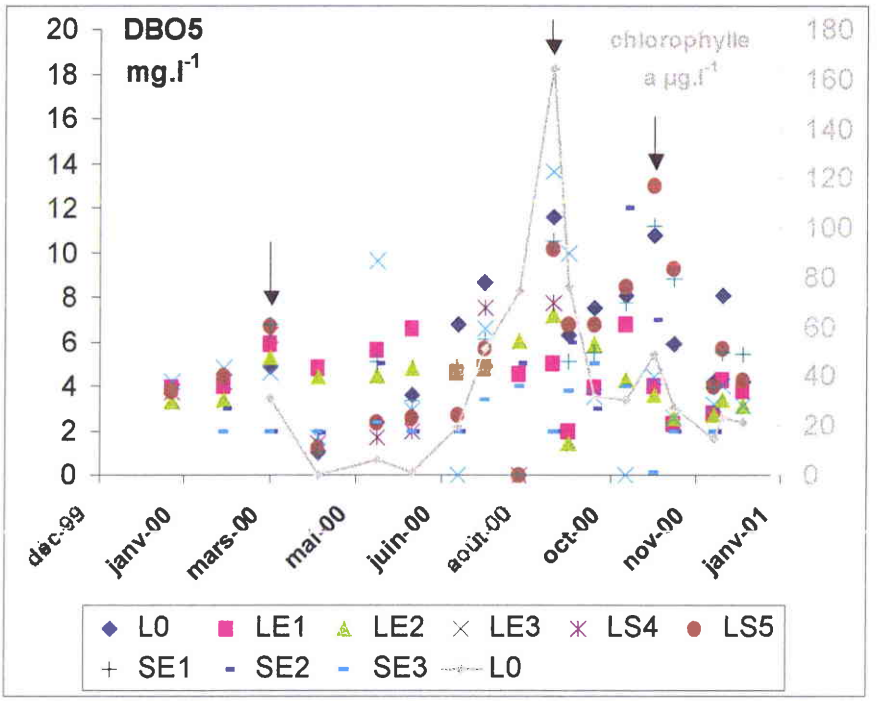


Figure 43 : Evolution temporelle et spatiale de la DBO5 (pour les 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton" et de la concentration en chlorophylle a dans l'étang de Lindre (L0)

IV.1.4 Les nutriments

IV.1.4.1 Ammonium (Figure 44)

Considérant les 3 cornées du Lindre, seule la branche intermédiaire (LE2), dont les sources sont de diverses origines (petits étangs, et ruisseaux), montre une concentration relativement constante dans le temps : autour de 0.2 mg $N.l^{-1}$. Les concentrations dans la branche LE1 sont très importantes de la fin de l'hiver à la fin du printemps (jusqu'à 0.7 mg $N.l^{-1}$) : cela caractérise un réseau de ruisseaux qui lessivent certains sols agricoles en période de fortes précipitations. La branche LE3 est quant à elle soumise à son origine de type « plan d'eau », l'étang de Zommange joue son rôle de lagune : l'azote ammoniacal est retenu jusqu'au mois de juin. Puis les concentrations dans l'eau exportée en été et pendant la vidange peuvent être très importantes (>1mg $N.l^{-1}$).

Dans l'étang de Lindre, on observe une première augmentation des concentrations en ammonium au printemps : ceci peut être lié à l'excrétion azotée du zooplancton. Mais les valeurs observées restent nettement plus faible que dans les branches amont : 2.5 mg $N.l^{-1}$. Comme pour l'étang en amont de LE3, le Lindre va restituer de l'ammoniaque en été (minéralisation de l'azote organique au cours de la dégradation des macrophytes) et pendant la vidange (matière organique des sédiments remise en suspension soumise à la digestion animale et à l'attaque bactérienne). Les concentrations observées ne dépassent pas 0.6 mg $N.l^{-1}$.

Les apports du Lindre à la Seille sont nettement visibles en été (0.6 mg $N.l^{-1}$ dans SE1 au mois d'août) et pendant la vidange (0.5 mg $N.l^{-1}$ dans SE1 début novembre). Le reste de l'année, les concentrations en ammonium dans la partie amont de la Seille sont plus faibles (<0.25 mg $N.l^{-1}$, soit nettement moins que les concentrations observées à l'entrée de l'étang).

Les taux importants d'ammonium décelés en SE2 au mois de mai ne peuvent pas provenir directement du Lindre (d'autres ruisseaux drainent le bassin versant de la Seille), mais peuvent résulter de la dégradation de la matière organique exportée. Les pics observés en SE1 et SE2, qu'ils soient ou non originaire du Lindre, sont lissés au niveau de la station SE3, sur toute l'année (forte activité de nitrification de l'ammonium en nitrates et phénomène de dilution important dans la Seille).

Les moyennes annuelles des stations Seille (0,24 pour SE1, 0,30 pour SE2 et 0,14 pour SE3) sont nettement inférieures à la moyenne globale mesurée sur l'ensemble de la Seille entre 1987 et 1989 (Gigleux, 1992) : 0,69 mg $N.l^{-1}$.

IV.1.4.2 Nitrates (Figure 44)

Les nitrates représentant la part essentielle de l'azote inorganique dans les stations de type cours d'eau (LE1, LE2, SE2 et SE3). Les concentrations observées sont alors importantes et liées aux apports du bassin versant (activité agricole) : >4 mg $N.l^{-1}$en LE1, >1 mg $N.l^{-1}$ en LE2, et des pics de 15 à 25 mg $N.l^{-1}$ en SE2 et SE3.

Dans le Lindre et juste en aval, on observe des valeurs hivernales fortes (1 mg $N.l^{-1}$) puis une diminution de celles-ci à partir du printemps (le minimum est observé en juillet avec des valeurs proches de zéro) : les nitrates sont alors utilisés par le phytoplancton.

L'étang a donc piégé une grosse partie de l'azote sous forme de nitrates : la restitution en hiver engendre dans la partie amont de la Seille des concentrations toutefois nettement plus faibles que celles observées aux entrées de l'étang. L'azote utilisé par les algues dans l'étang sera pourtant restitué en aval sous une forme organique. La Seille, à partir du mois de mai, montre une forte activité de dégradation de cette matière, comme le prouve les concentrations en nitrates très élevées en SE2 et SE3.

Entre 1985 et 1989, la valeur maximale de nitrates obtenue par Gigleux (1992) sur la Seille (sur le même secteur), était beaucoup plus faible (9,71 mg $N.l^{-1}$) que celles observées en SE2 et SE3. La teneur moyenne qui était alors de 2,14 mg $N.l^{-1}$ évoluait en augmentant régulièrement de l'amont vers l'aval. En 2000, les teneurs moyennes en nitrates pour les deux dernières stations de la Seille amont sont bien supérieures avec respectivement 5,6 et 9 mg $N.l^{-1}$ pour SE2 et SE3. Les nitrates peuvent provenir soit des rejets agricoles et urbains ou soit de l'oxydation de l'ammonium provenant de la dégradation de la matière organique se décomposant dans la Seille (par exemple le zooplancton).

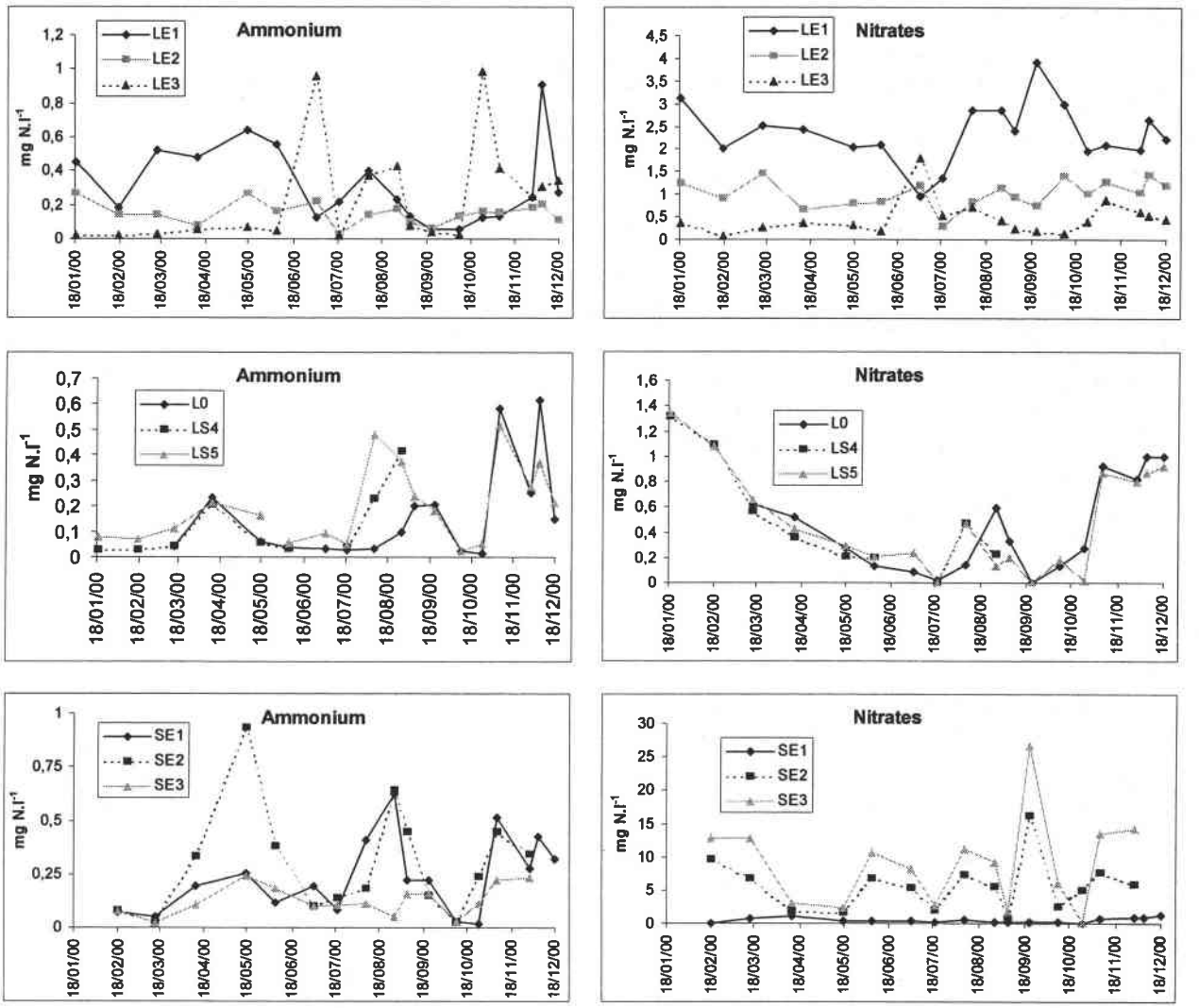


Figure 44 : Evolution temporelle de l'azote sous forme d'ions ammonium et nitrates aux différents points de prélèvements du réseau "zooplancton"

IV.1.4.3 Nitrites (Figure 45)

Cette forme fugace de l'azote minéral est très peu présente dans le système étudié. L'évolution saisonnière se caractérise toutefois par des concentrations plus importantes en été (en relation avec des teneurs en oxygène faibles : le cycle de dégradation de la matière est alors incomplet).

Par contre, dans la Seille, des concentrations très élevées sont régulièrement observées : plus de 1 mg $N.l^{-1}$ en SE2 à la fin du mois d'août, et autour de 0.5 mg $N.l^{-1}$ en SE3 début juin. Entre 1987 et 1989, le maximum observé par Gigleux (1992) était de 170 µg $N.l^{-1}$. Les apports anthropiques liés à la présence massive de terres agricoles entre Dieuze et Chambrey s'ajoutent au phénomène de dépérissement des populations de zooplancton et de phytoplancton au cours du transport dans la Seille, et sont autant de sources de pollution potentielles.

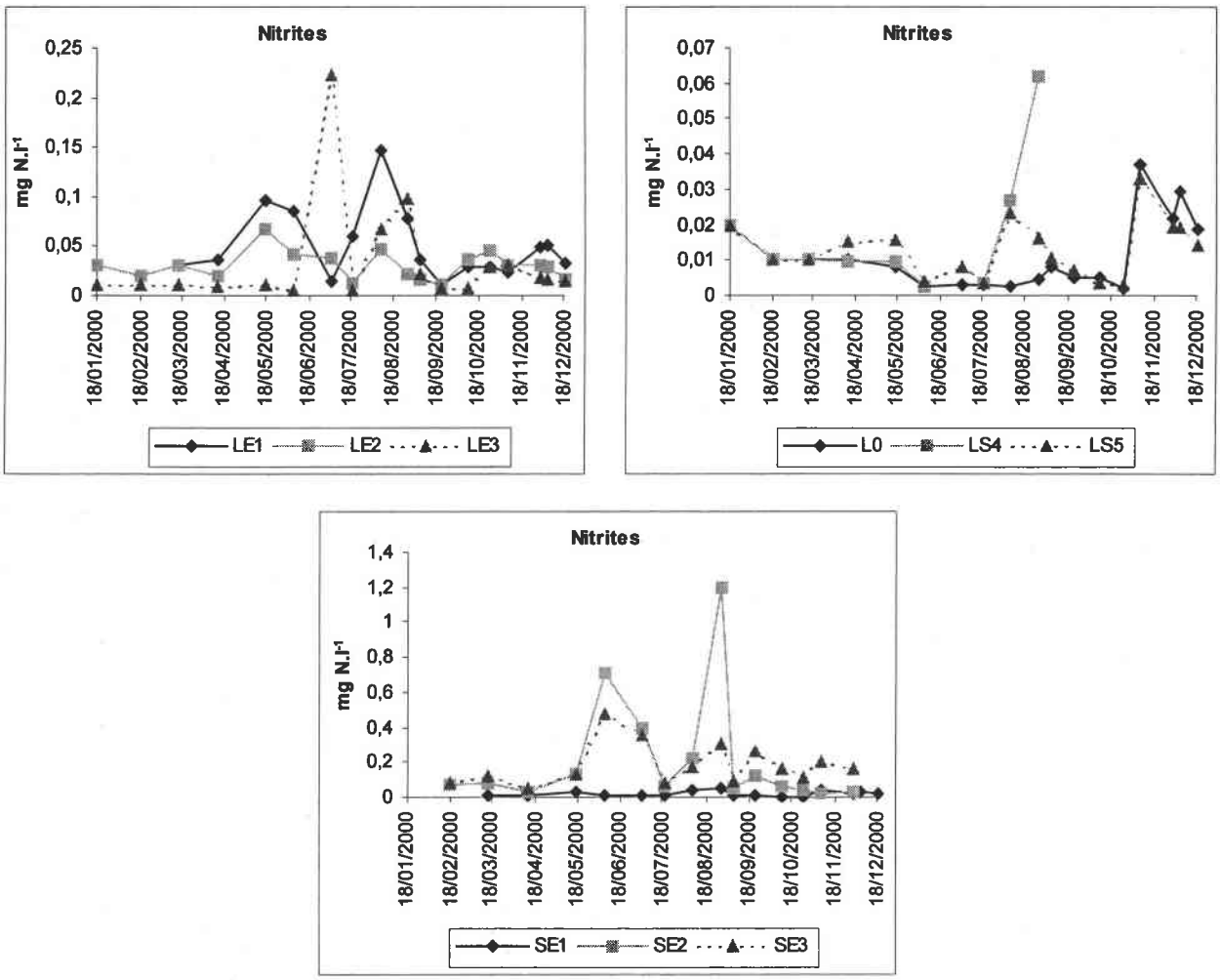


Figure 45 : Evolution temporelle et spatiale des concentrations en azote sous forme d'ions nitrites aux différents points de prélèvements du réseau "zooplancton"

Au cours des 20 dernières années, les stations de la Seille amont semblent s'être enrichies en azote nitrique et nitreux, mais pas en ammonium. La bonne oxygénation du milieu permet un bon réroulement du cycle de l'azote avec une décomposition des apports organiques en provenance du Lindre.

IV.1.4.4 Phosphore (Figure 46)

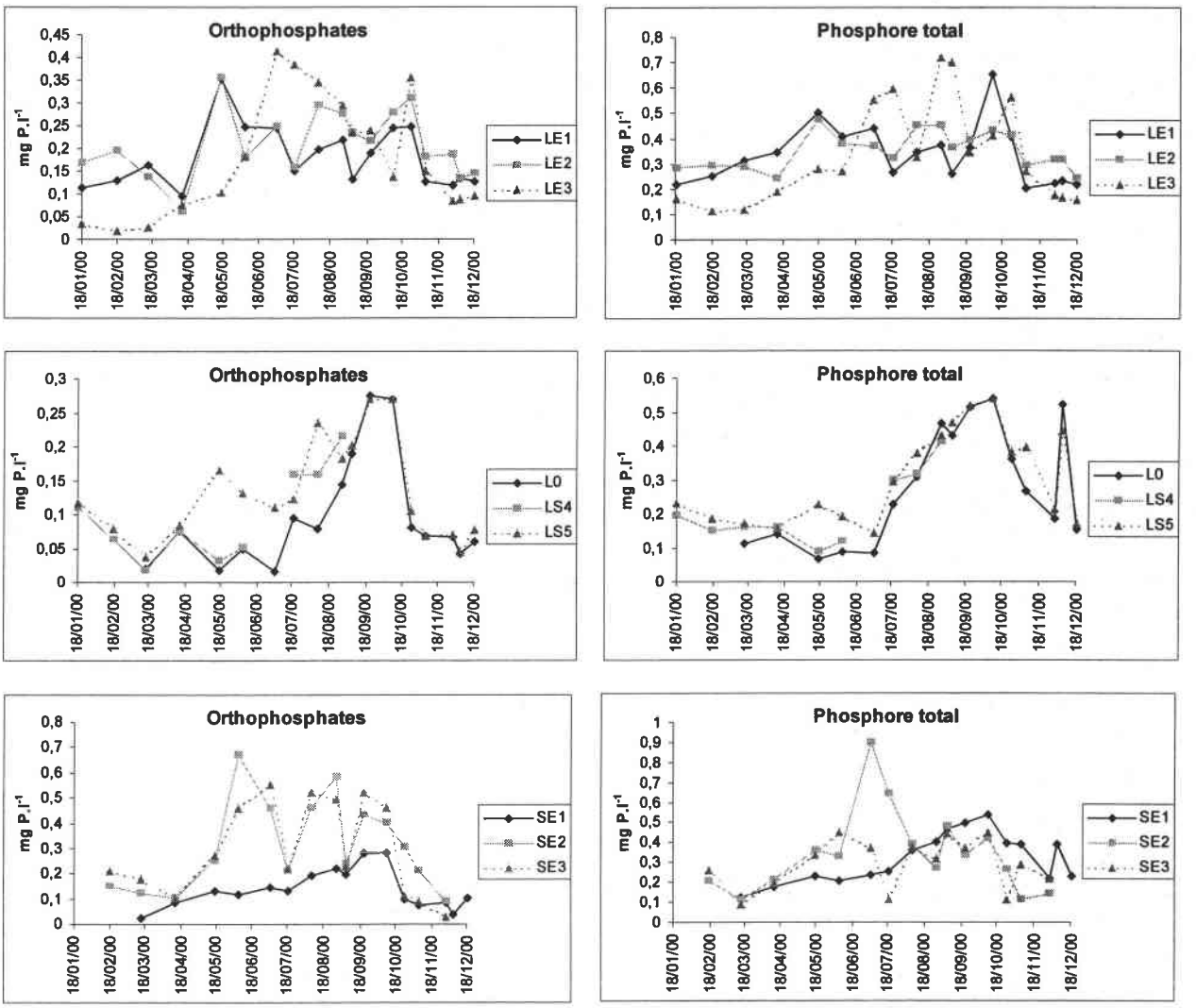


Figure 46 : Evolution temporelle et spatiale des concentrations en orthophosphates et en phosphore total aux différents points de prélèvements du réseau "zooplancton"

Le phosphore en étang (L0) et en sortie d'étang (LS4, LS5, LE3) présente des variations saisonnières marquées, caractérisées par une forte disponibilité à partir de juillet (jusqu'à 0.6 mg Ptot.l^{-1} en octobre). Les apports en LE1 et LE2 sont donc beaucoup plus stables que pour LE3, mais les apports dans le Lindre sont conséquents (autour de 0.3 mg Ptot.l^{-1}). L'étang piège le phosphore sous la forme d'orthophosphates et le restitue quelques mois plus tard à la Seille sous forme organique. Au cours de son cheminement, les concentrations en phosphore total dans cette dernière varient peu. Mais, à partir du point SE2, on se rend compte que la dégradation de la matière organique exportée, le relargage par les sédiments (Dorioz *et al.*, 1988, *in* (Gigleux, 1992)) sont des sources importantes d'orthophosphates dans la Seille.

Les concentrations maximales observées en SE2 et SE3 dépassent celles relevées entre 1987 et 1989 concernant les orthophosphates (540 µg P.l^{-1}) mais pas pour le phosphore total (1430 µg P.l^{-1}).

IV.1.5 Caractérisation globale de chaque station et saison à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP, Figure 47)

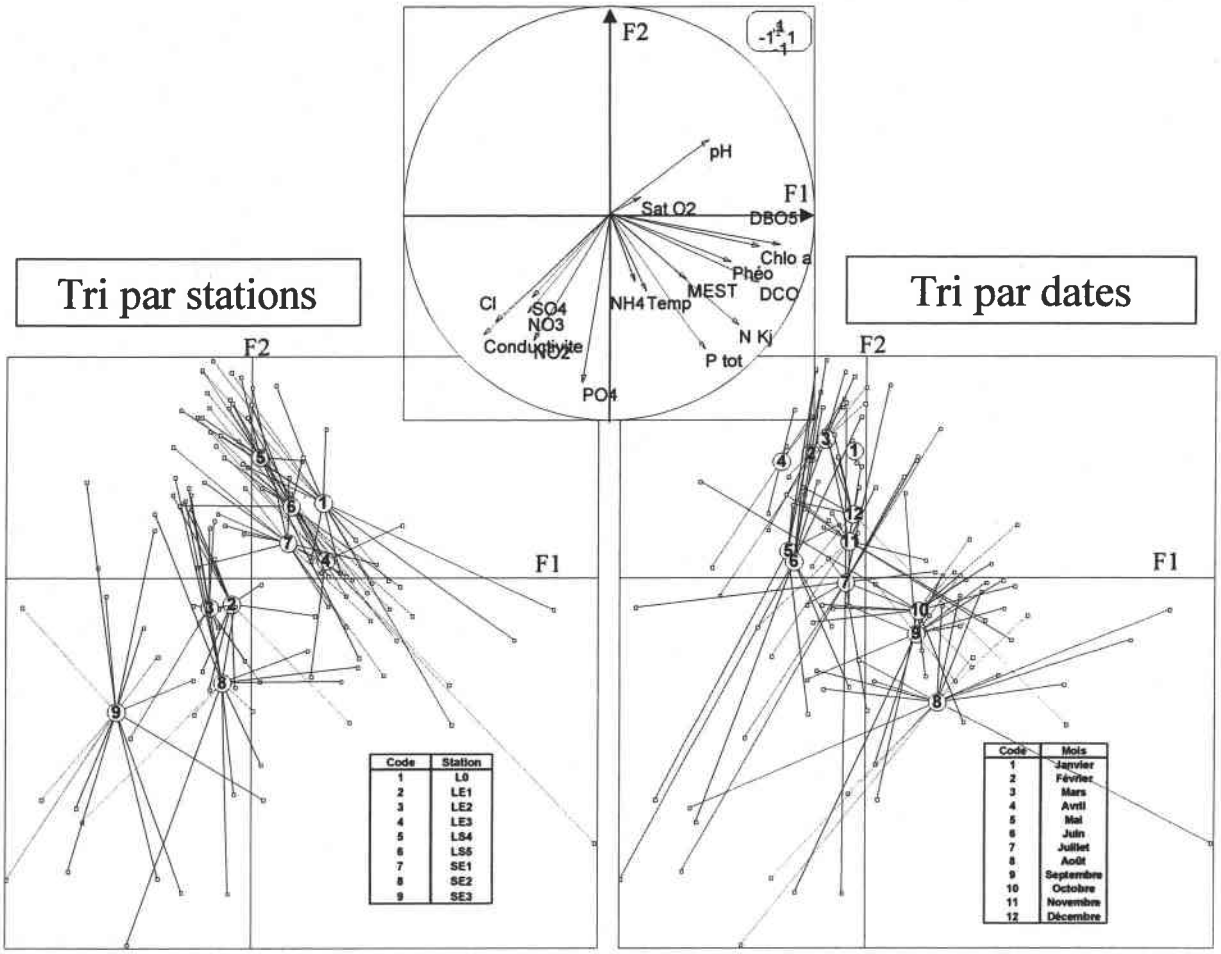


Figure 47 : ACP réalisée sur l'ensemble des données physico-chimique pour les 9 stations du réseau de prélèvements "zooplancton"

Les axes F1 et F2 expliquent à eux deux près de 70 % de la variance. L'axe F1 représente surtout les paramètres liés à la production primaire et à la matière organique en général comme la DBO5, la concentration en chlorophylle a et en phéopigments, la DCO (tous en coordonnées positives)... L'axe F2 exprime surtout la minéralisation : la conductivité, les ions chlorures, sulfates, nitrates, nitrites orthophosphates et ammonium (tous en coordonnées négatives). Les concentrations totales en nutriments (N et P) sont reflétées par les deux axes (en coordonnées positives sur F1 et négatives sur F2).

En effectuant un tri par stations de l'ensemble des données physico-chimique du réseau de prélèvements, 3 groupes de stations semblent d'individualiser :

- le groupe 1 comprend les stations L0, LS4, LS5, SE1 et LE3,
- le groupe 2 comprend les stations LE1 et LE2,
- le groupe 3 comprend les stations SE2 et SE3.

Le groupe 1 contient les stations fortement influencées par la présence des étangs : LS4, LS5 et SE1 se situant juste en aval du Lindre et LE3 en aval immédiat de Zommange. Par rapport aux autres stations, ce groupe se caractérise par :

-une minéralisation plus faible

-un pH plus élevé

-une forte activité biologique (teneurs en pigments chlorophylliens originaires des algues)

-de faibles teneurs en nitrites, nitrates et orthophosphates

-une grande variabilité intra-stationnelle liée à la gestion (matières en suspension exportées pendant la vidange) et à la production des étangs (prolifération d'algues à

l'origine de fortes teneurs en pigments chlorophylliens, exportation d'azote et de phosphore à certaines dates).

Le groupe 2 correspond aux stations de type « ruisseau », qui vont recevoir de nombreux apports des sous bassins versants avant de se jeter dans le Lindre. En comparaison avec les stations du groupe 1, elles présentent :

-une minéralisation plus importante
-un pH plus faible
-une faible activité biologique
-des teneurs plus élevées en nitrites, nitrates et orthophosphates
-une variabilité intra-stationnelles liée aux apports du bassin versant (matières en suspension, azote, phosphates).

Le groupe 3 correspond aux stations SE2 et SE3. Elles se démarquent du groupe 1 pour les mêmes paramètres que les stations LE2 et LE1 mais avec des différences encore plus marquées, notamment :

-une conductivité très importante due à la résurgence des eaux salées,
-une activité biologique peu importante,
-de fortes teneurs en nitrates, nitrites et orthophosphates, liées aux apports anthropiques et à la dégradation de la biomasse exportée par le Lindre,
-une variabilité intra-stationnelle liée à la nature du substrat et aux phénomènes de dilution engendrés par la vidange de l'étang (matières en suspension, nutriments et sels dissous)

En effectuant un tri par dates, on peut observer une grande variabilité temporelle mais avec la réalisation d'un cycle annuel.

- **De janvier à avril**, la physico-chimie évolue très peu au cours du temps et les variations intra-dates sont peu étendues : les différences de qualité d'eau entre chaque station sont peu marquées. L'activité biologique est très faible (DBO5, chlorophylle a et phéopigments ont des valeurs faibles), les eaux sont pauvres en matières en suspension, ammonium, azote kjeldahl et phosphore total, la minéralisation augmente de mois en mois.
- **De mai à juillet**, la minéralisation n'a pas bougé mais les teneurs en nutriments augmentent (nitrites, nitrates, orthophosphates commencent à être exportés depuis l'étang).
- **Le mois d'août** est celui qui s'individualise le plus de tous les autres : l'activité biologique semble très importante (grande richesse en pigments chlorophylliens), sûrement en relation avec les proliférations algales et leur exportation depuis les étangs sources (beaucoup de matière en suspension de type organique). Les teneurs en azote et phosphore (sous toutes les formes) sont élevées : l'étang ne joue plus son rôle de lagune, les nutriments sont relargués et exportés). La conductivité des eaux est très élevée : les résurgences d'eau salée sont très concentrées car il y a peu d'eau.
- **En septembre et octobre**, on observe l'impact des vidanges : les eaux sont diluées, la conductivité, les teneurs en nutriments baissent. Les matières en suspension restent importantes (les algues et autres matières organiques sont exportées, mais on trouve aussi beaucoup de matière minérale liée au mouvement d'eau) et sont sources d'azote et de phosphore pour le milieu récepteur.
- **En novembre et décembre**, la qualité physico-chimique des eaux devient proche du début de l'année : peu de matière en suspension (fin de l'activité biologique et de la vidange) et la minéralisation est faible.

La variabilité intra-date est surtout marquée après avril : la nature des stations (ruisseau, étang, Seille) est alors à l'origine de différences notables sur la qualité de l'eau. Le réseau de prélèvement montre alors une grande hétérogénéité.

IV.1.6 La toxicité de laSeille liée à l'ammoniaque non ionisé

Sous sa forme non ionisée (NH_3), l'ammoniaque est toxique au-delà de certaines valeurs. La concentration à laquelle elle est présente dépend des concentrations en NH_4^+, de la température, du pH et du pourcentage de saturation en oxygène de l'eau, selon les équations :

$$[NH_3] = [NH_4^+] / (1+10^{(10\text{-}pH\text{-}0,03*T)})$$

avec $[NH_3]$ et $[NH_4^+]$ en $mg.l^{-1}$; T en °C

$$CL_{50\ NH3} = 0,13 + (0.0027 * \%\ saturation\ O_2)$$

(selon Pihan and Landragin, 1985)

Les concentrations en NH_3 ainsi calculées pour les trois stations de la Seille amont (SE1 à SE3) ne présentent pas de valeurs supérieures aux $CL_{50\ NH3}$ calculées pour ces dates (Figure 48), mais des valeurs en sont très proches en juillet et en août pour la station SE1. A cette période, l'étang est un élément de discontinuité au sein du bassin hydrographique de la Seille. Il restitue à la Seille une eau plus riche en ammonium, au pH et à la température plus élevés que dans les trois principaux ruisseaux qui l'alimentent (LE1, LE2, LE3). Cela favorise la présence de NH_3 non ionisé toxique pour les poissons de la rivière.

Lorsque plusieurs toxiques sont potentiellement présents dans le milieu et que l'on raisonne en sommation de ces facteurs, il convient de ne pas dépasser une concentration de 0,02 mg NH_3 en $N.l^{-1}$. La directive européenne pour les eaux cyprinicoles donne comme niveau guide des valeurs de NH_3 non ionisé inférieures à 0,005 $mg.l^{-1}$ ou 0.004 mg $N.l^{-1}$, et comme niveau impératif à ne pas dépasser 0,025 $mg.l^{-1}$, ou 0,02 mg $N.l^{-1}$. Sur le secteur étudié, le niveau guide est largement dépassé, quasiment toute l'année en SE1 et SE2 et d'avril à juillet en SE3. La situation toxique est très critique en SE1 où le niveau impératif est dépassé de mai jusqu'à la vidange de l'étang (septembre). Elle s'améliore petit à petit car le niveau n'a été atteint qu'en mai pour SE2, et jamais dépassé en 2000 pour la station SE3.

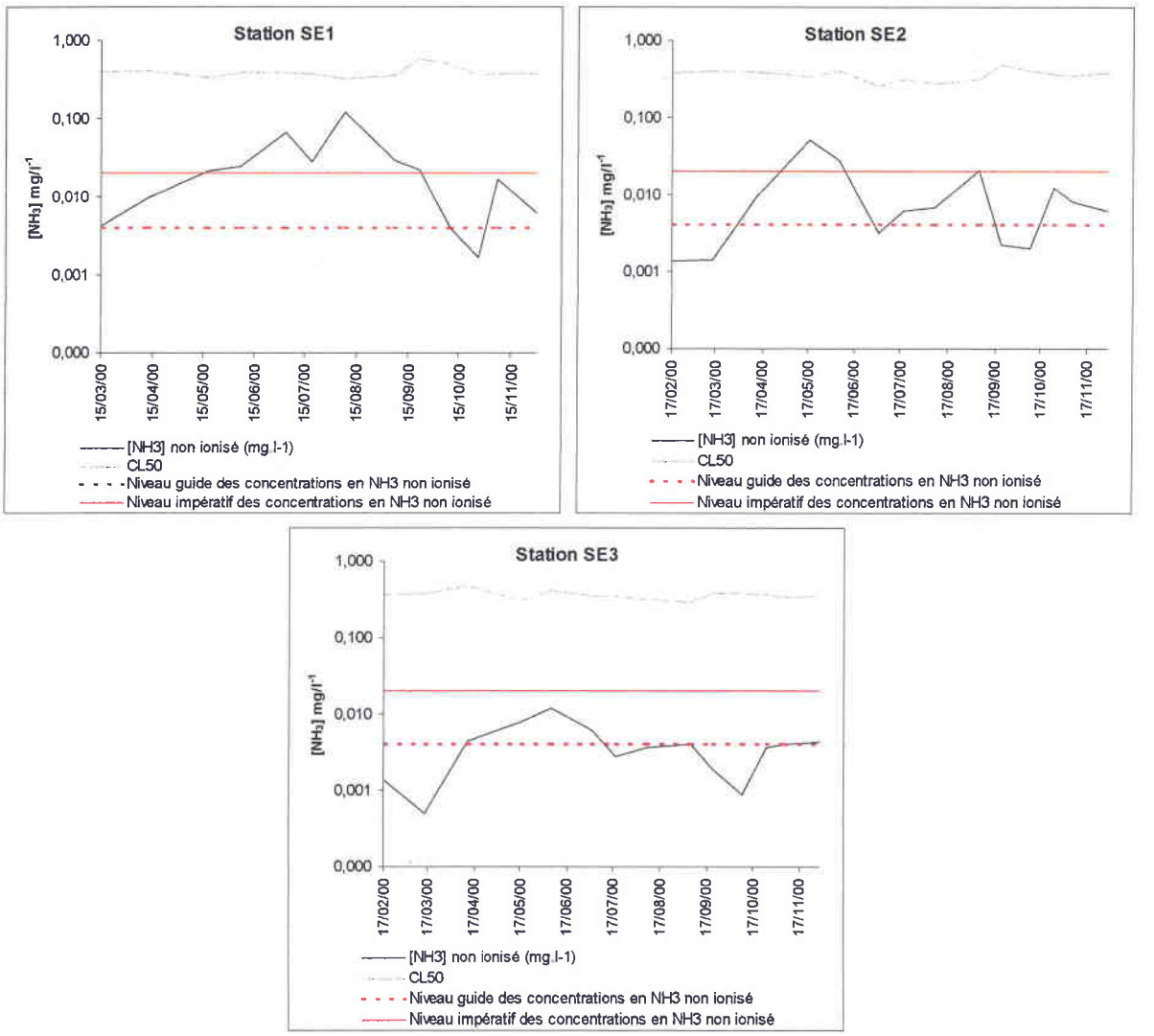


Figure 48 : Evolution temporelle de l'azote sous forme d'ammonium non ionisé et de la $CL_{50\ NH3}$, aux différents points de prélèvements de la Seille amont. Les droites rouges représentent le niveau guide et le niveau impératif des valeurs de NH_3 non ionisé (Directive européenne pour les eaux cyprinicoles).

IV.2 Le trajet amont-aval du zooplancton : des ruisseaux du bassin versant de l'étang de Lindre à la Seille

IV.2.1 Biomasse et espèces zooplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre, impact sur l'affluent récepteur (la Seille)

IV.2.1.1 Répartition des espèces au sein du réseau « zooplancton »

L'ensemble des taxons rencontrés est représenté dans le Tableau 15. Les 9 points du réseau de prélèvements sont à l'origine d'une communauté présentant :

- **une grande biodiversité**: 90 taxons au total (dont les nauplii de Copépodes et les stades copépodites)

- **un nombre réduit de taxons communs** à tous les points (8 taxons dont les nauplii de Copépodes),
- **beaucoup d'espèces peu fréquentes**, présentes uniquement de manière ponctuelle dans le système.

Tableau 15 : Bilan des taxons rencontrés au cours du réseau "zooplancton". En noir : le taxon apparaît dans plus de 50 % des relevés, en gris foncé : le taxon apparaît entre 50 et 25 % des relevés, en gris clair : le taxon apparaît entre 25 et 10% des relevés, en pointillé gris clair : le taxon apparaît dans moins de 10 % des relevés

Station :		LE1	LE2	LE3	LO	LS4	LS5	SE1	SE2	SE3
CRUSTACEA										
subclass : Cladocera										
family : *BOSMINIDAE*										
Bosmina longirostris	MULLER 1785									
family : CHYDORIDAE										
Chydoridae spp.										
Chydorus sphaericus	MULLER 1785									
Diasparalona rostrata	KOCH 1841									
family *DAPHNIIDAE :*										
Ceriodaphnia spp.										
Ceriodaphnia dubia	RICHARD 1894									
Ceriodaphnia laticauda	MULLER 1867									
Daphnia sp.										
Daphnia cucullata	SARS 1862									
Daphnia longispina	MULLER 1785									
Simocephalus exspinosus	KOCH 1841									
Scapholeberis mucronata	MULLER 1785									
family : *SIDIDAE*										
Diaphanosoma brachyurum	LIEVIN 1848									
Sida crystallina	MULLER 1776									
family : *POLYPHEMIDAE*										
Polyphemus pediculus	LINNAEUS 1761									
Cladocera non déterminés et immatures										
subclass : Copepoda										
Nauplii										
Copepodites										
Order : CYCLOPOIDA										
family : *CYCLOPIDAE*										
Acanthocyclops robustus	SARS 1863									
Thermocyclops crassus	FISCHER 1853									
Order : CALANOIDA										
family : *TEMORIDAE*										

Station :		LE1	LE2	LE3	LO	LS4	LS5	SE1	SE2	SE3
Eurytemora velox	LILLJEBORG 1853									
family : *DIAPTOMIDAE*										
Eudiaptomus gracilis	SARS 1863									
Calanoida non déterminés										
ROTIFERA										
subclass : Monogononta										
Order : PSEUDOTROCHIDA										
family : *ASPLANCHNIDAE*										
Asplanchna spp.	GOSSE 1850									
Asplanchna herricki	DE GUERNE 1888									
Asplanchna priodonta	GOSSE 1850									
family : *BRACHIONIDAE*										
Anuraeopsis fissa	GOSSE 1851									
Brachionus sp	PALLAS 1766									
Brachionus angularis	GOSSE 1851									
Brachionus budapestinensis	DADAY 1883									
Brachionus calyciflorus	PALLAS 1766									
Brachionus diversicornis	DADAY 1883									
Brachionus plicatilis	O.F.M. 1786									
Brachionus rubens	EHRBG. 1832									
Brachionus urceolaris	MULLER 1773									
Euclanis alata	VORONKOV 1912									
Euclanis meneta	MYERS 1930									
Euclanis parva	ROUSSELET 1892									
Euclanis triquetra	EHRB. 1838									
Keratella cochlearis (cochlearis et tecta)	GOSSE 1851									
Keratella quadrata	MULLER 1786									
Keratella serrulata	EHRBG. 1838									
Keratella valga	EHRB. 1834									
Lophocharis sp.	EHRBG. 1838									
Mytilina ventralis	EHRBG. 1832									
family : *COLURELLIDAE*										
Colurella sp.	BORY DE SAINT VINCENT 1826									
Colurella uncinata	EHRBG. 1832									
Lepadella sp.	BORY DE SAINT VINCENT 1826									
Lepadella acuminata	EHRBG. 1834									
Lepadella ovalis	MULLER 1786									
Lepadella patella	MULLER 1786									

Station :		LE1	LE2	LE3	LO	LS4	LS5	SE1	SE2	SE3
family : *GASTROPODIDAE*										
Ascomorpha spp.	PERTY 1850									
Ascomorpha ecaudis	PERTY 1850									
Gastropus spp.	IMHOF 1898									
family : *LECANIDAE*										
Lecane (lecane) sp.	NITZSCH 1827									
Lecane flexilis	GOSSE 1886									
Lecane tenuiseta	HARRING 1914									
Lecane (monostyla) sp.	EHRENBERG 1830									
Lecane (monostyla) bulla	GOSSE 1851									
Lecane (monostyla) closterocerca	SCHMARDA 1859									
Lecane (monostyla) copeis	HARRING & MYERS 1926									
Lecane (monostyla) quadridentata	EHRBG. 1832									
Lecane (monostyla) lunaris	EHRB. 1832									
Lecane (monostyla) stenroosi	MEISSNER 1908									
family : *NOTOMMATIDAE*										
Cephalodella spp.	BORY DE SAINT VINCENT 1826									
family : *SYNCHAETIDAE*										
Polyarthra spp.	EHRENBERG 1834									
Polyarthra dolichoptera	IDELSON 1925									
Polyarthra euryptera	WIERZEJSKI 1893									
Polyarthra major	BURCKHARDT 1900									
Polyarthra remata	SKORIKOV 1896									
Polyarthra vulgaris	CARLIN 1943									
Synchaeta spp.	EHRENBERG 1832									
Synchaeta lakowitziana	LUCKS 1930									
Synchaeta stylata	WIERZEJSKI 1893									
family : *TRICHOCERCIDAE*										
Trichocerca spp.	LAMARCK 1801									
Trichocerca cylindrica	IMHOF 1891									
Trichocerca elongata	GOSSE 1886									
Trichocerca porcellus	GOSSE 1886									
Trichocerca rousselleti	VOIGT 1902									
family : *MELICERTIDAE*										
Synantherina sp.	BORY DE SAINT VINCENT 1826									
family : *TESTUDINELLIDAE*										
Filinia sp.	ROUSSELET 1901									

Station :		LE1	LE2	LE3	LO	LS4	LS5	SE1	SE2	SE3
Filinia hofmanni	KOSTE 1980									
Filinia longiseta	EHRB. 1834									
Filinia terminalis	PLATE 1886									
Testudinella sp.	BORY DE SAINT VINCENT 1826									
Testudinella patina triloba	EHRBG. 1830									
Hexarthra mira	HUDSON 1871									
Pompholyx sulcata	HUDSON 1855									
ROTIFERA Non déterminés										
Nombre de taxons		24	32	49	54	47	57	47	51	52

Pour chaque station, le nombre de taxons cumulés sur l'ensemble des relevés avoisine 50 (entre 46 et 57 taxons) sauf pour LE1 et LE2, situées en amont de l'étang, qui montrent une diversité taxonomique plus faible que toutes les autres. En outre, sur l'ensemble des stations, les Rotifères regroupent environ les deux tiers du nombre total de taxons, excepté pour LE1 où le nombre d'espèces de Crustacés est minime : seulement 3 au total (Figure 49).

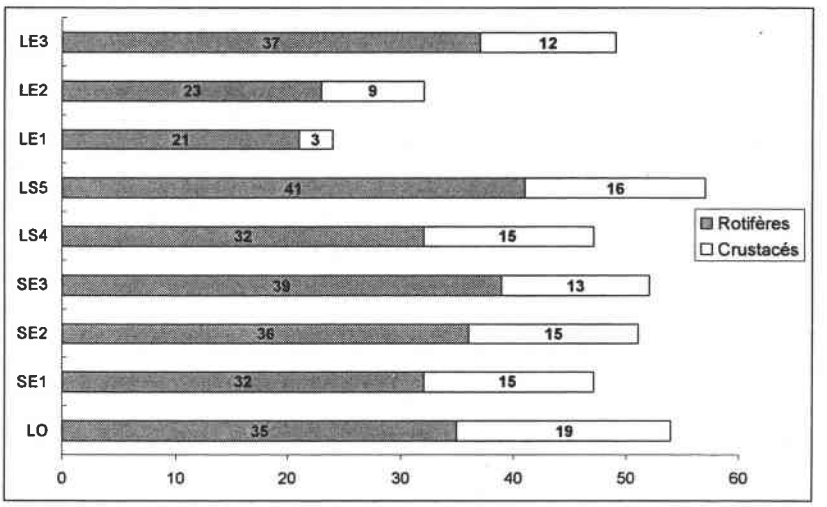


Figure 49 : Cumul des taxons sur l'ensemble des relevés du réseau "zooplancton" au cours de l'année 2000

Dans ce système d'étangs et de ruisseaux, le zooplancton présente les caractéristiques typiques de l'héléoplancton (Pourriot, 1965), c'est à dire le plancton d'étang : la grande richesse taxonomique est essentiellement due à la présence de nombreuses espèces de Rotifères. Cette observation n'est pas propre à la station L0, située dans l'étang, mais, elle touche également l'ensemble des cours d'eau prenant leur source dans un étang (même au delà de 20 km en aval de cette source). La station de prélèvement LE3 ne déroge pas à la règle : l'eau échantillonnée provient de l'étang de Zommange situé à quelques dizaines de mètres en amont. Du point de vue de la richesse taxonomique et de la part représentée par les espèces de Crustacés, les stations LE2 et LE1 semblent souffrir du manque de source (s) zooplanctonique (s) potentielle (s) : plans d'eau en tête de bassins connectés à ces ruisseaux. Ces observations vont dans le sens de précédentes observations faites sur l'origine du zooplancton dans les cours d'eau de petits ordres.(Décamps *et al.*, 1984, Reynolds and Glaister, 1993)

Les stations échantillonnées sont de natures très diverses : eaux courantes à débits plus ou moins importants, eau stagnante, richesse en ions de diverses natures...8 taxons seulement sont présents en commun sur les 9 sites : *Ceriodaphnia spp.*(majoritairement représenté par *Ceriodaphnia dubia*), les nauplii de Copépodes Cyclopoïda, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* et *quadrata*, *Colurella sp.*, *Lepadella patella*, *Ascomorpha spp.* Ce zooplancton à caractère ubiquiste est de très petite taille (tous les taxons sont inférieurs à 1 mm), même pour les Crustacés.

IV.2.1.2 Le zooplancton en amont et en aval du Lindre

IV.2.1.2.1 Les entrées

Les apports en zooplancton dans l'étang de Lindre sont très variables dans le temps et dans l'espace (Figure 50).

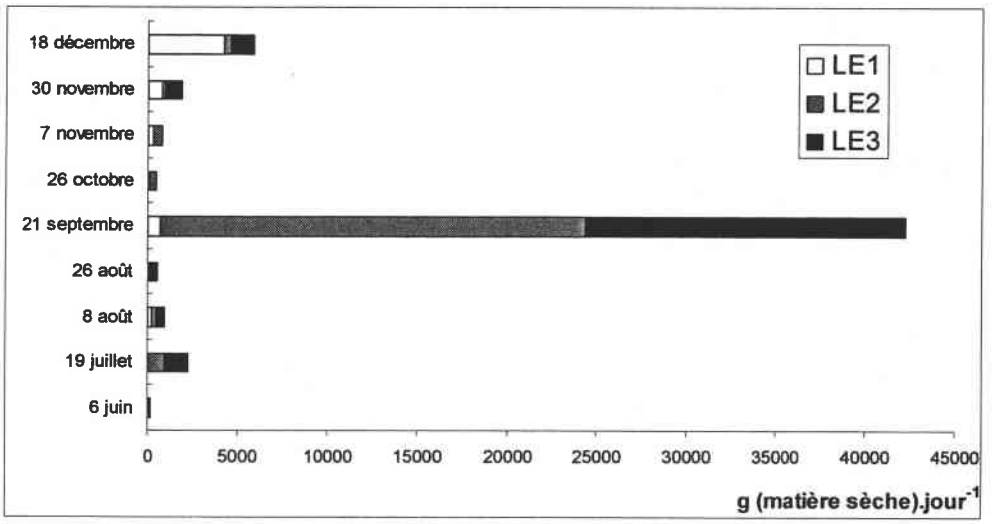


Figure 50 : Evolution saisonnière des biomasses ponctuelles de zooplancton importées dans le Lindre par les trois cornées (les histogrammes sont cumulés)

L'essentiel de la biomasse importée provient de LE2 et LE3 sur une courte période de septembre (42 kg de matière sèche importée par jour) : ces deux cornées reçoivent les eaux de vidanges de certains étangs satellites du bassin versant. La période est propice à une grande diversité d'espèces, et le phénomène est d'un intérêt certain du point de vue piscicole car de nombreux Cladocères (*Bosmina longirostris, Ceriodaphnia spp, chydorus sphaericus, Simocephalus exspinosus, Daphnia cucullata...*) et Copépodes viennent enrichir le stock alimentaire du Lindre.

Les apports de LE1, fortement liés aux précipitations, ne sont significatifs qu'au cours du mois de décembre. Les espèces importées sont alors essentiellement des Rotifères sténothermes d'eau froide : *Synchaeta lakowitziana*, *Polyarthra remata*, et pérennes : *Keratella cochlearis, K. quadrata, Asplanchna priodonta, Pompholyx sulcata, Lepadella patella, Brachionus calyciflorus...*

IV.2.1.2.2 Les sorties (comparaison surverse et vannes de fond)

Quand la hauteur d'eau dans l'étang de Lindre permet un écoulement par surverse (en plus de l'écoulement transitant par la pisciculture), c'est par cette voie que la biomasse

zooplanctonique est principalement exportée (Figure 51, graphique de gauche). Les seules exceptions correspondent soit à l'ouverture des vannes de vidange (26/8/00), soit à un écoulement par surverse très faible quand l'étang finit son remplissage (18/1/00) : le volume exporté en LS5 est alors suffisamment important par rapport au déversoir pour devenir la source prépondérante de biomasse exportée.

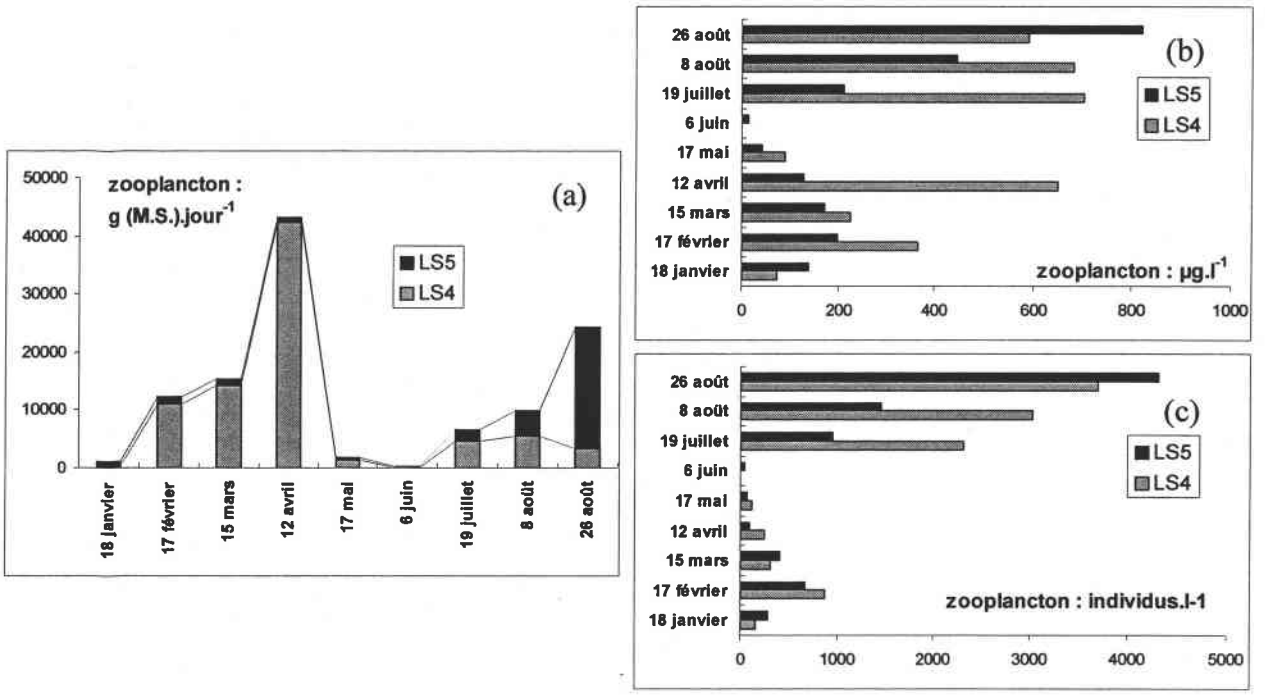


Figure 51 : Evolution temporelle de la biomasse ou de la densité zooplanctonique exportées en LS4 et LS5, exprimées en terme de flux d'individus (a) ou de concentrations (biomasse : b et densité : c), en période de trop plein de l'étang de Lindre

Pour un même volume d'eau exporté, la biomasse du zooplancton est nettement supérieure quand l'eau provient du déversoir (Figure 51, b) : l'eau de surverse prend son origine dans l'épilimnion de l'étang, zone où doit se trouver la plus forte biomasse zooplanctonique.

En terme de densité zooplanctonique, la comparaison est la même , mais les écarts entre LS4 et LS5 sont moins marqués. Ainsi, à certaines dates (Figure 52), le nombre d'individus exportés par litre est quasiment identique pour les deux sorties, alors que la biomasse est nettement plus importante en LS4 : les individus emportés par la surverse ne sont pas les mêmes que ceux entraînés par les vannes de fond, il s'agit d'un zooplancton de plus grosse taille.

Il faut garder en mémoire le transit des eaux venant des vannes de fond à travers les ouvrages (bassins, fossés) de la pisciculture : la prédation sélective des poissons stockés peut, en plus de l'origine du zooplancton dans la colonne d'eau, expliquer les densités et biomasses par unité de volume plus faibles

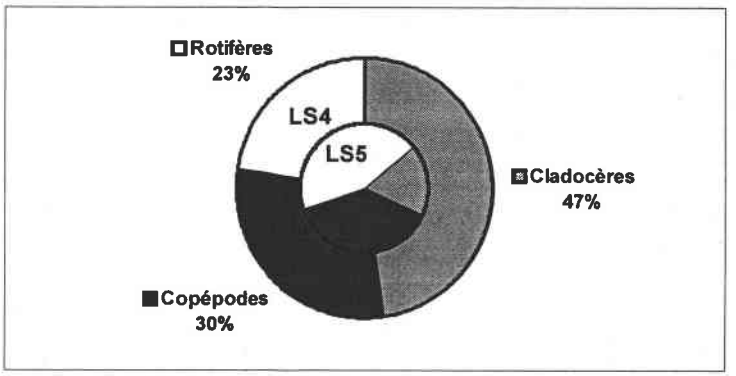


Figure 52 : Composition des prélèvements de zooplancton du 12 avril 2000 en sortie de déversoir (LS4) (cercle extérieur) et de vannes de fond (LS5) (cercle intérieur)

IV.2.1.2.3 Comparaison entrées/sorties

La plupart des références bibliographiques traitant les différences de biomasses zooplanctoniques entre l'entrée et la sortie d'un plan d'eau ne prennent pas en compte les débits des cours d'eau. En effet, dans la plupart des cas, le plan d'eau étudié est de type « lac fluvial », traversé par un cours d'eau : les débits entrants sont égaux aux débits sortants, il n'y a pas d'entrave à l'écoulement et le lac reste toujours en eau (pas de vidanges qui amplifient le volume sortant, donc pas de période de remplissage sans écoulement en aval). Dans les étangs de pisciculture, une démarche identique ne peut-être appliquée que sur une période bien définie : avant la vidange, quand la phase de remplissage est achevée et que commence la phase de production, soit de début juin à fin août pour l'année 2000. Nos résultats ne pourront être comparés aux données bibliographiques que sur cette courte période.

Dans notre contexte particulier, pour estimer les différences de populations zooplanctoniques à l'entrée et à la sortie de l'étang, nous considérerons l'ensemble des données obtenues sur l'année : les résultats seront donc exprimés en flux : les biomasses ou les densités sont alors multipliées par le débit. Les flux entrants (LE1, LE2, LE3), comme les flux sortants (LS4, LS5) sont cumulés pour obtenir un résultat unique en amont et en aval de l'étang. Les résultats obtenus (Figure 53) laissent apparaître trois phases :

- **entre juin et juillet**, le bilan sorties/entrées de l'étang en terme de biomasse zooplanctonique est très légèrement négatif (-20 g.jour^{-1}). Les mêmes données exprimées en nombre d'individus sont pourtant positives : une différence de 0.4 milliards d'individus par jour est calculée. **Au début de l'été, le bilan sorties/entrées des populations zooplanctoniques peut être considéré comme nul** : les individus qui entrent dans le système sont aussi nombreux que les individus qui en sortent mais de taille légèrement supérieure.

- **à partir de juillet et jusqu'à la fin de la vidange**, l'étang devient **une source d'exportation zooplanctonique importante** (Tableau 16). Pendant la vidange, tout le stock de zooplancton présent dans l'étang est exporté : la balance nette zooplanctonique sur cette période de trois mois correspond à plus de 17 tonnes de matière sèches.

Tableau 16 : Calcul de la biomasse zooplanctonique nette exportée pendant la deuxième phase

Période	Moyenne de la biomasse nette zooplanctonique	Intervalle de confiance (niveau de confiance à 95%)
Juillet-août (été, hors vidange)	9.4 kg.jour^{-1}	±10.1
Septembre-novembre (vidange)	193.6 kg.jour^{-1}	±129.6

- **après la vidange** (au mois de décembre), **le bilan net exporté par l'étang devient négatif**, que ce soit en terme de biomasse (- 4.6 kg.jour^{-1}) ou de densité (- 3.8 milliards d'individus.jour^{-1}). Les volumes d'eau exportés sont devenus très faibles (l'étang est quasiment vide) mais les entrées apportent quelques individus.

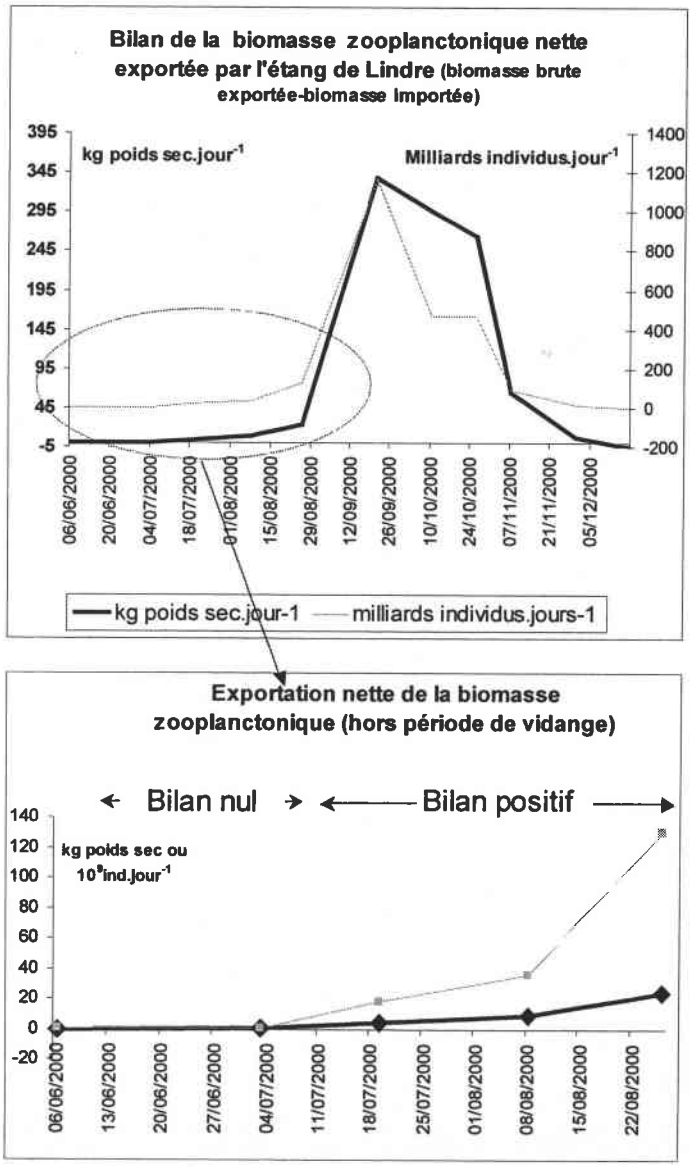


Figure 53 : Evolution temporelle de la biomasse et de la densité zooplanctoniques nettes produites dans l'étang de Lindre

L'exportation nette du zooplancton dans l'étang est fortement liée au développement des algues dans le milieu. Le bilan aval/amont de la biomasse zooplanctonique devient positif quand la concentration en chlorophylle atteint 20 µg/l (Figure 54).

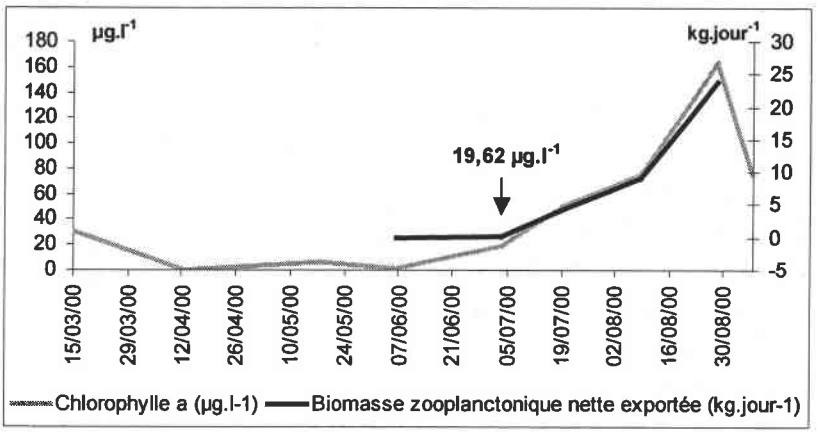


Figure 54 : Evolution temporelle de la teneur en chlorophylle a et de la biomasse zooplanctonique nette exportée dans l'étang de Lindre au cours de l'année 2000.

IV.2.1.3 Le transport des populations zooplanctoniques dans la Seille

Le zooplancton arrivant dans la Seille est soumis à un certains nombre de facteurs susceptibles de stopper sa dérive ou de provoquer sa mort. Certains paramètres ont déjà été étudiés : l'importance des végétaux, le stress hydraulique...mais la gestion particulière du plan d'eau « source », notamment les périodes de vidange, la nature du substrat et la présence de résurgences d'eau salée font apparaître une intensité et un type de stress encore non appréhendé.

En l'absence de tests réalisés en laboratoire, il semble impossible de dissocier les actions de ces différents facteurs. Mais les observations sur le terrain nous renseignent sur la sensibilité et le devenir des populations, en fonction de différents niveaux de stress.

Dans la Seille amont, les densités maximales des différents groupes zooplanctoniques, sont associées à différentes plages de débit ou de conductivité (Tableau 17).

Tableau 17 : Abondance maximale observée pour les différents groupes zooplanctoniques, valeurs de débits et de conductivité relevés dans la Seille amont.

Groupe zooplanctonique	Abondance maximale ($ind.l^{-1}$)	Débit ($m^3.s^{-1}$)	Conductivité (µS)
Cladocères	738	1,55	751
Copépodes adultes et copépodites	262	3,2	1744
Nauplii de Copépodes	1993	4	895
Rotifères	4083	1,55	751

Dans la rivière, par rapport aux maximums observés, les densités de Copépodes (adultes et copépodites), et de Rotifères deviennent négligeables pour une conductivité supérieure à 2000µS (Figure 44, b et d) et un débit de plus de 4 $m^3.s^{-1}$ (Figure 55, a et c). Les Cladocères se maintiennent pour un débit inférieur à 6 $m^3.s^{-1}$ (Figure 55, a) et une conductivité proche de 4000 µS (Figure 55, b). Les densités de Nauplii chutent au delà de 4 $m^3.s^{-1}$ et 1200 µS (Figure 55, c et d).

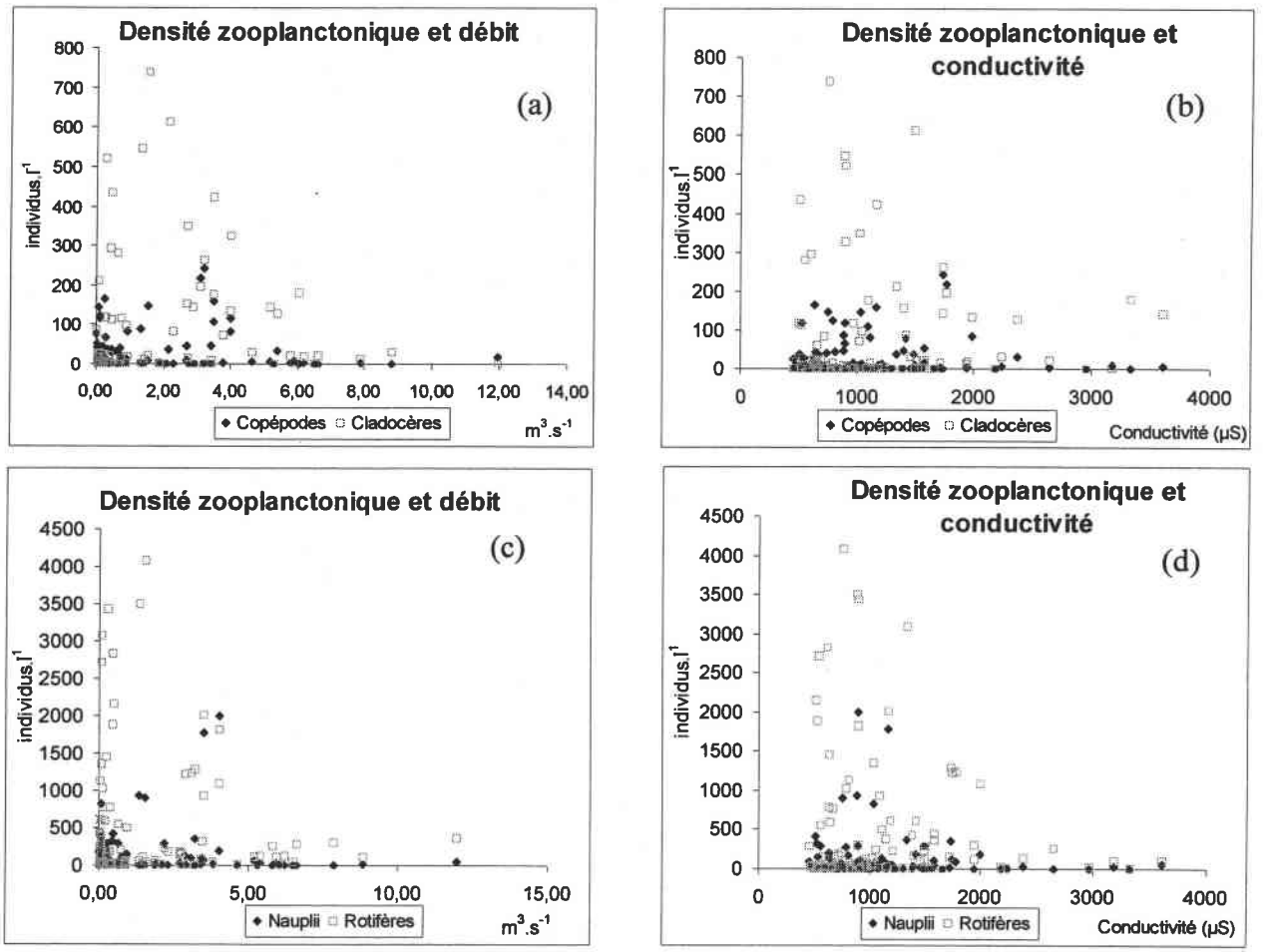


Figure 55 : Relations entre le débit (a et c) ou la conductivité (b et d) et les densités de zooplancton : Copépodes et Cladocères (a et b) ou Nauplii et Rotifères (c et d) rencontrées dans la Seille (2000)

IV.2.1.3.1 **L'exportation** (Lindre/Seille) : modification des concentrations zooplanctoniques (biomasses et densités)

Entre la station située dans l'étang de Lindre (L0) et les stations de rivière situées en amont de la Seille (SE1 à SE3), les modifications des concentrations en zooplancton induisent un changement de structure des populations d'amont en aval (Figure 56). Dans l'étang, la structure zooplanctonique est de type « plan d'eau », avec dominance en générale des Rotifères sur les Copépodes et les Cladocères. Les deux derniers groupes dominent la structure uniquement de manière ponctuelle au printemps : en avril pour les Cladocères, en juin pour les Copépodes. La structure évolue progressivement au fil du cours de la Seille : les Cladocères ont une place de plus en plus importante dans la population. En SE2, ils dominent en nombre à partir de septembre. Cette évolution est stoppée entre SE2 et SE3 : les Crustacés deviennent négligeables face aux Rotifères. En SE3,la structure zooplanctonique est de type « rivière ».

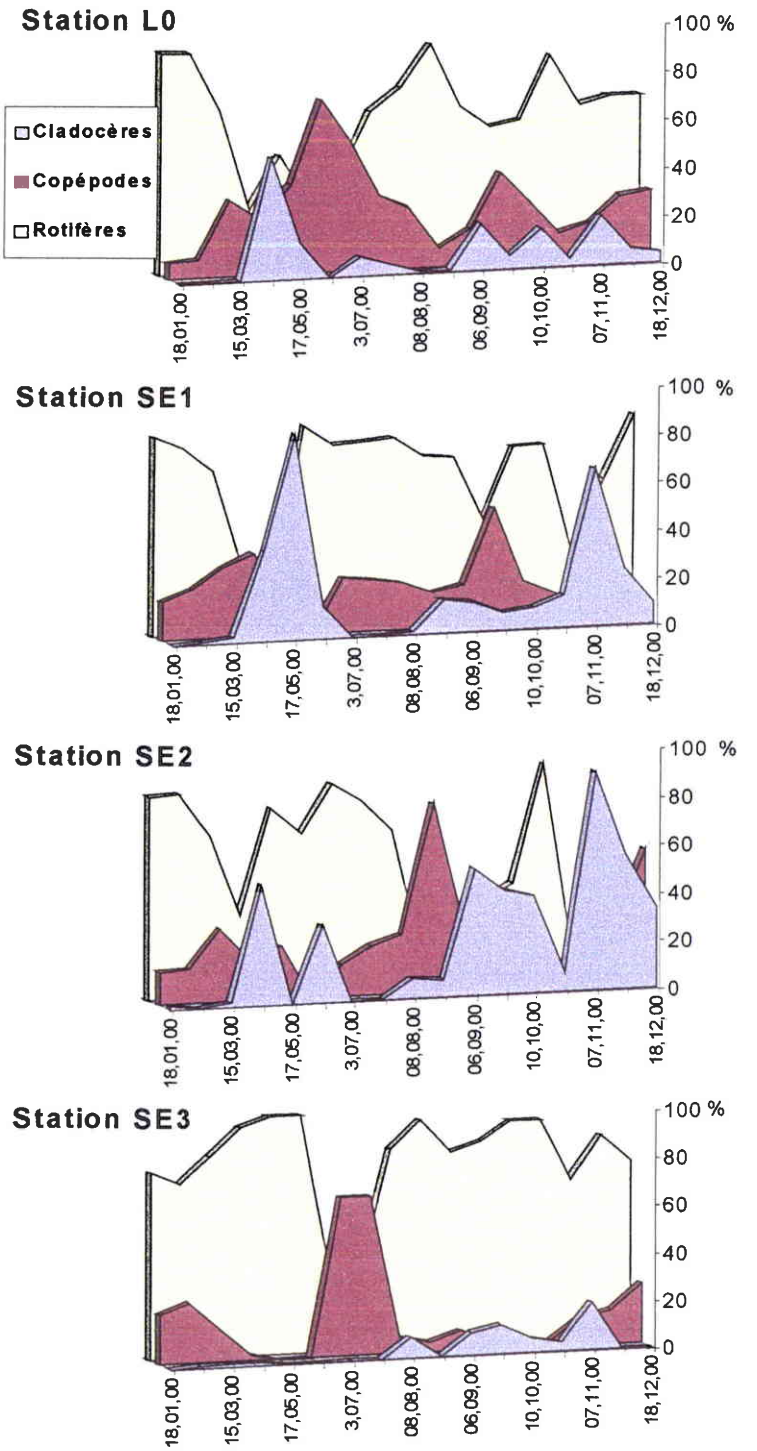


Figure 56 : Evolution temporelle et spatiale de la structure de population zooplanctonique dans l'étang de Lindre et les trois stations de la Seille amont

Les calculs de la persistance des populations zooplanctoniques (Figure 57) entre les points L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3), en prenant comme référence les résultats obtenus en L0 (correspondent à 100% de la biomasse ou de la densité zooplanctonique), mettent en évidence la nécessité de considérer deux périodes distinctes :

l'avant vidange, et la vidange. De larges modifications du débit augmentent la dispersion des résultats, surtout lorsque l'on considère les stations les plus en aval.

- **Entre l'étang (L0) et l'amont de la rivière (SE1),** les densités zooplanctoniques sont pratiquement multipliées par 1,5. Au cours de ces 600 premiers mètres en aval de la digue, les conditions physico-chimiques varient très peu et le résultat du stress lié au mouvement n'est pas encore visible. De plus, la présence massive de végétaux dans le lit de la rivière est susceptible de retenir une partie du zooplancton. Le relevé du 17 mai confirme cette hypothèse : 119 Cladocères par litre sont prélevés en SE1 alors que l'on en trouve que 9 en L0.

Si on considère les données moyennes, en période de vidange, le stockage du zooplancton est accentué du point de vue de la densité mais pas de la biomasse. En été, ce sont surtout les Cladocères et les Copépodes qui vont s'accumuler, alors qu'en automne, les individus sont de plus petite taille (Rotifères).

- **Entre L0 et SE2**, les concentrations zooplanctoniques sont diminuées en moyenne de 46,5 % pour la biomasse et de 22 % pour la densité. Il aura donc fallu moins de 7 km pour qu'apparaissent nettement les conséquences du stress hydraulique, des apports salins et de l'arrêt de la dérive par les végétaux de la Seille. Le relevé particulier du 6 juin augmente les valeurs de persistance avant la vidange : la présence en masse de *Keratella cochlearis* et dans une moindre mesure de *Bosmina longirostris* au point SE2 , laisse supposer que toutes les espèces ne sont pas affectées par ce degré de perturbation.

- **Entre L0 et SE3**, les concentrations exprimées en biomasses baissent de 86 %, et de 82 % pour la densité. L'intervalle de confiance de chaque moyenne devient très réduit : la disparition du zooplancton entre Mulcey et Chambrey semble toucher toutes les espèces. Quel que soit le débit, il serait alors possible, connaissant les concentrations zooplanctoniques dans l'étang, d'estimer ces mêmes concentrations 25 km en aval de la source.

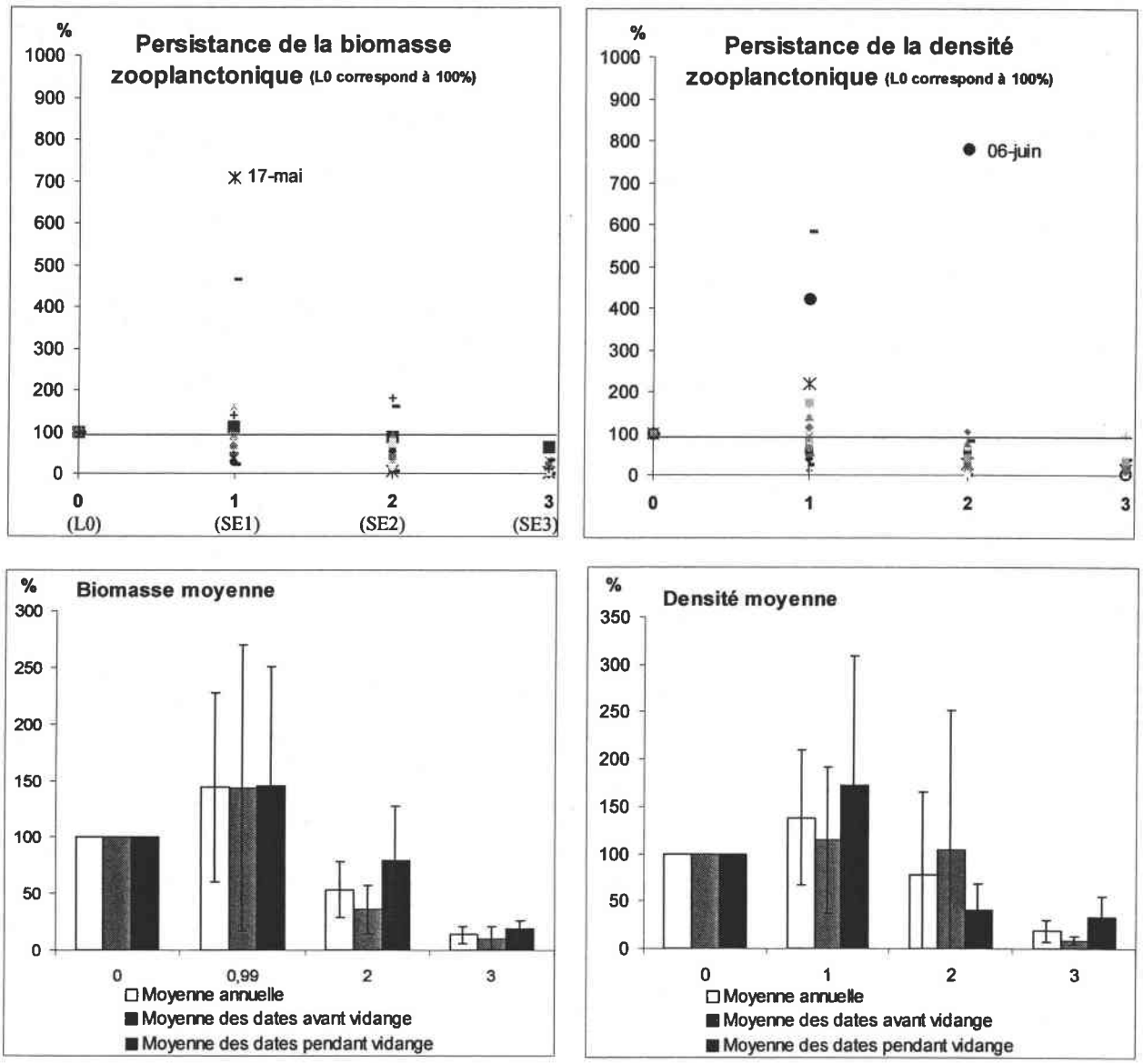


Figure 57 : Persistance des populations zooplanctoniques exprimées en terme de biomasse ou de densité entre la station L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). Les figurés des deux graphiques en haut représentent les différentes campagnes. L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %).

IV.2.1.3.2 **Le transport** (Seille) : évolution des flux zooplanctoniques (biomasses et densités)

Contrairement à l'étude précédente (suivi de la persistance), l'évolution des flux totaux journaliers de zooplancton dans la Seille prend en compte les phénomènes de dilution.

Au cours du suivi saisonnier de la biomasse et de la densité journalière totale zooplanctonique (Figure 58), deux périodes semblent propices à la présence des populations zooplanctoniques dans la partie amont de la Seille. Entre la fin de l'hiver et le début du printemps, une biomasse maximale de plus de 200 kg.jour^{-1} est observée au point SE2 : un quart était déjà présent en aval de la digue de l'étang, le reste pouvant provenir des autres sources débouchant dans cette partie de la Seille (certaines proviennent de petits étangs répartis sur le bassin versant), ou de la reproduction des individus zooplanctoniques. En période de vidange, c'est près d'une tonne de matériel biologique vivant qui est présent en SE2 : à peu près la moitié était exportée par l'étang. En période de vidange, la biomasse

exportée par le Lindre est 10 fois plus importante que le maximum observé au printemps. Par contre, ce rapport diminue nettement au cours du trajet de la Seille. Donc, la vidange de l'étang est une source considérable de matériel zooplanctonique pour la Seille, mais le stress induit par l'augmentation du débit et les modifications de la physico-chimie vont minimiser l'importance de l'apport vivant et augmenter les teneurs en matières mortes qui se décomposeront dans la rivière.

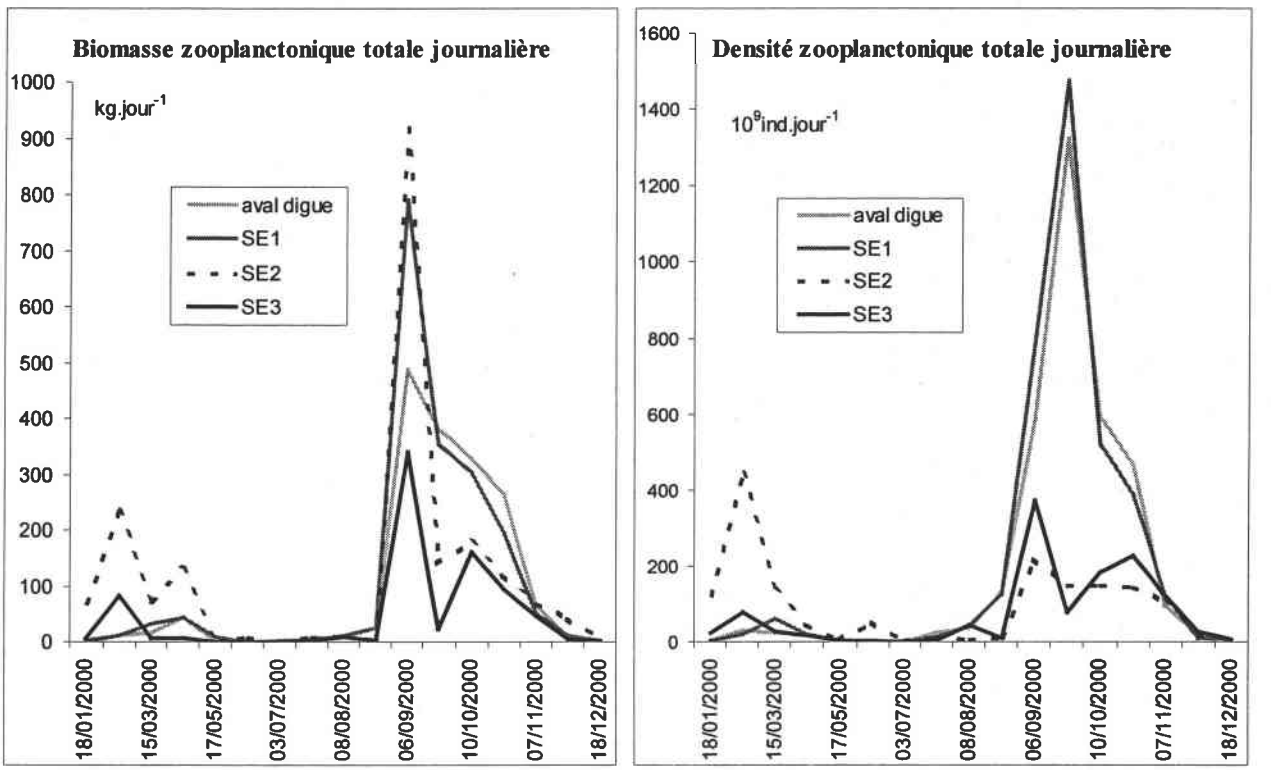


Figure 58 : Evolution saisonnière de la biomasse et de la densité zooplanctoniques totales journalières pour les différents points situés en aval de l'étang de Lindre

L'évolution des populations maximales dans chaque station échantillonnée (Tableau 18) ne va pas forcément dans le même sens que l'augmentation du débit (d'amont en aval). Au printemps et en automne, la biomasse totale journalière est maximale en SE2. Concernant la densité, le résultat est différent en automne : en période de forts débits (vidange de l'étang de Lindre), elle est maximale en SE1. L'intensité du stress lié au courant n'est pas homogène au sein d'une population zooplanctonique.

Tableau 18 : Valeurs maximales de biomasses et de densités zooplanctoniques journalières totales observées aux différents points situés en aval de l'étang de Lindre, avant et pendant la vidange automnale.

	Biomasse journalière totale maximale ($kg.jour^{-1}$)		**Densité journalière totale maximale ($10^9 ind.jour^{-1}$)**	
	Hors vidange	*Vidange*	*Hors vidange*	*Vidange*
Aval de la digue (LS4+LS5)	43,3	487,9	131,4	1322,7
SE1	43,0	790,1	124,1	1474,3

	Biomasse journalière totale maximale ($kg.jour^{-1}$)		Densité journalière totale maximale ($10^9 ind.jour^{-1}$)	
SE2	234,8	**917,9**	442,6	217,9
SE3	82,7	340,6	79,1	370,9

Le cumul des flux en LS4 et LS5, exprimés en terme de biomasse ou de densité, correspond aux 100 %, c'est à dire au flux de référence avant transport (Figure 59). Les moyennes sont calculées en séparant les périodes à faible (avant la vidange) et à fort débit (pendant la vidange). Les données de janvier et février qui correspondant à un débit quasiment nul et donc négligeable par rapport aux points plus en aval dans la Seille, ne sont pas prises en compte. Cela permet avant tout de limiter l'écart-type de la moyenne des dates avant vidange, calculée pour SE3 (baisse de 200 points pour la biomasse et de 300 points pour la densité). Les calculs pour les autres points sont peu modifiés.

- **Entre l'aval de la digue et SE1**, le flux journalier n'augmente qu'hors période de vidange. Un débit important favorise la dérive du zooplancton : l'arrêt de certains individus dans les mailles végétales, la fuite des animaux robustes (Copépodes) dans des zones de refuge n'est plus possible quand le courant est trop fort.

- **Après 7 km de transport (SE2),** les populations entraînées par un faible courant se sont largement multipliées : par 9,4 pour la biomasse et par 14,8 pour la densité. Cela concerne préférentiellement des individus de petite taille (Rotifères, Nauplii). Certaines espèces peuvent se maintenir en rivière et même se reproduire dans des zones calmes ou des abris (macrophytes). Les affluents de la Seille entre Dieuze et Mulcey sont des ruisseaux : l'absence de plans d'eau limite les apports en zooplancton venant de ce secteur du bassin versant.

En période de vidange, entre l'aval de la digue et SE2, la biomasse totale est multipliée par 2,1 mais la densité est divisée par 1,25 : seuls quelques individus de grandes tailles parviennent à se maintenir dans la rivière, les plus petits sont soit emportés plus en aval soit dégradés par le système après leur mort.

- **Après un transport de 25 km dans la Seille (SE3)**, les populations zooplanctoniques qui s'étaient multipliées en période de faible courant sont décimées. Malgré les apports massifs en provenance du Lindre et d'autres sources présentes sur son bassin versant, notamment le ruisseau de Guébelange qui reçoit les eaux de plusieurs étangs, c'est au cours des 18 derniers kilomètres que le stress engendré par les apports salins, les modifications du débit ou que l'arrêt de la dérive par les végétaux de la Seille se font ressentir. L'importance relative de chacun de ces facteurs ne peut être estimée. Par rapport aux biomasses présentes juste en aval de la digue (100%), les biomasses tombent à 53 % en période de vidange et 85 % hors période de vidange, les densités à 62 % en période de vidange et 44% hors période de vidange. Les caractéristiques physico-chimique de la Seille au niveau de Chambrey (conductivité élevée et concentrations en nitrates importantes) agissent plus sur la densité que sur la biomasse zooplanctonique avec une action plus ressentie par les petits individus que par les gros. Quand le stress hydraulique vient s'ajouter au stress physico-chimique, les écarts entre densités et biomasses sont moins visibles : tous les individus sont touchés.

Le point SE2 correspond à une zone de transition entre une Seille (en amont), aux caractéristiques physico-chimiques très proches de celles de l'étang, et une Seille (plus en aval), où se multiplient les facteurs de stress, avec de fortes intensités.

La très grande variabilité des résultats de flux en SE2 résulte donc de l'apparition de diverses sources de stress et des comportements spécifiques du zooplancton face à ces modifications.

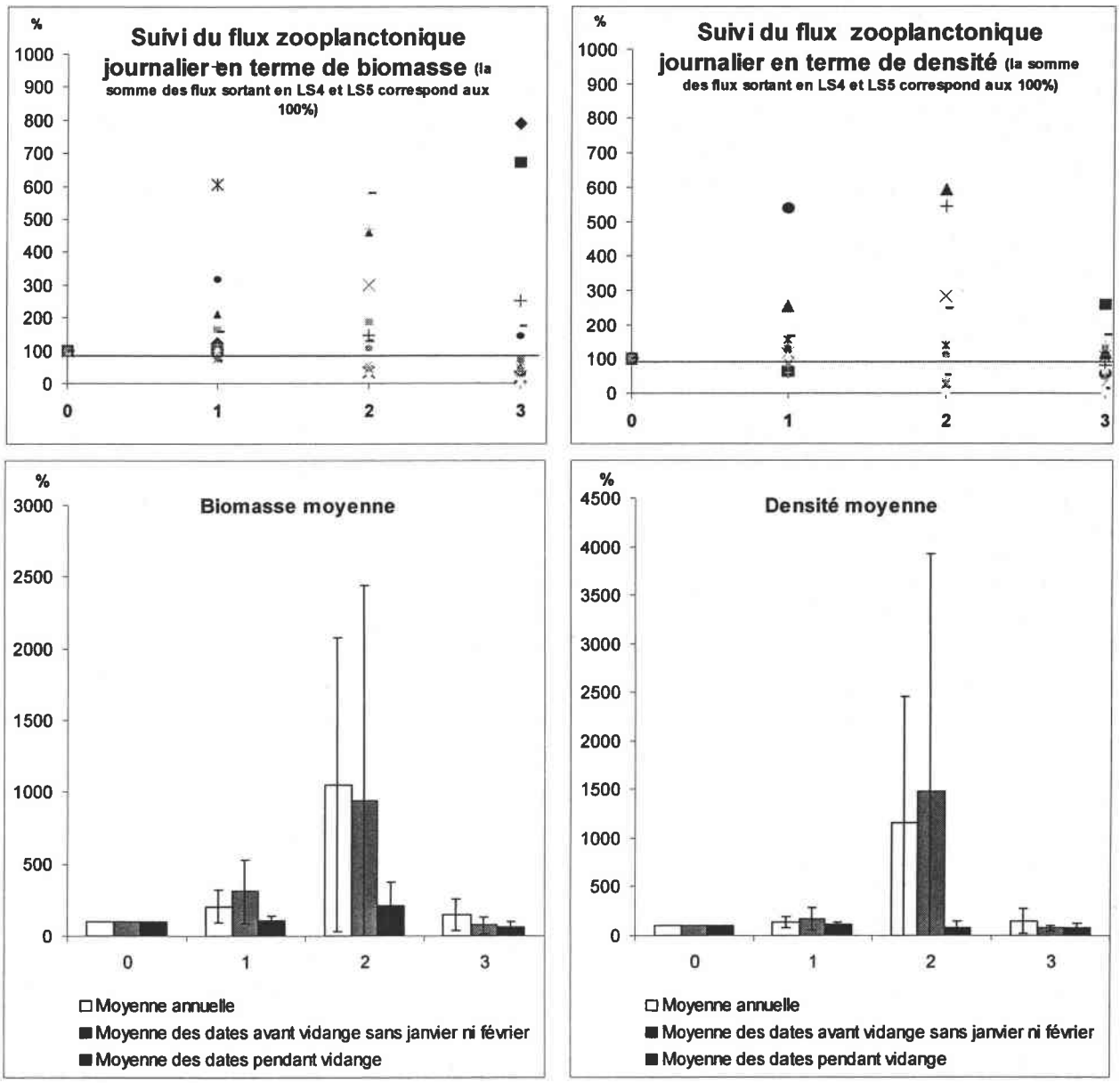


Figure 59 : Evolution spatiale dans la Seille des populations zooplanctoniques exprimées en terme de flux de biomasse ou de densité entre la station L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). Les figurés des graphiques du haut correspondent aux différentes campagnes. L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %).

IV.2.1.3.3 Diversité des comportement des espèces face aux différents stress rencontrés dans la Seille

Biomasses et densités du zooplancton n'évoluent pas forcément de la même manière au cours du transport dans la Seille. De la taille d'un individu et de sa biomasse, découle un

type de comportement face aux stress rencontrés dans la Seille. Parmi toutes les espèces identifiées sur l'ensemble du réseau de prélèvements du zooplancton, les plus fréquentes (Tableau 19) font l'objet d'une étude individuelle du comportement au cours du transport dans la Seille (Figure 60).

Tableau 19 : Liste et groupe de tailles des espèces les plus fréquemment rencontrées dans la dérive du Lindre. Une super espèce est créée en raison de l'hybridation fréquente : *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* (Rotifera, *Synchaetidae*, Ruttner-Kolisko 1974)

Espèces
Petites (<200µm)
Brachionus angularis
Keratella cochlearis
Keratella quadrata
Polyarthra dolichoptera-vulgaris
Moyennes (200-500µm)
Copepoda nauplii
Grandes (>500µm)
Bosmina longirostris
Daphnia longispina
Acanthocyclops robustus
Thermocyclops crassus
Asplanchna spp.

Au cours du transport, certains taxons sont rapidement éliminés de la dérive zooplanctonique : la population de *Daphnia longispina* s'accroît à quelques dizaines de mètres en aval de la digue puis les effectifs chutent régulièrement jusqu'à devenir nuls au bout de 25 km. La morphologie de l'espèce (épine caudale, corps allongé) est un handicap car elle est très rapidement retenue dans les mailles des végétaux du lit de la rivière. En plus d'être une proie de choix pour les poissons de la Seille, elle doit également montrer une grande sensibilité aux facteurs chimiques du milieu car l'éradication en SE3 est totale.

Ce comportement ne peut-être généralisé à tous les Cladocères : *Bosmina longirostris* suit un pattern totalement différent. Grâce à sa forme globuleuse, à l'absence d'appendices corporels, elle n'est pas retenue par les macrophytes à son arrivée dans la rivière : l'accroissement de la population est proche de 1. Après 7 km de dérive, les effectifs totaux doublent : soit l'espèce parvient à se reproduire, soit elle se maintient et reçoit de nouveaux individus avec les nombreux apports en eau présents sur le tronçon. Le maintien des populations en SE3 est fortement lié au débit : hors période de lâché de l'étang, les individus échantillonnés sont en moyenne 14 fois plus nombreux que ceux exportés par le Lindre. En période de vidange, la population est décimée : il ne reste au total qu'un sixième de la population d'origine. *Bosmina longirostris* semble donc être peu sensible à la présence des végétaux et aux modifications physico-chimiques rencontrées dans la Seille : l'espèce continue sa dérive quand le débit est faible, donc quand ces différents paramètres sont très intenses (fort développement des végétaux, conductivité et teneur en nitrate très importantes). Des résultats similaires ont été observés par Saunders et Lewis au cours de leurs travaux sur le transport du zooplancton dans la rivière Orinoco (Venezuela) au cours de différentes phases hydrologiques (crues, inondations, faibles courants…) (Saunders and Lewis, 1989).

Les Rotifères de petites et grandes tailles, les Copépodes adultes et nauplii, suivent un modèle comportemental quasi identique au cours du transport dans la Seille. En période de

vidange, aucun taxon ne parvient réellement à accroître sa population dans la Seille. Seuls les nauplii de Copépodes et les *Polyarthra vulgaris dolichoptera* persistent de manière constante tout au long du réseau aval. Quand les débits sont faibles,les populations se maintiennent (*Keratella quadrata*, nauplii de Copépodes, *Cyclops spp., Asplanchna spp*) ou s'accroissent (*Brachionus angularis>Keratella cochlearis>Polyarthra vulgaris dolichoptera*) entre l'aval de la digue et l'amont de la rivière. Après une première résurgence d'eau salée, les individus sont encore plus nombreux : entre l'aval de la digue et le point SE2, la population de *K. cochlearis* est multipliée par 190. Les autres taxons montrent un accroissement de moindre importance : supérieur à 20 pour *B. angularis et P. vulgaris dolichoptera* , entre 10 et 20 pour *K. quadrata* et *Asplanchna spp*, entre 5 et10 pour les Copépodes. La sensibilité aux différents facteurs de stress de la Seille se fait beaucoup sentir au niveau de la station SE3. Le nombre total d'individus chute pour tous les taxons, seul P.*vulgaris dolichoptera* maintient une biomasse nettement plus importante que celle exportée par le Lindre. Les nauplii sont susceptibles d'être exportés plus loin que les adultes (presque absents de la Seille après 25 km).

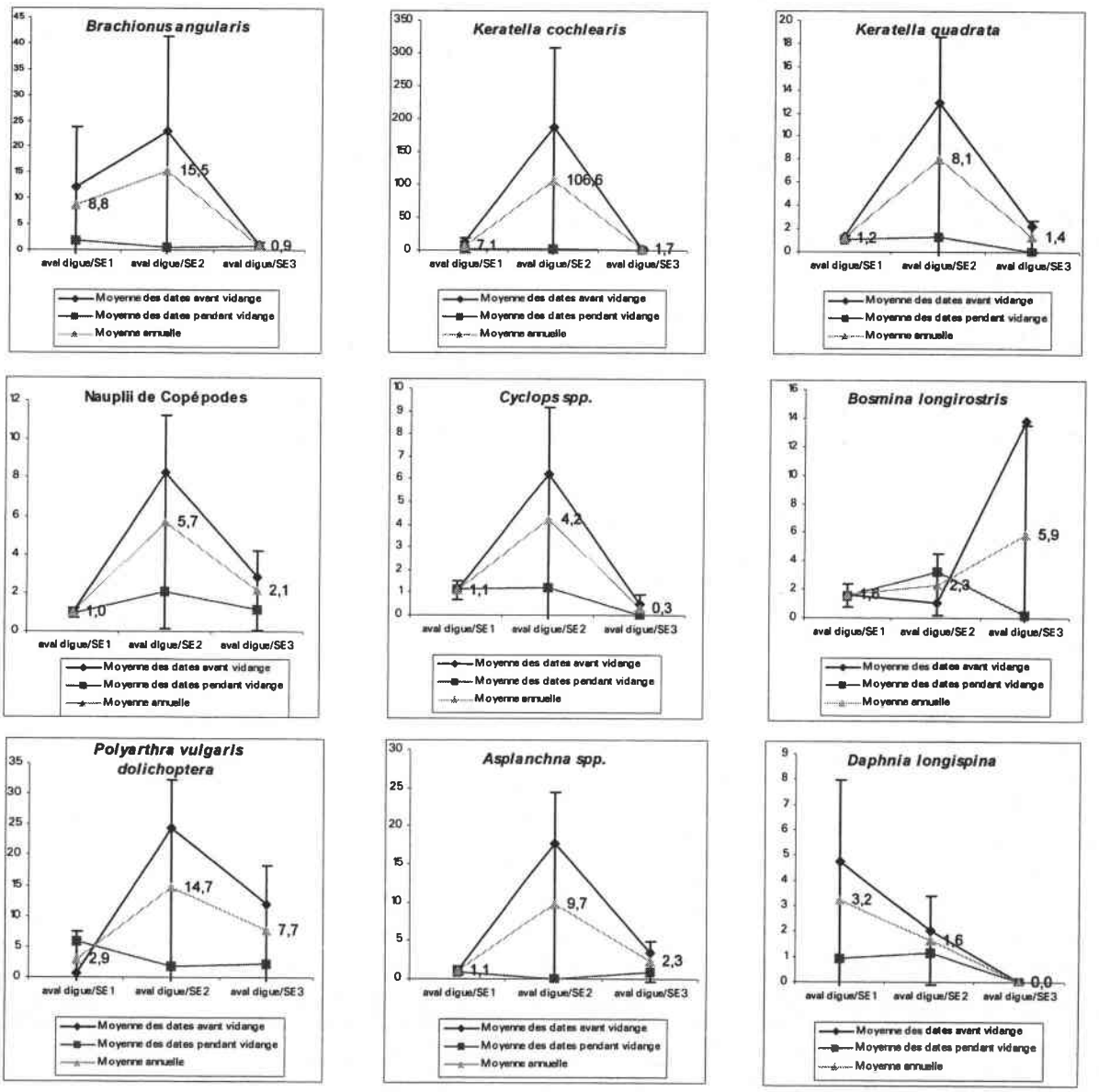


Figure 60 : Accroissement moyen des populations de différents taxons communément rencontrés dans le réseau de prélèvement du zooplancton. L'intervalle de confiance de la moyenne annuelle est représenté

par un segment noir (niveau de confiance de 95 %) et les valeurs indiquées sont celles de la moyenne annuelle.

IV.2.2 Espèces zooplanctoniques exportées par l'étang de Rorbach, devenir et impact dans le milieu récepteur (l'étang de Lansquenet)

L'étang de Lindre est une source de zooplancton pour son affluent récepteur. Les espèces exportées d'un plan d'eau dans une rivière ne sont pas toutes condamnées à disparaître en aval mais les changements des caractéristiques du milieu de vie impliquent une certaine adaptation pour pouvoir survivre à l'exportation. L'étang de Lindre reçoit lui aussi des apports zooplanctoniques venant de son bassin versant, et notamment des petits étangs satellites qui lui sont connectés. Les espèces introduites peuvent alors constituer un apport vivane, éventuellement capable de se reproduire ou un apport de matières biodégradables dans le cas où, soit le transport, soit les nouvelles conditions du milieu receveur auront été fatales.

Pour tester la survie de la population originaire d'un plan d'eau et introduite dans un autre plan d'eau, nous avons suivi les espèces zooplanctoniques exportées, au cours de la vidange de l'étang de Rorbach dans l'étang de Lansquenet. Le trajet parcouru entre les deux sites est minime (environ 200 m), et les deux étangs qui appartiennent au même sous bassin versant, ont des caractéristiques physico-chimiques assez proches.

IV.2.2.1 Exportation du zooplancton au cours de la vidange de l'étang de Rorbach

La vidange automnale n'est pas propice à l'exportation d'une grand diversité zooplanctonique : seulement 21 taxons sont emportés hors de l'étang, tout au long de sa vidange (Tableau 20).

Tableau 20 : Taxons exportés hors de l'étang de Rorbach au cours de sa vidange automnale (2000)

Crustacea		Rotifera
Cladocera	Copepoda	
Alona quadrangularis (O.F. Müller, 1785)	*Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863)	*Asplanchna spp.*
Ceriodaphnia spp.	*Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853)	*Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850)
Chydoridae spp.	Copepodits	*Brachionus angularis* (Gosse, 1851)
Chydorus sphaericus (O.F. Müller, 1785)	Nauplii	*Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1776)
Daphnia cucullata (Sars, 1862)		*Euclanis triquetra* (Ehrbg., 1838)
Disparalona rostrata (Koch, 1841)		*Filinia longiseta (Ehrbg. 1834)*
		Keratella cochlearis (Gosse, 1851)
		Keratella quadrata (Müller, 1786)
		Lecane (lecane) spp. (Nitzsch, 1827)
		Lepadella ovalis (Müller, 1786)
		Polyarthra vulgaris (Carlin, 1943)
		Pompholyx sulcata (Hudson, 1855)
		Synchaeta spp.

Espèces communes à Rorbach et Lansquenet

Espèces communes à Rorbach et Lansquenet, concentrations exportées >>>densités observées dans Lansquenet

Espèces propres à Rorbach

Dans l'eau de vidange, les effectifs de ces taxons, et de manière générale, des différents groupes zooplanctoniques, varient considérablement au cours du temps (Figure 61). Les concentrations zooplanctoniques exportées sont maximales après 2 jours de vidange.
Le zooplancton de petite taille (Rotifères et Copépodes nauplii) est facilement emporté par les courants induits par la vidange et, rapidement, la plus grosse partie de la population est exportée hors de l'étang (avant l'interruption temporaire de 36 heures le 16 et 17 septembre). Ensuite, les concentrations dans l'eau de vidange se stabilisent à un niveau plus faible (<100 individus par litre).

Les Crustacés (Cladocères et Copépodes adultes), persistent plus longtemps dans l'étang vidangé (proportionnellement aux densités observées avant la vidange). Le temps de latence de 2 jours entre l'ouverture des vannes et l'exportation des Copépodes s'observe à deux reprises : après le 13 /09 et après le 18/09. La constitution robuste de ces individus, leur nage puissante, leur permettent de lutter contre la force du courant. Les Cladocères, eux, peuvent trouver abri aux seins des végétaux et des berges, mais une fois le niveau d'eau abaissé, ils se retrouvent près de la digue et sont facilement emportés, sans temps de latence après la deuxième ouverture des vannes (18/09).

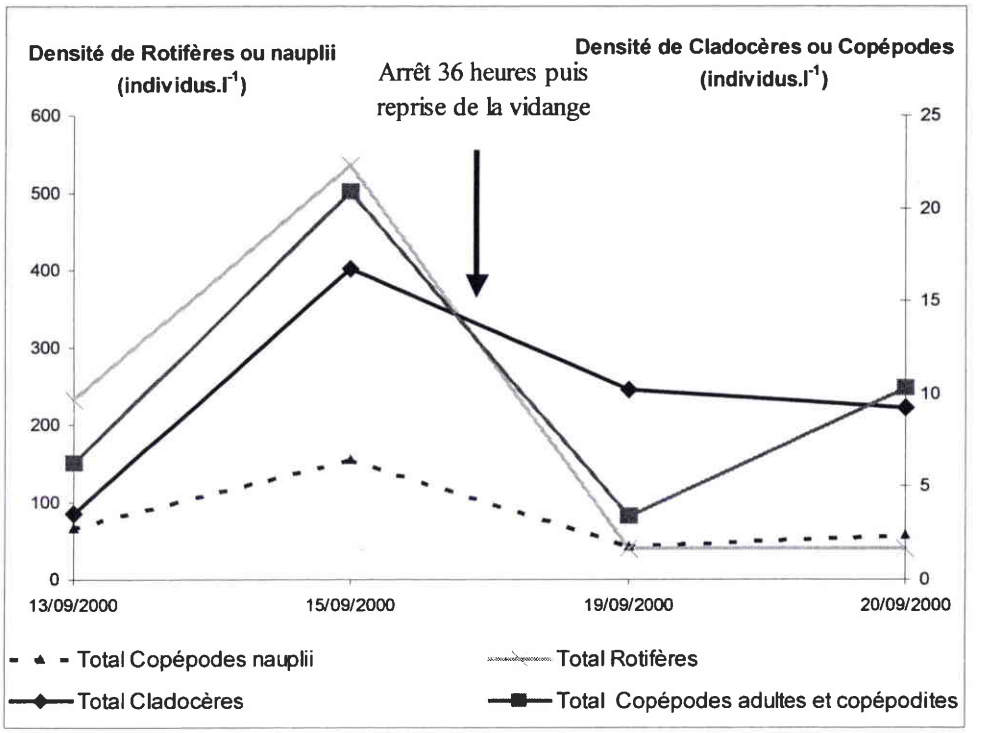


Figure 61 : Evolution temporelle des densités zooplanctoniques exportées par l'étang de Rorbach au cours de sa vidange automnale (2000)

IV.2.2.2 Impact de la vidange sur l'étang receveur (Lansquenet)

IV.2.2.2.1 Physico-chimie

Le suivi des paramètres physico-chimiques *in situ* (Figure 62) montre que, par rapport aux caractéristiques de l'étang receveur, l'eau originaire de Rorbach a un pH plus faible de 1,5 points, une teneur en oxygène dissous plus faible d'au moins 3 mg/l, une température plus élevée de quelques dixièmes de degrés, et une conductivité plus élevée de 50 µS.

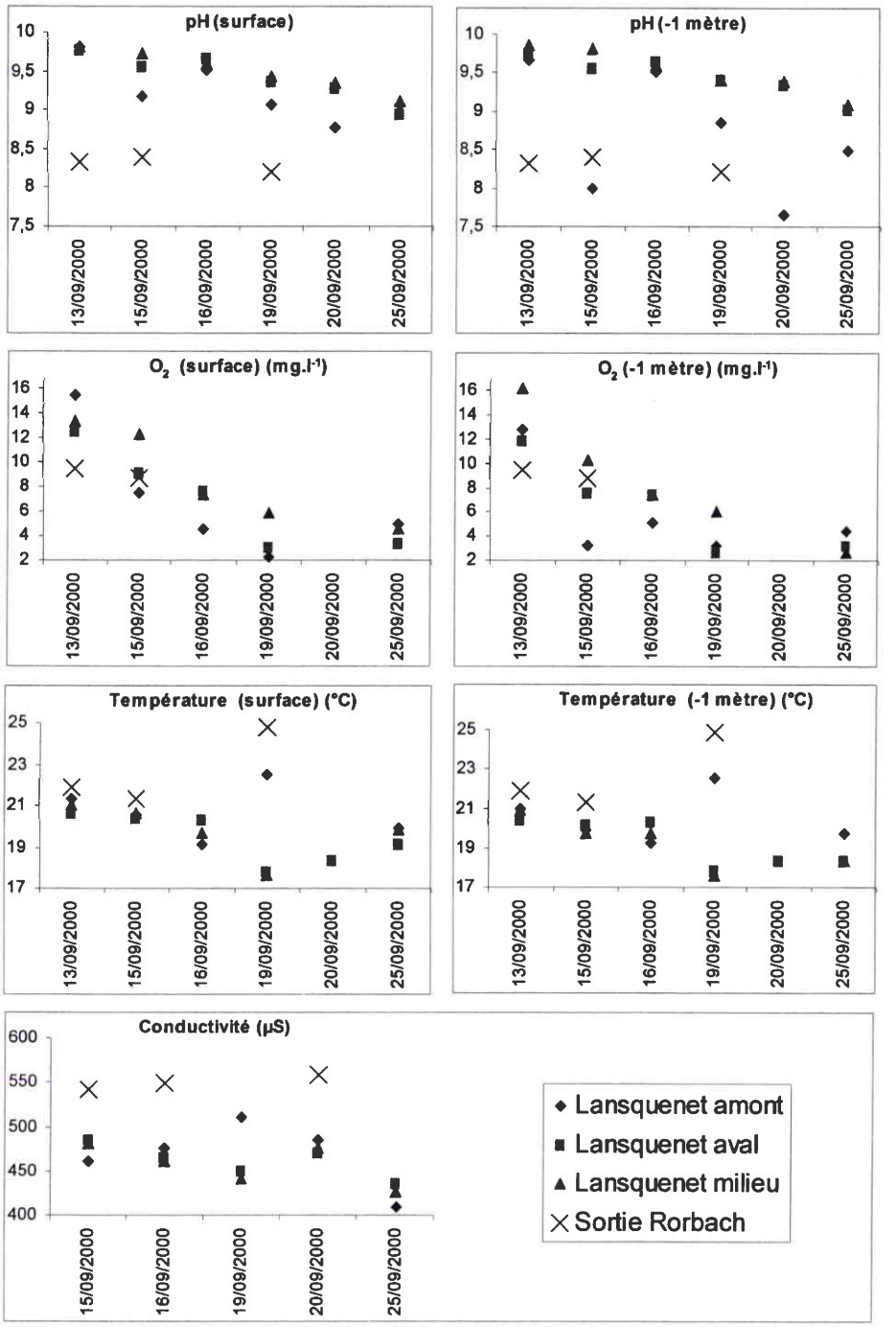


Figure 62 : Evolution temporelle de divers paramètres physico-chimiques en amont, au milieu, en aval de l'étang de Lansquenet, et dans l'eau exportée en aval de Rorbach pendant et après sa vidange automnale (2000). Dans l'étang, les mesures sont effectuées sur les eaux de surface et à une profondeur de 1 mètre.

L'arrivée progressive de cette masse d'eau va engendrer un certain nombre de modifications concernant les caractéristiques physico-chimiques de l'étang receveur (Tableau 21).

Tableau 21 : Résumé des principales modifications des paramètres physico-chimiques mesurés dans l'étang de Lansquenet. Les observations sont réalisées avant, pendant et après la vidange de l'étang de Rorbach dans l'étang de Lansquenet.

	Avant la vidange …	Pendant et à la fin de la vidange…	Cinq jours après la vidange…
pH	pH homogène d'amont en aval dans l'étang de Lansquenet	- gradient remarquable entre le point amont et les points milieu et aval de l'étang (tous deux très proches) - écart plus creusé lorsque la mesure est effectuée à un mètre de profondeur	- eaux de surfaces : étang à nouveau homogène, mais le pH moyen est passé de 9,8 à 9,04 en 12 jours) - eaux plus profondes : gradient amont/aval toujours visible (0,5 unités)
Oxygène dissous	- eaux de surfaces : plus oxygénées en amont de l'étang - eaux plus profondes : plus oxygénées au milieu de l'étang - teneurs avant vidange > 13mg/l	- baisse brutale en amont, plus régulière au milieu et en aval - teneurs après vidange < 4 mg/l	- concentrations restent très faibles : < 5 mg/l - amont de l'étang légèrement plus oxygéné que le milieu et l'aval
Température	température homogène d'amont en aval dans l'étang de Lansquenet	- abaissement progressif tout au long de la vidange sur l'ensemble de l'étang : moyenne passe de 20,9°C à 18,3°C - mais réchauffement subit de la partie amont en fin de vidange avec l'arrivée des dernières eaux donc grand écart amont/aval	- homogénéité retrouvée pour les eaux de surfaces : léger réchauffement par rapport à la fin de la vidange (de 18,3 à 19.6°C) - écart amont/aval encore visible pour les eaux plus profondes
Conductivité	gradient croissant d'amont en aval	- gradient inversé	- gradient initial retrouvé : croissant d'amont en aval - baisse de la conductivité moyenne par rapport à l'avant vidange : de 475 µS à 423 µS

C'est au cours de la vidange que l'incidence sur l'étang receveur est la plus visible. Au fur et à mesure des apports, les modifications sont observées en tous points du plan d'eau :

- **une baisse du pH, et de l'oxygène dissous** car l'arrivée des eaux de Rorbach, avec un pH faible, entraînant de très fortes teneurs en matières en suspension, va limiter l'activité algale (photosynthèse),
- **une chute de la température** malgré les apports d'une eau plus chaude : les courants induits par les masses d'eau entrant vont limiter l'inertie et provoquer un brassage du plan d'eau, augmentant la surface d'échange avec l'air.

Dans l'étang, les eaux ne sont plus homogènes, la partie amont du plan d'eau, influencée par la qualité des eaux de Rorbach et de Lansquenet, devient une zone de transition qui se détache nettement de l'aval : les températures y sont plus élevées, l'oxygène est au plus bas, le pH est moins élevé tout en restant basique.

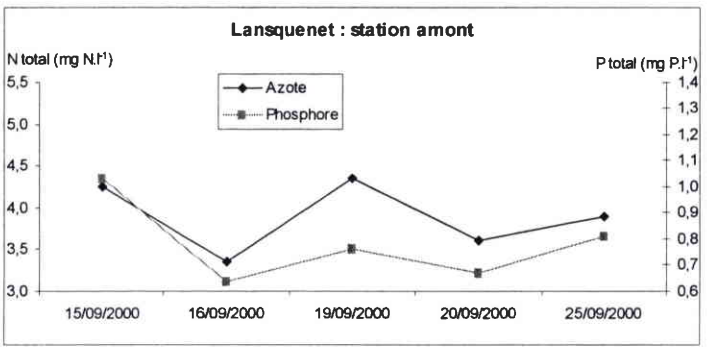
Après la vidange, l'étang perturbé d'amont en aval semble progressivement « récupérer ». Si les différences sont gommées en surface, les eaux plus profondes montrent toutefois de forts écarts, notamment un gradient anormal de pH et de température.

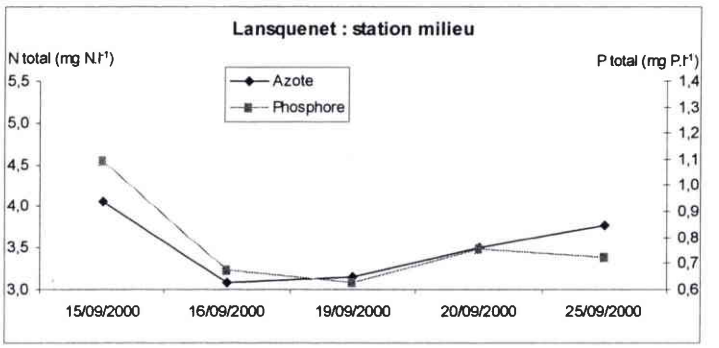
Après ces 5 jours de récupération, la qualité physico-chimique globale de l'étang de Lansquenet est réellement différente de l'avant vidange : en 12 jours seulement, les eaux sont plus fraîches de 1,3 °C, le pH est inférieur de 0,8 unités, les concentrations en oxygène dissous sont nettement plus faibles (baisse de plus de 8mg/l) et la conductivité moyenne a perdu 52 µS. Les carences en oxygène peuvent alors être préjudiciables aux différentes populations de l'étang de pisciculture... Mais l'étude n'ayant pas été poursuivie au delà de 5 jours de récupération (vidange de l'étang de Lansquenet), on ne peut pas conclure sur le caractère durable de ces observations.

Les teneurs en nutriments dans l'étang de Lansquenet sont influencées par les apports en provenance de Rorbach (Figure 63).

Au cours de la vidange de Rorbach, des oscillations sont observées en amont et en aval de l'étang, alors que la zone intermédiaire de l'étang évolue peu avec des teneurs plus faibles qu'avant la vidange. Les stations amont et aval, peu profondes concentrent les minéraux issus de la dégradation de la matière présente ou importée, les matières en suspension (organiques : phytoplancton, zooplancton, détritus) qui étaient soit, déjà présentes dans l'étang de Lansquenet, soit exportées par l'étang de Rorbach (surtout à l'ouverture des vannes et au cours de la pêche) ou soit transportées vers l'aval par les courants engendrés par l'arrivée des masses d'eau. Dans la zone centrale de l'étang, les courants induits par la vidange emportent les particules en suspension plus en aval.

Pour toutes les stations, les concentrations en azote et phosphore total sont plus faibles après la vidange (Tableau 22) : les eaux de Rorbach, moins chargées en azote et phosphore que les eaux de Lansquenet sont donc susceptibles de diluer les nutriments. Cependant, la dégradation des matières organiques importées, entre autres des espèces planctoniques qui ne supportent pas le changement de milieu ou les matières sédimentaires remises en suspension à cause des remous, va générer plus de formes azotées ou phosphorées minérales : orthophosphates, nitrites et nitrates sont en augmentation.





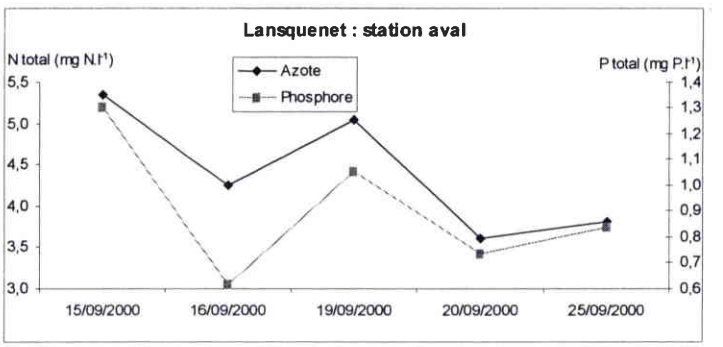


Figure 63 : Evolution temporelle et spatiale des teneurs en azote et phosphore total dans l'étang de Lansquenet, avant, pendant et après la vidange de Rorbach

Tableau 22 : Teneurs moyennes en azote et phosphore (mg N ou mg $P.l^{-1}$), calculées à partir des points situés an amont, au milieu et en aval de l'étang de Lansquenet, avant (13/9/00), et après la vidange (20/9/00 et 25/9/00) de l'étang deRorbach

	Nitrites	Nitrates	Azote Kjeldahl	Azote total	Ortho-phosphates	Phosphore total
Avant la vidange	0,013	0,735	3,803	4,551	0,340	1,144
A la fin de la vidange	0,017	0,795	2,760	3,572	0,497	0,720
5 jours après la vidange	0,020	0,773	3,037	3,830	0,585	0,792

L'évolution observée des teneurs en nutriments a peu d'intérêt concernant le potentiel de production piscicole de l'étang de Lansquenet : le bilan azote sur phosphore varie très peu

et reste à un niveau très bas (Tableau 23). Conformément aux données de Forsberg & Rydin (1980, *in* (Gigleux, 1992)), un rapport azote total sur phosphore aussi faible caractérise un milieu où l'azote est limitant. Les populations de Cyanobactéries (véritable impasse trophique) qui sont présentes dans l'étang avant la vidange de Rorbach, restent favorisées par un tel ratio.

Tableau 23 : Evolution du ratio N-NO3/P-PO4 moyen, calculé à partir des points situés an amont, au milieu et en aval de l'étang de Lansquenet, avant (13/9/00), et après la vidange (20/9/00 et 25/9/00) de l'étang deRorbach

	N/P
Avant la vidange	0,038
A la fin de la vidange	0,034
5 jours après la vidange	0,034

Après la vidange, les teneurs en nutriments vont légèrement augmenter (recyclage de la matière importée qui profite aux producteurs primaires) mais n'atteignent pas les concentrations observées avant la vidange. Le retour à la situation initiale doit donc demander plusieurs semaines.

IV.2.2.2.2 Populations zooplanctoniques (Figure 64)

Avant la vidange de Rorbach, le matériel zooplanctonique est surtout présent au milieu (3 fois plus qu'en amont) et en aval de l'étang (2 fois plus qu'en amont). **Les sources entrant dans un plan d'eau modifient la répartition spatiale des espèces zooplanctoniques au sein de ce plan d'eau.** En effet, les courants et les apports de nouveaux individus induits par la vidange de Rorbach amplifient l'hétérogénéité amont/aval. Les densités observées en fin de vidange sont 5 fois plus importantes au milieu et 4 fois plus importantes en aval que celles de la station en amont. Cinq jours après l'arrêt des apports dans Lansquenet, le phénomène est inversé : les stations milieu et aval sont 3,5 fois moins riches en zooplancton que la station amont.

L'impact de la vidange sur les populations zooplanctoniques est progressif d'amont en aval. L'augmentation des densités est visible à t = 2 jours pour les stations amont et milieu, et seulement à t = 5,5 jours pour la station aval.

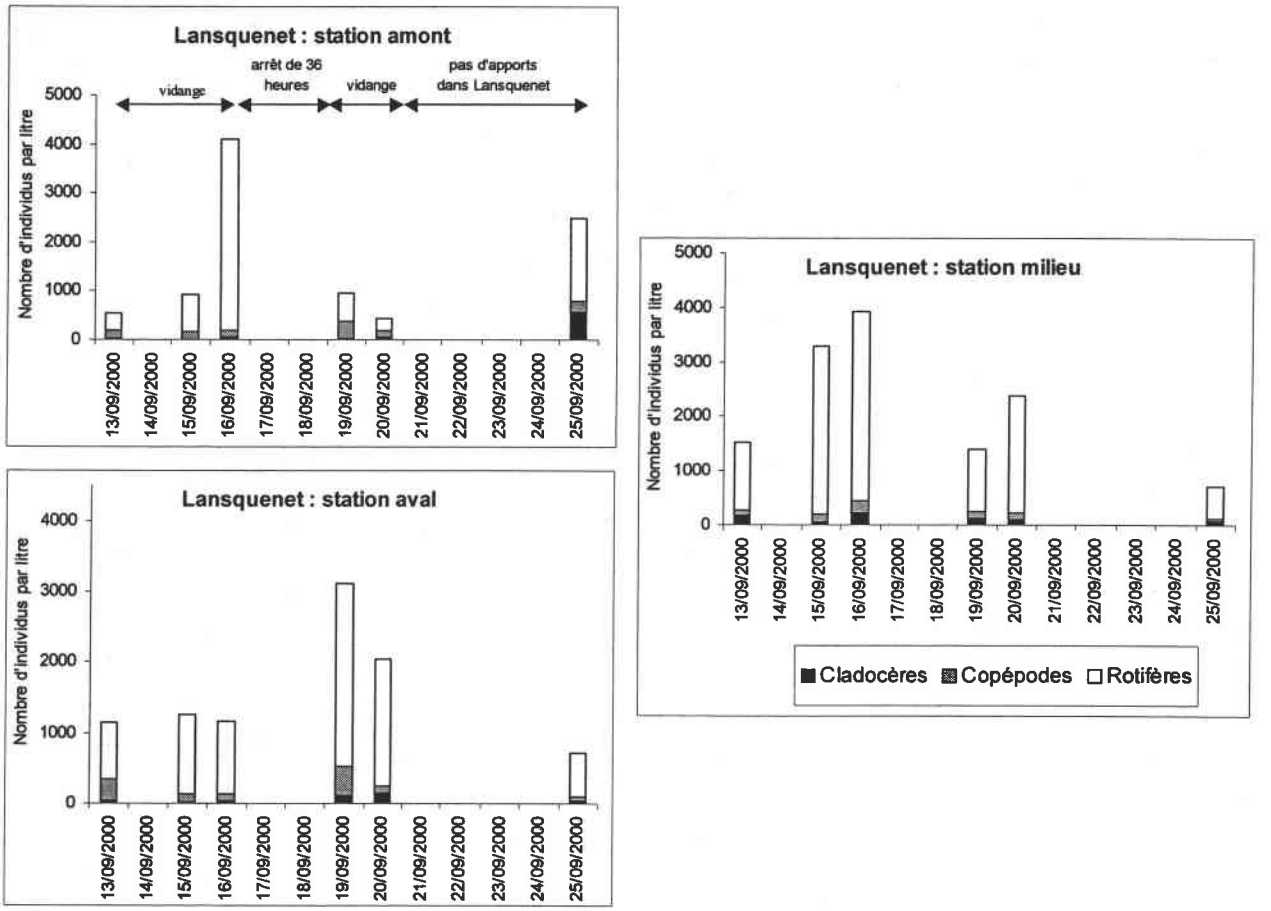


Figure 64 : Evolution temporelle et spatiale des densités zooplanctoniques dans l'étang de Lansquenet, avant, pendant et après la vidange de Rorbach

Les densités zooplanctoniques moyennes observées sur l'ensemble de l'étang de Lansquenet (Figure 65) augmentent rapidement après l'ouverture des vannes de Rorbach. Au début de la vidange, l'enrichissement en zooplancton dans le système receveur est régulier : 1,96% par heure jusqu'au 15/9/00, puis 1,86% par heure jusqu'au 16/9/00. En fin de vidange, entre le 19 et le 20 septembre, la densité moyenne baisse de -0,29%. Au cours de la phase de « récupération », quand il n'y a plus d'apports en provenance de Rorbach, la chute continue avec en moyenne -0,16% d'individus par heure. Après 12 jours de suivi dans l'étang de Lansquenet, la densité moyenne reste tout de même supérieure à la densité de départ.

Pour connaître l'origine de ces augmentations et baisses des populations zooplanctoniques sur une courte période (phénomène interne au système ou apport de l'étang en amont), il faut envisager de suivre de manière plus précise, la survie des espèces importées : c'est l'objet du prochain paragraphe.

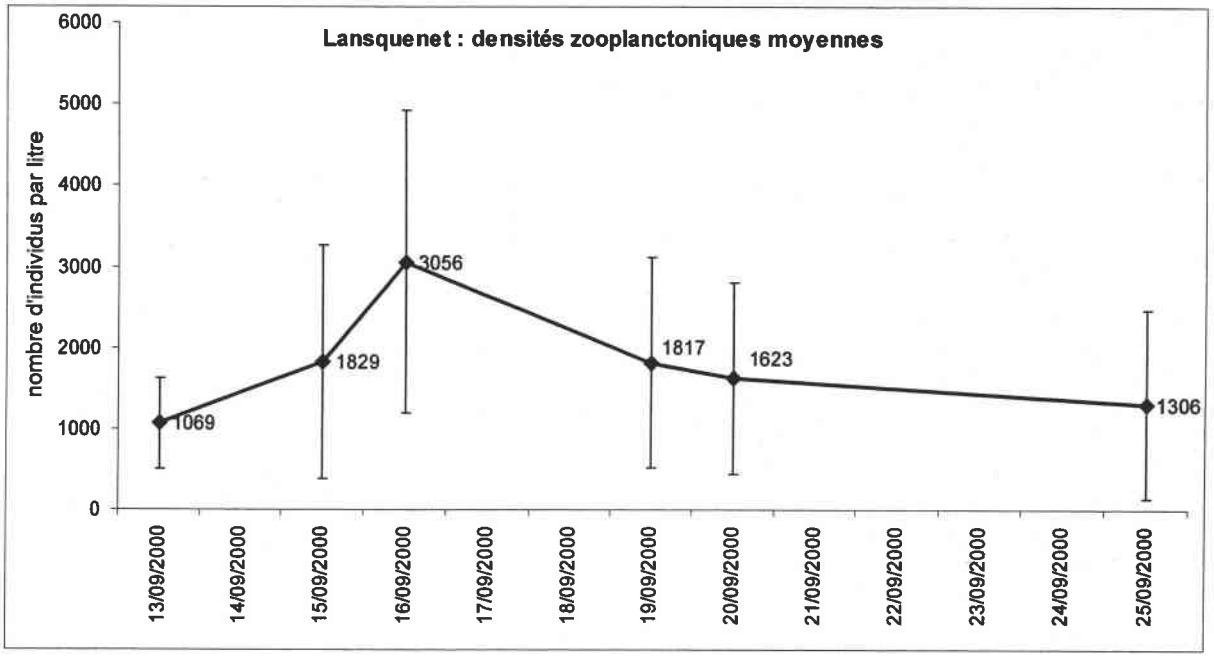


Figure 65 : Evolution temporelle des densités moyennes zooplanctoniques dans l'étang de Lansquenet, avant, pendant et après la vidange de l'étang de Rorbach. La moyenne (valeur indiquée) est calculée à partir des trois stations échantillonnées. L'intervalle de confiance de la moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %).

IV.2.2.3 Survie des espèces importées dans l'étang receveur (Lansquenet)

Parmi l'ensemble des taxons exportés (Tableau 20), 7 font l'objet d'une étude approfondie concernant leur devenir dans l'étang receveur. Il s'agit des espèces qui proviennent de l'étang de Rorbach et sont absentes de l'étang de Lansquenet ou y sont présentes à des densités beaucoup plus faibles que dans l'eau de vidange.

Différents cas de figure apparaissent (Figure 66).

- **Des taxons exportés ne sont pas retrouvés dans le milieu récepteur.** *Lecane lecane* n'est présent que de manière ponctuelle au cours de la vidange de Rorbach. Par contre, *Alona quadrangularis* est exportée de manière régulière, avec de faibles densités. Aucun de ces deux taxons n'apparaît dans Lansquenet.

- **Des taxons constituent un « inocula »** susceptible de donner naissance à une population abondante. *Daphnia cucullata*, qui est introduite de manière ponctuelle en fin de vidange est retrouvée en grande quantité (jusqu'à 172 individus par litre) 5 jours après la fin de la vidange. La zone la plus propice à sa reproduction est la partie amont de l'étang , c'est-à-dire là où les caractéristiques sont les plus proches de l'étang source (eau plus chaude, profondeur faible…

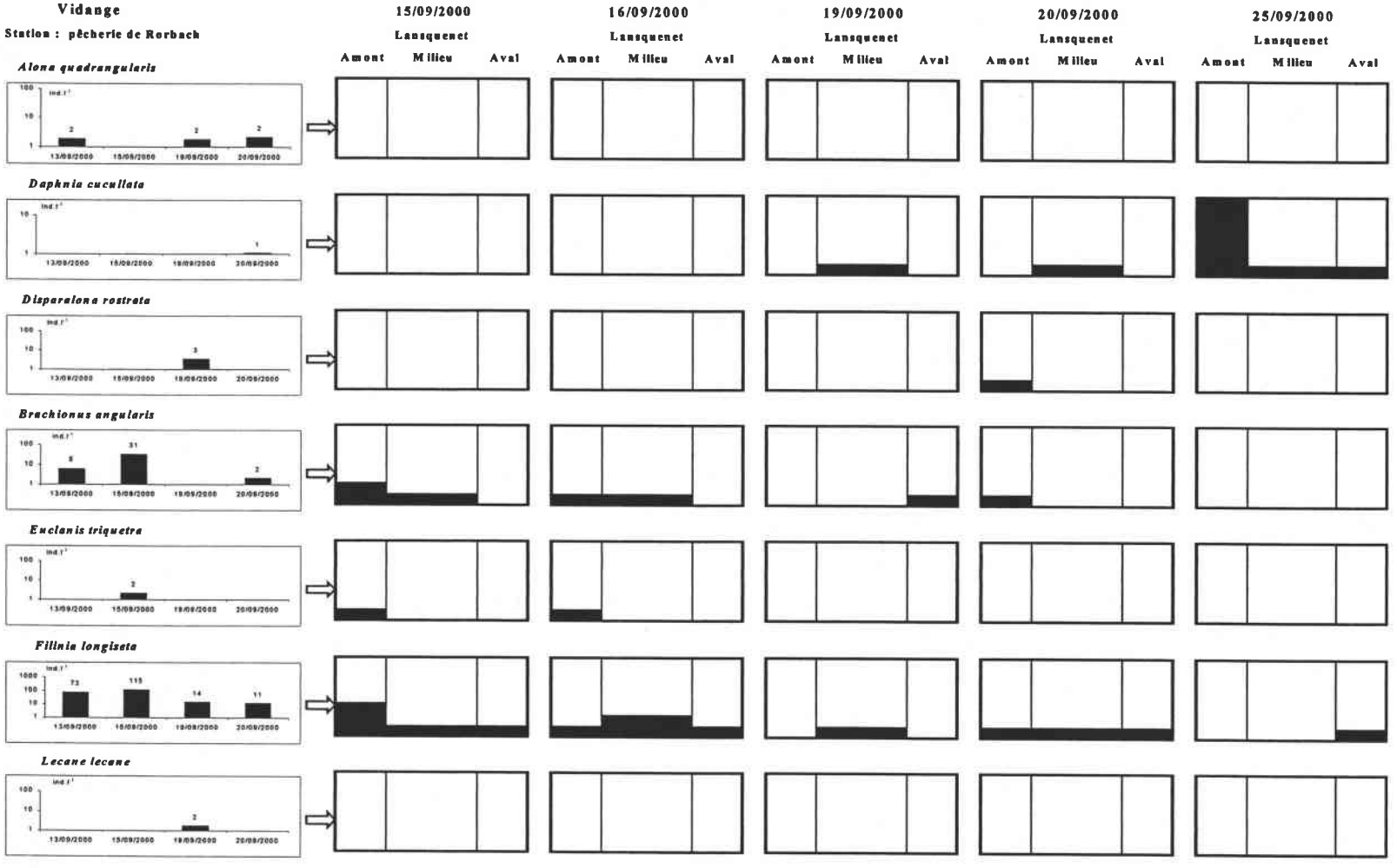


Figure 66 : Evolution temporelle des densités zooplanctoniques de 7 taxons exportés pendant la vidange de Rorbach (graphiques de gauche, prélèvements de la pêcherie) et représentation schématique du devenir de ces taxons dans l'étang de Lansquenet (approche spatiale : station amont, milieu, aval), et temporelle

- **Des taxons ont une durée de vie très limitée** dans le milieu récepteur et ne semblent pas s'y reproduire. C'est le cas de *Diasparalona rostrata*, et *Euclanis triquetra*, que l'on ne récolte que dans la partie amont de Lansquenet, et seulement un ou deux jours après leur importation.

- **Des taxons vont gonfler momentanément le stock existant**. Avant la vidange, les concentrations en *Filinia longiseta* et *Brachionus angularis* n'excédaient pas 38 et 12 ind.l^{-1}. Mais très rapidement, les densités s'amenuisent et retrouvent le niveau d'avant vidange. Ces espèces rejoignent donc le cas précédemment cité.

Au cours de cette vidange, rares sont les espèces qui persistent plus de deux jours dans le milieu récepteur. Cependant, la mise en dormance possible de ces espèces (œufs en diapause pour certains Cladocères (ephippies), Rotifères et Copépodes Calanoïdes) peut permettre une émergence plus tardive, dans l'année, ou dans les suivantes. Ce phénomène joue un rôle majeur dans la détermination des successions saisonnières d'espèces de zooplancton (De Stasio, 1990).

IV.2.3 Bilan : les apports, les exports et le transport du zooplancton au sein du système d'étangs de pisciculture et de la Seille.

IV.2.3.1 Les entrées :

L'étang de pisciculture présente une faune zooplanctonique diversifiée et abondante. Les apports de biomasse zooplanctonique sont fortement liés au bassin versant. Ainsi, par rapport aux lacs fluviaux, la présence de différentes sources entrant dans le système et leur origine semble constituer un avantage (Figure 67). Cependant, à cause du stress lié au transport, aux variations de conditions physico-chimique et hydraulique, et à la prédation de l'abondante faune piscicole, la survie des individus importés dans l'étang n'est pas assurée. Dans le cas particulier du Lindre, la nature du substrat et des terres lessivées au niveau du bassin versant de l'étang, induit des caractères physico-chimiques extrêmes qui ne favorisent pas la survie des espèces au cours du transport dans les ruisseaux.
La période la plus propice aux apports de biomasses zooplanctoniques correspond aux vidanges automnales des étangs satellites du bassin versant.

IV.2.3.2 Les sorties :

Les biomasses zooplanctoniques à la sortie de l'étang de pisciculture sont très variables dans le temps. La biomasse totale exportée est avant tout corrélée avec la phase de gestion du plan d'eau (remplissage, production ou vidange) et la composition spécifique avec l'activité piscicole (stockage du poisson dans les bassins de pisciculture) (Figure 68). **Les périodes les plus propices à l'exportation du zooplancton sont :**
- **la vidange automnale.**
- **les périodes de trop plein printanières.**

IV.2.3.3 Le transport :

La biomasse zooplanctonique totale évolue rapidement entre l'aval de la digue de l'étang et les premiers villages traversés par la Seille amont (Figure 69). La période de vidange est susceptible d'apporter, très rapidement, une quantité de matière biologique très importante au milieu récepteur (près d'une tonne de matière sèche par jour). Au cours du lâché de l'étang, le volume en eau permet de diluer et donc d'atténuer l'intensité de certains paramètres physico-chimiques, source de stress (conductivité, teneur en nitrate…), mais les modifications hydrauliques perturbent encore plus le milieu et la survie du zooplancton de la rivière. Au final, sur le dernier tronçon étudié, entre SE2 et SE3, la matière morte d'origine zooplanctonique est beaucoup plus importante que la biomasse vivante. Si cette dernière peut-être utile au système (alimentation des macroinvertébrés et des poissons), la première est une source potentielle de pollution…

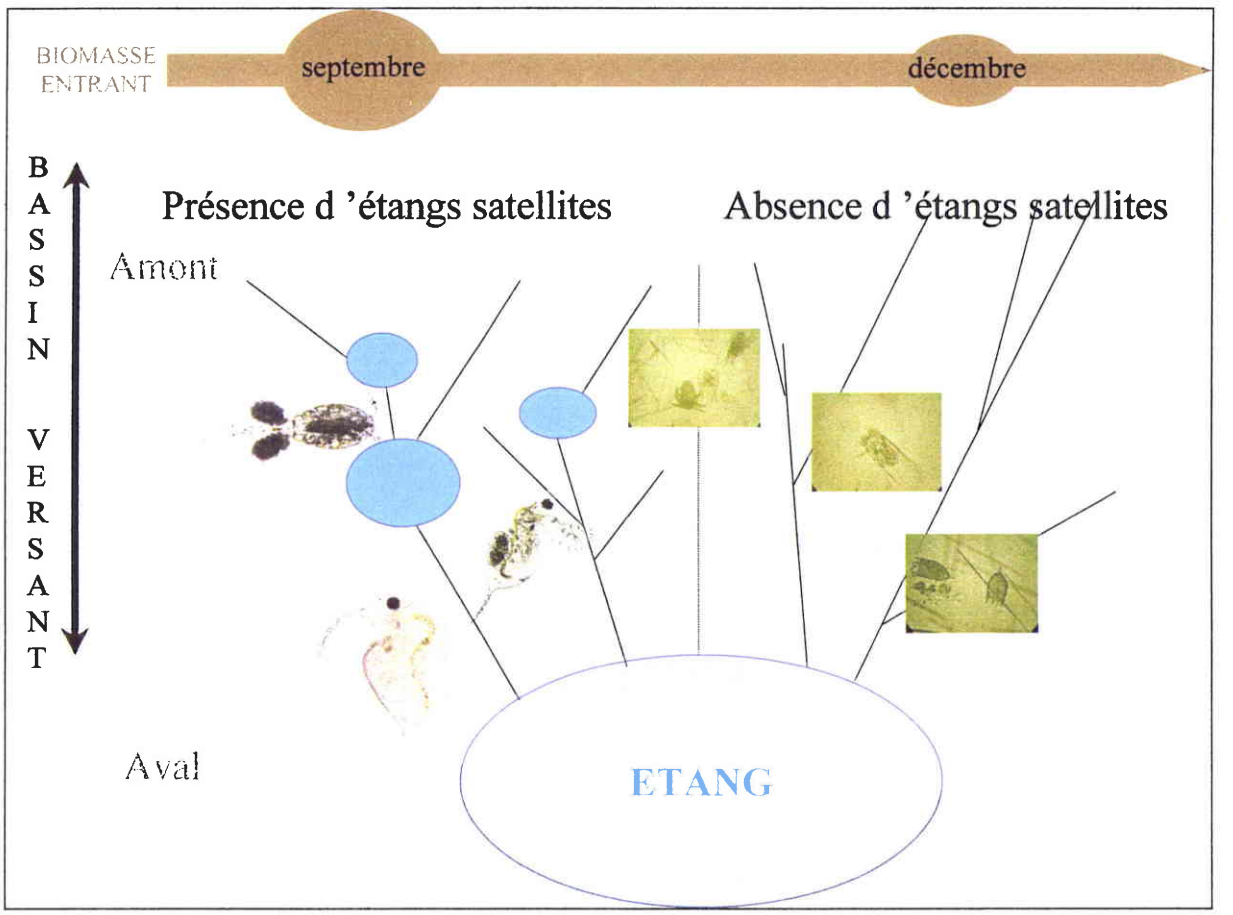


Figure 67 : Schéma récapitulatif de la biomasse zooplanctonique entrant dans l'étang de pisciculture

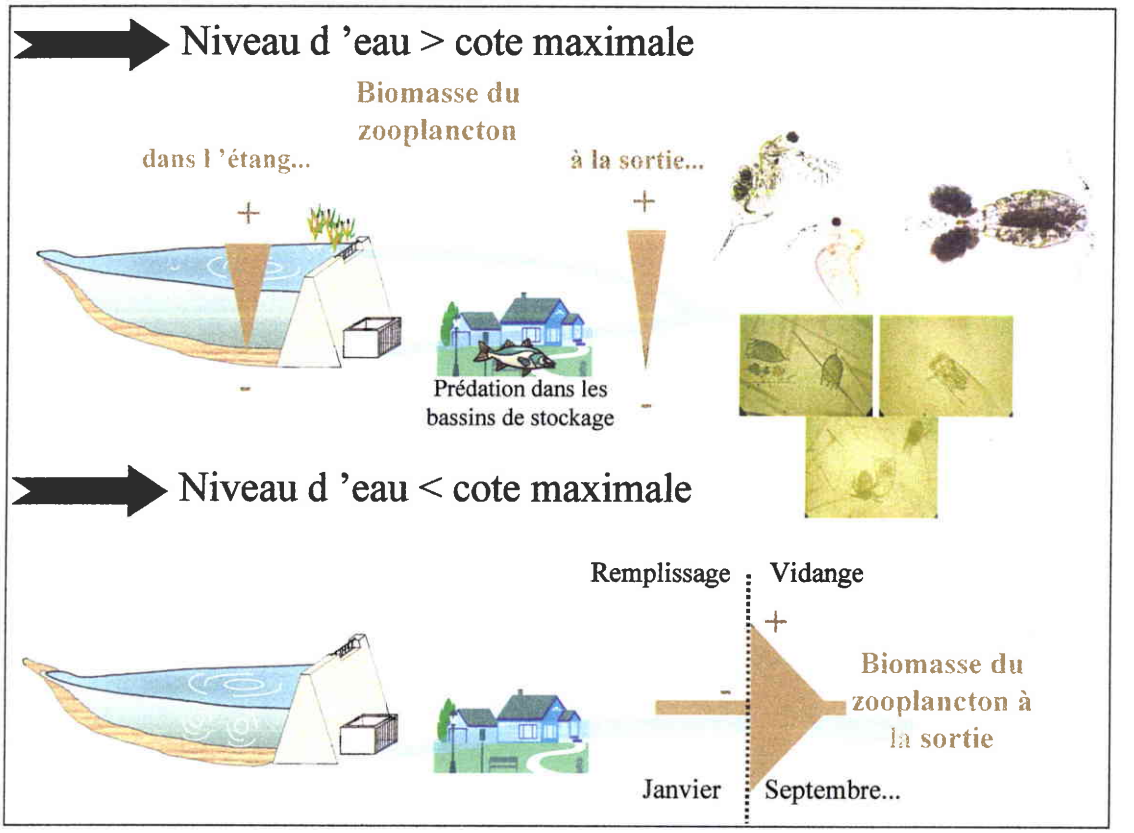


Figure 68 : Schéma récapitulatif de la biomasse zooplanctonique sortant de l'étang de pisciculture

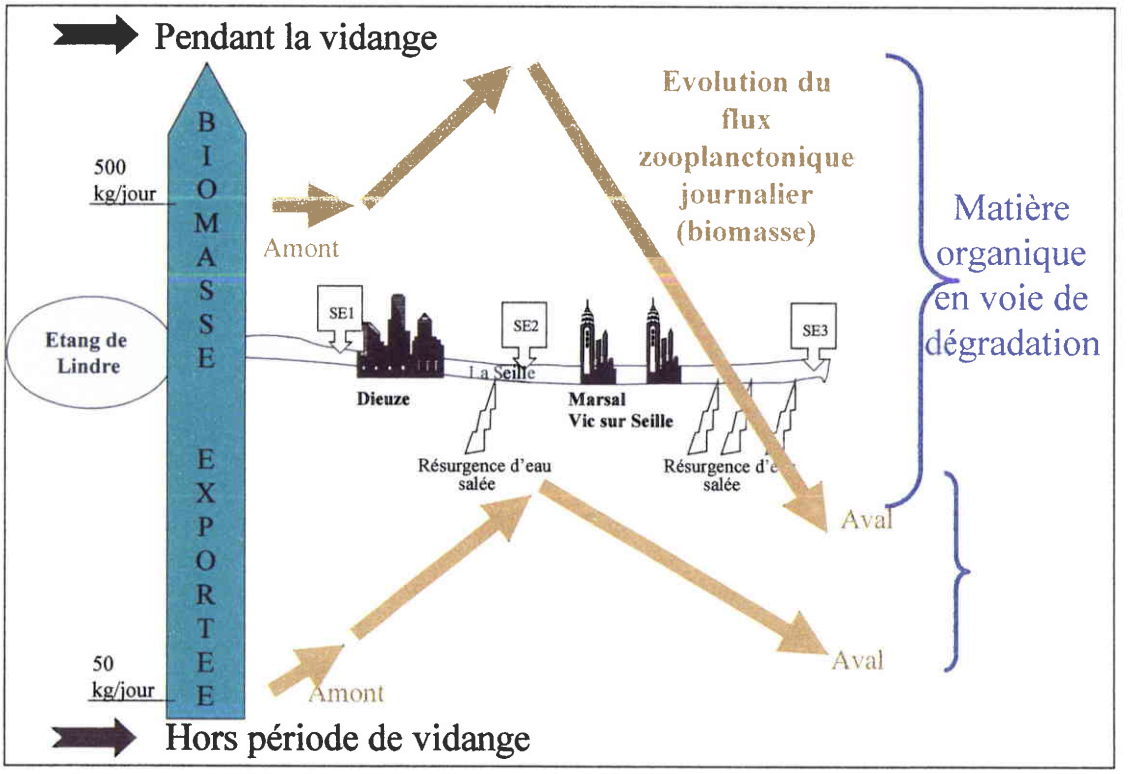


Figure 69 : Schéma récapitulatif du transport du zooplancton dans la Seille (en terme de flux de biomasse zooplanctonique)

IV.2.3.4 Discussion générale : le trajet amont-aval du zooplancton au sein du système d'étangs de pisciculture et de la Seille.

Contrairement aux lacs fluviaux, l'étang de Lindre, tout comme d'autres étangs du bassin versant de la Seille, se situe en tête de rivière, il n'est pas traversé par celle-ci. Il reçoit les apports de plusieurs cornées et autres ruisseaux de son bassin versant. Si la typologie est différente, l'action du plan d'eau vis à vis de ses entrées et sorties est analogue. Ainsi, en fonction de l'avancée des cycles biologiques au sein de l'étang (successions algales et zooplanctoniques) et de la gestion décidée par le pisciculteur, il agit comme une source nette plus ou moins importante de zooplancton. Dans le Lindre, le bilan nul puis positif en période estivale, suppose que la densité des poissons pourrait être trop importante à certaines périodes de l'année (Rosen, 1981) lorsque les biomasses entrant et la production interne sont faibles (juin) ; mais la phase estivale de croissance ne souffrirait visiblement pas d'un manque de ressources alimentaires.

La typologie de l'étang de pisciculture tend à favoriser un bilan net positif de biomasse zooplanctonique : grâce à sa faible profondeur (2,2 mètres en moyenne) et sa richesse, les lits à macrophytes autour des chenaux (27 km de rivage) permettent un développement massif et une protection du zooplancton. En période de trop plein ou de vidange, les organismes zooplanctoniques sont transférés dans les courants induits et sont ensuite facilement exportés (Basu *et al.*, 2000).

Les observations faites sur les mouvements des populations zooplanctoniques liées à un ou plusieurs étangs vidangeables piscicoles s'intègrent en partie aux différents modèles entrées/sorties du zooplancton en plan d'eau. Cependant, le facteur anthropique qui n'intervient pas dans le cas de milieux naturels, joue ici un rôle prépondérant. Il est à l'origine de nouvelles observations marquantes concernant l'approche spatio-temporelle du zooplancton hors des plans d'eau.

L'étude des populations zooplanctoniques dans la dérive correspond dans notre cas à une étude de la dynamique saisonnière du zooplancton à l'aval mais aussi à l'amont de l'étang de pisciculture. Un travail analogue (Richardson, 1991) mené sur un étang non vidangeable et son affluent récepteur (un ruisseau de deuxième ordre) souligne :

- l'arrivée des populations de microcrustacés et de rotifères dans l'étang au moment des crues,
- l'exportation du zooplancton hors de l'étang durant les périodes de faibles courants de l'été,
- une baisse rapide des densités dans l'étang après la crue.

La période des crues (mars) est considérée comme déterminante dans la dérive du zooplancton. Elle agit comme un « **importateur net** » de zooplancton au plan d'eau car elle correspond au washout des peuplements amont. Les plus importantes sources de zooplancton en amont sont des milieux stagnants temporaires, des étangs piscicoles, qui vont déborder ou se vider à la suite de fortes précipitations, permettant d'augmenter les densités, et de modifier les proportions des différents groupes taxonomiques dans le plan d'eau situé en aval : les espèces dominantes passent des Rotifères aux nauplii et la proportion des Cladocères augmente largement.

Cette période est en contraste avec les conditions de faibles débits (août) quand le plan d'eau joue le rôle d' « **exportateur net** » de Cladocères, Copépodes, Nauplii et d' « importateur » de Rotifères.

Dans le système Lindre (l'étang de Lindre, son bassin versant et son affluent récepteur), les apports liés aux crues (décembre) sont largement supplantés par la vidange automnale (septembre) d'étangs satellites du bassin versant. Cependant, l'absence d'un suivi printanier des trois entrées du Lindre ne permet pas de conclure sur l'importance des apports au système à cette période. Les biomasses entrant dans le Lindre en septembre sont toutefois largement supérieures aux données bibliographiques concernant d'autres réservoirs : 0,9 g/l de matière sèche soit 3150 ind/l en LE3 en octobre, contre moins de 400 ind/l en amont du réservoir de Der-Chantecoq (Ter Ovanessian, 1999), ou 200 ind/l en amont de l'étang de Rock Creek (Richardson, 1991)...

Les biomasses exportées au cours de la vidange du Lindre sont, elles aussi, beaucoup plus importantes qu'au cours de la période estivale à faibles courants (jusqu'à 10 fois plus de biomasse en poids sec par jour). De plus, si l'étang barrage n'est pas plein (cote inférieure à la cote maximale), à cause de précipitations insuffisantes au cours du remplissage, l'affluent récepteur sera privé de sa principale source de zooplancton : l'exutoire. Les populations exportées par vannes de fond se sont avérées moins nombreuses et moins riches en microcrustacés.

Dans un tel système d'étangs vidangeables, les mouvements des microcrustacés et des rotifères dans les ruisseaux qui les alimentent sont accrus à une période cruciale de la gestion piscicole : la vidange. Ces mouvements sont reconnus comme facteurs agissant sur la dynamique des populations dans l'étang receveur. Ainsi, pendant une période de crue, Richardson observe une forte densité de zooplancton dérivant qui va coloniser le plan d'eau en aval (Richardson, 1991). Après cette période, le déclin rapide des densités zooplanctoniques dans l'étang suggère, soit une forte mortalité induite par le transport (via l'abrasion), soit une disparition liée à des phénomènes internes (par exemple la prédation par les poissons). Malgré la présence de sources zooplanctonique en amont, l'auteur reconnaît que la survie, la colonisation et la croissance des populations ne sont pas garanties. Des observations similaires ont été faites au cours de la présente étude des populations apportées dans l'étang de Lansquenet par la vidange de l'étang de Rorbach. Malgré un apport en eau massif, l'étang receveur peut garder des conditions physico-chimiques trop différentes du milieu originel du plancton entrant. L'approche taxonomique a laissé entrevoir une grande diversité des comportements et une possibilité de développement immédiat dans le nouveau milieu pour les espèces les moins sensibles, voire d'une réapparition plus tardive pour les espèces capables de créer des formes de résistance.

L'étude de la persistance des individus zooplanctoniques en aval du Lindre et dans la partie amont de la Seille pose le problème de l'origine réel des animaux planctoniques. Viroux émet le postulat selon lequel, quelque soit la source du zooplancton présent en rivière, elle n'est pas unique mais correspond plutôt à une série des sources réparties tout au long de sa course (Viroux, 1997). Sur le court tronçon étudié, de nombreux étangs sont reliés à la Seille. Cependant, la surface inhabituelle de l'étang de Lindre (620 ha) et le volume en eau qu'il exporte, lui confèrent un rôle majoritaire voire quasiment unique en période de vidange.

La partie amont de la Seille représente un challenge environnemental pour le zooplancton. Comme dans les milieux mésohalins à proximité des estuaires, les organismes doivent lutter contre des facteurs physiques : courant et turbulences élevés (surtout en période de vidange), lumière limitée, température différente du milieu originel, et surtout une augmentation de la salinité. L'impact sur les populations est globalement identique à celui observé dans les systèmes devenant mésohalins (Mallin, 1991) : les peuplements subissent des modifications très intenses, à court terme, et sur de faibles distances ; rares sont les espèces de Crustacés qui parviennent à se développer (*Bosmina longirostris*).

Après un pic d'intensité du stress lié à la salinité, les populations zooplanctoniques en partie originaire de l'étang de Lindre, sont largement dominées par les Rotifères. Elles comportent en moyenne et par litre **15 Cladocères** (grâce à la présence massive de *Bosmina longirostris* pendant la vidange automnale avec 145 individus par litre le 6/9/00), **16 Copépodes** (14 sont des nauplii de Copépodes cyclopoïdes, le maximum est de 130 individus par litre le 6/9/00) et **155 Rotifères** (311 au maximum le 26/10/00) soit **186 zooplanctontes par litre en moyenne sur l'année 2000** (vidange comprise).

Dans la Moselle, à Hauconcourt, la confluence avec la Seille se traduit par une population où les microcrustacés sont plus abondants qu'en amont : elle atteint **225** individus par litre en été, et également enrichie en Rotifères, notamment grâce à *Brachionus calyciflorus, Keratella cochlearis, K. quadrata* et des *Synchaetidae* qui atteignent jusqu'à 6000 individus par litre début juin (données de 1993) (Viroux, 1997).

Les densités zooplanctoniques de la Seille en SE3 semblent négligeables face aux maxima enregistrés dans la Moselle en aval de la confluence. L'enrichissement notable des populations entre Millery (en amont de la confluence) et Hauconcourt (en aval de la confluence) sous-entend une reprise du développement des populations zooplanctoniques dans la Seille à une plus large échelle que celles que nous avons considérées. Au delà des résurgences salées, les densités zooplanctoniques doivent augmenter.

Dans un système lotique habituel, l'homme a une forte influence sur les caractéristiques physico-chimiques de la rivière, notamment à cause de perturbations à l'interface entre le cours d'eau et le milieu environnant (Peterson, 1992). Dans le cas de la Seille, la gestion piscicole de l'étang de Lindre donne un autre exemple d'action, cette fois ci dés l'origine principale de la rivière, et avec une intensité très importante (environ 13 millions de mètres cubes lâchés en 2 mois au cours de la vidange). L'estimation des changements dans les communautés zooplanctoniques de la Seille est particulièrement intéressant. A cette période, plusieurs centaines de kilogrammes de matières organiques d'origine zooplanctonique sont susceptibles d'être dégradées ou de sédimenter dans la rivière. Cette biomasse est une source potentielle de pollution : elle favorise le développement des bactéries et autres micro-organismes qui peuvent être nuisibles pour les hommes et les animaux, compromettant l'utilisation de l'eau. La dégradation de la matière dans la rivière provoque éventuellement la présence d'hydrogène sulfuré et de méthane, mais surtout une augmentation des teneurs en azote dissous (surtout de l'ammonium et des nitrates). Cette eutrophisation du milieu peut avoir des conséquences nuisibles sur la flore et la faune : développement des végétaux fixés, coloration de l'eau, baisse de la transparence, diminution de la diversité floristique et faunistique (Paerl, 1988).

IV.3 Le phytoplancton en amont et en aval de l'étang : des ruisseaux du bassin versant à la Seille

IV.3.1 Les biomasses phytoplanctoniques importées et exportées par l'étang de Lindre

La prise en compte de l'étage phytoplanctonique est une étape fondamentale pour la compréhension du système notamment dans la différenciation des charges particulaires circulant à travers l'ensemble du système

IV.3.1.1 Les flux de phytoplancton entrant et sortant du Lindre

IV.3.1.1.1 Les entrées

Les apports en phytoplancton, observés grâce au suivi des quantités journalières de pigments chlorophylliens (chlorophylle a) dans les trois principales branches de l'étang de Lindre (Figure 70, a), sont fortement liés à la nature du bassin versant et aux conditions climatiques.

Les petits ruisseaux qui constituent la branche d'alimentation LE1 (Assenoncourt) sont peu propices au développement interne de populations algales. De manière encore plus visible que pour le zooplancton, les principales sources phytoplanctoniques du Lindre proviennent des plans d'eau situés dans le bassin versant.

Pour être une source phytoplanctonique élevée, le retenue doit être suffisamment remplie. Ainsi, en période de hautes eaux (fin de l'hiver et début du printemps), les étangs satellites du bassin versant exportent le phytoplancton par surverse. Par contre, en été (juillet et août), les apports phytoplanctoniques allochtones du Lindre sont très faibles (<300g.jour^{-1} de chlorophylle a). A cette période, **l'étang barrage est une entrave totale au transport de la matière organique** et il limite la longueur des cours d'eau. Ainsi, les apports en provenance de la branche d'Assenoncourt (LE1) deviennent dominants en période d'étiage (Figure 70, b). Quand vient l'automne, l'intervention humaine permet de restituer sur une courte période, une quantité très importante de phytoplancton disponible pour l'étang de Lindre (environ 3 kg.jour^{-1} de chlorophylle a) : il s'agit d'apports liés aux vidanges des étangs satellites. L'étang de Zommange dont le bassin versant ne dépasse pas les 10 km² peut apporter 10 fois plus de biomasse phytoplanctonique par jour que l'ensemble des deux autres branches alimentant le Lindre, et qui drainent, quant à elles, 63 km².

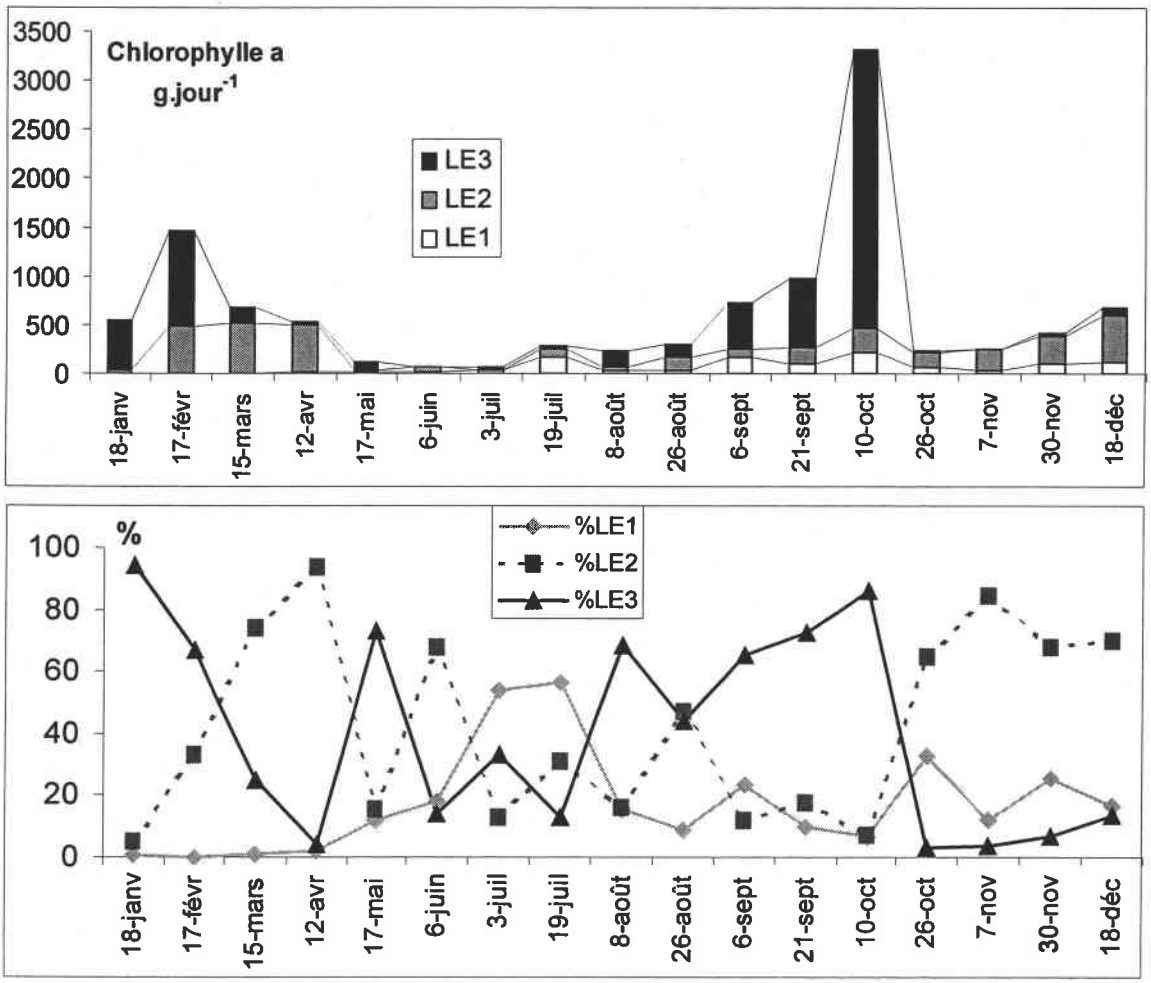


Figure 70: Evolution temporelle des teneurs en chlorophylle a, entrant dans le Lindre au niveau des points de prélèvements LE1, LE2 et LE3 (graphique a), et du pourcentage représenté par chaque entrée par rapport au total (graphique b).

IV.3.1.1.2 Les sorties (comparaison surverse et vannes de fond)

En période de production, quand l'étang de Lindre atteint sa cote maximale, l'écoulement par surverse permet un apport à l'affluent récepteur, en terme de flux phytoplanctonique, nettement plus important que les autres sorties (vannes de fond) (Figure 71, a). Le débit traversant les ouvrages de la pisciculture est maîtrisé par le pisciculteur alors que l'écoulement du trop plein ne l'est pas. Les volumes d'eau sortant expliquent donc, en partie, les biomasses phytoplanctonique exportées.

La répartition des espèces phytoplanctoniques dans la colonne d'eau est fortement liée à la stratification, au brassage de l'eau, et à la nature des espèces en présence.

- **De janvier à juin,** pour un même volume d'eau exporté (Figure 71, b), les différences de densités mesurées entre LS4 et LS5 sont très faibles, et les concentrations maximales correspondent plutôt aux eaux des vannes de fond. Contrairement au zooplancton, les espèces phytoplanctonique sont présentes dans toute la zone euphotique et l'étang de Lindre n'étant pas profond, elles sont aspirées par les vannes de fond. En surface, les algues peuvent être retenues par certains filtres naturels comme les ceintures hélophytes qui se développent devant les grilles de la surverse.

➢ **Au mois de juillet et en août,** l'apparition d'efflorescences à Cyanobactéries pourvues de vésicules à gaz va créer une zone d'accumulation en surface qui empêche le passage de la lumière et limite le développement des autres algues dans la colonne d'eau. Les concentrations en pigments sont alors plus importantes en LS4 qu'en LS5.

➢ **A la fin du mois d'août,** l'ouverture progressive des vannes de fond comme prémisse de la vidange va provoquer un brassage de la colonne d'eau, la plongée et l'exportation massive des Cyanobactéries.

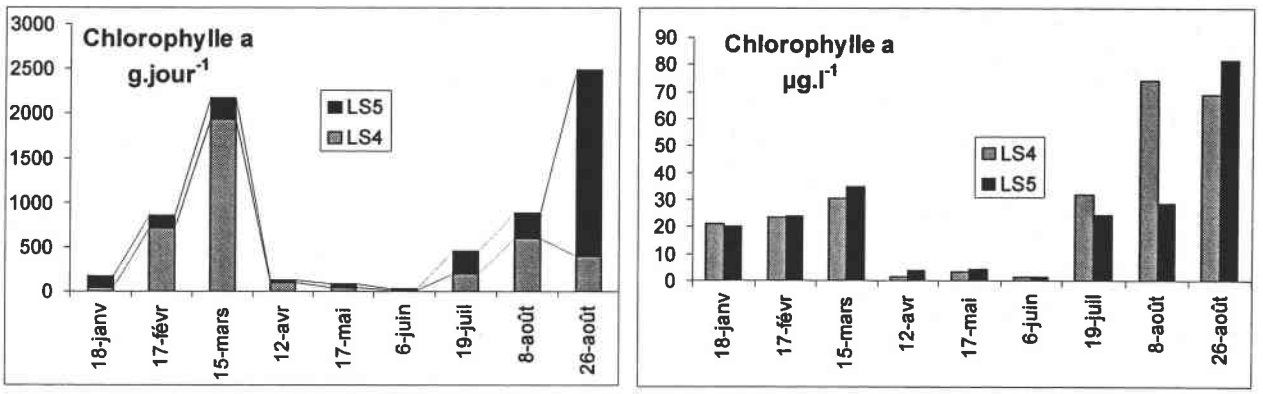


Figure 71 : Evolution des flux journalier (graphique a) et des concentrations en chlorophylle a (graphique b) sortant de l'étang de Lindre en période de trop plein

IV.3.1.1.3 Comparaison entrées/sorties

Comme pour l'étude du zooplancton, les différences de biomasses phytoplanctoniques à l'entrée et à la sortie de l'étang sont obtenues sur l'ensemble des mesures de chlorophylle a au cours de l'année 2000. Les résultats sont exprimés en flux en multipliant les biomasses par le débit. Les flux entrants (LE1, LE2, LE3), comme les flux sortants (LS4, LS5) sont cumulés pour obtenir un résultat unique en amont et en aval de l'étang (Figure 72).

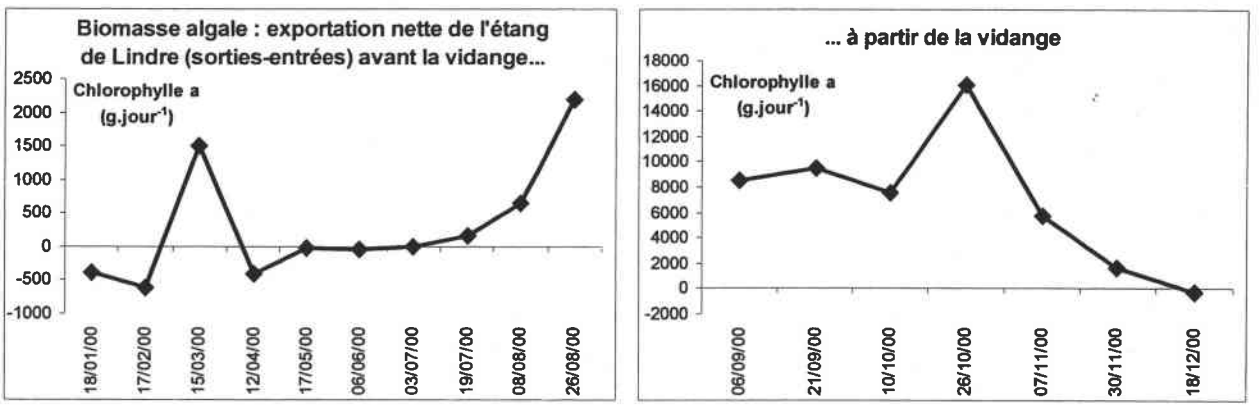


Figure 72 : Evolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique nette exportée (exprimée en grammes de chlorophylle a par jour) produite dans l'étang de Lindre au cours de l'année 2000.

L'étang est un « **exportateur de phytoplancton** » à différentes périodes de l'année :

- **Au mois de mars**, grâce à l'augmentation de l'énergie solaire, du brassage de l'eau et donc l'homogénéisation de la température, les facteurs physiques internes à l'étang

représentent une plus faible contrainte au développement algal que ceux des ruisseaux alimentant le Lindre.

- **A partir du mois de juillet,** les apports et les exports sont limités par les débits très faibles (Tableau 24). Mais dans l'étang, l'énergie solaire et la température atteignent leur maximum. La diminution des éléments nutritifs azotés (baisse du rapport N/P) consommés pour la production primaire et la forte sédimentation dans l'étang vont permettre le développement d'algues pluricellulaires favorisées par ces conditions comme les Cyanobactéries.
- **Pendant toute la vidange du Lindre** (fin août à novembre, Tableau 24), les conditions du milieu lacustre sont moins favorables au développement des algues : diminution de l'énergie solaire, brassage de la colonne d'eau, baisse de la température...et malgré l'importance des apports phytoplanctoniques en provenance des étangs satellites, l'étang est un exportateur 10 fois plus important qu'au mois de juillet. L'ensemble du stock phytoplanctonique est exporté dans la Seille grâce à des débits sortants très importants.

A certaines dates, l'étang se comporte plutôt comme un **« importateur de phytoplancton »** :

- **De janvier à février**, l'étang finit son remplissage et exporte très peu. Sa production interne est limitée par des conditions physico-chimiques peu favorables au développement algal : température et énergie solaire trop faibles, important brassage de l'eau avec apport et remise en suspension de particules qui limite la pénétration de la lumière. Les entrées sont pauvres en matériel phytoplanctonique mais les débits associés aux crues sont importants.
- **En avril,** le phytoplancton en étang subit la prédation du zooplancton. Les imports comme les exports sont limités en volume. Mais l'importance du réseau hydrographique et la présence d'étangs satellites dans le bassin versant permet des concentrations non négligeables en LE2.

Enfin, sur une courte période, l'étang de Lindre peut être considéré comme une portion lotique supplémentaire du système : de mai à juillet, la bilan net des concentrations en chlorophylle a est proche de 0 (Tableau 24). Les biomasses entrantes semblent proches de celles qui sont exportées. Mais le dosage de la chlorophylle n'est qu'un indicateur global de la présence du phytoplancton. Au sein de chaque espèce, les teneurs en pigments varient, et les espèces importées ne sont pas forcément les mêmes que celles qui sont exportées

Tableau 24 : Calcul des biomasses phytoplanctoniques nettes moyennes (en chlorophylle a) exportées par l'étang de Lindre

Période	Bilan net moyen des teneurs en chlorophylle a ($g.jour^{-1}$)	Intervalle de confiance (niveau de confiance à 95%)
Mai-juillet	-26,4	± 24,5
Juillet-août (été, hors vidange)	409,4	± 471,9
Fin août-novembre (vidange)	6 370,9	± 3 644,4

IV.3.1.2 Le transport du phytoplancton dans la Seille

Le phytoplancton exporté du Lindre est une source potentielle d'espèces limnétiques capables de se développer dans la Seille. Comme pour le zooplancton, avant de pouvoir se multiplier dans la rivière, les organismes doivent survivre à l'exportation et au transport dans la Seille. Par rapport à un simple système plan d'eau-rivière, la nature vidangeable de l'étang induisant des périodes à forts débits et la salinité de l'affluent récepteur vont limiter les chances de survie des inoculas phytoplanctoniques en provenance de l'étang.

Considérant les teneurs en chlorophylle a aux différents points du réseau 2000, il semble qu'un débit croissant limite progressivement la biomasse phytoplanctonique (Figure 73). Il existe une relation linéaire entre le débit et la teneur maximum en pigments pouvant être relevée pour une station. Cette relation est valable jusqu'à une valeur de débit de 9 $m^3.s^{-1}$. Au delà, la concentration en chlorophylle a n'excède pas 10 $\mu g.l^{-1}$.

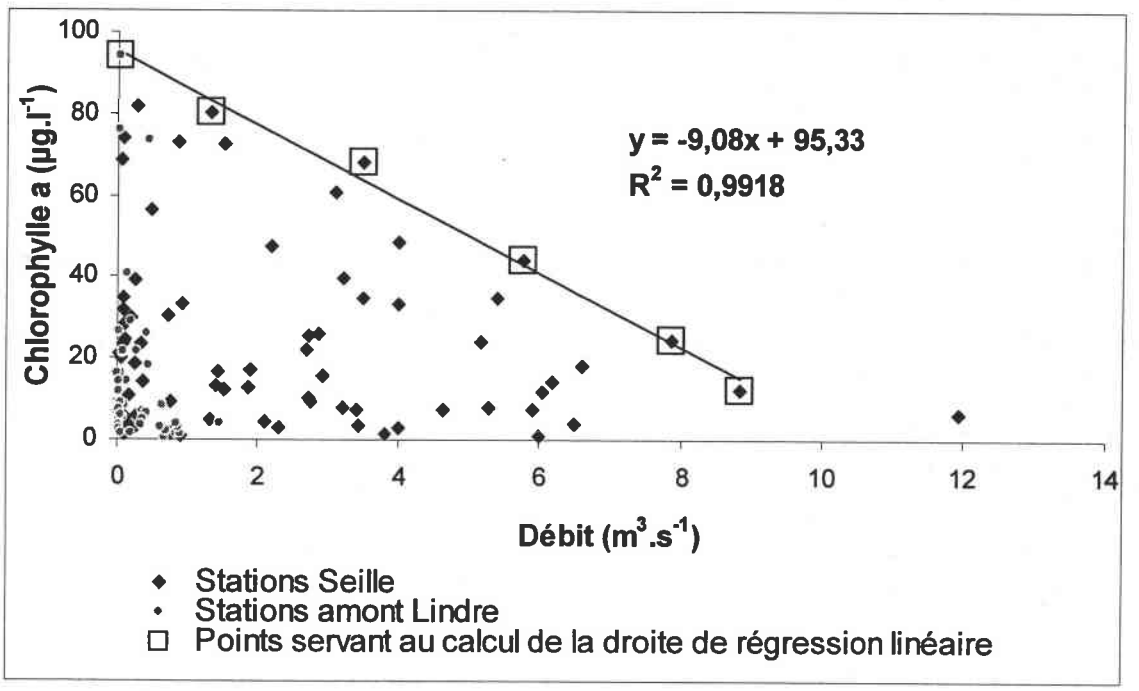


Figure 73 : Relation entre les teneurs en chlorophylle a et les débits journaliers mesurés aux différentes stations de la seille (LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) et en amont du Lindre (LE1, LE2, LE3). La droite représente la relation linéaire qui existe entre le débit et la teneur maximum en pigments pouvant être relevée pour une station

L'influence de la conductivité apparaît moins progressive (Figure 74). Au delà d'un seuil avoisinant 2000µS, ce qui peut être assez fréquent dans la Seille amont, la biomasse phytoplanctonique observée chute brutalement, et les teneurs en chlorophylle a sont toutes inférieures à 20 $\mu g.l^{-1}$.

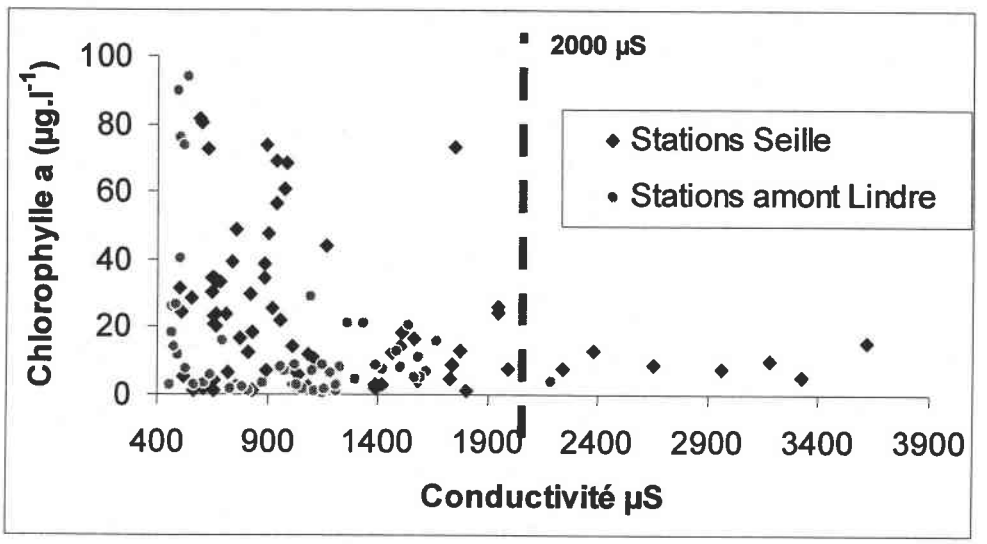


Figure 74 : Relation entre les teneurs en chlorophylle a et la conductivité mesurées aux différentes stations de la Seille (LS4, LS5, SE1, SE2, SE3) et en amont du Lindre (LE1, LE2, LE3)

Le débit et la conductivité évoluent, dans le système étudié, de manière opposée. Les plus fortes concentrations en ions dissous apparaissent en période d'étiage. Le stress que l'un ou l'autre impose successivement, en fonction des saisons et de la gestion piscicole, aux populations phytoplanctoniques, s'ajoute à celui créé par les différences physico-chimiques existant généralement entre un plan d'eau et une rivière : température, nutriments...

L'analyse des populations dans la Moselle en 1986 (Gigleux, 1992) fait apparaître une relation significative entre les densités du zooplancton et les concentrations en phéopigments (R^2=0.642). En effet, le passage du phytoplancton dans le système digestif des organismes zooplanctoniques provoque une dégradation de la chlorophylle qui se retrouve dans les fèces sous forme de phéopigments. Dans la Seille amont (Figure 75), la relation entre la teneur en phéopigments et les densités zooplanctoniques n'apparaît distinctement qu'à partir du point SE3.

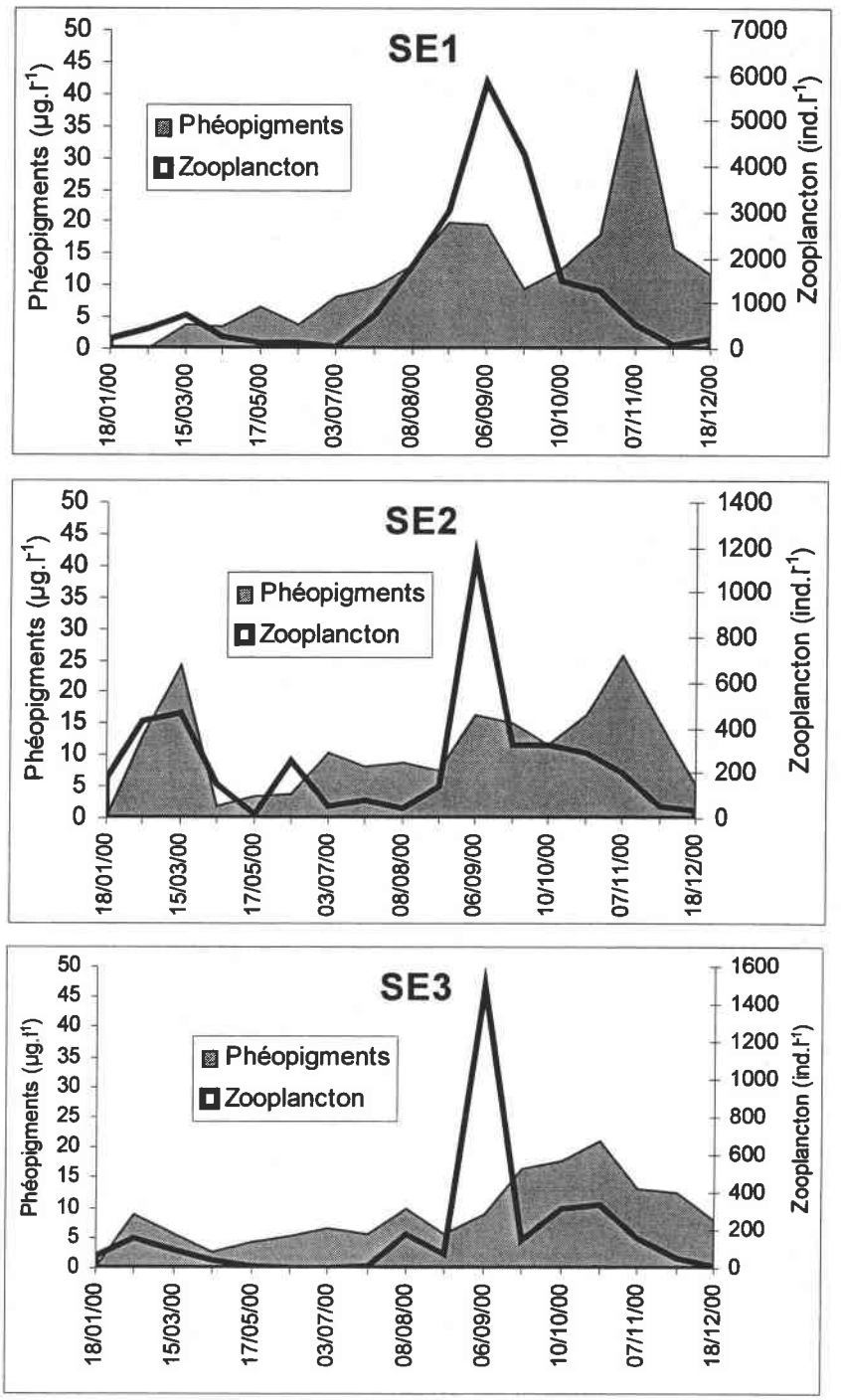


Figure 75 : Evolution temporelle des teneurs en phéopigments et des densités zooplanctoniques dans les trois stations de la Seille amont (SE1 à SE3).

Cependant, au tout début de la vidange (6/9/00), l'importance des quantités de zooplancton exportées ne transparaît pas sur les teneurs en phéopigments : les individus sont emportés par un courant très fort et ne peuvent pas facilement s'alimenter. La présence de phéopigments n'a pas pour seule origine la consommation des algues par le zooplancton : aux points SE1 et SE2, d'autres facteurs contribuent de manière plus importante à la mort des algues comme l'abrasion, l'agitation, la baisse de la lumière, le stress ionique...La biomasse phytoplanctonique peut être, à certaines dates, majoritairement composée de matière en voie de dégradation (Figure 76). La période de vidange hivernale (7/11/00), caractérisée par un

débit important, une température et une énergie radiaire faibles, et dans une moindre mesure la période de fin de l'hiver, alors que les nutriments sont absents du système, la température faible et la conductivité en augmentation, sont propices à une forte proportion de matière phytoplanctonique en décomposition.

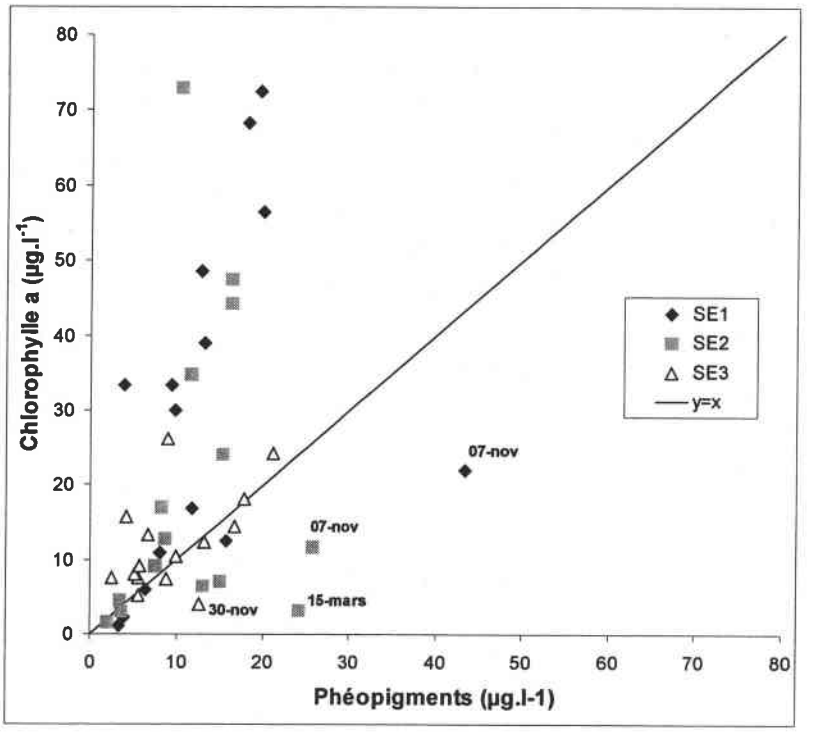


Figure 76 : Relation entre les teneurs en chlorophylle a et en phéopigments dans les 3 stations de la Seille amont pendant l'année 2000

IV.3.1.2.1 Modification **des concentrations phytoplanctoniques exportées** par le Lindre dans la Seille

Quel que soit le débit exporté, la concentration en chlorophylle a mesurée en SE1 est toujours très proche de celle mesurée dans l'étang (Figure 77). Par contre, entre la station L0 et les deux autres stations aval de la Seille, la biomasse phytoplanctonique évolue différemment en fonction de la période considérée.

Avant le mois de septembre, hors période de vidange, la biomasse phytoplanctonique moyenne par unité de volume augmente au fur et à mesure du transport dans la Seille. L'intervalle de confiance est lui aussi de plus en plus important : il semble difficile de prédire pour chaque date l'évolution de la biomasse car celle-ci varie beaucoup en fonction des espèces en présence. Au mois de juillet et août, les espèces en présence ont plutôt tendance à disparaître de la Seille alors que les populations de juin connaissent une croissance d'amont en aval très importante…

A partir de l'ouverture des vannes de vidange du Lindre, la situation est totalement différente : la biomasse phytoplanctonique moyenne chute de 40% entre SE1 et SE2 puis de 26% entre SE2 et SE3. Les intervalles de confiance sont réduits, la diminution est un phénomène qui touche toutes les espèces phytoplanctoniques.

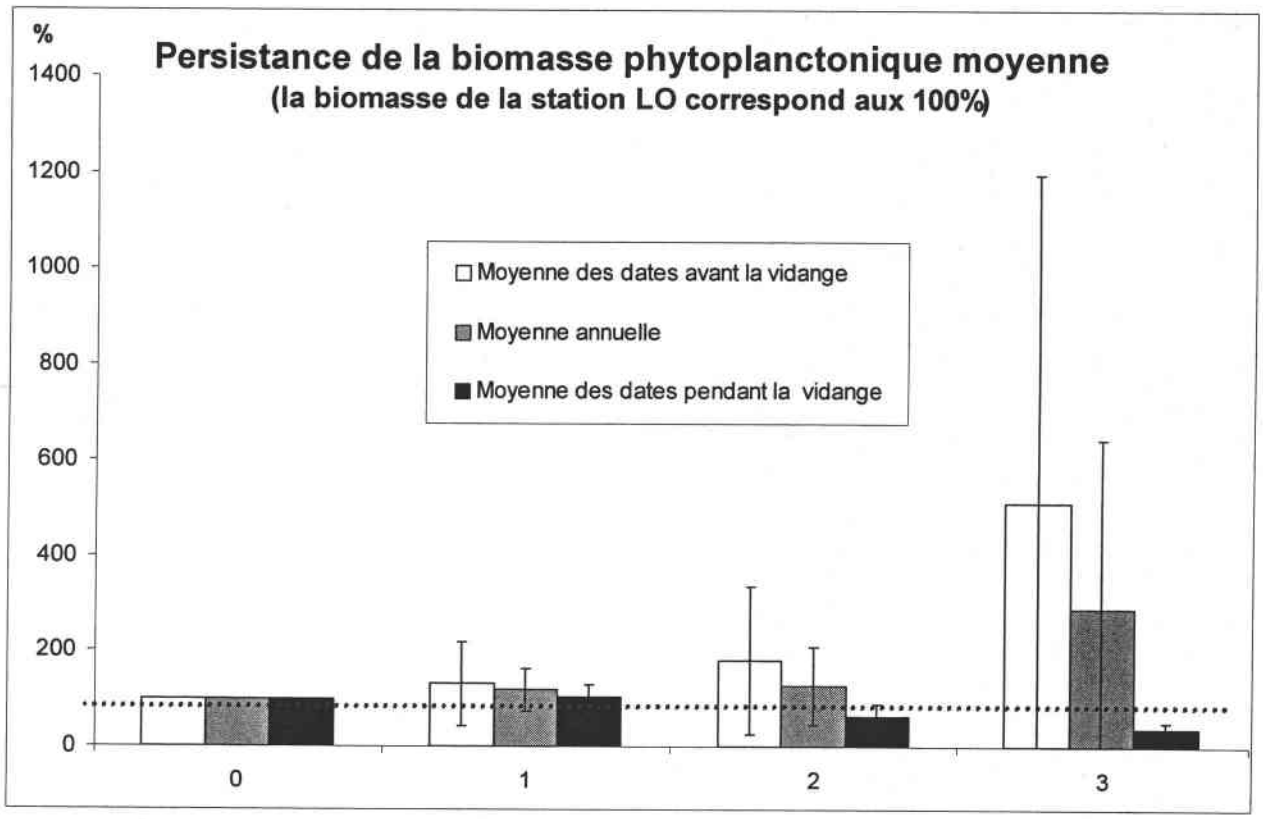


Figure 77 : Persistance de la biomasse phytoplanctonique (teneur en chlorophylle a) entre la station L0 (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %).

IV.3.1.2.2 Evolution des flux de **biomasses phytoplanctoniques transportées** dans la Seille

Au différents points de la Seille amont échantillonnés, la biomasse totale du phytoplancton est très variable dans le temps.

- **Hors période de vidange**, la biomasse maximale apparaît en SE2 début juillet avec près de 6 kg de chlorophylle a par jour (Tableau 25). Cette importante biomasse ne provient pas uniquement du Lindre qui n'exporte à cette même période que 0,06 kg.jour^{-1} (Figure 78). Les conditions d'étiage (débit faible proche de 1 m^3.s^{-1}) permettent à certaines espèces de se multiplier dans la Seille. Les conditions de débits en SE3 sont également favorables mais la conductivité plus élevée de 1000µS peut expliquer la faible biomasse mesurée pour la même date soit 1,6 kg.jour^{-1}.
- **En période de vidange**, la biomasse maximale s'observe également en SE2 : 22,1 kg de chlorophylle a par jour, soit 4 fois plus que le maximum observé pour de faibles débits. La majeure partie peut être originaire de l'étang, qui exporte alors plus de16 kg de chlorophylle a.jour^{-1} (Figure 78).

L'influence de la vidange sur les biomasses phytoplanctoniques exportées dans la Seille est plus perceptible au niveau de stations amont ; en aval de la digue, le maximum des biomasses cumulées de LS4 et LS5 est 6,6 fois plus important que la maximum de l'avant vidange, et 7,8 fois pour la station SE1.

Tableau 25 : Valeurs maximales de biomasses phytoplanctoniques journalières totales en kg de chlorophylle a observées aux différents points situés en aval de l'étang de Lindre, avant et pendant la vidange automnale.

	Biomasse journalière totale maximale (kg chlorophylle a.jour^{-1})	
	Hors vidange	*Vidange*
Aval de la digue (LS4+LS5)	2,5	16,3
SE1	2,7	20,7
SE2	5,6	**22,1**
SE3	4,0	16,5

Deux périodes sont propices à la **présence d'une forte biomasse phytoplanctonique** dans la Seille amont (Figure 78):

- **d'avril à mai** (station SE3), et au mois de juillet (SE2), grâce à la croissance de certaines populations dans la Rivière,
- **de septembre à décembre**, grâce aux apports de l'étang.

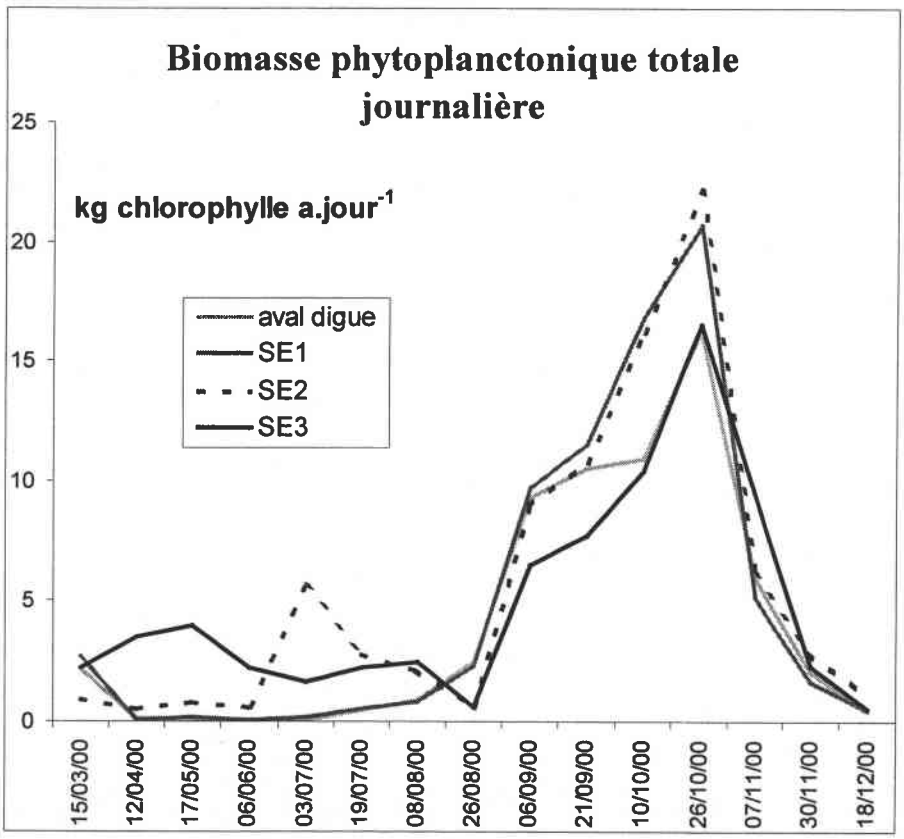


Figure 78 : Evolution saisonnière du flux journalier de biomasse phytoplanctonique en kg de chlorophylle a pour les différents points situés en aval de l'étang de Lindre

Comme pour le zooplancton, **la vidange de l'étang est une source considérable de phytoplancton en aval de la digue**. L'étude des flux moyens (Figure 79) ne montre aucune évolution importante des biomasses totales tout au long du transport (juste un léger enrichissement au point SE2). En moyenne, la biomasse exportée pendant la vidange est égale à la biomasse retrouvée dans la Seille en SE3. Le débit ne permet pas un développement notable des populations, et les éventuels apports à la Seille entre le Lindre et Chambrey correspondent à la quantité de biomasse susceptible d'être dégradée dans le système. L'intervalle de confiance des moyennes à cette période est très réduit. On peut cependant observer des **périodes plus ou moins critiques pour le système au cours de la vidange** :

- **de septembre à octobre,** quand le débit sortant est le plus important, **une perte de biomasse phytoplanctonique vivante s'observe entre SE2 et SE3** et varie entre 2,5 (soit 26 % de la biomasse en SE2, début septembre) et 5,8 $kg.jour^{-1}$ (soit 53 % de la biomasse en SE2, début octobre).
- **de novembre à décembre, la biomasse phytoplanctoniques en voie de dégradation est faible.** L'écart maximum de flux s'observe entre SE2 et SE3 fin novembre avec 0,6 $kg.jour^{-1}$ de chlorophylle a. On note même un enrichissement des populations de 3,2 $kg.jour^{-1}$ début novembre entre SE2 et SE3.

En comparaison avec le zooplancton, les baisses de flux phytoplanctoniques pendant la vidange s'observent plus en aval : après la station de Mulcey (SE2). Entre SE1 et SE2, la baisse la plus importante ne dépasse pas 8,3 % (le 6/9/00).

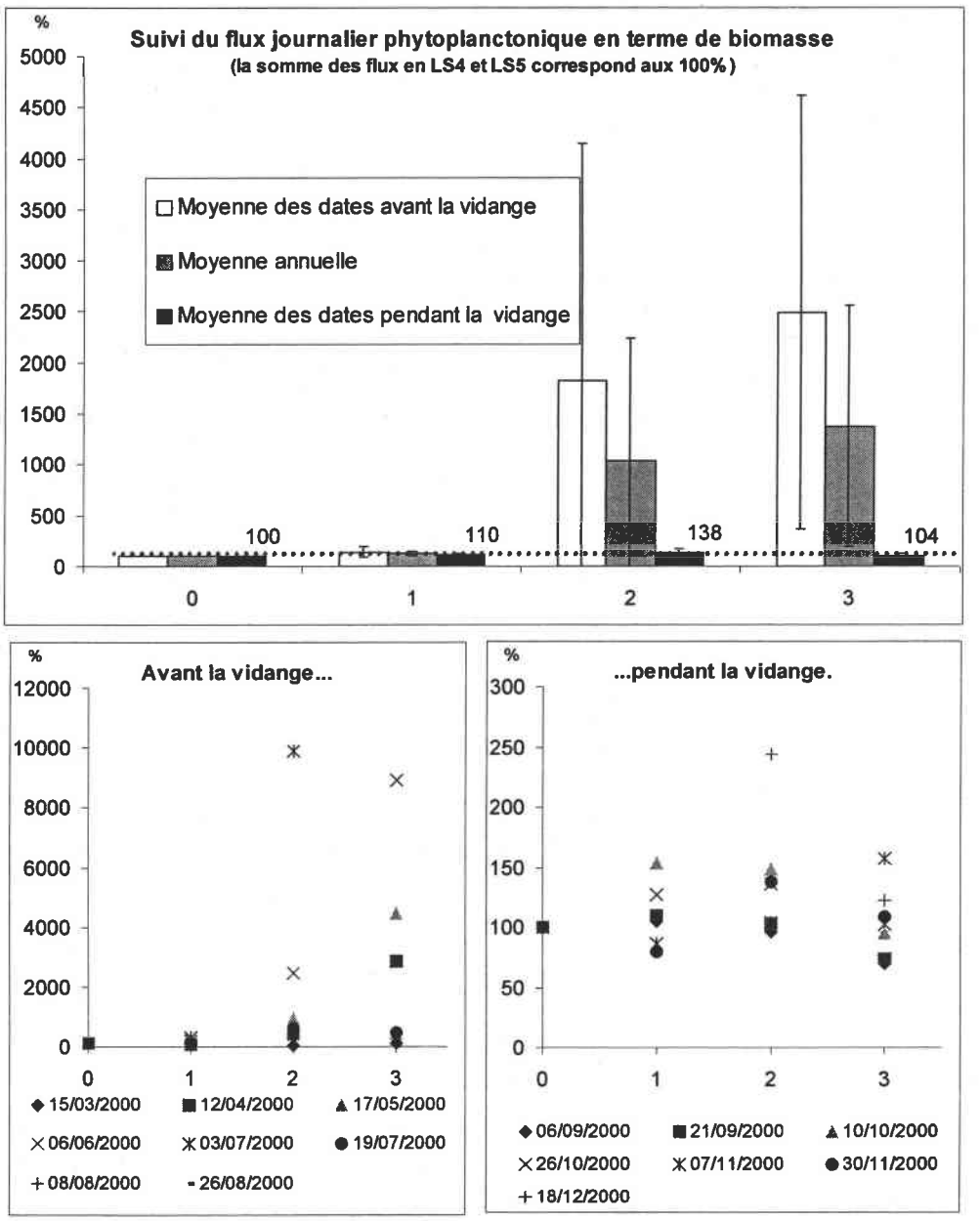


Figure 79 : Evolution spatiale dans la Seille des biomasses phytoplanctoniques exprimées en flux entre l'aval de la digue (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). Les figurés représentent les différentes campagnes.

Avant la vidange, le devenir exact de la biomasse phytoplanctonique au cours de son transport dans la partie amont de la Seille est difficilement prévisible (Figure 79). La tendance générale est à l'augmentation des flux d'amont en aval. Ainsi, par rapport aux stations situées en aval de la digue, les flux sont en moyenne 1,5 fois plus important en SE1, 18 fois en SE2 et 25 fois en SE3. Cependant, en fonction des espèces qui se succèdent dans l'étang, le comportement des populations dans la Seille est très variable. Les enrichissements de populations les plus importants ont lieu avec les populations exportées début juin, début juillet et mi-mai (jusqu'à 100 fois les flux relevés en aval de la digue). Seules les populations phytoplanctoniques du mois d'août décroissent dans la Seille (baisse de 70% entre SE1 et SE2).

L'impact de la salinité de la Seille n'apparaît pas clairement dans l'étude des populations phytoplanctoniques transportées dans la Seille. Le facteur le plus perturbant est sans aucun doute l'augmentation du débit en aval du Lindre, notamment les deux premiers mois de la vidange, alors que la biomasse exportée est maximale... Hors cette période, la majorité des populations phytoplanctoniques exportées semblent s'enrichir, soit par reproduction dans le milieu, soit grâce aux apports d'autres plans d'eau appartenant au bassin versant de la Seille.

Afin d'appréhender le comportement possible des algues exportées dans la Seille, il a fallu tout d'abord identifier les espèces.

IV.3.2 Les populations phytoplanctoniques (espèces et densités) en aval de l'étang de Lindre

IV.3.2.1 Bilan des taxons rencontrés de 1997 à 2000

L'ensemble des taxons rencontrés en SE1 est représenté dans le Tableau 29. Sur cette station unique située en aval de l'étang de Lindre et constituant l'origine de la Seille, le suivi pluriannuel a mis en évidence une communauté phytoplanctonique présentant :

- **une grande biodiversité**: 187 taxons au total (de 1997 à 2000),
- **un nombre important de taxons communs** aux 4 années de suivi. Ils donnent une idée globale de la qualité de l'eau . Les changements annuels de la chimie du milieu peuvent modifier les proportions relatives de ces quelques taxons dominants mais ont peu d'effet sur l'assemblage qu'ils représentent (Wehr and Descy, 1998).Ils comprennent :

  7 genres de Chlorophytes : *Ankyra, Chlamydomonas, Crucigenia, Monoraphidium, Scenedesmus, Tetraedron, Tetrastrum,*

  2 genres d'Euglenophytes : *Euglena, Trachelomonas,*

  14 genres de Chromophytes dont 12 sont des Diatomophycées : *Chrysococcus, Mallomonas, Achnanthes, Amphora, Aulacoseira, Cymatopleura, Cymbella, Fragilaria, Gomphonema, Gyrosigma, Melosira, Navicula, Nitzschia, Surirella,*

  2 genres de Pyrrophytes Cryptophycées : *Chroomonas, Cryptomonas*

  3 genres de Cyanobactéries : *Aphanizomenon, Oscillatoria et Pseudanabaena*

- **un nombre de taxons « rares » variable** d'une année à l'autre. Ils ne sont présents que de manière ponctuelle et au cours d'une seule année. Ils caractérisent le fonctionnement annuel interne de l'étang :

  - **en 1997** : 2 genres de Chlorophycées : *Didymocystis, Volvox*, 1 genre de Diatomophycées : *Eunotia,*

  - **en 1998** : 2 genres de Chlorophycées : *Gonium, Spermatozopsis*, 1 genre d'Euglénophycées : *Lepocinclis*, 1 genre de Chrysophycées : *Kephyrion*, 1 genre de Diatomophycées : *Skeletonema*, 1 genre de Cyanobactéries : *Chroococcus,*

  - **en 1999** : 3 genres de Chlorophycées : *Coccomonas, Pandorina, Sphaerocystis,* 6 genres de Diatomophycées : *Cyclostephanos, Frustulia,*

Meridion, Pinnularia, Stauroneis, Tabellaria, 2 genres de Cyanobactéries : *Coelomoron, Phormidium*

- **en 2000** : 8 genres de Chlorophycées : *Closteriopsis, Crucigeniella, Dichotomococcus, Lagerheimia, Micractinium, Phacotus, Pteromonas, Treubaria*, 2 genres d'Ulothricophycées : *Catena, Koliella*, 2 genres de Chrysophycées : *Desmarella, Ochromonas*, 4 genres de Xanthophycées : *Centritractus, Goniochloris, Ophiocytium, Tetraplektron.*

- **un nombre faible de taxons caractéristiques d'une année.** Ils sont présents dans la majorité des relevés d'une seule année. Comme pour les taxons « rares », ils apportent une indication sur les caractéristiques spéciales du fonctionnement interne de l'étang au cours de cette année :

  - **en 1998** *: Fragilaria tenera* (W. Sm.) et *Thalassiosira pseudonana*
  - **en 2000** : *Limnothrix planctonica* (Woloszynska) Meffert

Le phytoplancton en SE1 se caractérise donc par un « tronc commun » dominé par les **Diatomées et les Chlorophycées**. La variabilité inter annuelle peut être très marquée avec l'arrivée de taxons supplémentaires présents soit sur de courtes périodes (taxons « rares »), soit sur de longues périodes. En 1997, ces derniers sont pratiquement absents. En 1998, on ne dénombre que quelques taxons. En 1999, la population s'enrichit nettement en Diatomophycées alors qu'en 2000, les taxons supplémentaires sont majoritairement des Chlorophycées.

Les caractéristiques de quelques genres exportés par le Lindre leur donnent des avantages quantifiables en terme de métabolisme, de réception de la lumière et d'entraînement par le courant (Reynolds, 1989 *in* (Reynolds and Descy, 1996)). Par exemple, *Monoraphidium, Navicula* (forme aplatie), *Cyclotella* (cellules de petites tailles conférant un fort ratio surface/volume) semblent adaptés à la survie dans les conditions de la rivière.
De manière générale, le limnoplancton entrant dans une rivière tend à diminuer vers l'aval. Reynolds et Descy excluent cette observation dans le cas où les espèces sont issues de systèmes peu profonds, bien brassés ou soumis à un courant important (Reynolds and Descy, 1996). Le plan d'eau est alors dominé par des algues présentant de similaires préadaptations. En comparant la liste des taxons exportés en SE1 à la liste des taxons planctoniques communs trouvés dans les rivières de plaine (Reynolds and Descy, 1996) (Tableau 26), nous pouvons mettre en évidence le potentiel de l'étang de Lindre en tant que source d'algues planctoniques susceptibles de croître dans un affluent récepteur.

Tableau 26 : Bilan des taxons exportés par le Lindre et susceptibles de se développer en rivière, établi grâce à la liste des taxons planctoniques les plus communs trouvés en rivière (Reynolds & Descy, 1996)

	Espèces concernées dans la liste de Reynolds & Descy (1996)	Bilan des taxons exportés par le Lindre susceptibles d'être trouvés en rivière
Diatomées	*C. dubius* (Fricke) Round	*Stephanodiscus hantzschii* Grun. *Stephanodiscus minutulus* (Kütz.) Cleve & Möller *Cyclostephanos* *Cyclotella meneghiniana* Kütz.
	C. caspia Grun., *C. pseudostelligera* Hust.	*Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust. *Cyclotella*
	S. parvus Stoermer & Hakansson *T. pseudonana* Hasle & Heimdal *A. ambigua* (Grun.) Simonsen, *A. distans* (Ehrenb.) Simonsen, *A. granulata* (Ehrenb.) Simonsen and var *angustissima* (O. Müll.) Simonsen, *A. islandica* (O. Müll.) Simonsen, *A. italica* (Ehrenb.) Simonsen, *A. subartica* (O. Müll) Haworth	*Cyclotella atomus* Hust. *Stephanodiscus* *Thalassiosira pseudonana* *Aulacoseira spp.*
	S. potamos (Weber) Hasle, *S. subsalsum* (Cleve-Euler) Bethge	*Skeletonema*
	D. tenuis Agardh *N lanceolata* (Agardh) Ehrenb., *N. tripunctata* (O. F. Müll.) Bory, *N. acicularis* W. Smith, *N. fructicosa* Hust	*Asterionella formosa* Hassall *Diatoma* *Navicula* *Nitzschia*
Chlorophycées	Aucune espèce concernée	*Actinastrum* *Chlamydomonas* *Coelastrum* *Crucigenia* *Crucigeniella* *Dictyosphaerium* *Lagerheimia* *Micractinium* *Monoraphidium* *Pediastrum* *Scenedesmus* *Tetrastrum* *Tetraedron*
Crypto-phycées	Diverses espèces Diverses espèces	*Cryptomonas* *Chroomonas*
Cyano-phycées	Diverses espèces de petites tailles	*Chroococcus* *Limnothrix redekei* (Wolosz.) Meffert *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagnostidis & Komarek Pseudanabaena
	P. limnetica (Lemm.) Komarek, *P. catenata* (Lauterb.)	
Total :	20	34

Le Lindre, en tant que source importante d'inoculas pour la Seille, voir la Moselle, est une approche théorique. Grâce à divers travaux effectués sur le sous-bassin de la Seille et la Moselle depuis 1951, nous allons pouvoir confronter nos attentes à la réalité du système.

Les travaux menés par Gigleux en 1992 visant à analyser la responsabilité de la Seille dans l'importante biomasse phytoplanctonique rencontrée dans la Moselle ont fourni une liste de taxons rencontrés dans la Seille au niveau du Pont Lothaire à Metz (pk : 706,6) au cours de la période estivale de 1987 (Tableau 27). Le nombre d'espèces par groupe d'algues met en évidence, comme pour SE1, la dominance des Diatomées, favorisées par la forte minéralisation et la pollution organique (Pierre, 1968, *in* (Gigleux, 1992)). Les genres *Melosira* et *Navicula*, responsables de développements épisodiques sont très fréquemment rencontrés à l'aval de l'étang et font partie des espèces du tronc commun. Les genres *Stephanodiscus* et *Cyclotella* ont été détectés les trois dernières années du suivi à des fréquences d'apparition plus ou moins importantes. Le genre *Thalassiosira* caractérise l'année 1998. Ces trois derniers genres sont à surveiller dans la mesure où certaines espèces qui y sont rattachées vont créer des blooms dans la Seille. Les deux genres de Chlorophycées pouvant atteindre de fortes densités dans la Seille sont abondamment exportés du Lindre. Les Cyanophycées qui sont fréquemment et en fortes abondances détectées en aval de la digue ne sont pas, contrairement aux Diatomées, des sources potentielles de blooms dans la Seille : le problème dans leur cas vient plutôt de la mort des cellules dans la rivière, de la quantité de matière en voie de dégradation que cela représente et de la libération possible de toxines au cours de ce phénomène...

Tableau 27 : Indications concernant les taxons rencontrés dans la Seille par Gigleux (1992)

Groupe phytoplanctonique	Nombre d'espèces	Indications sur les genres
Diatomées	119	Blooms importants de *Cyclotella, Stephanodiscus, Thalassiosira* Développements épisodiques importants de *Melosira* et *Navicula*
Chlorophycées	59	*Chlamydomonas* et *Scenedesmus* peuvent atteindre au moins 10 % de la densité algale totale
Cyanophycées	11	Absence de fortes biomasses
Euglénophycées	10	
Dinophycées et Cryptophycées	7	

En comparant la liste de taxons de SE1 à celle fournie par la catalogue des algues du nord-est de la France et des Régions attenantes de 1959 à 2001 (Pierre, 2001), on remarque certains genres présents dans la Seille mais qui n'ont pas été détectés en aval du Lindre au cours de notre suivi (Tableau 28). Les méthodes de prélèvements de ces deux études sont différentes car Pierre travaille avec un filet à plancton emmenché, ce qui peut expliquer les différences dans les observations des algues de la Seille. Cependant, il est possible qu'une grande majorité de ces taxons puisse apparaître plus en aval dans la Seille, au niveau de formations saumâtres. En effet, les écoulements de la Seille sont associés à de nombreux marais et mares dans lesquels se développe une flore particulière qui représente un véritable patrimoine biologique et dont la protection est assurée par le Conservatoire des sites de Lorraine (Pierre, 2001). L'autre partie des taxons apparaissant dans la Seille est représentée par des espèces isolées et rares. Ces changements de composition spécifique ne reflètent pas

seulement des variations de qualité d'eau, comme l'augmentation de la conductivité, mais également des changements de variables physiques (augmentation du débit d'amont en aval) et d'intéractions biotiques (baisse des densités zooplanctoniques d'amont en aval) (Wehr and Descy, 1998).

Tableau 28 :Genres phytoplanctoniques rencontrés dans la Seille (Pierre, 2001) mais non observés en SE1 entre 1997 et 2000

Cyano-phytes	***Microcystis, Microcoleus, Nodularia, Spirulina***	
Chloro-phytes	***Enteromorpha*** (présence attestée *d'E. intestinalis* (L.) Link. dans la vallée de la Seille au niveau des formations saumâtres) ***Oedogonium, Rhizoclonium, Spirogyra*** (ces deux derniers participent à des proliférations de surface)	
Chromophytes	***Bumilleria, Tribonema***	
	Présence liée à la minéralisation de la Seille (salinité)	***Vaucheria*** (très abondante dans les formations saumâtres de la vallée de la Seille, elle fréquente tous les milieux sauf les étangs), ***Actinoptychus*** (*A. undulatus* (Bail.) Ralfs est réputée marine mais est curieusement absente des marais salés du Saulnois), ***Bacillaria*** (*B. paradoxa* Gmelin est halophile euryhaline en courant lent), ***Mastogloia*** (espèces marines côtières et d'eaux saumâtres continentales), ***Pleurosigma*** (2 espèces typiques des eaux saumâtres, un peu partout dans la vallée de la Seille), ***Rhopalodia*** (préfèrent les conditions plus ou moins saumâtres de la vallée de la Seille), ***Scoliopleura*** (formes d'eaux salées)
	De rares exemplaires rencontrées dans la Seille	***Anomoeoneis*** (quelques exemplaires dispersés dans la région) ***Caloneis*** (fréquentes les divers milieux régionaux mais toujours en petit nombre d'individus), ***Campylodiscus*** (très rarement rencontrées), ***Denticula*** (espèces isolées), ***Entomoneis*** (rarement observées), ***Epithemia*** (très rares), ***Neidium*** (exemplaires isolés ou très rares),
	Présence faible et liée à la minéralisation de la Seille	***Coscinodiscus*** (espèces marines, individus isolés liés au sel), ***Diploneis*** (certaines espèces préfèrent les eaux minéralisées, espèces isolées à très rares), ***Plagiotropis*** (*P. lepidoptera* (Pzitzer) Cleve est présente dans la Seille. Germain la signale assez abondante dans les formations saumâtres de la Brière (Pierre, 2001). Elle est rare dans le bassin Rhin-Meuse : juste dans les méandres du cours abandonné de la Vieille-Seille)

Les différences entre la Seille à l'aval de la digue du Lindre (SE1) aux caractéristiques physico-chimiques et biologiques très proches de l'étang et la Seille à Mulcey (SE2) ou à Chambrey (SE3), rivière oligo-haline, explique l'apparition de nouveaux genres essentiellement benthiques entre l'amont et l'aval de la rivière, mais se traduit également par la disparition possible de nombreux taxons planctoniques qui sont observés en aval de la digue de l'étang (Tableau 29). L'intégralité des genres et taxons de Chlorophytes (pourtant pour la plupart susceptibles d'être retrouvés en rivière), de Pyrrhophytes, de Chrysophycées, et de Xantophycées détectés en SE1 entre 1997 et 2000 n'apparaît pas dans le catalogue des

algues de la Seille du Bulletin de l'Académie Lorraine des Sciences (Pierre, 2001). Une grande majorité de ces taxons est pourtant répertoriée plus en aval dans la Moselle. Si l'écologie des espèces exportée par l'étang ne leur permet pas de se développer dans la Seille, elles constituent cependant une source potentielle d'inoculas pour la Moselle (à condition que certains individus résistent au transport).

Par contre la grande majorité des genres diatomiques est commune aux deux études. L'absence de détermination à l'espèce des Diatomées en SE1 ne permet pourtant pas de conclure à la préservation des espèces au cours du transport dans la Seille.

Les observations concernant les Cyanobactéries sont variables avec quelques taxons toujours répertoriés dans la Seille. Une étude plus approfondie a été menée en 2000 afin de compléter l'information.

Tableau 29 : Bilan des taxons rencontrés en SE1. En noir : le taxon apparaît dans plus de 50 % des relevés, en gris foncé : entre 50 et 25 % des relevés, en gris clair : entre 25 et 10% des relevés, en pointillés gris : dans moins de 10 % des relevés. (MO) : le taxon est détecté dans la Moselle entre 1951 et 2001 (Pierre, 2001). *Taxon : le taxon n'est pas détecté dans le sous-bassin de la Seille entre 1951 et 2001 (Pierre, 2001).

Chlorophycées				
**Actinastrum (MO)*				
**Ankyra judayi+lanceolata (MO)*				
**Ankyra (MO)*				
**Chlamydomonas (MO)*				
**Chlorogonium*				
**Closteriopsis (MO)*				
**Coccomonas*				
**Coelastrum (MO)*				
**Crucigenia (MO)*				
**Crucigeniella*				
**Dichotomococcus*				
**Dictyosphaerium*				
**Didymocystis*				
**Gonium (MO)*				
**Lagerheimia*				
**Micractinium (MO)*				
**Monoraphidium*				
**Monoraphidium komarkovae*				
**Monoraphidium*				
**Nephroselmis*				
**Oocystis (MO)*				
**Pandorina (MO)*				
**Pediastrum (MO)*				
**Pediastrum duplex+boryanum*				
**Phacotus*				
**Pteromonas*				
**Scenedesmus (MO)*				
**Schroederia*				
**Spermatozopsis*				

*Sphaerocystis				
*Tetraedron (MO)				
*Tetrastrum				
*Treubaria (MO)				
*Volvox (MO)				
Ulothricophycées				
*Catena viridis				
*Koliella				
Zygophycées				
*Closterium (MO)				
*Cosmarium (MO)				
*Staurastrum (MO)				
EUGLENOPHYTES				
Euglénophycées				
Euglena (MO)				
*Lepocinclis				
Phacus (MO)				
*Trachelomonas				
Euglenien ind.				
CHROMOPHYTES				
Chrysophycées				
*Chrysococcus				
*Chrysococcus biporus				
*Desmarella				
*Kephyrion				
*Mallomonas (MO)				
*Mallomonas akrokomos				
*Ochromonas (MO)				
*Synura (MO)				
Chrysophycée épiphyte ind.				
Xanthophycées				
*Centritractus				
*Goniochloris				
*Ophiocytium				
*Tetraplektron				
*Trachydiscus				
Diatomophycées				
Achnanthes (MO)				
Actinocyclus (MO)				
Actinocyclus normanii (MO)				
Amphora (MO)				
*Asterionella (MO)				
*Asterionella formosa (MO)				
Aulacoseira (MO)				
Cocconeis (MO)				
Cyclostephanos (MO)				
Cyclotella (MO)				
*Cyclotella atomus				

Cyclotella meneghiniana (MO)				
Cymatopleura (MO)				
Cymbella (MO)				
Diatoma (MO)				
Eunotia (MO)				
**Fragilaria nanana*				
**Fragilaria tenera*				
Frustulia (MO)				
Gomphonema (MO)				
Gyrosigma (MO)				
Hantzschia (MO)				
Hantzschia amphioxys (MO)				
Melosira (MO)				
Meridion (MO)				
Navicula (MO)				
Nitzschia (MO)				
**Nitzschia subacicularis*				
Pinnularia (MO)				
Rhoicosphenia (MO)				
**Rhoicosphenia curvata*				
**Skeletonema*				
Stauroneis (MO)				
Stephanodiscus (MO)				
Stephanodiscus hantzschii (MO)				
Stephanodiscus minutulus (MO)				
Surirella (MO)				
**Tabellaria (MO)*				
Thalassiosira (MO)				
Centriques ind.				
PYRRHOPHYTES				
Cryptophycées				
**Chroomonas*				
**Cryptomonas*				
Dinophycées				
**Ceratium (MO)*				
**Ceratium hirundinella (MO)*				
**Gymnodinium*				
Peridinien ind.				
CYANOPHYTES				
Cyanophycées				
Anabaena (MO)				
**Anabaena spiroides*				
**Aphanizomenon (MO)*				
**Aphanizomenon flos-aquae (MO)*				
**Chroococcus*				
**Coelomoron pusillum*				
**Limnothrix redekei*				
**Limnothrix planctonica*				

Lyngbya (MO)				
**Merismopedia (MO)*				
Oscillatoria (MO)				
**Phormidium*				
Planktothrix (MO)				
**Planktothrix agardhii (MO)*				
**Pseudanabaena*				
**Synechococcus*				
Akinètes isolés				
Hétérocystes isolés				
Cellules de Cyanobactéries isolées				
Filaments indéterminés				

IV.3.2.2 Approche quantitative du phytoplancton exporté dans la Seille

Deux modes d'expression sont possibles pour quantifier l'abondance des populations algales exportées dans la Seille depuis l'étang de Lindre : **la concentration algale** (nombre d'algues par unité de volume) et **la concentration cellulaire** (nombre de cellules par unité de volume). Cette dernière permet de ne pas sous-estimer la quantité d'algues réellement présente quand la population phytoplanctonique comprend des espèces pluricellulaires.

L'utilisation du rapport « densité cellulaire/densité algale » permet de séparer :

- **les périodes où les deux concentrations sont tout à fait équivalentes**, voire identiques (Figure 80). Elles sont observées en **période hivernale** et se prolongent au printemps pour les années 1997-1998 et 1998-1999. En 1999-2000, la période est de plus courte durée car elle ne commence réellement qu'à partir de février 2000.

- **Les périodes où les concentrations cellulaires sont plusieurs fois supérieures aux concentrations algales**, trahissant l'existence de populations pluricellulaires dominantes (Figure 80). Elles sont plutôt **estivales** et peuvent se prolonger jusqu'à l'hiver certaines années. L'année 1998 n'est pas propice au développement d'algues pluricellulaires : cette période est de très courte durée (environ 1 mois), et le rapport est faible (<7). Le rapport maximum est 7 fois plus important au cours de l'été 1999, avec une période de forte prolifération d'algues pluricellulaires d'une durée de plus de 6 mois qui perdure même en hiver, jusqu'au mois de février. Les années 1997 et 2000 ont elles aussi connu une phase intense avec un rapport 5 à 6 fois plus important qu'en 1998 et avec une durée légèrement plus faible qu'en 1999 : environ 5 mois.

En 1997 et 1999, l'augmentation du rapport « densité cellulaire/densité algale » correspond également à une augmentation notable de la densité algale mais qui ne dépasse pas 10 000 algues/ml. En 2000, le ratio « densité cellulaire/densité algale » est plus faible qu'en 1999 mais la densité algale dépasse 25 000 algues/ml. Les espèces pluricellulaires proliférant en été peuvent être différentes d'une année à l'autre. Elles semblent plus abondantes mais constituées de moins de cellules pour les taxons de 2000 que pour les taxons de1997 et 1999.

La prolifération d'algues pluricellulaires à certaines périodes de l'année provoque un décalage entre le pic maximal algal et le pic maximal cellulaire (Tableau 30). L'année 1997 peut être considérée comme une exception mais les résultats ne sont disponibles qu'à partir d'avril et l'intensité du pic de densité algale de la fin de l'hiver est inconnue. En réalité, en aval de l'étang, on peut observer des pics d'algues aussi bien en hiver qu'en été, mais leur nature est complètement différente.

Les principaux pics d'abondance algale sont hivernaux : le maximum a lieu en mars en 1999 et 2000, il est assez précoce en 1998 mais tous les trois sont du même ordre de grandeur : en moyenne 8 millions d'algues.l^{-1}.

Le maximum cellulaire est, quant à lui, plutôt automnal, sauf en 1997 où les proliférations algales ont été plus précoces et importantes dès le mois de juin. Les concentrations observées sont très élevées, surtout en 1997 et 2000 avec près de 200 et 900 millions de cellules.l^{-1}.

Tableau 30: Dates et valeurs des concentration algales, cellulaires et de la richesse génériques maximales observées pour chaque année du suivi des populations phytoplanctoniques en SE1

	1997	1998	1999	2000
Concentration algale maximale	18 juin 7,6 millions d'algues.l^{-1}	18 février 9,6 millions d'algues.l^{-1}	18 mars 6,3 millions d'algues.l^{-1}	15 mars 8,2 millions d'algues.l^{-1}
Concentration cellulaire maximale	18 juin 191,7 millions de cellules.l^{-1}	24 septembre 13,1 millions de cellules.l^{-1}	25 novembre 69,6 millions de cellules.l^{-1}	26 octobre 897,2 millions de cellules.l^{-1}
Richesse générique maximale	17 avril 24 genres	10 septembre 20 genres	8 novembre 28 genres	6 juin et 8 août 29 genres

La richesse générique maximale est modérée, surtout en 1997 et 1998, ne dépassant pas 24 genres. La moyenne annuelle (Tableau 31) tend à augmenter au cours des 4 dernières années. Les écarts de richesse générique d'un prélèvement à l'autre sont de moins en moins importants : en 1997, on ne recense que 6 genres à deux reprises (dans les récoltes du 17 juillet et du 22 septembre de la même année), en 2000, le maximum de 29 genres est observé 2 fois dans l'année avec 29 genres identifiés, le 8 novembre 99, le 17 mai 2000 et le 26 octobre 2000 une valeur proche (28) avait aussi été observée.

Tableau 31 : Moyenne annuelle et écart-type de la richesse générique du phytoplancton prélevé en SE1 entre 1997 et 2000

Richesse générique (nombre genres/récolte)	1997	1998	1999	2000
Moyenne annuelle	13	13	20	22
Ecart-type	6	4	4	5

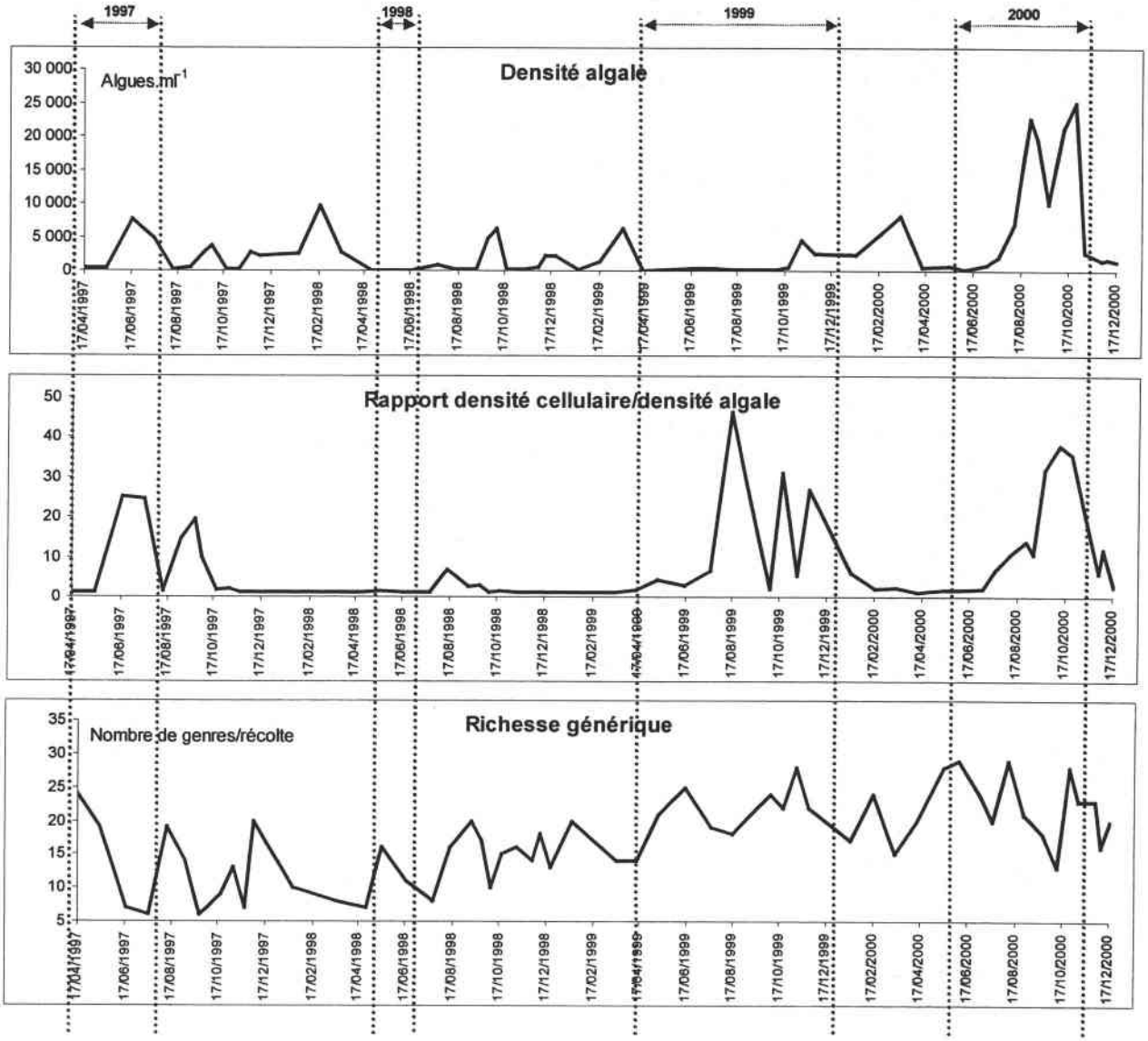
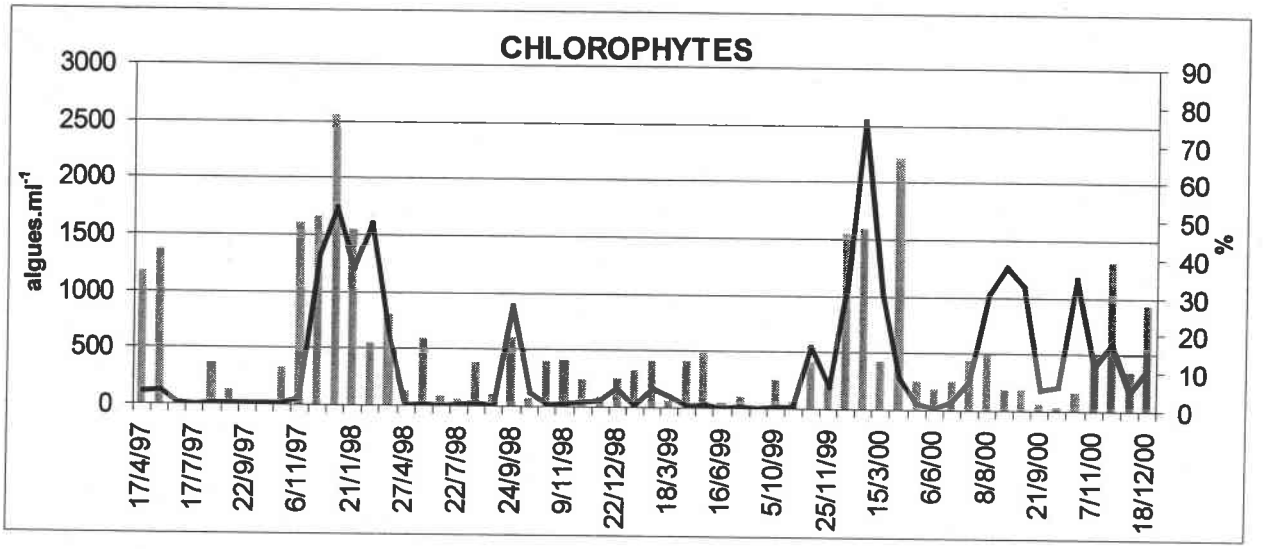


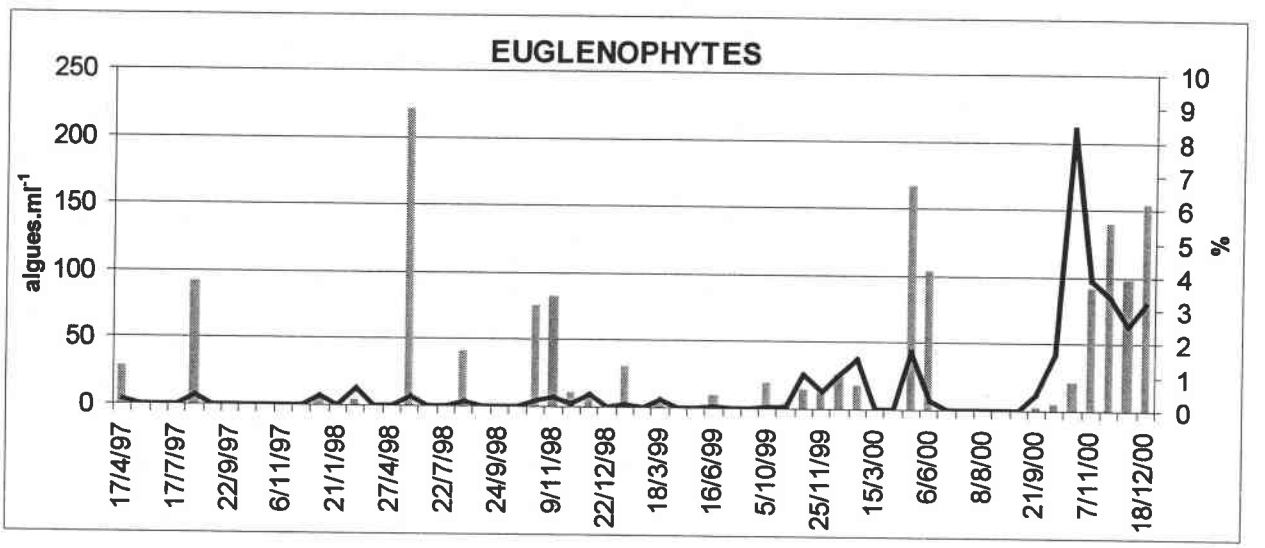
Figure 80 : Evolution temporelle de la densité algale (a), du rapport densité cellulaire(cellules.ml^{-1})/densité algale (algues.ml^{-1}) (b), et de la richesse génériques (c) des populations phytoplanctoniques observées en SE1 entre 1997 et 2000

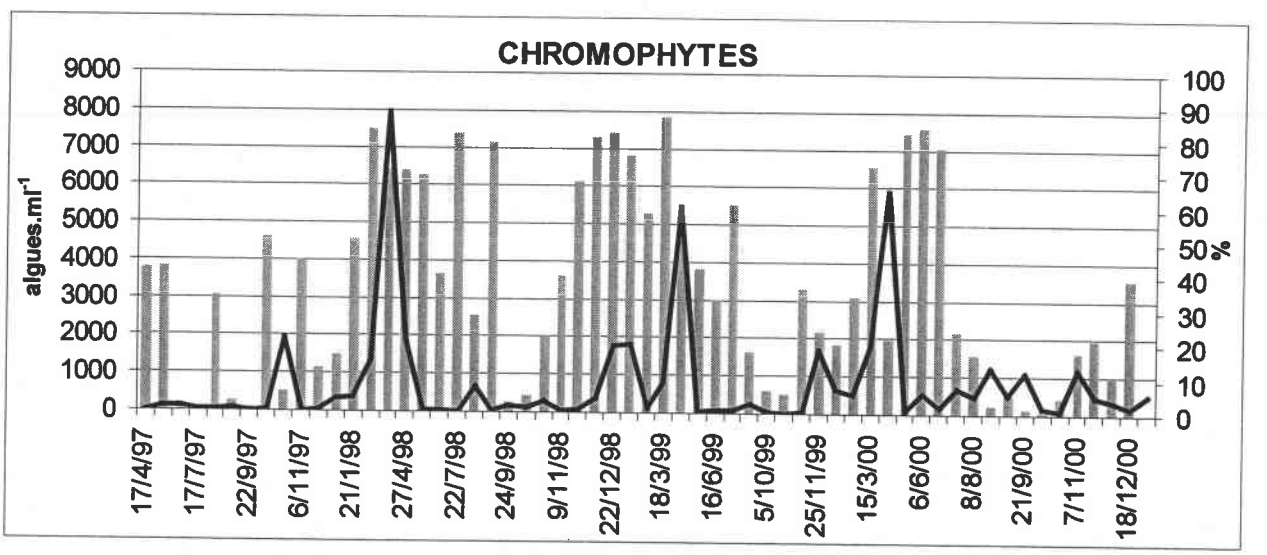
IV.3.2.3 Approche qualitative du phytoplancton exporté dans la Seille

IV.3.2.3.1 Les groupes phytoplanctoniques

Du point de vue de la concentration algale (Figure 81), **le groupe remarquable des peuplements phytoplanctoniques de SE1 correspond aux Cyanobactéries** ; viennent ensuite les Chromophytes avec les densités importantes de Diatomophycées, les Pyrrhophytes (Cryptophycées), et les Chlorophytes (Chlorophycées). Les Euglénophytes sont peu présentes dans le système.


CHLOROPHYTES
algues.ml-1
%
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
17/4/97
17/7/97
22/9/97
6/11/97
21/1/98
27/4/98
22/7/98
24/9/98
9/11/98
22/12/98
18/3/99
16/6/99
5/10/99
25/11/99
15/3/00
6/6/00
8/8/00
21/9/00
7/11/00
18/12/00


EUGLENOPHYTES
algues.ml-1
%
250
200
150
100
50
0
10
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
17/4/97
17/7/97
22/9/97
6/11/97
21/1/98
27/4/98
22/7/98
24/9/98
9/11/98
22/12/98
18/3/99
16/6/99
5/10/99
25/11/99
15/3/00
6/6/00
8/8/00
21/9/00
7/11/00
18/12/00


CHROMOPHYTES
algues.ml-1
%
9000
8000
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
17/4/97
17/7/97
22/9/97
6/11/97
21/1/98
27/4/98
22/7/98
24/9/98
9/11/98
22/12/98
18/3/99
16/6/99
5/10/99
25/11/99
15/3/00
6/6/00
8/8/00
21/9/00
7/11/00
18/12/00

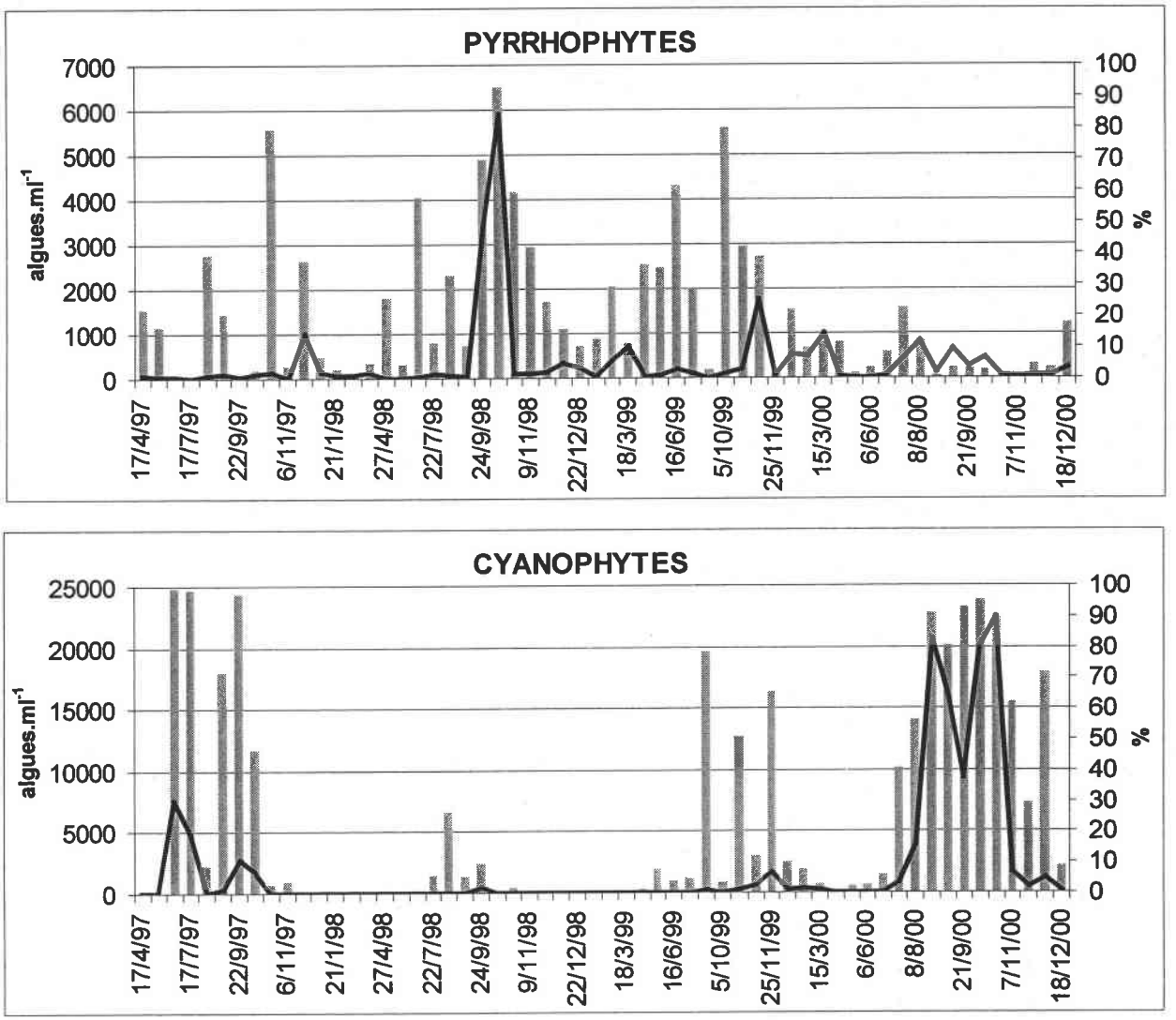


Figure 81 : Evolution temporelle de la densité algale et de la proportion de chaque groupe d'algues par rapport à l'ensemble de la communauté phytoplanctonique de SE1 entre 1997 et 2000

Les populations phytoplanctoniques exportées en aval du Lindre se caractérisent par un changement fréquent de dominance, et il est très rare qu'une même population perdure sur une longue période. D'un prélèvement à l'autre, parfois à 15 jours d'intervalle seulement, la composition change énormément, ce qui est sans doute lié au fonctionnement interne très rapide de l'étang. Les périodes de dominance de chaque groupe au cours des quatre années de suivi (Tableau 32) montrent un certain nombre de points communs permettant d'établir un modèle annuel (Figure 82). Les particularités de chaque année, liées aux conditions climatiques et anthropiques apportent une variabilité à ce modèle de base. C'est ainsi qu'en 1997 on constate l'importance des Cyanobactéries filamenteuses, dont la composition pluricellulaire accentue fortement leur participation. Nous observons en revanche que l'année 1998 est beaucoup plus variée, avec des récoltes équilibrées entre les divers groupes (bien que peu concentrées relativement à 1997), et très changeantes au fil du temps. Les Cyanobactéries sont moins présentes en abondance et en proportion qu'au cours des trois autres années, elles laissent la place aux Chromophytes (Diatomophycées) au mois de juillet et aux Pyrrhophytes d'août à novembre. L'année 2000 connaît une succession inverse des groupes phytoplanctoniques. Elle est entièrement dominée par les

Cyanobactéries de juillet à décembre alors que les Pyrrophytes ne dominent pas une seule fois en abondance au cours de l'année.

Tableau 32 : Périodes de dominance des groupes phytoplanctoniques observés en SE1 entre 1997 et 2000

	1997	1998	1999	2000
Cyanophytes	Juin-juillet Septembre-octobre	Août	Août Octobre-novembre	Juillet-décembre
Chromophytes	?-avril-mai Octobre	Janvier-mai juillet Septembre Novembre-décembre	Janvier-mai Juillet Novembre	Mars Mai-juillet Décembre
Pyrrhophytes	Août Octobre	Juin Août Septembre-Novembre	Mai-juin Octobre-novembre	
Chlorophytes	Novembre-décembre	Janvier		Janvier-février Avril Novembre
Euglénophytes				

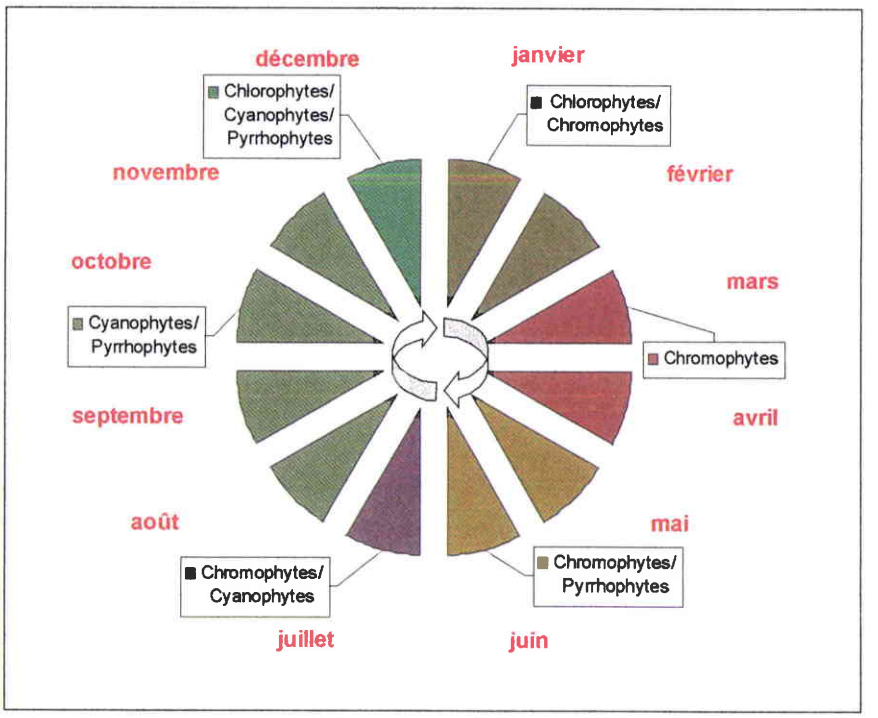


Figure 82 : Bilan schématique de la succession des groupes phytoplanctoniques dominants de la population algale en SE1 au cours d'une année

Ces différentes observations peuvent être confortées par une analyse factorielle des correspondances effectuées sur l'ensemble des relevés floristiques de la station SE1 de 1997 à 2000 (Figure 83).

- ❖ Les communautés phytoplanctoniques suivent une évolution temporelle remarquable qui traduit un effet saisonnier déterminant **4 types de communautés** (Figure 84):
  - les printanières : d'avril à juin,
  - les estivales : de juillet à septembre
  - les automnales : d'octobre à novembre
  - les hivernales : de décembre à mars.

Seuls les peuplements automnaux ne sont pas nettement distincts des autres, cette période représentant une phase de transition entre deux périodes bien différentes.

- ❖ **Les communautés** définies par l'effet saisonnier peuvent être fortement **marquées par certains groupes floristiques** (Figure 85) :
  - les relevés de printemps subissent l'influence des Chromophytes (Diatomées)
  - les relevés de l'été celle des Cyanophytes
  - les relevés hivernaux celle des Chrysophycées et des Euglénophycées.

Les Chlorophycées et les Cryptophycées sont omniprésentes dans le système.

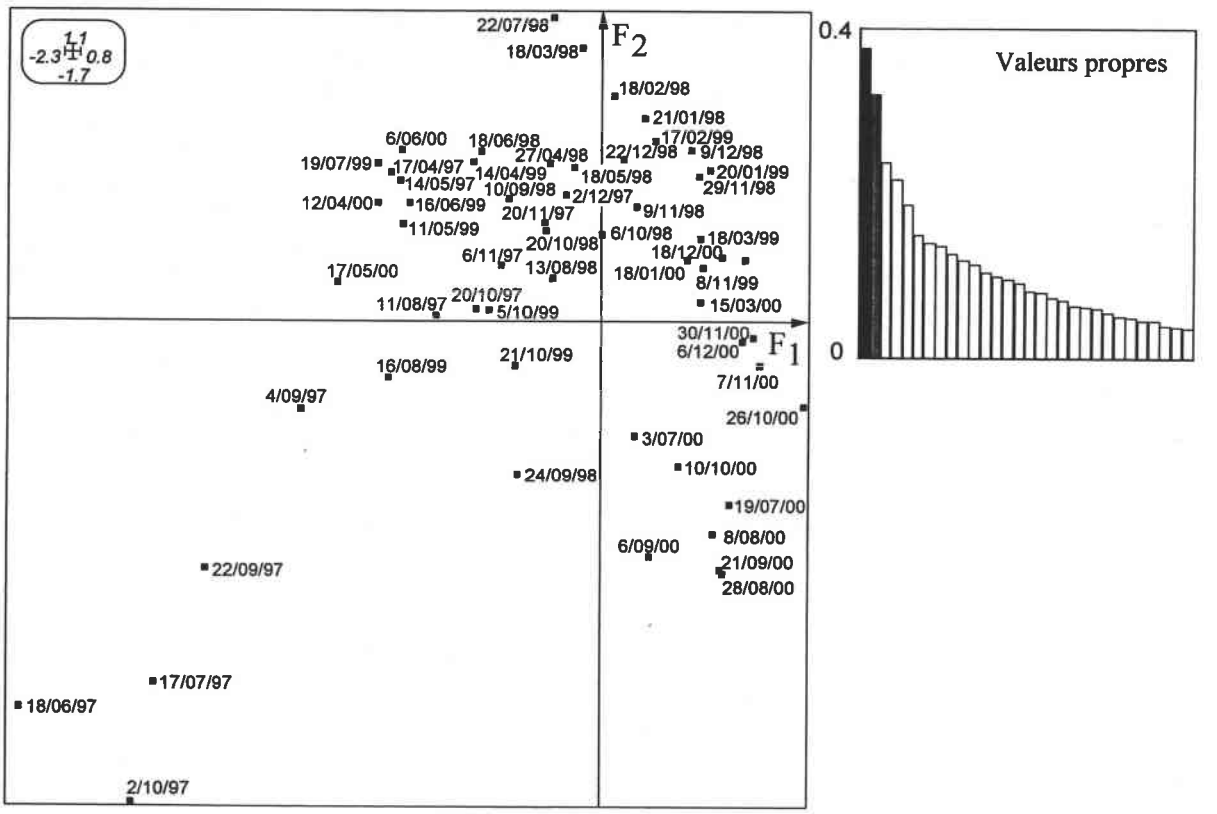


Figure 83 : AFC – Plan factoriel F1/F2, représentation des relevés phytoplanctoniques de la station SE1 (à gauche) et valeurs propres (à droite)

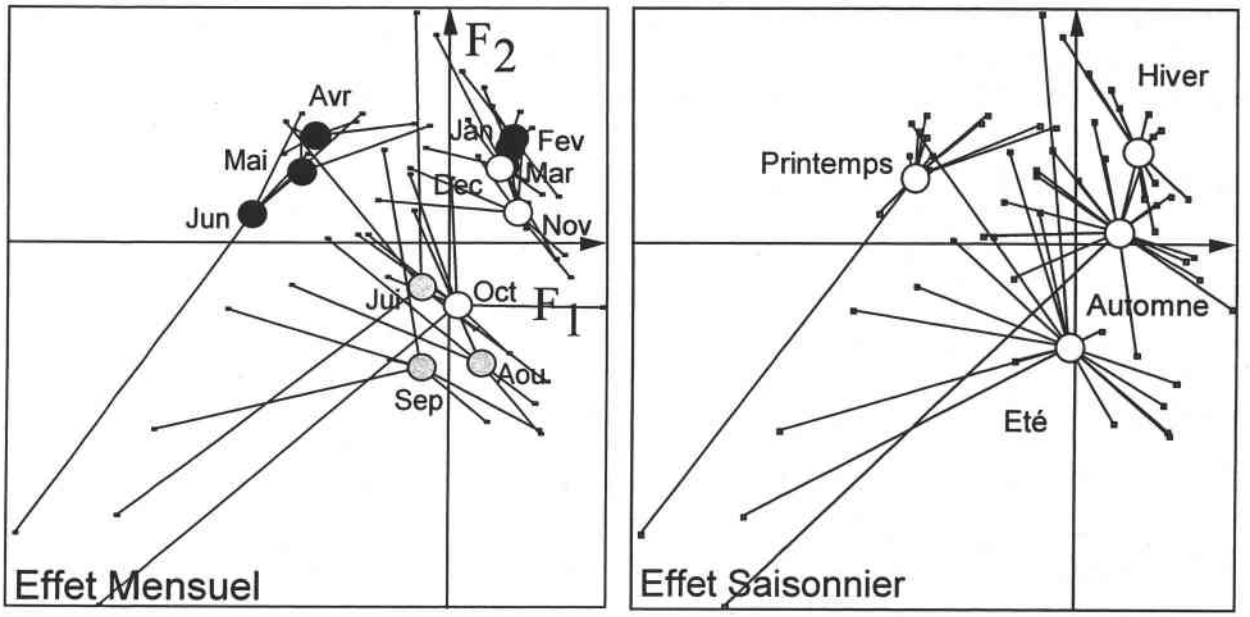


Figure 84 : AFC – Plan factoriel F1/F2, mise en évidence des effets « Mensuel » et « Saisonnier »

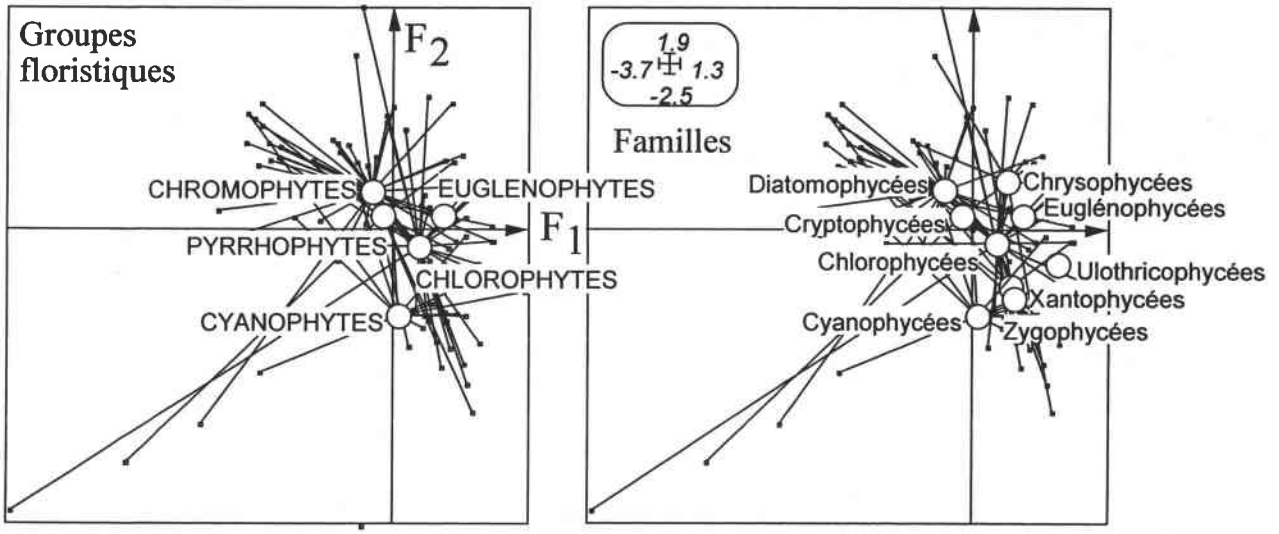


Figure 85 : AFC – Plan factoriel F1/F2, mise en évidence des différences inter-groupes taxonomiques

IV.3.2.3.2 Les espèces phytoplanctoniques

Le suivi des concentrations algales en SE1 entre 1997 et 2000 a mis en évidence différents taxons dominants à certaines périodes et responsables de pics algaux ou de biomasse (Figure 86). Signalons que deux échantillons de septembre 1999 mal formolés n'ont pas pu faire l'objet d'analyses quantitatives. L'identification des algues sur le vivant a montré une faible diversité (4 et 9 taxons respectivement), et deux espèces de *Chlorella* communes aux deux récoltes (genre peu exigeant et résistant), ce qui ne traduit pas les conditions naturelles.

1997

L'espèce Cyanobactérie *Aphanizomenon flos-aquae* est responsable d'un important pic dès le mois de juin 1997, avec 7,6 millions d'individus par litre, et qui se maintient jusqu'en octobre.

Les diatomées centriques sont fréquentes dans ces eaux, notons tout particulièrement la grande *Actinocyclus normanii* en août 1997 (espèce généralement inféodée à des milieux saumâtres).

Les algues vertes sont globalement discrètes, sauf la très fine Chlorococcale (Chlorophyte) hivernale *Monoraphidium komarkovae* dominante de fin 1997 au début 1998.

1998

Aphanizomenon flos-aquae y est très discrète mais une autre Cyanobactérie, *Anabaena spiroides*, est remarquée en août-septembre, par sa taille non négligeable. Cependant, ses concentrations restent modestes (< 1 million de filaments.l^{-1}).

La diatomée centrique *Thalassiosira pseudonana* forme le pic du 18 février 1998, avec 7,6 millions cell.l^{-1}. Mais cette espèce (qui réapparaît notamment en juillet 1998) est minuscule, et malgré le nombre, la biomasse développée est faible. Une autre diatomée : *Stephanodiscus hantzschii*, est présente d'octobre à décembre 1998. Elle se rencontre en eau close ou dans les parties lentes des rivières et fleuves et peut constituer à certaines périodes de véritables fleurs d'eau (Pierre, 2001).

Les Cryptophycées, très ubiquistes, sont toujours présentes, mais ne se distinguent fortement qu'en 1998, avec le genre *Cryptomonas* entre le 24 septembre et le 6 octobre (jusqu'à 5,9 millions alg.l^{-1}).

1999

La très petite diatomée centrique *Stephanodiscus minutulus* (diamètre très régulier de 5,5 µm), a fait à elle seule un pic de 3 millions d'algues.l^{-1} le 18 mars 1999. Cette population est accompagnée de deux autres diatomées très fines, *Nitzschia acicularis* (1,3 millions alg.l^{-1}) et *Fragilaria nanana* (1,2 millions alg.l^{-1}). Ces espèces sont planctoniques, et fréquentes dans des milieux passablement eutrophes.

quelques espèces de Cryptophycées, *Cryptomonas* et *Chroomonas* en particulier, constituent la majorité du peuplement compris entre le 14 avril et le 23 juin 1999. L'instabilité du milieu favorise souvent ces flagellés ubiquistes.

Les Cyanophycées filamenteuses *Aphanizomenon flos-aquae* et *Planktothrix agardhii*, sont très présentes dans le milieu depuis le 18 août jusqu'au 24 novembre 1999, avec une succession assez marquée du premier genre vers le second. Ces algues, révélatrices de systèmes eutrophes n'étant pas originaires des cours d'eau, sont forcément relâchées par les étangs en amont. Elles vont entraîner, de par leur composition multicellulaire, une forte concentration cellulaire (jusqu'à 69,6 millions cell.l^{-1} le 25 novembre 1999) et constituer par conséquent une forte biomasse dans la rivière. Comme leur survie dans des eaux courantes froides est plus qu'improbable, ces populations vont périr et se décomposer. Ce qui peut entraîner une nuisance pour le secteur aval.

2000

Le début de l'année 2000 est marqué par de très petites algues vertes très banales, *Monoraphidium contortum* et *Monoraphidium komarkovae* (plutôt hivernale). Une autre

Chlorococcale de morphologie proche, mais typiquement lacustre, *Ankyra judayi*, domine le peuplement du 12 avril 2000.

Le 29 mars 2000, un nouveau pic de diatomées est à signaler, avec simultanément trois espèces du genre *Nitzschia* : *N. acicularis*, *N. subacicularis* et *N. graciliformis* (cette dernière ressemble énormément, dans le matériel frais, à *Fragilaria nanana* du printemps 1999). Ces algues ont toutes la même morphologie, supportent de forts courants, et sont fréquemment responsables de pics très précoces (printaniers).

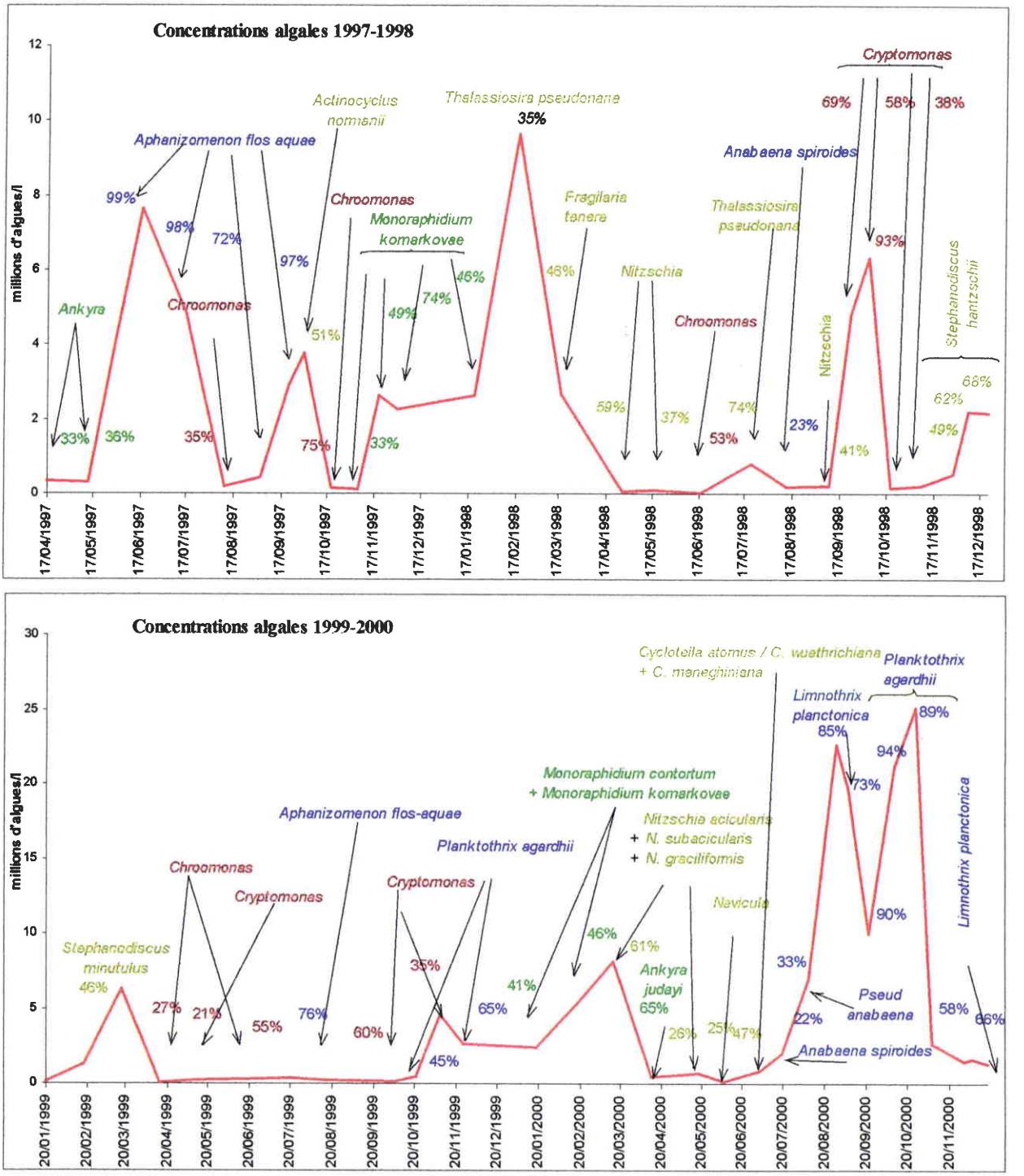


Figure 86 : Évolution des concentrations algales en SE1, avec mention des taxons dominants et de leurs pourcentages au cours des campagnes de 1997 à 2000

❖ L'étude des communautés phytoplanctoniques par AFC indique une certaine **variabilité interannuelle** (Figure 87). Les années 1998 et 1999 ont montré des successions floristiques très proches, et différentes de 1997 ou 2000. Concernant 1997, ce sont seulement 4 espèces qui expliquent cette divergences (Figure 88) :

- *Aphanizomenon* : présente sur une longue période de l'année avec de fortes densités
- *Actinocyclus* et *Ceratium* : uniquement observés en 1997 et 2000, ces deux genres ont montré une forte densité la première année sur une courte période
- *Volvox* : ce genre est totalement absent des relevés des autres années et n'est apparu que ponctuellement en 1997.

Concernant 2000, sa spécificité est le fait d'un nombre très important d'espèces, apparues essentiellement entre l'été et l'automne, appartenant aux classes des Zygophycées, Xantophycées, Ulothricophycées...

Les successions planctoniques sont entrecoupées d'épisodes qui supposent des événements d'origine extérieure ou liés à la nature du plan d'eau. Les populations algales de la station SE1 sont fortement liées :

- **à la présence en amont de l'étang de Lindre**. Le matériel exporté comporte essentiellement des taxons d'eau stagnante (comme *Aphanizomenon flos-aquae*).
- **à la typologie de l'étang**. L'écoulement par surverse quand le niveau d'eau maximum de l'étang est atteint ou des lâchures subites décidées par le pisciculteur constituent des situations brutales associées à l'arrachage de nombreuses diatomées d'origine benthique (telles que *Fragilaria brevistriata*, *Melosira varians*, *Navicula capitata*, *Navicula rhynchocephala*, *Navicula menisculus*, *Rhoicosphenia curvata,* etc....comme le 11 mai 2000),
- **aux conditions climatiques**. De très faibles concentrations algales sont observées en situation de crues, quand la hauteur d'eau dans l'étang dépasse la cote maximale et que l'exportation par surverse est maximale : le 14 avril 1999, on ne compte que 64 algues.ml^{-1}.
- **à la nature du plan d'eau**. L'étang de pisciculture est un système peu profond, bien brassé en période de remplissage et soumis à un courant important quand il est rempli. Il permet ainsi le développement d'espèces adaptées au transport dans la rivière, un véritable tychoplancton mélangé à des espèces franchement planctoniques inféodés au cours d'eau (le 15 mars 2000).

La comparaison de ces résultats aux données physico-chimiques de la Seille semble ainsi nécessaire pour donner une explication aux différentes fluctuations observées.

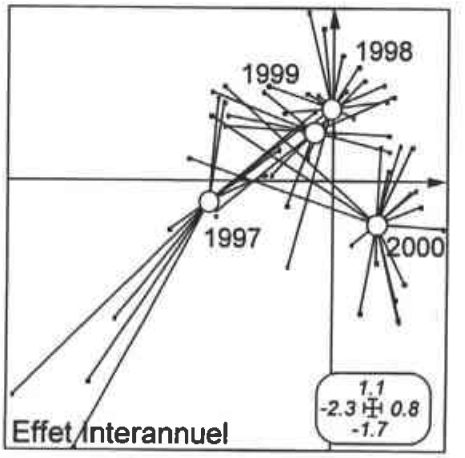


Figure 87 : AFC – Plan factoriel F1/F2, mise en évidence de l'effet « interannuel »

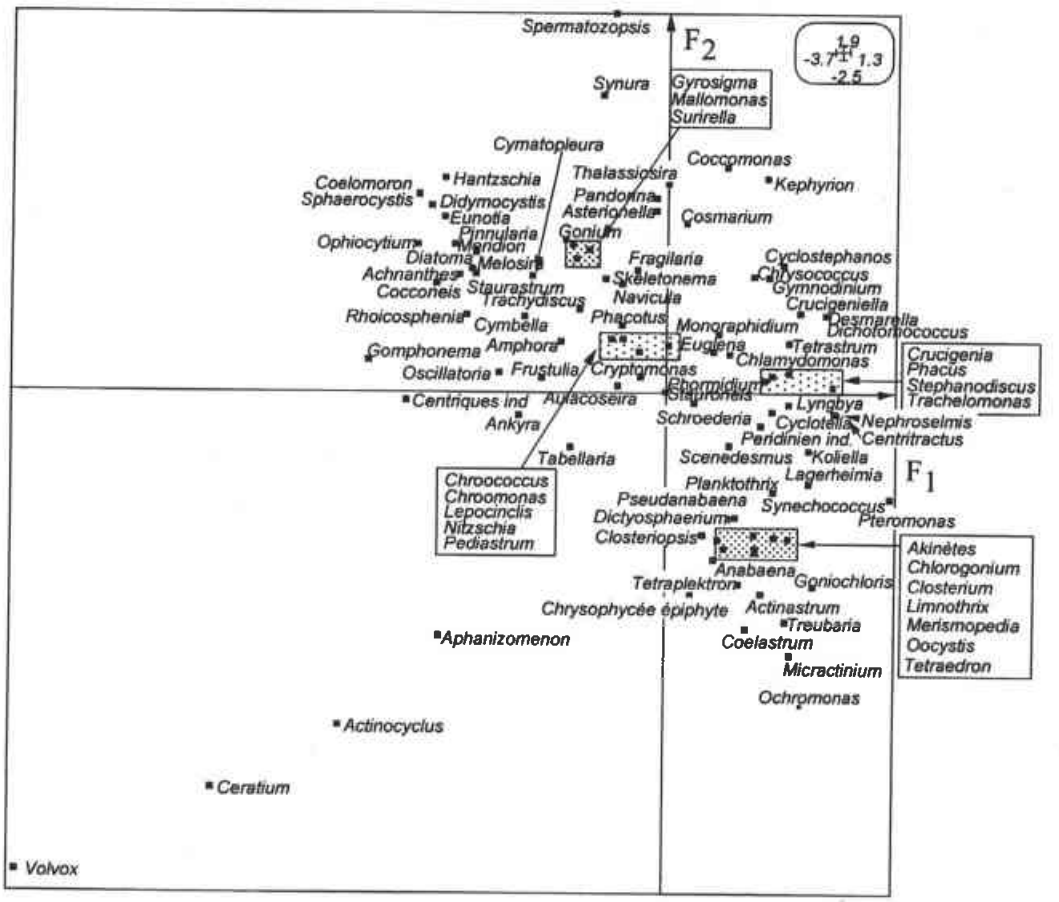


Figure 88 : AFC – Plan factoriel F1/F2, position des taxons du phytoplancton

IV.3.2.3.3 Ecologie du phytoplancton en aval de l'étang

Les tableaux des relevés floristiques en SE1 et de la qualité physico-chimiques des eaux à la sortie de l'étang de Lindre (LS5) de 1997 à 2001 ont été confrontés au cours d'une analyse de co-inertie en vue d'une recherche de causalité entre les deux (Figure 89). Parmi tous les paramètres qui étaient suivis, quelques modifications ont été effectuées pour améliorer les résultats de l'analyse :

- certains paramètres n'ont pas été retenus car ils dépendent du phytoplancton plus qu'ils ne le déterminent. C'est le cas des teneurs en pigments chlorophylliens, de la BDO5, des MVS.
- certains ont été regroupés en un seul paramètre comme les éléments de minéralisation représentés par la conductivité.
- certains ont été compilés de différentes manières. Les éléments nutritifs azotés et phosphorés se présentent sous la forme de rapports (TN/TP : rapport des valeurs totales, TNdis/TPdis : rapport des valeurs dissoutes totales), d'ions en solutions (ammoniums, nitrites, nitrates) ou de valeurs globales (NKj : azote Kjeldahl, TN : azote total, TP : Phosphore total).

Cette analyse permet d'apporter certaines informations concernant les facteurs environnementaux qui semblent déterminants dans l'établissement des différents groupes phytoplanctoniques exportés par l'étang de Lindre (Figure 90):

- **Les Zygophycées, Xantophycées** et **Cyanophycées** sont fortement influencées par de fortes concentrations en phosphore total, ammonium et orthophosphates, par de faibles rapports azote/phosphore, et apparaissent lors de pH élevés
- **Les Chlorophycées** subissent l'action de très nombreux facteurs liés à une bonne ressource en nutriments, mais aucun paramètre ne domine réellement les autres. Elles sont indépendantes à la concentration en nitrites, en oxygène dissous, au pH et aux rapports azote/phosphore.
- **Les Diatomophycées** et **les Cryptophycées** ne suivent aucun facteur physico-chimique prédominant mais sont liées à de faibles concentrations en nutriments (quelques soient leurs formes), des températures basses, des valeurs de pH, d'oxygène dissous et de conductivité réduites.
- **Les Chrysophycées** s'établissent dans des eaux fortement oxygénées montrant des rapports azote/phosphore élevés (valeurs en phosphore faibles : TP et PO_4^{3-}, valeurs en azote élevées : TN et NO_3^-), une conductivité élevée, un pH et une concentration en nitrites réduits.
- **Les Euglénophycées** et les **Ulothricophycées** sont fortement influencées par d'importantes concentrations en azote (formes dissoutes et total) et en matières en suspension.

Les relations existant entre la composition ou la biomasse des espèces phytoplanctoniques et les réserves en azote et phosphore du milieu ont été abordées par de nombreux auteurs. Les travaux en mésocosmes de Levine et Schindler fournissent un bilan des différents facteurs environnementaux qui affectent les groupes d' algues eucaryotes (Tableau 33) (Levine and Schindler, 1999).

Tableau 33 : Résultats des recherches menées par Levine et Schindler (1999) concernant les facteurs environnementaux déterminants dans l'établissement des groupes phytoplanctoniques dominants (TP : phosphore total, TP : azote total)

Facteurs environnementaux déterminants	Effets sur les algues
Rapport TN/TP	Affecte la biomasse maximale atteinte par le groupe phytoplanctonique dominant

Facteurs environnementaux déterminants	Effets sur les algues
Abondance de CO2, Concentration en TP faible, Concentration en TN élevée, pH neutre	Dominance des Chrysophycées
Concentration en TP élevée, pH neutre, CO2 disponible Indifférence au rapport TN/TP	Dominance des Cryptophycées
Pas de facteurs prédominants : groupe phytoplanctonique très large	Chlorophytes

Ces résultats semblent proches de ceux observés pour les populations exportées par le Lindre, excepté pour les Cryptophycées qui ne sont pas liées à de fortes concentrations en phosphore total dans notre étude.

Lorsque l'analyse des communautés phytoplanctoniques est poussée jusqu'au genre, elle permet de mettre en évidence certaines disparités concernant les preferendums au sein d'une même famille (Figure 91). Des travaux ont montré que les Cyanobactéries non fixatrices d'azote étaient favorisées par l'azote sous forme d'ions ammonium alors que les algues eucaryotes se développent lorsque l'azote sous forme de nitrates est la forme la plus représentée. En outre, concernant les Cyanobactéries et le rapport qu'elles entretiennent avec les nutriments, les conclusions retenues ne sont pas toutes identiques et varient en fonction de l'espèce considérée. En règle générale, le groupe des Cyanobactéries est peu représenté dans les plans d'eau ou le rapport TN/TP excède 29:1 (Smith, 1983 *in* (Takamura *et al.*, 1992)). Parfois, les meilleurs indicateurs de forte biomasse de Cyanobactéries sont :

- **le phosphore total** (Levine and Schindler, 1999, Krogstad and Lovstad, 1991, Reynolds and Petersen, 2000)
- **le rapport azote total/phosphore total** (Levine and Schindler, 1999, Reynolds and Petersen, 2000, Takamura *et al.*, 1992)
- **l'azote sous différentes formes réduites** (Blomqvist *et al.*, 1994, Reynolds and Petersen, 2000).,

Parmi toutes les formes azotées et phosphorées relevées en aval du Lindre, certaines vont plus ou moins fortement influer sur le développement de différents genres de Cyanobactéries. Les facteurs les plus prédictifs sont **l'ammonium, le phosphore total, les orthophosphates et la température** (Tableau 34). Parmi les formes réduites de l'azote, les plus importantes sont **l'ammonium et les nitrites,** alors que les nitrates ne sont fortement liés à aucun des genres de Cyanobactéries.

Tableau 34 : Bilan des éléments physico-chimiques dont les valeurs grandissantes garantissent une forte biomasse des différents genres cyanobactériens

Facteurs physico-chimiques		Influence sur les différents genres cyanobactériens du Lindre
Azote et phosphore sous différentes formes	TN/TP ou TNdis/TPdis	Mauvais prédicateur
	NH_4^+ et TP	Forte influence sur *Planktothrix* et *Limnothrix*

	PO_4^{3-}	Forte influence sur *Aphanizomenon* et *Anabaena*
Autres facteurs	Température (T°C)	Forte influence sur *Aphanizomenon*, *Anabaena*, et *Oscillatoria*

L'influence du pH sur le développement des populations de Cyanobactéries est également reconnue. Elle est fortement liée à leur capacité à utiliser facilement le CO_2 en faibles concentrations. La situation semble devenir favorable aux Cyanobactéries quand le pH augmente (>9) (Keto *et al.*, 1992). Dans notre analyse, tous les genres de Cyanobactéries qui ont donné naissance à de fortes biomasses suivent des valeurs élevées de pH, même s'il ne s'agit pas d'un facteur déterminant majeur.

Au cours des saisons, les facteurs qui déterminent les populations phytoplanctoniques vont largement évoluer (Figure 92).

- En **hiver** ce sont les formes azotées dépendantes des nitrates (NO_3^-, TNdis, TN/TP, TNdis/TPdis), la forte conductivité et la teneur en oxygène. Ces facteurs sont conditionnés par le brassage de l'eau, le niveau plus faible (vidange ou remplissage), et les échanges importants avec les sédiments. Ils permettent la dominance des Chrysophycées et des Euglénophycées.
- Au **printemps**, aucun facteur n'a un rôle prépondérant : les réserves en nutriments, la conductivité, le pH sont faibles, la température augmente. Les Chromophytes deviennent le groupe phytoplanctonique majoritaire.
- En **été**, les fortes valeurs de température, de pH, de concentrations en phosphore dissous, total et en ammonium constituent des éléments déterminants sur le développement du phytoplancton à cette période (les Cyanophytes).
- En **automne**, pratiquement tous les facteurs physico-chimiques étudiés jouent un rôle. Cela explique l'absence de groupes phytoplanctoniques dominants à cette période.

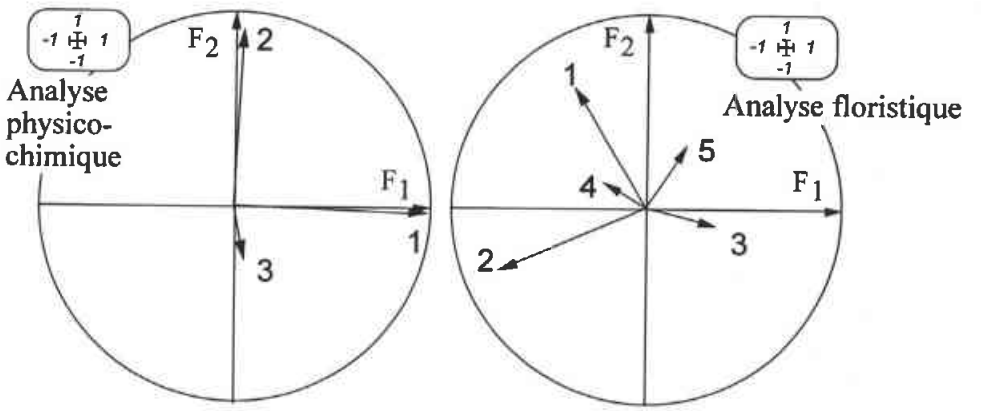


Figure 89 : Analyse de co-inertie, projection des axes d'inertie sur les axes de co-inertie

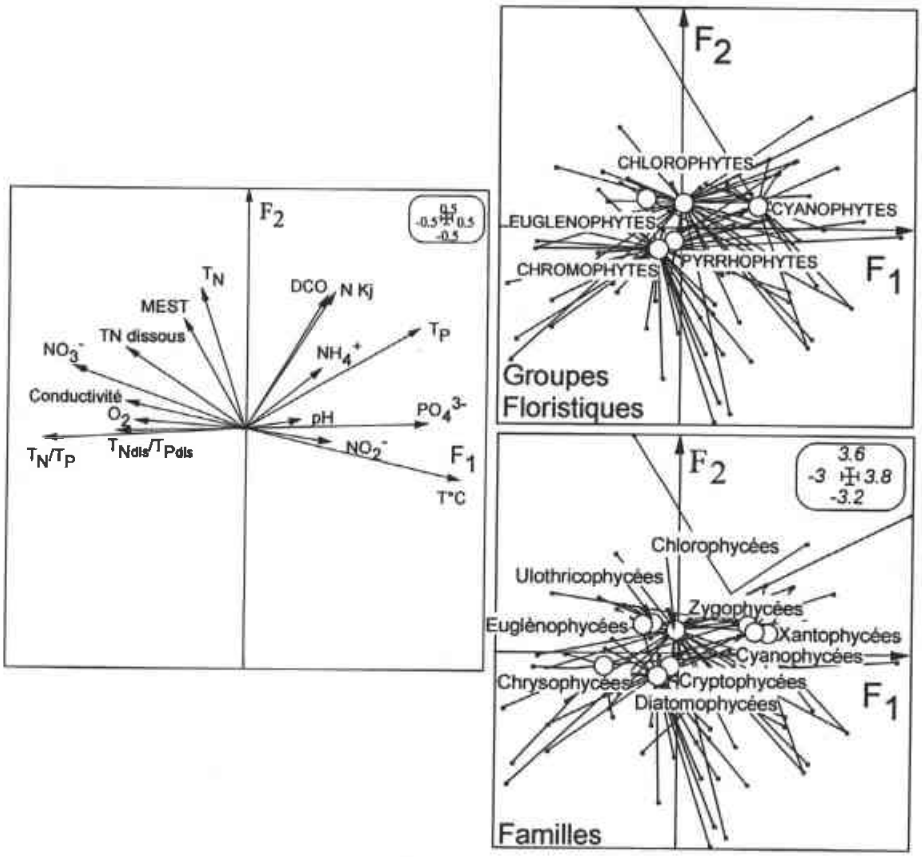


Figure 90 : Analyse de co-inertie, plan F1/F2, coordonnées des variables physico-chimiques relevées en SE1 (à gauche) et mise en évidence des différences inter-groupes floristiques (à droite)

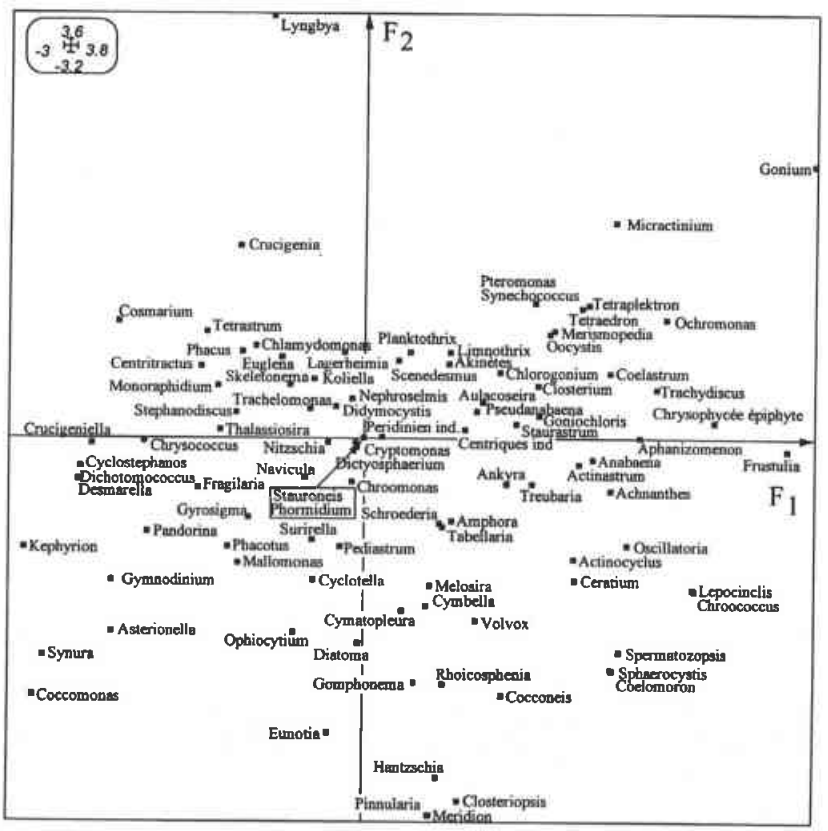


Figure 91 : Analyse de co-inertie, plan F1/F2, coordonnées des taxons relevés à la station SE1

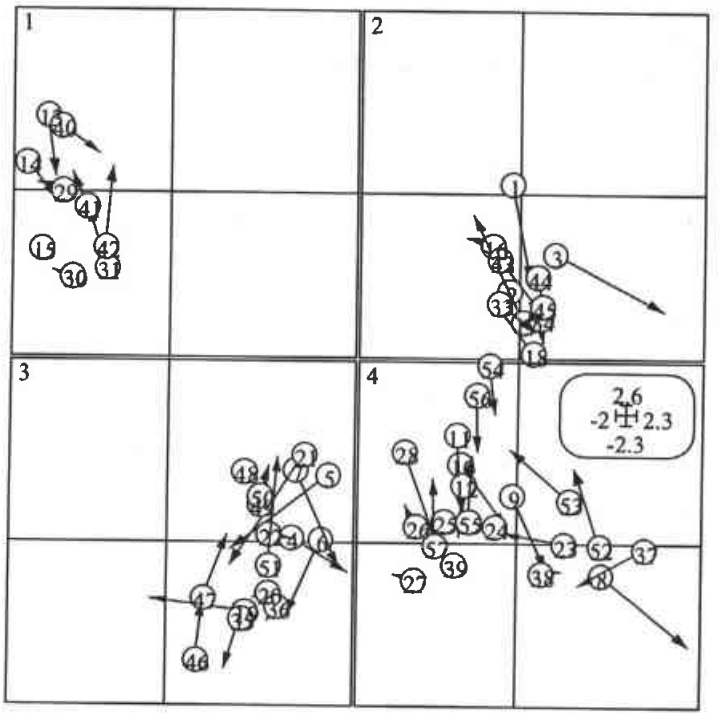


Figure 92 : Analyse de co-inertie, mise en évidence d'un effet saisonnier (1 = hiver, 2 = printemps, 3 = été, 4 = automne)

IV.3.3 Le cas particulier des Cyanobactéries : espèces et densités importées et exportées par l'étang de Lindre

IV.3.3.1 Suivi pluriannuel des populations de Cyanobactéries en aval de l'étang de Lindre

Le suivi des populations algales à l'aval du Lindre entre 1997 et 2000 souligne l'importance des proliférations de Cyanobactéries en fin d'années dans l'étang. Les différentes espèces du groupe qui caractérisent chacune des années sont exclusivement filamenteuses et donc pluricellulaires (Figure 93). Elles représentent donc une forte biomasse transportée dans la Seille.

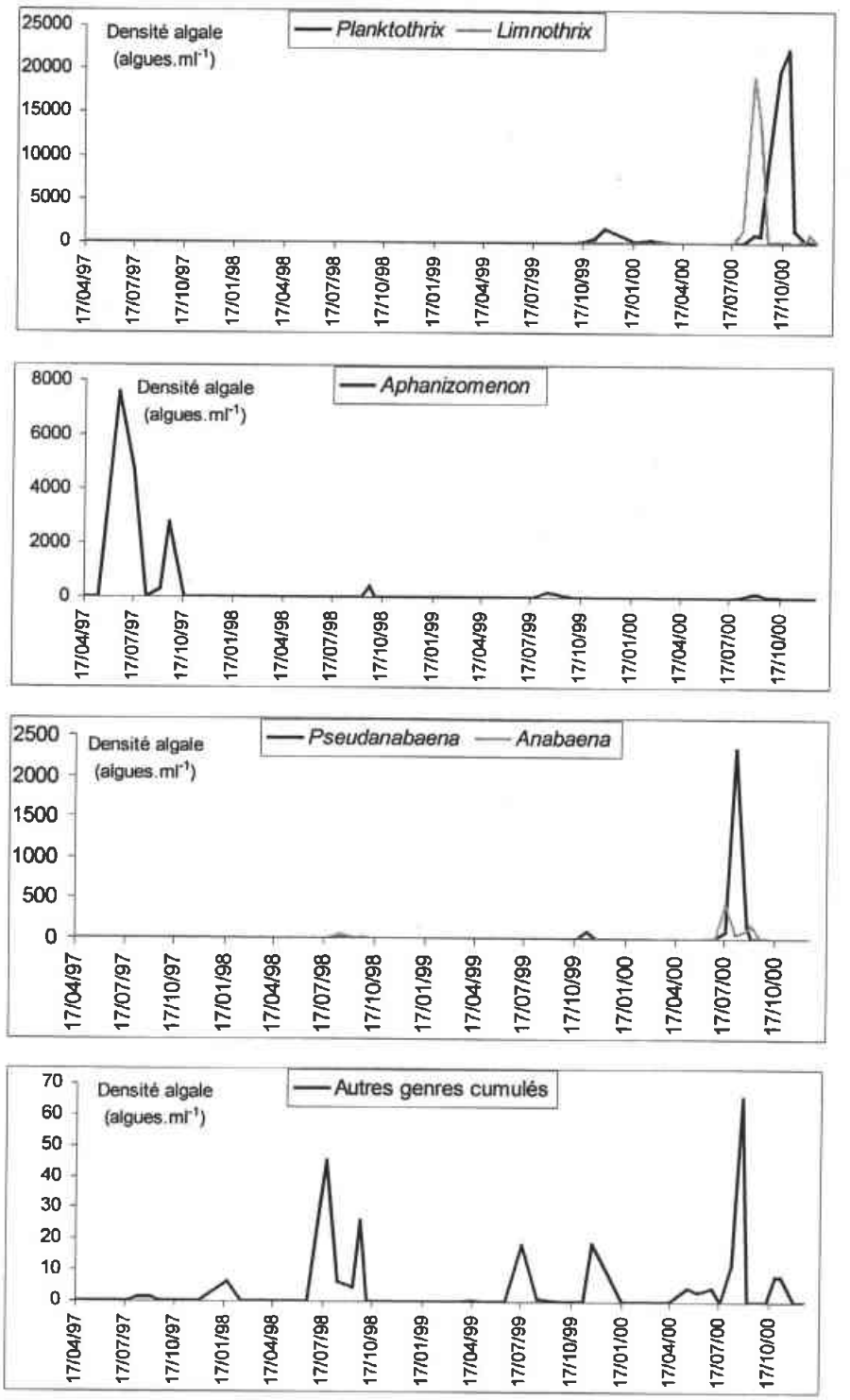


Figure 93 : Evolution temporelle des densités algales des différents genres de Cyanobactéries observées en SE1. Les genres peu représentés sont cumulés pour le dernier graphique: *Chroococcus, Coelomoron, Lyngbya, Merismopedia, Oscillatoria, Phormidium, Synechococcus* et certains filaments indéterminés.

- 1997 : *Aphanizomenon flos-aquae* (B & F) Ralfs est présente en masse et de manière exclusive vis à vis des autres espèces de Cyanobactéries de juin à octobre (7,6 millions d' algues.l^{-1} au maximum).

- 1998 est une année plus diversifiée avec des populations de Cyanobactéries peu abondantes et plus équilibrées. *Aphanizomenon flos-aquae* reste absente jusque fin septembre

et c'est *Anabaena spiroides* Kleb. qui domine d'août à septembre avec de faibles concentrations algales (maximum 45 algues.ml^{-1}). Les autres genres, peu représentés, une fois cumulés, représentent une densité non négligeable, du même ordre de grandeur qu'*Anabaena spiroides.*

- 1999 : les Cyanobactéries filamenteuses sont de retour avec tout d'abord des concentrations algales faibles (<200 algues.ml^{-1}) et dominées par *Aphanizomenon flos-aquae* de juillet à septembre, puis avec de fortes abondances (1,7 millions d'algues.l^{-1} en novembre) quand lui succède *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom..

- 2000 : *Planktothrix agardhii.* persiste jusqu'au mois de mars avec des densités plus faibles que fin 1999 (<500 algues.ml^{-1}). Ensuite, de nouveaux taxons dominants se succèdent avec de très fortes densités : le genre *Pseudanabaena* puis l'espèce *Limnothrix planctonica* (Woloszynska) Meffert de mi-juillet à mi septembre (densité maximale de 2,3 millions d'algues du genre *Pseudanabaena* par litre début août, et 19,2 millions de *Limnothrix planctonica* fin août), puis le retour de *Planktothrix agardhii* entre septembre et novembre (maximum 22,3 millions d'algues par litre). *Aphanizomenon flos-aquae* apparaît mais reste très discret de juillet à novembre (<200 algues.ml^{-1}).

Planktothrix agardhii est une espèce représentative des lacs hypereutrophes : elle domine habituellement dans les eaux riches en azote et déficientes en phosphore (Takamura *et al.*, 1992). Dans certaines conditions, si le milieu est limité en azote, elle est capable de supplanter certaines Cyanobactéries fixatrices d'azote qui ont une croissance limitée quand l'intensité lumineuse est faible (Zvenboom & Mur, 1980 *in* (Takamura *et al.*, 1992)). *Planktothrix agardhii* a un besoin en lumière moins important que les Cyanobactéries fixatrices d'azote, et dans un système hypereutrophe, la biomasse algale et la turbidité sont élevées, ce qui limite la disponibilité de la lumière. L'espèce tolère également des situations où la lumière subit des fluctuations fréquentes. Son optimum cellulaire : N/P = 12 a été déterminé expérimentalement en laboratoire par Zevenboom *et al.* (1980, *in* (Takamura *et al.*, 1992)). Dokulil & Teubner situent le rapport entre 12 et 21 (Dokulil and Teubner, 2000). Sa croissance est optimale pour une température moyenne de 16°C (Dokulil and Teubner, 2000).

En SE1, *Planktothrix agardhii* est présent massivement pour des températures très moyennes (plus faibles que la moyenne déterminée par Dokulil & Teubner (Dokulil and Teubner, 2000) : environ 13 °C (Figure 94), ce qui correspond à une période où l'intensité lumineuse diminue (automne). Le rapport TN/TP est environ égal à 5 au cours de la plus importante prolifération relevée et autour de 2,5 pour les autres périodes de bloom donc pour une valeur de rapport beaucoup plus faible que l'optimum cellulaire déterminé en laboratoire. L'espèce parvient donc à dominer d'autres taxons qui ont une croissance trop lente quand l'intensité lumineuse et la température baisse.

Concernant ***Anabaena spiroides*** , des études antérieures relèvent une forte croissance pour une température du milieu comprise entre 12,3 et 16,4 °C (Arnold, 1971 *in* (Ohkubo *et al.*, 1993)) et un taux de disparition (-0,58.jour^{-1}) maximal entre 27,5 et 28,1 °C (Ohkubo *et al.*, 1993).

Au cours de la présente étude, l'espèce connaît son principal pic de densité algale (environ 500 algues/ml) pour une température légèrement supérieure à 17°C. Cette période est plutôt critique pour le système avec un pH qui atteint quasiment 9,5 !

Aphanizomenon flos-aquae comme les autres Cyanobactéries fixatrices d'azote (*Anabaena*) domine certains lacs avec un rapport en azote/phosphore disponible faible :

N/P = 5 (Schindler, 1977 *in* (Takamura *et al.*, 1992)),
N/P < 10 (Flett *et al.*, 1980, *in* (Takamura *et al.*, 1992)).
10<N/P<17 (Dokulil and Teubner, 2000)
Sa tolérance vis à vis de la température est assez large (Dokulil and Teubner, 2000).

Ces deux derniers taxons sont capables de fixer l'azote atmosphériques : *Aphanizomenon* et *Anabaena* possèdent des niches écologiques très proches mais il existe des différences notables (De Nobel *et al.*, 1997) : les bloom *d'Anabaena* sont caractérisés par un niveau très bas d'azote dissous inorganique associé avec des concentrations relativement élevées d'azote particulaire (son degré de fixation de l'azote atmosphérique semble très élevé). Dans des conditions de fixation de l'azote atmosphérique et de limitation en phosphore du milieu, *Anabaena* est plus compétitive que *Aphanizomenon* (De Nobel *et al.*, 1997). De plus, quand tous les nutriments sont en excès, *Anabaena* sera favorisée par son taux de croissance plus élevé. L'apparition de bloom coïncide également avec une grande disponibilité de la lumière sur une forte profondeur, alors que la distribution d'*Aphanizomenon* semble moins dépendante à la lumière.

Dans le Lindre, la forte croissance d'*Aphanizomenon flos-aquae* par rapport à *Anabaena spiroides* au cours de l'année 1997 traduit des conditions d'absence de limitation en phosphore : le rapport TN dissous/PO4 observé est alors relativement faible (<5,8). Les concentrations en azote particulaire sont également peu élevées, ce qui ne favorise pas la dominance *d'Anabaena*. Cette dernière connaît toutefois son principal pic de densité pour un rapport TN/TP faible (inférieur à 5) : sa résistance au pH, peut alors constituer un avantage face aux autres taxons.

Aphanizomenon flos-aquae prolifère dans l'étang pour un rapport TN/TP ≤6 (donnée proche de Schindler, 1977 *in* (Takamura *et al.*, 1992)), et des températures élevées (>20°C).

Les données concernant l'écologie de *Limnothrix planctonica* sont beaucoup plus rares que pour les autres espèces rencontrées. Comme les Cyanobactéries non fixatrices d'azote atmosphérique, elle nécessiterait un rapport en azote/phosphore disponible de 14 (Schindler, 1977 *in* (Takamura *et al.*, 1992)). Dans le Lindre, les plus fortes concentrations algales correspondent à un rapport TN/TP <5 et TNdissous/PO4 encore plus faible (<3). La température de l'eau au cours des deux principales périodes de prolifération est comprise entre 18 et 22°C.

Toutes les espèces de Cyanobactéries susceptibles de proliférer dans le Lindre semblent apprécier les pH élevés. Il est possible de les classer par rapport au pH mesuré lors de leurs principales périodes de développement :

Aphanizomenon flos-aquae (7,94 < pH < 8,32) < *Limnothrix planctonica* et *Planktothrix agardhii* (8,68 < pH < 8,86) < *Pseudanabaena* (pH = 8,96) < *Anabaena spiroides* (8,68 < pH < 9,47)

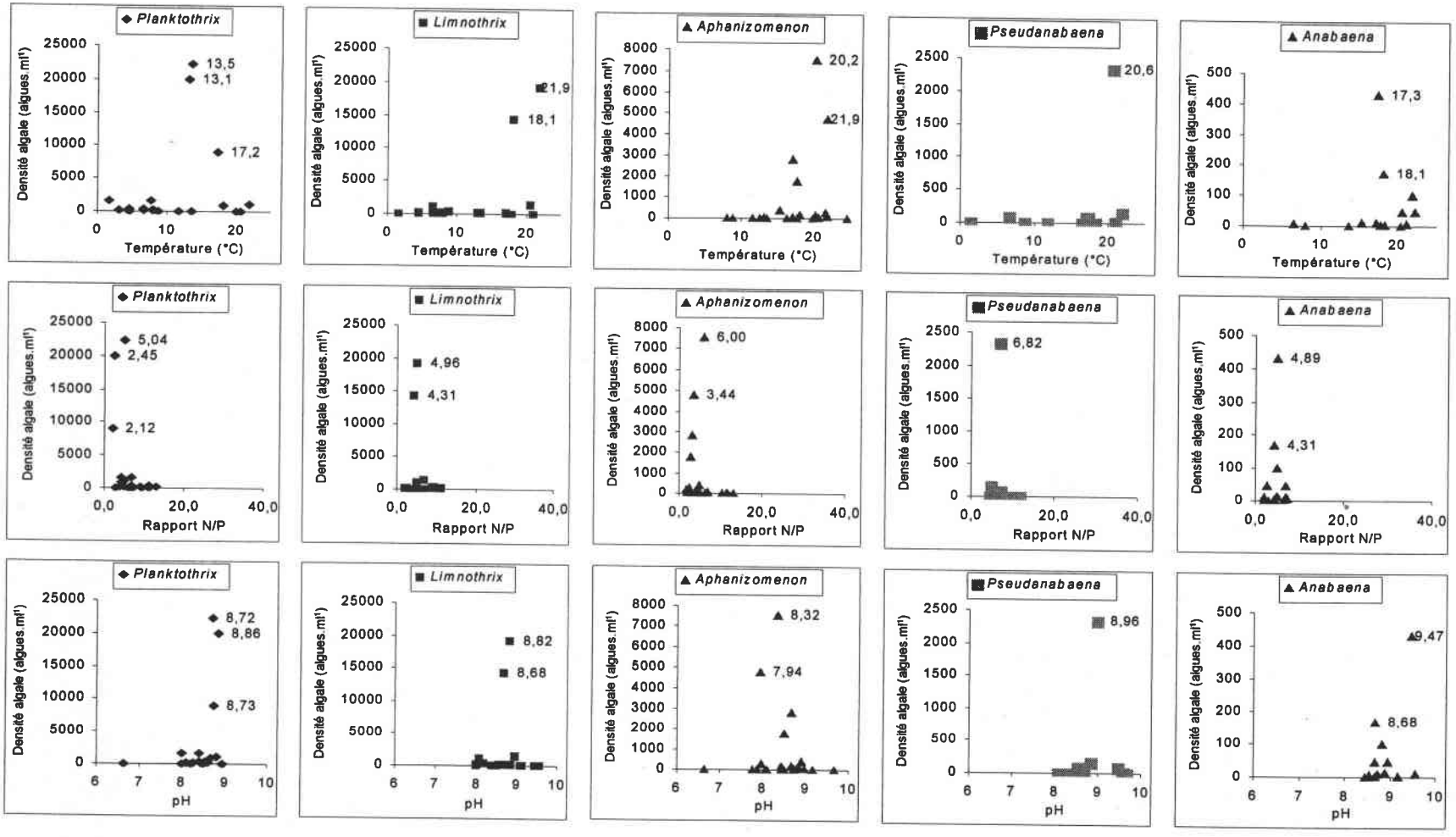


Figure 94 : Relations entre la densité cellulaire des principaux genres de Cyanobactéries (Station SE1) et la température de l'eau (station LS5), le rapport N/P : azote total / phosphore total (station LS5), le pH (station LS5).

Les taxons qui dominent la population algale du Lindre à partir de l'été sont planctoniques, voir même typiques d'étang comme pour *Limnothrix planctonica* et *Planktothrix agardhii* (Geitler, 1930, Geitler, 1932). Ils ne sont donc pas produits dans la partie amont de la Seille mais proviennent de l'étang de Lindre. Depuis 1997, le temps de rétention y est donc suffisant pour permettre la prolifération des Cyanobactéries.

Parmi ces différents taxons, les filaments d' *Aphanizomenon flos-aquae, Limnothrix planctonica* et *Planktothrix agardhii* sont présents en été, en automne et même en hiver pour le dernier genre. Une quantité significative de matière organique est donc exportée dans la rivière Seille quand l'étang est en trop plein mais surtout au cours de la vidange qui correspond pleinement à la période de prolifération de ces algues. *Planktothrix agardhii* et *Anabaena spiroides* sont des Cyanobactéries productrices des microcystines capables de bloquer l'activité de la protéine phosphatase et provoquant ainsi des hémorragies au niveau du foie de mammifères (Chorus and Bartram, 1999). Les genres *Anabaena, Aphanizomenon* et *Oscillatoria* sont également des sources de neurotoxines, bloquant l'activité de l'acétylcholinestérase et les canaux sodiques (Chorus and Bartram, 1999).

L'impact potentiel d' *Anabaena spiroides* sur l'affluent récepteur de l'étang semble beaucoup moins important. En effet, l'espèce est détectée de manière ponctuelle (été 1998) et est absente du plan d'eau en période de vidange.

Le développement massif de ces quelques espèces de Cyanobactéries va, en fonction des années et donc des espèces en présence, conférer à l'eau une couleur très marquée ou former des fleurs d'eau facilement identifiables, surtout dans les zones d'accumulation où se concentrent des écumes très denses. En effet, les Cyanobactéries planctoniques peuvent être divisées en 4 écotypes en fonction de leur comportement dans la colonne d'eau (Schreurs, 1992 ; Mur *et al.*, 1993, all *in* (Dokulil and Teubner, 2000)) :

- 1 : Les espèces fixatrices de N2 (e.g. ***Aphanizomenon flos-aquae***, *Cylindrospermopsis raciborskii*)
- 2 : Les espèces « stratifiantes » (e.g. *Planktothrix rubescens*). Elles prolifèrent à une profondeur optimale, souvent dans le métalimnion et forment des filaments solitaires (Reynolds, 1987 *in* (Dokulil and Teubner, 2000)),
- 3 : Les espèces « turbulentes » (e.g. *Limnothrix redekei,* ***Planktothrix agardhii***). Ce groupe est bien mélangé dans l'épilimnion. Les espèces ne fixent pas N2, elles ne stratifient pas et ne migrent pas,
- 4 : Les espèces formant des colonies ou des agrégats (e.g. *Microcystis* ou ***Aphanizomenon***). Des excursions journalières à travers l'épilimnion sont possibles grâce à leur grande taille unitaire (Humphries & Lyne, 1988 ; Kromkamp & Walsby, 1990, all *in* (Dokulil and Teubner, 2000)).

D'après Schreurs (1992, *in* (Dokulil and Teubner, 2000)), le type de Cyanobactéries qui domine est à mettre en relation avec la morphologie du plan d'eau : espèces filamenteuses pour des retenues peu profondes (comme dans le cas du Lindre) et espèces formant des agrégats ou des colonies pour des retenues plus profondes.
Comparant deux lacs de taille et de morphologie très proches, Rücker *et al.* font la distinction entre les « lacs à *Planktothrix* » et les « lacs à *Limnothrix* ». Leur environnement direct va influer sur l'impact du vent et ainsi promouvoir la dominance de l'un ou l'autre des genres (Rücker *et al.*, 1997). En effet, quand les lacs sont polymictiques, les longues périodes de stagnation sont rares. En fonction du vent, les événements de stagnation de la masse d'eau apparaîtront plus souvent dans les lacs dominés par le genre *Limnothrix* que dans ceux

dominés par le genre *Planktothrix*. Quand le vent homogénéise la masse d'eau (température), il favorise la dominance de *Planktothrix agardhii*.

Dans l'étang de Lindre, au cours de l'année 2000, les deux genres ont dominé successivement. L'ouverture des vannes de vidange a sans doute provoqué un brassage de la masse d'eau et une déstratification qui convient mieux à *Planktothrix agardhii*. D'autre part, l'augmentation de la turbulence influence le budget en nutriments. Les contacts entre l'eau et les sédiments sont plus intenses et des particules sédimentaires se détachent. Le rapport TN/TP s'abaisse suite à l'augmentation des concentrations en phosphore et devient plus favorable à la dominance de *Planktothrix* qu'à celle de *Limnothrix* (Rücker *et al.*, 1997).

D'autres facteurs physiques, chimiques et biologiques, récemment examinés par Ressom *et al.* sont à l'origine des successions saisonnières et annuelles des populations de Cyanobactéries (Ressom *et al.*, 1994). L'étang de Lindre réunit un certains nombre de ces conditions favorisant l'explosion démographique de ce groupe d'algues.

- En région tempérée, les températures estivales de l'eau sont relativement élevées, et les Cyanobactéries ont en général un optimum de température plus élevé que les autres algues (Dokulil and Teubner, 2000)
- En période de production, le milieu est relativement stable et inerte. Les espèces possédant des vésicules gazeuses sont capables de se situer de manière optimale dans la colonne d'eau et profitent mieux des ressources.
- Les eaux calcaires et fortement productives constituent un milieu avantageux pour les Cyanobactéries qui peuvent opérer à de faibles concentrations en dioxyde de carbone : c'est l'hypothèse « fort pH/faible concentration en CO2 ». (Shapiro, 1997) qui souligne que dans les lacs de faible alcalinité, la disponibilité en dioxyde de carbone n'agit pas sur le maximum des Cyanobactéries mais est largement responsable de leur persistance.
- Dans cet étang de pisciculture au bassin versant agricole, l'eutrophisation conditionne leur croissance. En été, la baisse du rapport N/P est bénéfique pour, à la fois, les espèces fixatrices et non fixatrices d'azote moléculaire (Smith , 1983, *in* (Dokulil and Teubner, 2000)). Concernant la dominance d'une espèce plutôt qu'une autre, Teubner *et al.* (1997, *in* (Dokulil and Teubner, 2000)) évoquent l'importance du temps nécessaire pour atteindre le ratio critique plutôt que le ratio lui-même.

Au delà de la qualité générale et de la nature du plan d'eau, les effets des différents facteurs se combinent, expliquant ainsi les grandes fluctuations d'une année à l'autre, et les variations saisonnières pour les espèces dominantes. Reynolds et Peterson soulignent ainsi que dans le milieu naturel, la croissance des Cyanobactéries n'est pas le fait d'une simple explication, mais requiert un ensemble de conditions qui sont plus ou moins cruciales (Reynolds and Petersen, 2000). Une fois les conditions physiques du milieu satisfaites (température, stabilité de la colonne d'eau), la question des ressources en nutriments est posée.

IV.3.3.2 Le flux annuel des populations de Cyanobactéries entrant et sortant du Lindre

Les principales espèces de Cyanobactéries qui prolifèrent dans le Lindre et qui sont exportées dans la Seille ont été étudiées sur une plus grande échelle spatiale (en amont, dans et en aval du plan d'eau) au cours de l'année 2000, de manière à déterminer l'impact de l'étang en tant qu'exportateur de matériel potentiellement toxique dans son affluent récepteur.

Au cours de ce travail, la détermination des espèces a présenté quelques difficultés. En effet les échantillons de phytoplancton, fixés et stockés depuis plusieurs mois, tendent à perdre certaines caractéristiques de départ. Les colonies d'*Aphanizomenon* par exemple se dispersent facilement après un stockage prolongé (Chorus and Bartram, 1999). Normalement, les échantillons doivent être déterminés le plus rapidement possible, les meilleurs résultats sont obtenus sur des échantillons frais (24heures au plus sans fixation) (Chorus and Bartram, 1999).

IV.3.3.2.1 Les entrées

L'étang de Lindre reçoit la majeure partie de ses apports en eau grâce à trois entrées. Chacune d'elles l'alimente différemment au regard de la composition en Cyanobactéries (Figure 95).

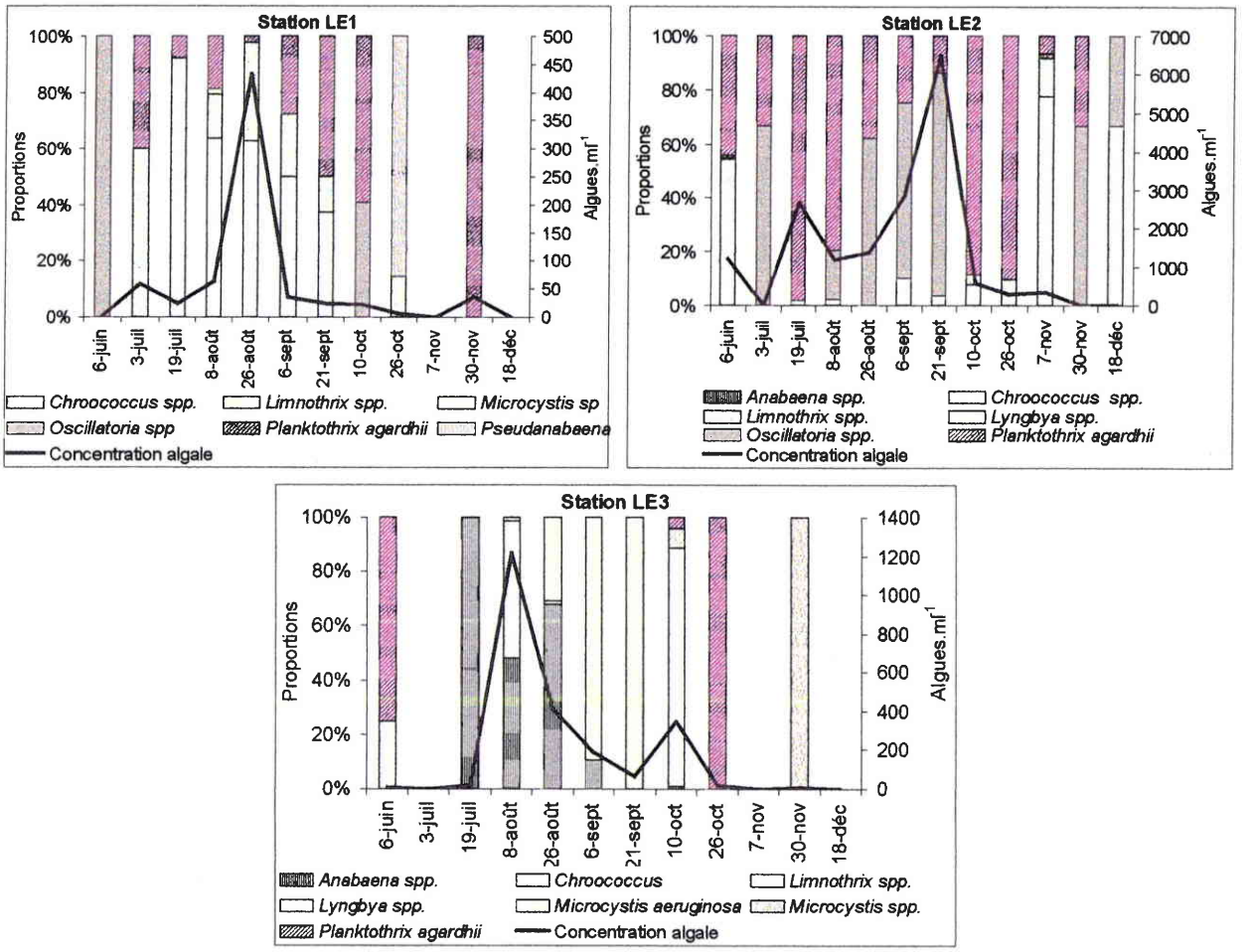


Figure 95 : Evolution temporelle de la structure des communautés cyanobactériennes et de la concentration algale en Cyanobactéries aux trois entrées du Lindre au cours de l'année 2000.

Le point LE1 importe les concentrations les plus négligeables, estimées au maximum à 2500 cellules.ml^{-1} fin août. La population des Cyanobactéries est principalement constituée des cellules de ***Chroococcus*** et de filaments de ***Planktothrix agardhii***. Ceci peut être expliqué par les valeurs de N/P nettement plus élevées dans LE1 que dans LE2 et LE3.

Les deux points LE2 et LE3 importent des Cyanobactéries entre juillet et octobre. Mais les espèces transportées y sont tout à fait différentes. Les échantillons de LE2 sont dominés par les Cyanobactéries filamenteuses : ***Planktothrix agardhii*** et le genre ***Oscillatoria*** alors que les taxons apportés par LE3 correspondent majoritairement à des *Chroococcaceae* : le genre ***Microcystis*** fortement représenté par l'espèce ***Microcystis aeruginosa*** et le genre

Chroococcus. Les concentrations algales maximales observées sont quatre fois plus importantes en LE2 qu'en LE3 mais la présence de colonies globuleuses pluricellulaires en LE3 réduit cet écart si l'on considère les concentrations cellulaires : 160 000 cellules/ml exportées en LE3 début août et 310 000 cellules/ml en LE2 fin septembre.

IV.3.3.2.2 Les exportations vers la Seille

Les Cyanobactéries importées dans la Seille proviennent à la fois des vannes de fond de l'étang (LS5) et de la surverse (station LS4) quand celui-ci est suffisamment rempli. Les plus importantes concentrations algales en Cyanobactéries sont observées fin août en LS5 et de mi-juillet à fin août en LS4 (Figure 96).

En général, l'ensemble des taxons trouvés en aval du Lindre était présent dans au moins une de ses entrées. Une seule exception est à noter : l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae* semble être inféodée à l'étang de Lindre.

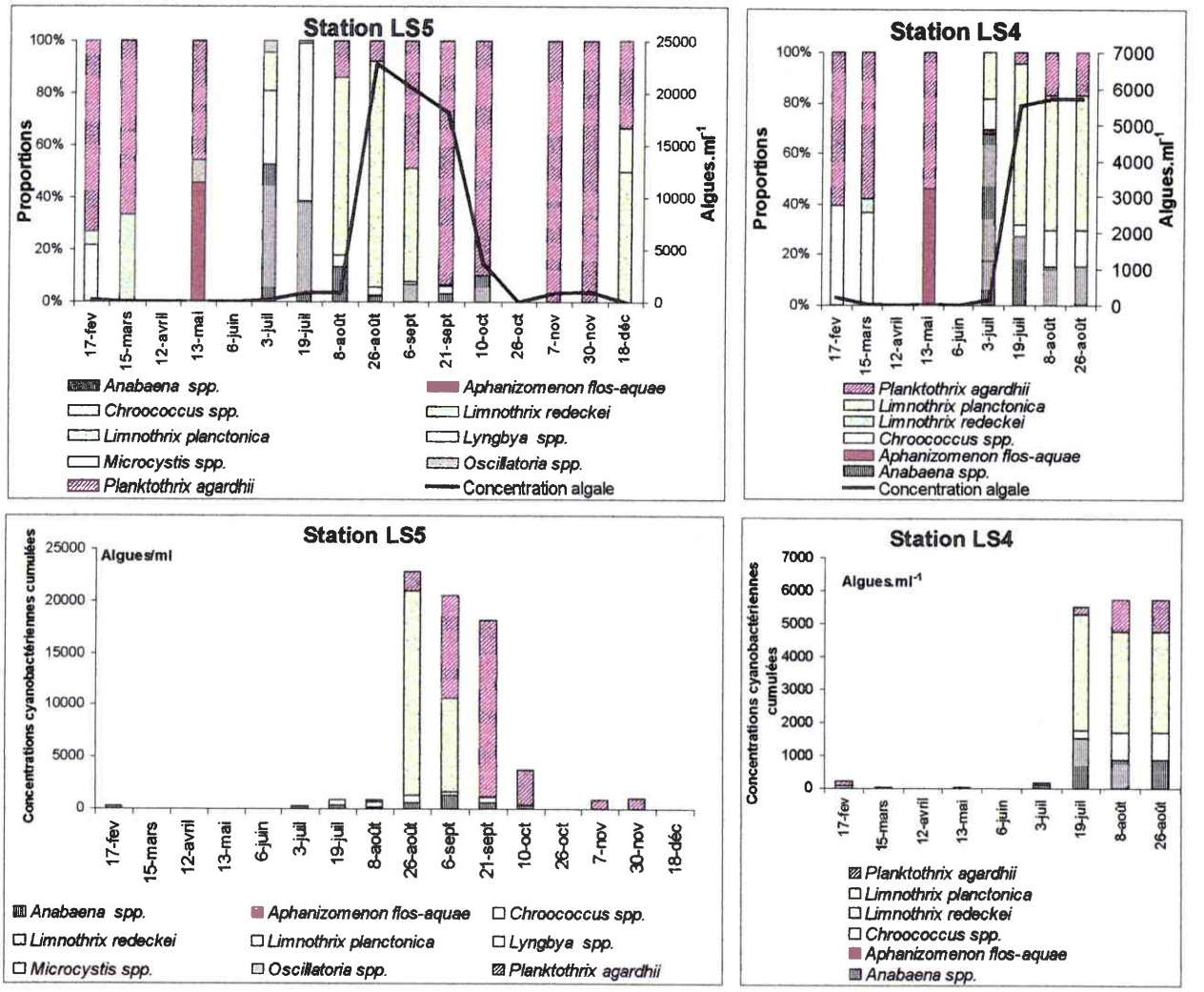


Figure 96 : Evolution temporelle de la structure des communautés cyanobactériennes et de la concentration algale en Cyanobactéries aux deux sorties du Lindre au cours de l'année 2000.

Les Cyanobactéries planctoniques montrent des comportements différents dans la colonne d'eau (Dokulil and Teubner, 2000). En fonction de la période de l'année et des

écotypes présents dans l'étang, la structure des populations exportées par surverse et par vannes de fond sera ou non identique.

Hors période de stratification (prélèvements de février à mai) : les filaments non hétérocystés (*Limnothrix redeckei, Oscillatoria spp.*) sont présents en plus forte proportion dans les eaux provenant des vannes de fond. Ils sont remplacés par le genre *Chroococcus* et par *Planktothrix agardhii* dans les eaux de surface.

Au cours de la stratification estivale de l'étang, le genre *Chroococcus* est plus représenté dans les eaux de la station LS5. En effet, la présence en masse et quasi-unilatéral de *Limnothrix planctonica, Anabaena spiroides* et *Planktothrix agardhii* dans les eaux de surface a modifié la structure et la densité des Cyanobactéries exportées en LS4. Le 19 juillet et le 8 août 2000, la concentration totale des Cyanobactéries est 7 fois plus importante dans les eaux issues de la surface (environ 5 500 algues.ml^{-1}) que dans celles provenant du fond de l'étang (environ 800 algues.ml^{-1}). Peu après, le niveau de l'étang descend : aux prémices de la vidange automnale, le débit des vannes de fond est augmenté par le pisciculteur, l'écoulement cesse par la surverse et la colonne d'eau est subitement brassée. Cette concentration maximale est alors largement dépassée : près de 23 000 algues.ml^{-1} sont exportées le 26 août.

La gestion piscicole du plan d'eau influe largement sur le phénomène d'exportation d'espèces potentiellement toxiques dans un affluent récepteur. Les espèces dites « turbulentes », mélangées dans l'épilimnion (*Limnothrix, Planktothrix*), les espèces hétérocystées concentrées en surface (*Anabaena spiroides*) ne devraient pratiquement plus être déversées à la fin de l'été, quand le niveau de l'eau baisse. L'ouverture des ouvrages de vidange a un double impact :

- le brassage de la masse d'eau entraîne une descente des taxons concentrés en surface qui vont ainsi être emportés par vannes de fond,
- le débit sortant est fortement augmenté et les quantités de matières exportées seront d'autant plus importantes.

En terme de flux, cela se traduit par une quantité d'algues apportées à la Seille 10 fois plus importante le 26 août que le 8 août (Figure 97).

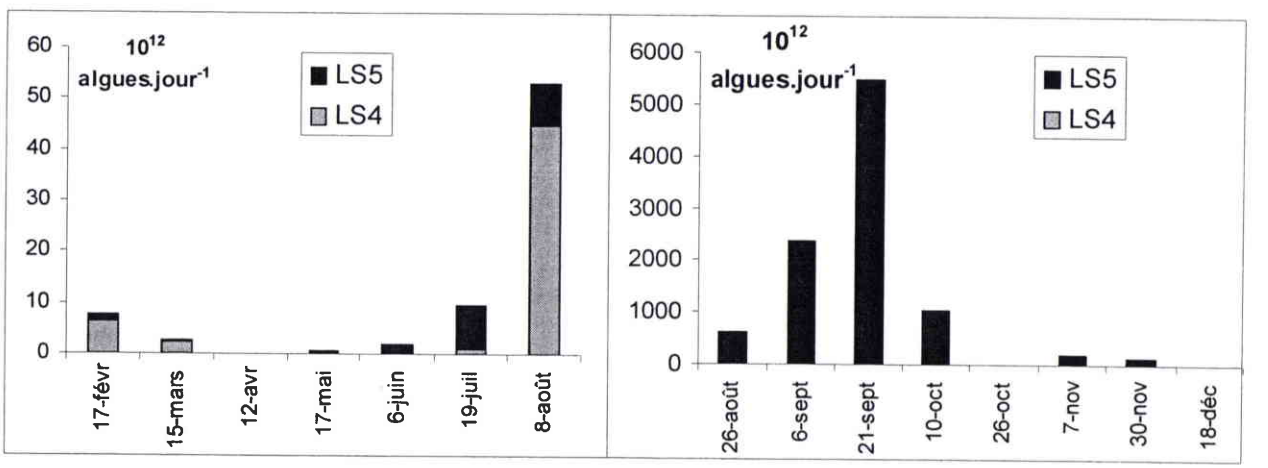


Figure 97 : Flux de Cyanobactéries exportées par le Lindre au cours de l'année 2000

Au cours de la vidange de l'étang, les quantités d'algues exportées sont très importantes et le flux augmente régulièrement **pendant le premier mois** (de fin août à fin septembre) jusqu'à atteindre 5,5. 10^{15} algues.jour^{-1}. Après un mois de vidange, le flux exporté

diminue rapidement mais reste jusqu'à la fin nettement supérieur au maximum observé avant la vidange (10 à 20 fois).

Pour l'affluent récepteur, la phase critique correspond donc au premier mois de la vidange. C'est à cette période que les plus fortes quantités de Cyanobactéries sont exportées et que la composition des populations varie et s'inverse totalement (Figure 98). Lors de l'ouverture des vannes de vidange, *Limnothrix planctonica* domine très largement la communauté cyanobactérienne (86%). *Planktothrix agardhii* est présent mais en faible proportion (8%). Les modifications induites par la vidange (brassage de la colonne d'eau, mise en suspension de particules) le rendent beaucoup plus compétitif. Son préférendum thermique et ses besoins en lumière plus faibles que les autres espèces, lui permettent de dominer petit à petit la population jusqu'à représenter 93 % des algues exportées fin septembre.

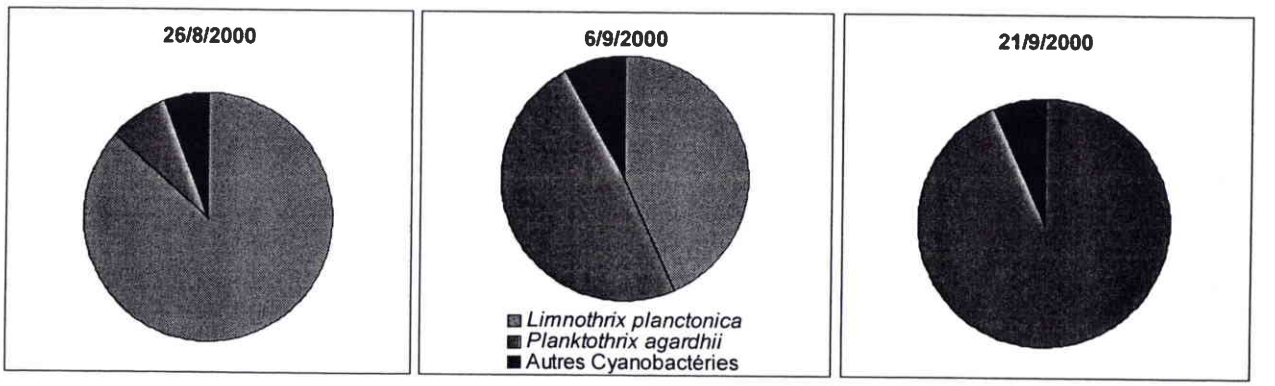


Figure 98 : Evolution temporelle de la structure de la communauté cyanobactérienne au cours du premier mois de vidange (2000)

IV.3.3.2.3 Comparaison entrées/sorties

En comparant les biomasses totales que représentent les Cyanobactéries entrant (LE1, LE2, LE3),et sortant de l'étang (LS4, LS5), on se rend compte que le Lindre est un puissant exportateur net d'algues potentiellement toxiques. Ce bilan (Figure 99) est largement positif à partir du mois d'août (un mois avant la vidange) et atteint son maximum fin septembre (un mois après la vidange). La production de Cyanobactéries dans le plan d'eau est donc en grande partie responsable du flux net positif de pigments chlorophylliens (cf Les flux de phytoplancton entrant et sortant du Lindre) au cours de cette période.
Les taxons et biomasses exportés dans la Seille à partir du mois d'août sont donc essentiellement produits dans l'étang et les apports du bassin versant constituent tout au plus une source possible d'espèces susceptibles de proliférer dans ce très puissant réacteur.

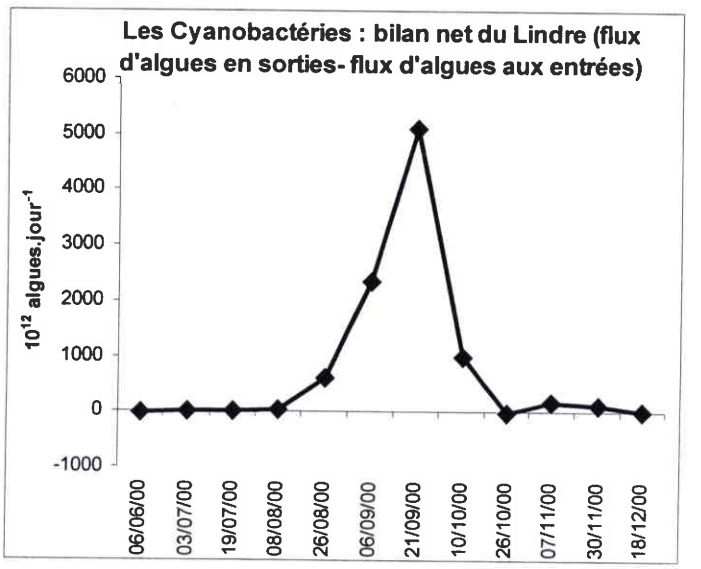


Figure 99 : Evolution temporelle de la densité de Cyanobactéries nette exportée par l'étang de Lindre au cours de l'année 2000

IV.3.3.3 La dérive des Cyanobactéries dans la Seille

L'étude globale des populations algales transportées dans la Seille a permis de mettre en évidence la limitation progressive de la biomasse phytoplanctonique par le débit et une chute brutale pour une conductivité supérieure à 2000 µS. La même analyse portant uniquement sur le groupe des Cyanobactéries de la Seille amont (Figure 100) confirme l'action potentielle de ces deux facteurs sur la dérive des algues bleues. Les concentrations algales les plus importantes sont observées pour un débit inférieur à 4 $m^3.s^{-1}$ et une conductivité faible (<1000µS) si l'on considère les valeurs observées à certaines périodes dans la Seille. Ces caractéristiques sont plutôt l'apanage des stations d'étang et de l'aval de la digue, hors période de vidange. Il convient donc de s'interroger sur le devenir des populations de Cyanobactéries exportées et transportées dans la Seille, surtout lorsque ces conditions sont largement dépassées : si les concentrations algales sont, d'après ces premiers résultats, susceptibles de diminuer soit en période de vidange (augmentation du débit), soit en dérivant vers l'aval de la Seille (augmentation de la conductivité), qu'en est-il des flux totaux ? Quelle biomasse va être dégradée dans le système ou va continuer son trajet jusqu'à la Moselle ?

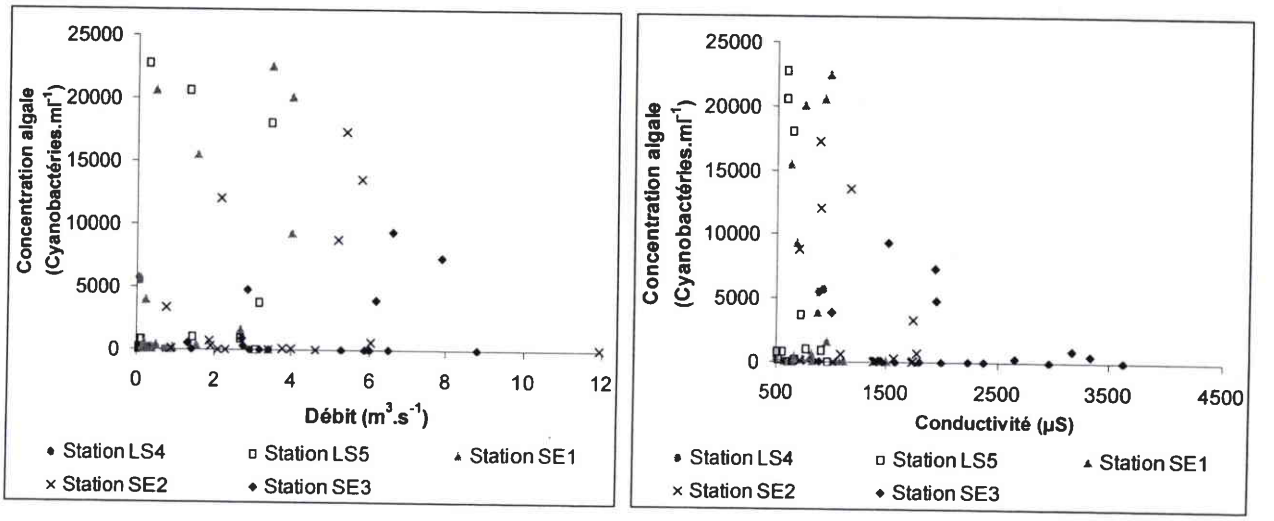


Figure 100 : Relation entre les concentrations algales des Cyanobactéries et les débits journaliers (graphique de gauche) ou la conductivité (graphique de droite) mesurés aux différentes stations de la seille (LS4, LS5, SE1, SE2, SE3).

IV.3.3.3.1 **L'exportation** (Lindre/Seille) : modification des concentrations algales

L'évolution annuelle des densités cyanobactériennes dans la Seille s'effectue en parallèle avec celles du Lindre. Les concentrations diminuent progressivement d'amont en aval (Figure 101). Les concentrations cellulaires en Cyanobactéries en SE2 et SE3 augmentent pendant la phase de vidange atteignant respectivement des pics de 800 000 et 400 000 algues.ml^{-1}, en octobre.

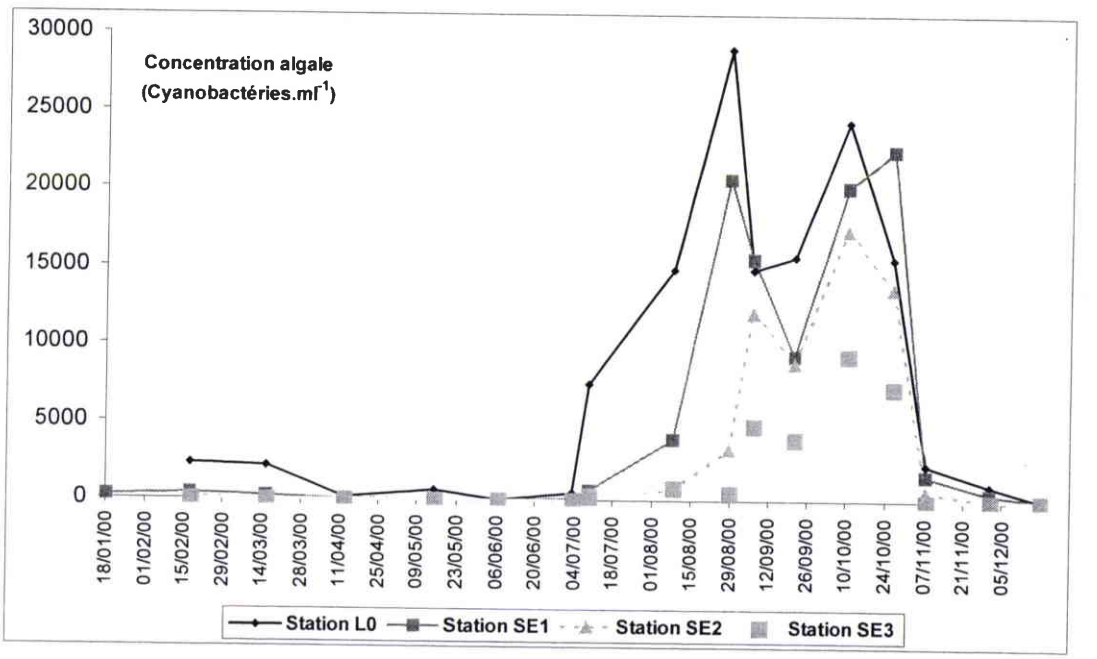


Figure 101 : Evolution spatio-temporelle des concentrations algales en Cyanobactéries du Lindre et de la Seille amont (2000)

La composition spécifique des Cyanobactéries dans la Seille est la même que celle de Lindre avec des proportions différentes (Figure 102).

❖ Certains taxons semblent perdurer dans le temps et/ou dans l'espace. Les concentrations cellulaires restent importantes tout au long du trajet. C'est le cas de *Planktothrix agardhii* (Tableau 35) et de *Limnothrix planctonica* (Tableau 36).

Tableau 35 : Persistance des concentrations cellulaires de *Planktothrix agardhii* entre le Lindre et SE3

Planktothrix agardhii	du 18/01/00 au 06/09/00		Du 06/09/00 au 18/12/00	
	Nombre moyen de cellules par ml	%	Nombre moyen de cellules par ml	%
LO	34 394	100	534 283	100
SE3	6 394	19	164 810	31

Tableau 36 : Persistance des concentrations cellulaires de *Limnothrix planctonica* entre le Lindre et SE3

Limnothrix planctonica	du 18/01/00 au 06/09/00		Du 06/09/00 au 18/12/00	
	Nombre moyen de cellules par ml	%	Nombre moyen de cellules par ml	%
LO	75 973	100	8 109	100
SE3	936	1	11 190	138

❖ D'autres taxons se maintiennent dans de faibles concentrations et de plus en plus infimes proportions au cours du transport dans la Seille. C'est le cas d'*Anabaena spp.* (Tableau 37), et *Chroococcus spp.*(Tableau 38).

Tableau 37 : Persistance des concentrations cellulaires de *Anabaena spp.* entre le Lindre et SE3

Anabaena spp.	du 18/01/00 au 06/09/00		Du 06/09/00 au 18/12/00	
	Nombre moyen de cellules par ml	%	Nombre moyen de cellules par ml	%
LO	41 900	100	11 840	100
SE3	1 622	4	854	7

Tableau 38 : : Persistance des concentrations cellulaires de Chroococcus *spp.* entre le Lindre et SE3

Chroococcus spp.	du 18/01/00 au 06/09/00		Du 06/09/00 au 18/12/00	
	Nombre moyen de cellules par ml	%	Nombre moyen de cellules par ml	%
LO	1 425	100	201	100
SE3	20	1	223	111

❖ Certains taxons semblent quasiment disparaître de la Seille comme *Aphanizomenon flos-aquae* (Tableau 39).

Tableau 39 : Persistance des concentrations cellulaires de *Aphanizomenon flos-aquae entre le Lindre et SE3*

Aphanizomenon flos-aquae	du 18/01/00 au 06/09/00		Du 06/09/00 au 18/12/00	
	Nombre moyen de cellules par ml	%	Nombre moyen de cellules par ml	%
LO	3 182	100	4 784	100
SE3	0	0	1 564	33

- Quelques rares exemplaires se maintiennent en très faibles proportions dans la Seille et finissent par être mieux représentés dans la partie la plus aval de la rivière par exemple le genre *Microcystis*.

La concentration algale moyenne des Cyanobactéries baisse de 27 % entre la station de l'étang et la première station de la Seille, de 40,3 % entre SE1 et SE2 et de 52,2 % entre SE2 et SE3 (Tableau 40). Après un parcours d'environ 25 km, les populations de Cyanobactéries du Lindre ont subi une baisse moyenne de concentration algale de 79 %. Le phytoplancton reprend peu à peu les caractéristiques d'une population de rivière.

Tableau 40 : Moyennes des concentrations cyanobactériennes calculées sur l'ensemble de l'année 2000 pour les stations du Lindre et de la Seille amont

	Concentration moyenne des Cyanobactéries (algues.ml^{-1})	Intervalle de confiance (seuil de 5%)
Station L0	8 160,4	4 668,8
Station SE1	5 966,9	4 094,8
Station SE2	3 564,7	2 869,2
Station SE3	1 703,9	1 468,8

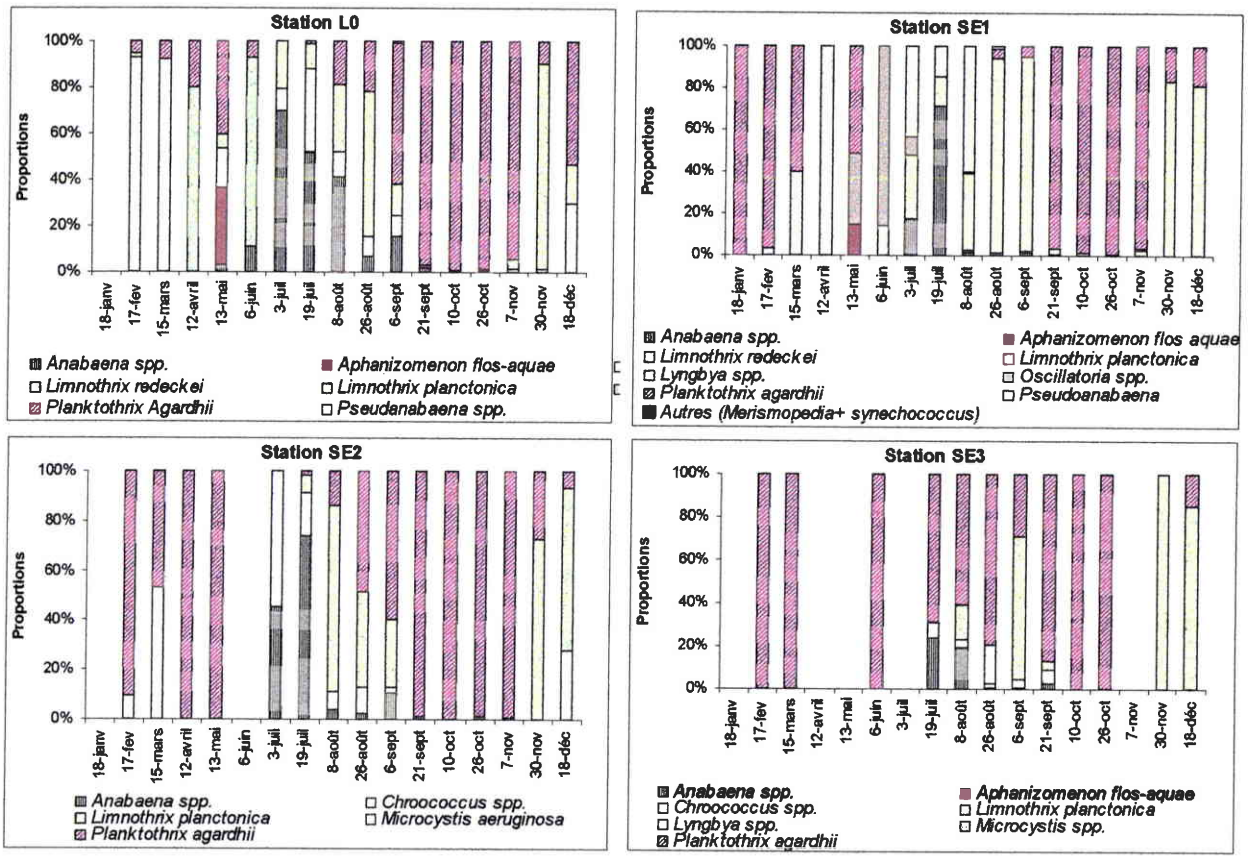


Figure 102 : Composition taxonomique des populations cyanobactériennes du Lindre et de la Seille amont (2000)

Le transport des Cyanobactéries : évolution des flux de densités algales dans la Seille

La comparaison des densités totales de Cyanobactéries aux différents points de prélèvements de la Seille amont (**Figure 103**) met en évidence un décalage entre les valeurs maximales observées en aval de la digue de l'étang et celles de la Seille (SE1, SE2, et SE3).
La plus importante quantité de Cyanobactéries en LS4 et LS5 est détectée le 21 septembre : elle correspond à une population hautement dominée par *Planktothrix agardhii* (94% de la population cyanobactérienne), exportée en masse par vannes de fond après 3 semaines de vidange.
Plus en aval, dans la Seille, le pic de biomasse s'observe le 10 octobre, simultanément pour les trois stations : SE1, SE2, SE3. A cette date, l'espèce *Planktothrix agardhii* devient dominante à plus de 98%.
Un décalage des populations de plus de 19 jours entre l'aval de la digue et les autres stations de la Seille semble impossible à une période où le débit est maximal (la digue et la station SE1 ne sont séparées que par quelques centaines de mètres). Par contre, les inondations possibles des terres ou les différents bras morts procurent un refuge pour les Cyanobactéries : leur transport est ralenti et elles parviennent à s'accumuler dans les zones les plus calmes. En 2000, Reynolds abordait les mécanismes par lesquels les organismes phytoplanctoniques entraînés dans une rivière parvenaient à survivre et à perdurer malgré un transport inexorable et unidirectionnel vers l'aval (Reynolds, 2000). Il mettait en évidence la présence de certaines zones de la rivière où le plancton lacustre pouvait prospérer. Ces petites portions du cours d'eau, appelées ADZ (aggregated dead-zone), se trouvent surtout dans les parties sinueuses des rivières de faibles catégories. Il y observe d'ailleurs une forte concentration en

Planktothrix agardhii, espèce très sensible au courant et qui n'est même pas détectée dans la rivière.

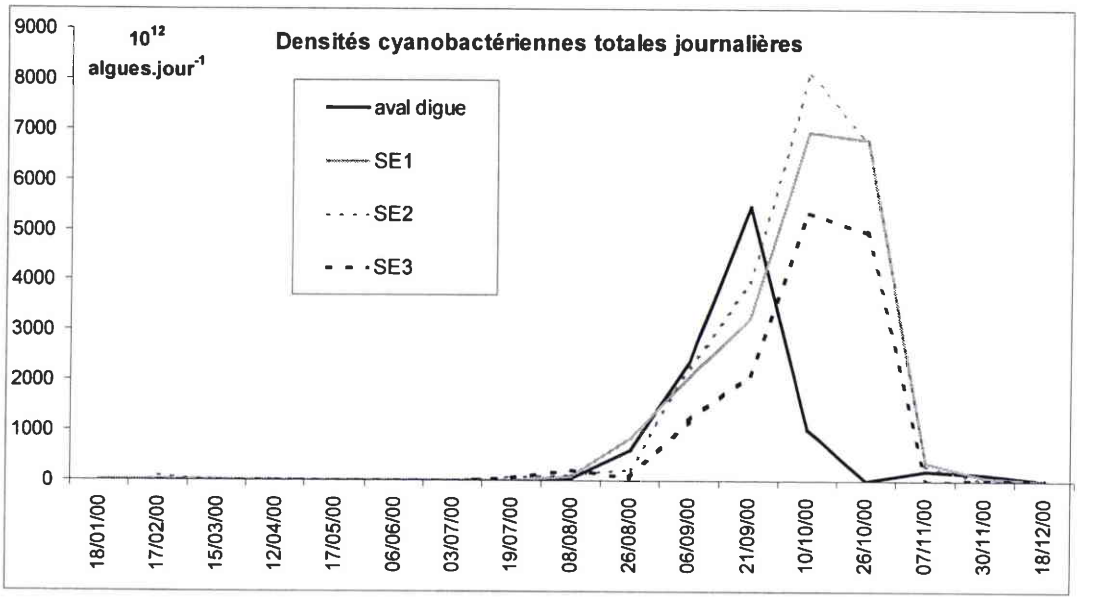


Figure 103 : Evolution temporelle de la densité totale journalière de Cyanobactérie à l'aval de la digue de l'étang de Lindre et plus en aval dans la partie amont de la Seille.

Au cours de la vidange, lorsque les densités totales exportées et transportées dans la Seille sont les plus importantes, l'approche spatiale des communautés cyanobactériennes pour une même date fournit deux scénarios possibles :

- **Au cours des trois premières semaines de vidange, les densités totales journalières de Cyanobactéries évoluent de manière décroissante depuis l'aval de la digue, vers SE2, SE1, et SE3.**

Au cours des 600 premiers mètres de transport, entre l'aval de la digue et SE1, on observe une perte maximale de 2,3. 10^{15} algues.jour^{-1}. *Planktothrix agardhii* devient dominant à 96,7 %. Ce sont donc en majorité les taxons qui l'accompagnent (*Anabaena, Chroococcus*...) qui tendent à disparaître au tout début du transport en rivière.
Entre SE1 et SE2, la densité totale de Cyanobactéries par jour augmente : les apports du bassin versant de la Seille se combinent à ceux du Lindre. Les espèces présentes profitent de zones plus calmes pour se multiplier.
La seconde phase de perte de matière algale s'observe après SE2 : jusqu'à 1,8. 10^{15} algues.jour^{-1} (au minimum) disparaissent entre SE2 et SE3 le 21/09/2000. L'accumulation d'algues dans les zones refuges entre Mulcey et Chambrey, la destruction du matériel dans la rivière quand les conditions de salinité et le stress hydraulique deviennent trop importants, peuvent stopper la dérive des Cyanobactéries.

- **Après 3 semaines de vidange, la quantité totale d'algues par jour est maximale en SE2 puis décroît en SE1, SE3 et l'aval de la digue.**

Le flux de Cyanobactéries en aval de la digue est rapidement limité par le stock présent dans l'étang. *Planktothrix agardhii* étant seul représentant de la population cyanobactérienne, la perte des espèces accompagnatrices est limitée au tout début du transport.
Malgré la baisse des apports, les rives du cours d'eau, les zones inondées, fournissent des sources persistantes de Cyanobactéries en amont de la Seille (SE1, SE2).

Comme aux premiers jours de la vidange, la densité totale de Cyanobactéries commence à diminuer à partir de la station SE2 : une différence maximale de 1,8. 10^{15} algues.jour^{-1} est relevée le 26/10/2000 entre SE2 et SE3.

Avant la vidange, le flux moyen de Cyanobactéries dans la Seille suit la même évolution que pendant la vidange : augmentation entre l'aval de la digue et la station SE1, entre SE1 et SE2, puis baisse entre SE2 et SE3 (Figure 104, en haut). La principale différence se situe dans l'intensité des flux, les Cyanobactéries étant présentes en plus forte quantité dans les plans d'eau à partir de l'été et donc pendant la phase de vidange. L'augmentation du débit à cette période va permettre la dérive d'une plus grande biomasse algale dans la Seille mais ne semble pas modifier le schéma du transport, contrairement au cas du zooplancton.
Face aux différents scénarios établis, l'ensemble de la Seille amont doit être surveillé en période d'exportation des Cyanobactéries. Entre Mulcey et Chambrey, la disparition d'une forte quantité d'algues correspond à un apport massif en matière organique qui doit être dégradée sur cette portion de la rivière. De plus, la lyse des cellules cyanobactériennes va libérer une quantité importante de toxines intracellulaires, pour autant que les souches présentes en produisent.
Les écarts de flux journaliers les plus importants entre l'aval de la digue et les stations de la Seille (Figure 104, en bas) s'observent en décembre.Le flux de Cyanobactéries exporté hors de l'étang est quasiment nul (débit faible, étang vide), mais de très fortes biomasses persistent en SE2 et SE3.

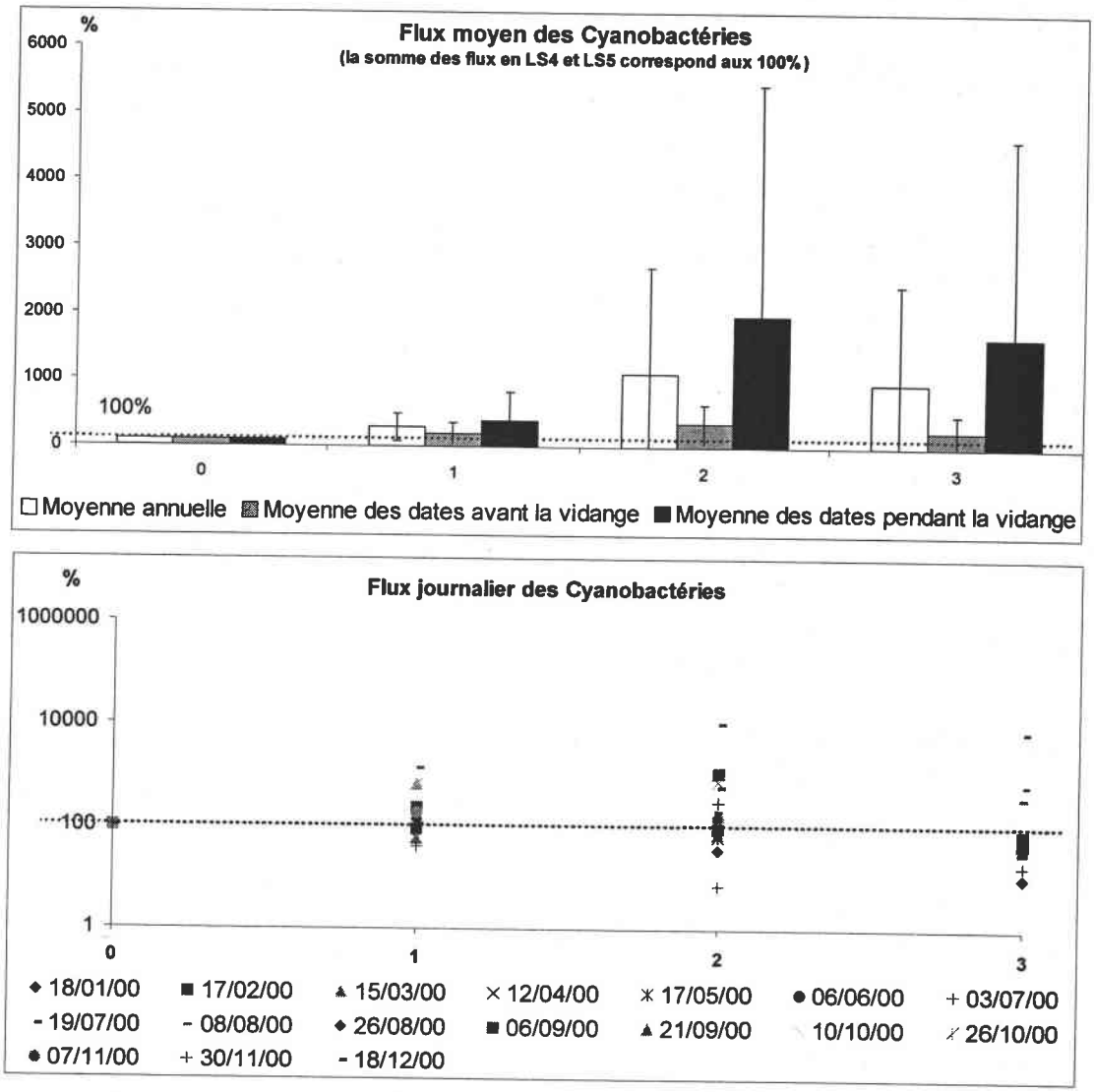


Figure 104 : Evolution spatiale dans la Seille des flux algaux en Cyanobactéries, entre l'aval de la digue (code 0), SE1 (code 1), SE2 (code 2), et SE3 (code 3). L'intervalle de confiance de chaque moyenne est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %). Les nombreux figurés représentent les différentes campagnes.

L'accroissement des populations de l'aval de la digue à SE2 puis la décroissance entre SE2 et SE3 est un scénario global qui n'est pas suivi par l'ensemble des taxons (Figure 105).

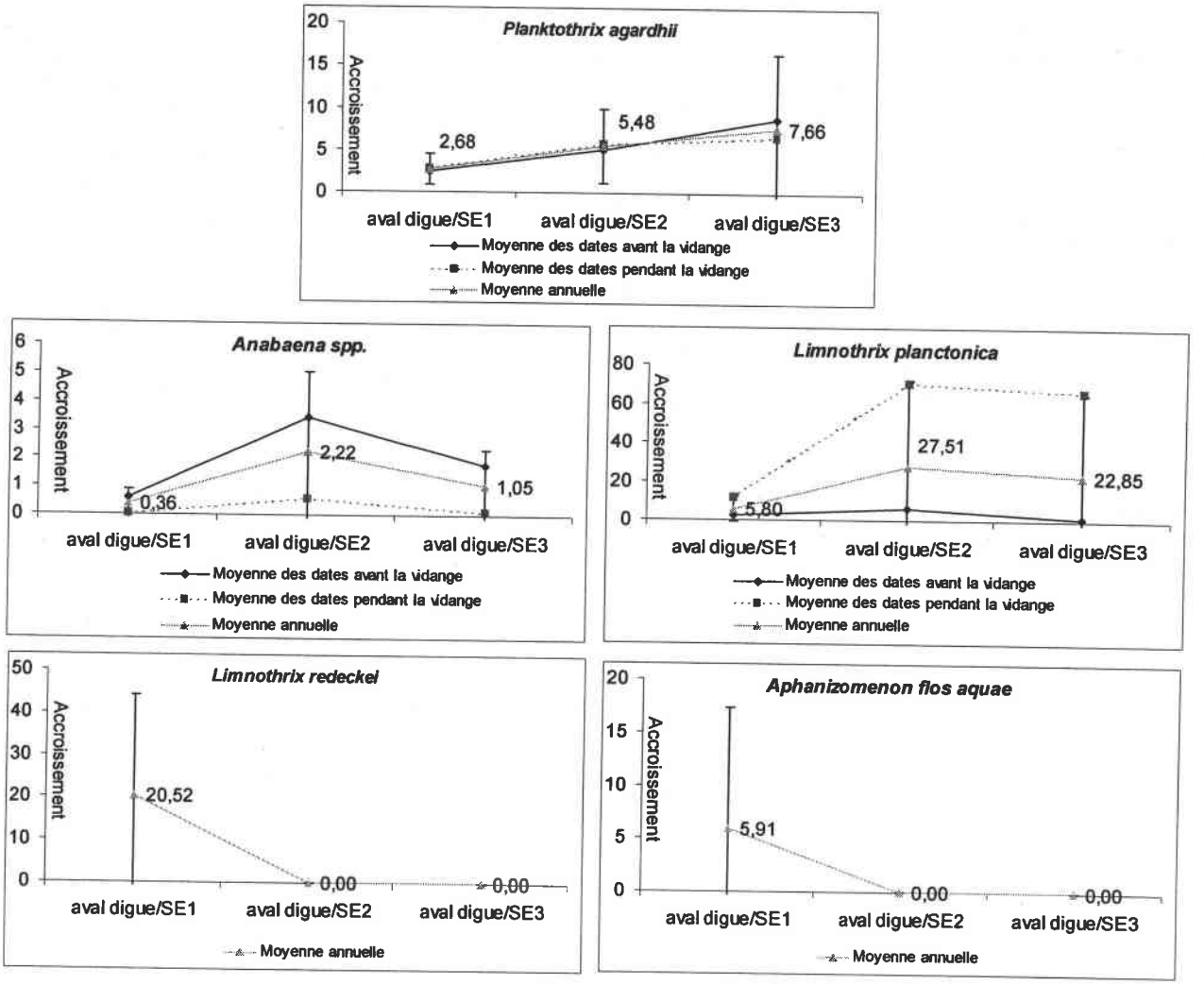


Figure 105 : Accroissement moyen des populations de différents taxons communément rencontrés dans le réseau de prélèvement des Cyanobactéries. L'intervalle de confiance de la moyenne annuelle est représenté par un segment noir (niveau de confiance de 95 %) et les valeurs indiquées sont celles de la moyenne annuelle.

Parmi les taxons les plus fréquemment rencontrés dans le Lindre, certains sont amenés à disparaître totalement lors de la dérive dans la Seille. Les espèces ***Aphanizomenon flos-aquae*** et ***Limnothrix redeckei*** constituent entièrement un apport de matière organique à dégrader au delà de la station SE1. Peu présente au cours de l'année 2000, le premier genre est pourtant à l'origine d'un pic de près de 8 millions d'algues par litre en 1997 en SE1. Ces deux espèces à surveiller étroitement présentent, jusqu'à maintenant, l'avantage d'être absentes du système en septembre. Elles ne sont apportées à la Seille qu'hors période de vidange, lorsque le débit plus faible limite les quantités exportées…

Anabaena spp. parvient à maintenir une population constante mais la forte dilution d'amont en aval va fortement limiter les concentrations algales dans la Seille.

Planktothrix agardhii, espèce la plus représentée dans les eaux exportées au cours de la vidange 2000, constitue une population capable de s'accroître régulièrement au cours des 25 km de dérive dans la Seille amont. L'accroissement moyen entre l'aval de la digue et SE3 n'est pas très élevé : il ne permet pas de contrer l'importance de la dilution. Les concentrations algales et donc le risque toxique potentiel diminue d'amont en aval. Il n'est pas

exclu qu'une certaine biomasse est amenée à être dégradée dans le système, mais elle doit être remplacée par les différents apports en provenance du bassin versant de la Seille et par la croissance des populations dans les zones refuges de la rivière.

Limnothrix planctonica est la seule espèce dont l'accroissement de population au cours de la dérive est suffisamment important pour contrecarrer le phénomène de dilution (la concentration cellulaire moyenne en période de vidange était plus importante en SE3 qu'en LO). L'accroissement le plus important a lieu entre SE1 et SE2 puis on observe une baisse entre SE2 et SE3 qui sera la principale source de matière biodégradable concernant cette espèce.

IV.3.4 Bilan : les apports, les exports et le transport du phytoplancton au sein du système d'étangs de pisciculture et de la Seille.

IV.3.4.1 Les entrées (Figure 106):

La biomasse phytoplanctonique entrant dans l'étang de Lindre est très variable au cours du temps. Elle est fortement liée au bassin versant, notamment à la présence de sources de natures différentes, qui semblent se relayer dans l'apport de matière phytoplanctonique, sous l'influence des conditions météorologiques et de l'activité anthropique liée à la pisciculture extensive.
Les espèces de Cyanobactéries apportées dans l'étang sont plutôt de nature filamenteuse pour les entrées drainant un sous-bassin versant constitué de ruisseaux ou mixte (ruisseaux et quelques petits étangs), et de nature coloniale pour LE3 qui reçoit exclusivement des eaux en provenance d'étangs satellites. Les flux entrants de Cyanobactéries sont limités par l'écart existant entre la période de fort débit (à partir de septembre) et les concentrations maximales observées (avant septembre), mais les espèces importées par le Lindre constituent un pool d'inoculas susceptible de se développer dans l'étang.

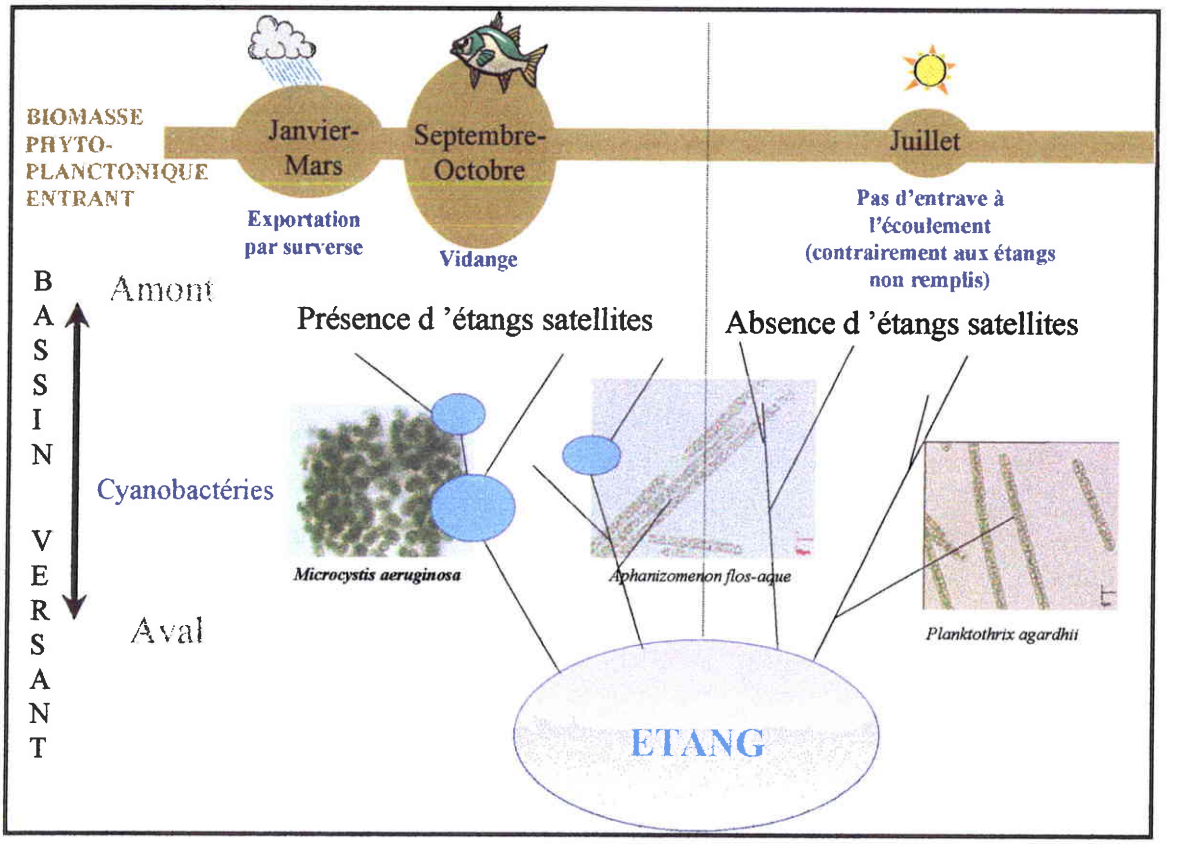


Figure 106 :Schéma récapitulatif des entrées du phytoplancton

IV.3.4.2 Les sorties (Figure 107) :

Les biomasses phytoplanctoniques à la sortie de l'étang de pisciculture sont très variables dans le temps. La biomasse totale exportée est corrélée avec la phase de gestion du plan d'eau (remplissage, production ou vidange), les conditions climatiques (exportation par surverse) et avec le groupe d'algues dominant dans l'étang (la présence de Cyanobactéries en surface limite la présence d'autres groupes dans la colonne d'eau.

Les périodes les plus propices à l'exportation du phytoplancton sont :

- **la vidange automnale**.
- **les périodes de trop plein printanières**, surtout lors de proliférations d'algues accumulées en surface.

Les populations algales (espèces et concentrations) à l'aval de la digue (SE1) sont fortement influencées par la situation hydraulique du Lindre. L'impact sur la Seille sera d'autant plus important que les espèces exportées sont plutôt caractéristiques d'un plan d'eau ou d'un cours d'eau.

Le phytoplancton observé en 1997, 1999, 2000 est un peuplement très majoritairement importé, plus typique des étangs que d'une rivière. La succession des embranchements dominants est extrêmement différente d'une année à l'autre, mais chacune reste critique vis-à-vis des Cyanophycées. Elles sont à l'origine de chaque pic cellulaire et ne sont probablement pas originaires de la Seille, mais exportées de façon imprévisible par le système stagnant situé à l'amont.

En 1998 les récoltes révèlent un véritable potamoplancton, nettement plus caractéristique d'une rivière, malgré quelques épisodes ponctuels, sans doute à imputer aux lâchures soudaines du système Lindre.

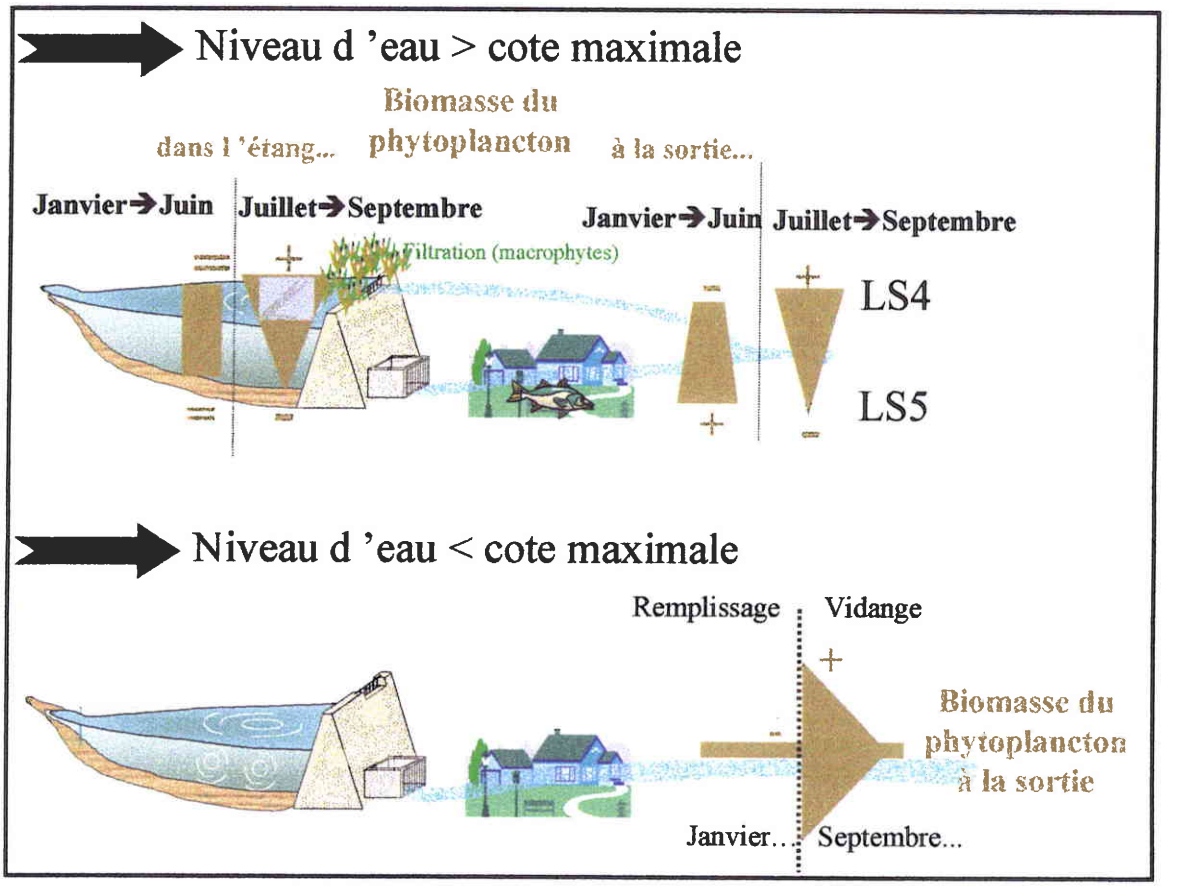


Figure 107 : Schéma récapitulatif des sorties du phytoplancton

IV.3.4.3 Le transport (Figure 108)

La biomasse phytoplanctonique totale n'évolue qu'après la station SE1 : quand les premiers villages sont traversés par la Seille. Les conséquences du transport et du changement de milieu sont plus tardives que dans le cas du zooplancton où les premiers mètres étaient déjà le lieu de forts bouleversements dans les populations.

Le devenir de la biomasse phytoplanctonique dans la Seille amont est très changeant selon la période considérée.

- **De janvier à septembre, les biomasses ne cessent d'augmenter sur les premiers 25 km étudiés**. De plus importantes concentrations en phéopigments sur la station SE2 que sur les stations SE1 ou SE3 laissent imaginer une modification des peuplements sur ce tronçon de la rivière qui acquière alors subitement les caractéristiques salines typique de la Seille. Les résurgences d'eau salée sont à l'origine du remplacement des Chlorophytes d'origine lacustre par des Chromophytes adaptées à la minéralisation nouvelle du système. Ainsi, même si les concentrations en pigments évolue de manière croissante de l'amont vers

l'aval, une certaine quantité d'algue exportée par l'étang est amenée à être dégradée dans la Seille amont.

- **De septembre à la fin de l'année,** en période de crue consécutive à la vidange de l'étang de Lindre, **la biomasse phytoplanctonique chute au cours du transport à partir de la station SE1**. Les volumes d'eau exportés permettent de diluer les apports salins et donc de limiter la minéralisation : le remplacement des espèces lacustres par du potamoplancton adapté aux eaux oligohalines est peut être alors compromis, et cela d'autant plus que le fort débit est une source de stress potentielle.
  La nature même des espèces d'algues en présence à cette période va également expliquer le phénomène. Très largement dominée par les Cyanobactéries, la biomasse exportée dans la Seille subit de larges pertes au delà de la station SE2.

Comme pour le zooplancton, en période de vidange, l'étang apporte au milieu récepteur une quantité de matière biologique d'origine phytoplanctonique très importante (au maximum 16,3 kg de chlorophylle a.jour^{-1}, 5,5. 10^{15} Cyanobactéries.jours^{-1}). Les pertes de ce matériel vivant sont surtout visibles au delà de la station de Mulcey. Cependant, de fortes quantités de Cyanobactéries sont toujours présentes au niveau de la Station SE3. Les relevés phytoplanctoniques de la Seille aval et de la Moselle, très pauvres en Cyanobactéries, présage la disparition de tout ce matériel au delà de notre dernier point d'échantillonnage.

La portion amont de la Seille qui reçoit une forte densité de Cyanobactéries en automne doit être surveillée car les souches vivantes sont capables de synthétiser des toxines, dans des conditions encore sont mal connues. Dans la nature, les souches de même espèce isolées simultanément du même plan d'eau, ne sont pas toutes toxiques, et la toxicité d'une espèce donnée peut varier au cours du temps et dans l'espace pour un milieu donné (Chorus and Bartram, 1999). La production de toxine n'est pas obligatoirement une réponse à un stress de l'environnement. Cultivée en milieu stérile ou en présence d'un innocula d'eau de rivière, *Planktothrix agardhii* produit les mêmes quantités d'hépatotoxine (Rivasseau, 1998). La production de toxine n'est pas non plus fortement corrélée à la concentration en éléments nutritifs dans le milieu (Rapala and Sivonen, 1998), mais elle est favorisée par de faibles intensités lumineuses, inférieures à 100 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$, une température optimale comprise entre 15 et 25°C selon les espèces, des concentrations en phosphore de 0,3 à 0,6 $mg.l^{-1}$ et en azote de 1,0 à 6,0 $mg.l^{-1}$ (Rivasseau, 1998). Les stations de la Seille amont répondent à ces différents critères.

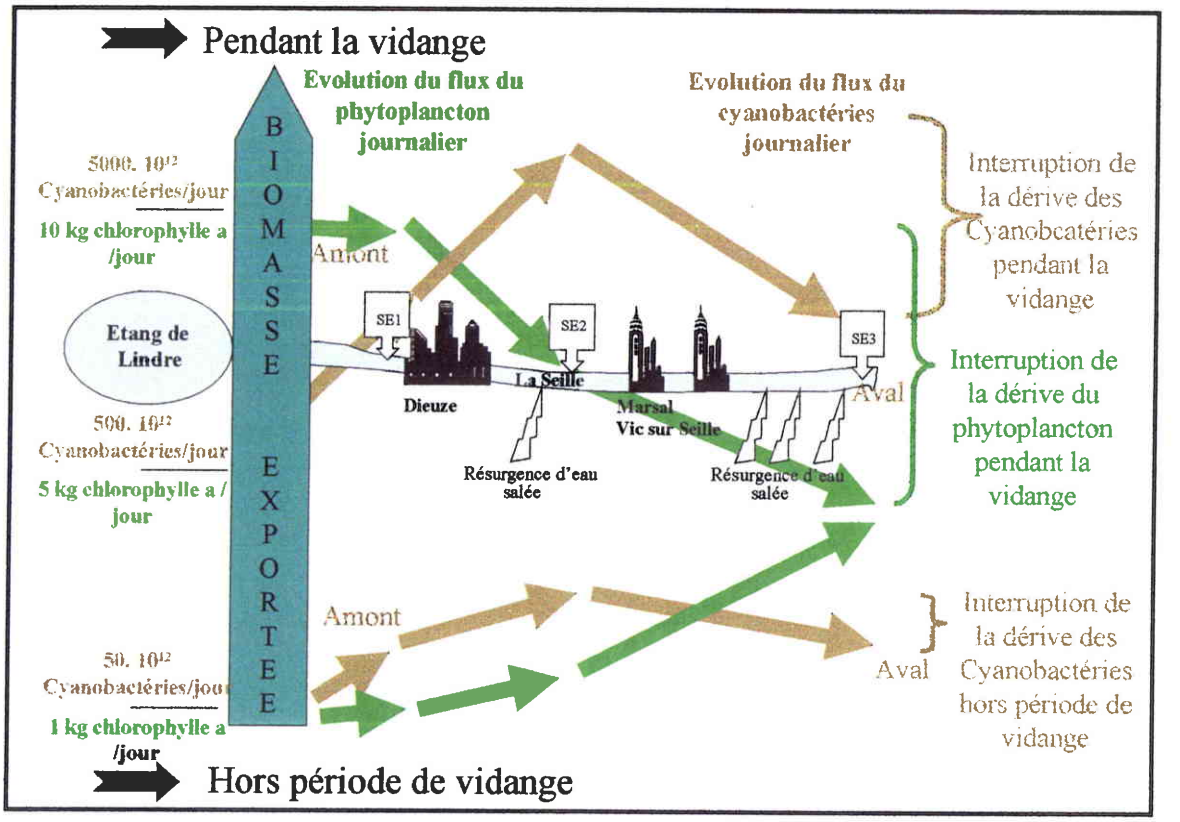


Figure 108 :Schéma récapitulatif du transport du phytoplancton

Les toxines des Cyanobactéries sont essentiellement des endotoxines, qui s'accumulent à l'intérieur des cellules. Ainsi, la libération de celles-ci survient principalement lorsque les cellules vieillissent, meurent et libèrent de façon passive leur contenu (Chorus and Bartram, 1999). La toxicité induite est persistante dans le milieu aquatique. Lors d'une étude réalisée en Australie (Jones and Orr, 1994), il a été observé la présence de microcystine–LR pendant une période pouvant atteindre 21 jours après le traitement d'une fleur d'eau de *Microcystis aeruginosa* avec un algicide. La dérive de ces algues, mais surtout leur disparition qui a été observée à partir de la station de Mulcey et qui va vraisemblablement continuer bien au delà des stations échantillonnées au cours de ce travail, nécessite une surveillance accrue compte tenu du risque encouru.

La succession développement/effondrement du phytoplancton a toujours comme conséquence une désoxygénation du milieu et une augmentation plus ou moins importante des substances azotées, généralement sous forme d'azote ammoniacal ou de nitrites (Sevrin-Reyssac, 1997). D'autre part, le fait que les toxines puissent affecter l'activité microbienne semble pouvoir expliquer une perturbation de la nitrification avec accumulation de nitrites dans la Seille (Dubost, 1996c). Après décomposition des Cyanobactéries, la désoxygénation des eaux augmente, avec en plus la libération des métabolites secondaires (cyanotoxines). Ces derniers se trouvent donc à l'état libre dans l'eau pendant la période qui précède leur dissolution, ce qui déclasse la qualité des eaux vers un état pouvant être critique pour la vie piscicole et pour les populations zooplanctoniques (Jungmann,1992 ; Berthon et Brousse,1995 ; *in* (Dubost, 1996)). L'arrêt de la dérive du zooplancton, et donc la mise à disposition de matériel organique biodégradable dans la rivière sont donc amplifiés dans la Seille en période de vidange puisque le zooplancton est exporté en même temps que les Cyanobactéries (Figure 109).

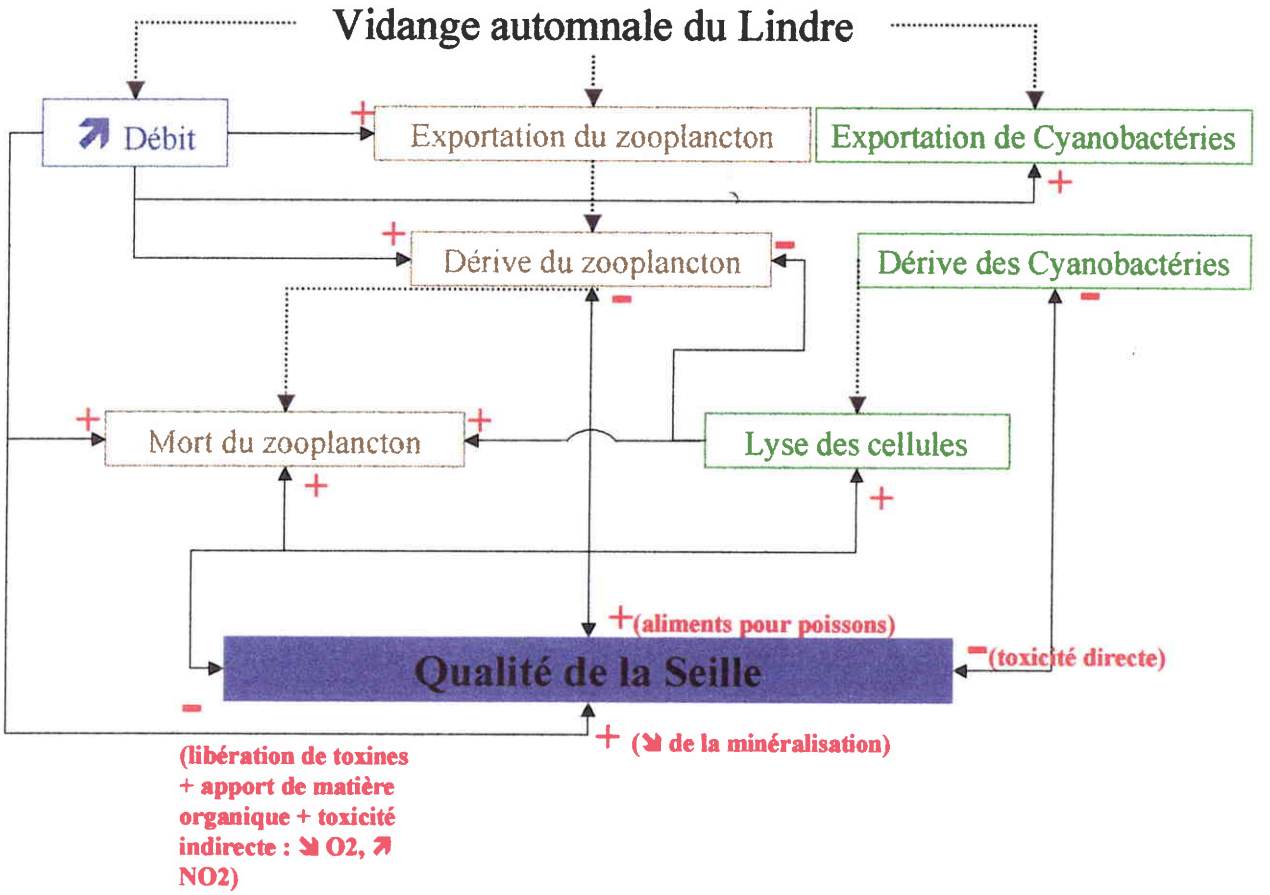


Figure 109 :Schéma récapitulatif des interactions zooplancton/Cyanobactéries dans la Seille amont en période de vidange

- Conclusion

L'étang piscicole, qui représente un type commun d'eaux stagnantes en Lorraine, joue un rôle important au sein du réseau hydraulique de cette région. Les résultats obtenus sur les étangs de Lindre, Zommange, Lansquenet et Rorbach (respectivement 630, 61, 37 et 10 ha de superficie en eau) pourront être généralisés aux étangs piscicoles gérés en polyculture extensive (voire semi-extensive), soumis ou non à une prolifération des végétaux macrophytes et aux plans d'eau de faibles profondeurs (< 6 m), eutrophes à hypereutrophes, soumis à des biomanipulations.

La morphométrie de l'étang conditionne son mode d'utilisation en pisciculture. Les plus petites masses d'eau (comme l'étang de Rorbach) qui peuvent être vidangées sur une courte période sont plutôt destinées au stockage du poisson fourrage ou à l'hivernage des reproducteurs. Elles peuvent ainsi subir plusieurs vidanges par an (au printemps et en automne). Les étangs de plus grande taille sont empoissonnés en vue de la production d'alevins et du grossissement d'espèces à plus forte valeur marchande (perche, brochet, sandre....). Ils ne sont vidangés, au maximum, qu'une fois par an (en automne), et peuvent même connaître des cycles piscicoles pluriannuels.

Le mode de gestion a un impact direct sur l'écologie du système piscicole. Tout d'abord, lorsqu'il subit des modifications régulières de la pression de prédation exercée par les poissons planctophages, le spectre des tailles et la composition spécifique du zooplancton varient en fonction de ces variations. Ensuite, parce que les vidanges répétitives et la présence d' étangs de barrages en amont d'un chaînage semblent favoriser le renouvellement et les échanges d'espèces d'un cycle ou d'un site à l'autre. En outre, l'absence d'étang en amont d'un plan d'eau permet la concentration des apports en nutriments du bassin versant dans ce dernier. L'accroissement du statut trophique se traduit généralement par l'apparition d'espèces zooplanctoniques caractéristiques. La gestion piscicole se doit donc d'être considérée comme un facteur important de structuration des populations zooplanctoniques.

Malgré les variations inter-annuelles et inter-sites liées au mode de gestion piscicole, le fonctionnement écologique interne des étangs se caractérise par un certain nombre de caractéristiques communes.

Les populations planctoniques de divers étangs appartenant au même bassin versant **présentent une grande variabilité.** Aucune espèce d'algues et seulement 10 espèces zooplanctoniques étaient communes aux trois étangs de la branche nord du Lindre et présentes chaque année de 1999 à 2001.

Le plancton des étangs piscicoles est dominé par le microzooplancton (rotifères et nauplii) en terme de densité, par les rotifères, les Diatomées et les Chlorophycées en terme de nombre d'espèces. Les fluctuations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique présentent un seul véritable pic estival.

Deux modalités écologiques possibles ont été mises en évidence au sein des étangs piscicoles extensifs.

Lorsque le système est très peu profond (<1,5 m), il est plutôt destiné au stockage du poisson fourrage à dominante planctophage. La biomasse zooplanctonique est

largement dominée par le microzooplancton. La composition générale (prépondérance des rotifères, quasi-disparition de *Daphnia spp.* et *Bosmina longirostris* au profit de *Ceriodaphnia* spp.) est étroitement liée à la forte pression de prédation. Les espèces de macrozooplancton qui subsistent sont typiques des milieux riches en macrophytes. Ces derniers se développent en masse à partir du mois d'avril. Les différentes générations d'hydrophytes qui se succèdent limitent par compétition trophique l'intensité du pic estival de biomasse phytoplanctonique (< 4 $mg.l^{-1}$ de matière sèche) attribué aux Pyrrophytes.
L'étang présente ainsi des caractéristiques un peu spéciales relevant à la fois d'un système aux eaux claires (fort développement des macrophytes, pas de prolifération algale estivale, dominance des poissons planctophages) et d'un système aux eaux turbides (la faible profondeur et la présence des poissons benthophages impliquent un brassage qui réduit la transparence).

Dans les étangs plus profonds, la gestion piscicole est orientée vers la production et le grossissement de poissons piscivores. La biomasse zooplanctonique est généralement dominée par le macrozooplancton et structurée de manière plus équitable autour des trois groupes zooplanctoniques (Crustacés Cladocères, Crustacés Copépodes et Rotifères). Ces étangs s'apparentent totalement à des systèmes aux eaux turbides, connaissant des blooms annuels plus ou moins intenses de Cyanobactéries (jusqu'à 100 $mg.l^{-1}$ de matière sèche), de juillet jusqu'à leur vidange.

Les facteurs qui déterminent ces deux modalités de fonctionnement interne sont multiples. Il s'agit premièrement de la morphométrie de l'étang (surtout sa profondeur) qui va conditionner l'accès à la lumière pour les hydrophytes totalement immergés ; il y a ensuite le mode d'exploitation piscicole car le choix de l'empoissonnement s'apparente à une opération de biomanipulation ; à ces deux principaux facteurs s'ajoutent ceux susceptibles d'influer sur la trophie du milieu comme la place d'un étang au sein d'un chaînage ou la superficie et la nature de son bassin versant, le curage et l'exportation des sédiments, la durée de mise en assec, d'éventuels apports de fertilisants dans le cas d'un système non extensif...
Les limites de stabilité de chaque état devront être appréhendées grâce à l'étude d'autres sites (différences de morphométrie, de trophie), ou des mêmes étangs en prenant en compte de nouvelles modalités dans les pratiques piscicoles (assec prolongé, modifications drastiques des formules d'empoissonnement).

Les modalités de gestion piscicole d'un étang déterminent son influence sur son affluent récepteur. C'est au cours de la phase de vidange automnale que les biomasses planctoniques exportées sont les plus élevées. Sur une courte période de l'année, une quantité de matière biologique très importante est apportée au milieu récepteur. Ainsi, dans le cas de l'étang de Lindre, près d'une tonne de matière sèche de zooplancton par jour est exportée vers la Seille. Comme la vidange coïncide avec la phase de prolifération des Cyanobactéries dans l'étang, les biomasses algales exportées atteignent des valeurs considérables : jusqu'à 16,3 kg de chlorophylle $a.jour^{-1}$ ou 5,5. 10^{15} $Cyanobactéries.jour^{-1}$. Le rôle d'un étang situé en tête de bassin hydrographique est donc à la fois déterminé par son fonctionnement interne, notamment par l'avancée des cycles biologiques (successions algales et zooplanctoniques) à l'intérieur du système lorsque la vidange est amorcée et par le calendrier de gestion suivi par le pisciculteur.
Parmi différents types de plans d'eau, l'étang possède un certain nombre de caractéristiques propres (une faible profondeur, une grande richesse trophique, la présence de macrophytes...) qui lui confèrent un avantage certain en tant qu'exportateur de plancton. Dans le cadre de

cette étude, il faut toutefois noter que la surface inhabituelle de l'étang de Lindre (620 ha) et le volume en eau qu'il exporte, lui octroient un rôle quasiment inégalable dans la région.

Les résultats concernant l'étude de la persistance du plancton exporté dans la Seille soulignent l'influence de l'homme, via la gestion hydraulique, sur les caractéristiques physico-chimiques de la rivière. La partie amont de la Seille représente un véritable challenge environnemental pour le plancton originaire du Lindre qui doit lutter contre divers facteurs physiques : courant et turbulences élevés (surtout en période de vidange), lumière limitée, température différente du milieu originel, et surtout augmentation de la salinité. Les biomasses vivantes exportées pendant la vidange subissent des modifications très intenses, à court terme, et sur de faibles distances.
Aux vues des résultats de cette étude, une surveillance accrue de la partie amont de la Seille semble nécessaire. La présence, à sa source, de l'étang de Lindre, est un facteur d'intensification concernant certains problèmes de qualité d'eau comme l'eutrophisation, la toxicité pour la prise d'eau potable ou pour la faune piscicole. En été, la toxicité liée à la présence de NH_3 sous une forme non ionisée est amplifiée par l'apport d'eaux réchauffées et riche en azote en provenance de l'étang. En automne, c'est l'exportation et la dégradation massive des Cyanobactéries qui constitue un autre type de toxicité potentielle. A tout cela s'ajoute l'arrêt de la dérive du plancton, et donc la mise à disposition de matériel organique biodégradable dans la Seille, surtout en période de vidange.

- Références bibliographiques

AFNOR (1994) *Qualité de l'eau,* Association Française de Normalisation (AFNOR), Paris.

Aloysio, S., Ferrao-Filho, A.S., Sandra, M.F.O., Azevedo, S., William, R. & Demott, W.R. (2000) Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Blackwell Science Ltd,* **45,** 1-19.

Amoros, C. (1984) Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux contientales françaises. 5 - Crustacés Cladocères. *Bull. Soc. Linn. Lyon,* **53,** 71-143.

Anagnostidis, K. & Komarek, J. (1988) Modern approach to the classification of Cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Archiv Fur Hydrobiologie Suppl. 80, Algological Studies,* **50-53,** 327-472.

Andersen, G. (1981) Influence of fish on waterfowl and lakes. *Anser,* **20,** 21-24.

Banas, D. (2001) Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation In *U.F.R. Sciences fondamentales et appliquées. UR E.B.S.E. (Ecotoxicité, Biodiversité, Santé Environnementale)*, pp. 237. Université de Metz (Ecole doctorale RP2E).

Banas, D., Masson, G. & Léglize, L. (2001) Limitation of sediment export during the draining operation of an extensive pond : the combination with a natural wetland. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **27,** 3982-3985.

Banas, D., Masson, G., Léglize, L. & Fardeau, J.C. (1998) Vidange des étangs piscicoles extensifs : transferts de sédiments et biodisponibilité du phosphore In *Les systèmes fluviaux anthropisés : le fonctionnement des systèmes fluviaux à l'échelle du bassin : résumés des communications = Man and river systems : the functioning of river systems at bassin scale : abstracts of contributions* (CNRS France. UMR 7619 & CERGRENE-ENPC France eds.), pp. 35-36. Presses de l'Ecole nationale des ponts et chaussées, Paris.

Basu, B.K. (1997) Plankton development and trophic interactions in rivers, pp. 212. University of Ottawa, Ottawa.

Basu, B.K., Kalff, J. & Pinel-Alloul, B. (2000) The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St Lawrence River. *Freshwater Biology,* **45,** 373-382.

Basu, B.K. & Pick, F.R. (1996) Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography,* **41,** 1572-1577.

Basu, B.K. & Pick, F.R. (1997) Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research,* **19,** 237-253.

Billard, R. & Marie, D. (1980) La qualité des eaux de l'étang de pisciculture et son contrôle In *La pisciculture en étang* (R., B. ed.), pp. 107-127. INRA.

Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A. & Johansson, S. (1993) Long-term pattern of alternative stable states in 2 shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology,* **30,** 159-167.

Blomqvist, P., Pettersson, A. & Hyenstrand, P. (1994) Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **132,** 141-164.

Campbell, C.E. & Knoechel, R. (1988) Zooplankton communities and trophic structure of lakes on the Avalon Peninsula, Newfoundland, Canada. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **23,** 297-305.

Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (1993) *The trophic cascade in lakes,* Cambridge University Press, Cambridge.

Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. & Hodgson, J.R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience,* **35,** 634-639.

Chorus, I. & Bartram, J. (1999) *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management,* E & FN Spon, London & New York.

Christoffersen, K. (1996) Effect of Microcystin on growth of single species and mixed natural populations of heterotrophic nanoflagellates. *Natural toxins,* **4,** 215-220.

Compère, P. (1986-1992) *Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique. 1- Cyanophyceae 1986: 120 p. 2- Pyrrhophytes, Raphidophytes, Euglénophytes 1989: 208 p.,* Jardin Botanique national de Belgique, Meise.

Cottenie, K., Nuytten, N., Michels, E. & De Meester, L. (2001) Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia,* **442,** 339-350.

Cox, E.J. (1996) *Identification of freshwater Diatoms from live material,* Chapman & Hall, London.

Culver, D.A., Boucherle, M.M., Bean, D.J. & Fletcher, J.W. (1985) Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **42,** 1380-1390.

De Nobel, W.T., Huisman, J., Snoep, J.L. & Mur, L.R. (1997) Competition for phosphorus between the nitrogen-fixing cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon. FEMS Microbiology Ecology,* **24,** 259-267.

De Stasio, B.T. (1990) The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography,* **35,** 1079-1090.

Décamps, H., Capblancq, J. & Tourenq, J.N. (1984) In *Ecology of european rivers* (Whitton, B.A. ed.), pp. 207-236. Blackwell scientific publications.

DeMott, W.R. & Watson, M.D. (1991) Remote detection of algae by copepods : responses to algal size, odors and motility. *Journal of plankton research,* **13,** 1203-1222.

Dieter, C.D. (1990) The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *Journal of Freshwater Ecology,* **5,** 467-473.

Dokulil, M.T. & Teubner, K. (2000) Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia,* **438,** 1-12.

Dolan, J.R. & Gallegos, C.L. (1991) Trophic Coupling of Rotifers, Microflagellates, and Bacteria During Fall Months in the Rhode River Estuary. *Marine Ecology-Progress Series,* **77,** 147-156.

Downing, J.A. & Rigler, F.H. (1984) *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters,* Blackwell Scientific Publications.

Dubost, N. (1996) Voies de diversification de l'élevage de la carpe *Cyprinus carpio* L. en Lorraine : avantages, contraintes et limites. Université de Metz, Metz.

Dumont, H.J., Van de Velde, I. & Dumont, S. (1975) The dry weight estimate biomass in a selection of Cladocera, Copepoda, and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia,* **19,** 75-97.

Dussart, B. (1967) *Les Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome I : Calanoïdes et Harpacticoïdes,* N. Boubée et Cie, Paris.

Dussart, B. (1969) *Les Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II : Cyclopoïdes et biologie,* N. Boubée et Cie, Paris.

Dussart, B. (1992) *Limnologie : l'étude des eaux continentales,* N. Boubée & Cie, Paris.

Ettl, H. (1978) *Xanthophyceae,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Everbecq, E., Gosselain, V., Viroux, L. & Descy, J.P. (2001) Potamon: A dynamic model for predicting phytoplankton composition and biomass in lowland rivers. *Water Research,* **35,** 901-912.

Frost, T.M., DeAngelis, D.L., Bartell, S.M., Hall, D.J. & Hurlbert, S.H. (1988) Scale in the design and interpretation of aquatic community research In *Complex interactions in lake communities* (Carpenter, S.R. ed.), pp. 229-258. Springer Verlag, New York.

Gallegos, C.L. (1989) Microzooplankton grazing on phytoplankton in the Rhode River, Maryland : nonlinear feeding kinetics. *Marine Ecology Progress Series,* **57,** 23-33.

Garnier, J. & Mourelatos, S. (1991) Contribution of grazing in phytoplankton overall losses in a shallow French lake. *Freshwater Biology,* **25,** 515-523.

Geitler, L. (1930) *Cyanophyceae (Blaualgen): Deutschlands Österreichs und des Schweiz,* Koenigstein.

Geitler, L. (1932) *Cyanophyceae von Europa,* Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Germany.

Ghadouani, A., Alloul, B.P., Zhang, Y. & Prepas, E.E. (1998) Relationships between zooplankton community structure and phytoplankton in two lime-treated eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biology,* **39,** 775-790.

Gigleux, M. (1992) Le développement phytoplanctonique dans la Moselle en aval de Metz et dans la Seille In *Nancy-Metz*, pp. 147. Université de Metz, Metz.

Gliwicz, Z.M. (1990) Daphnia Growth at Different Concentrations of Blue-Green Filaments. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **120,** 51-65.

Hillbricht-Ilkowska, A. (1999) Shallow lakes in lowland river systems : role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity. *Hydrobiologia,* **408/409,** 349-358.

Hirtz, M. (1984) Etude hydrobiologique de l'étang de Lindre. Rapport de DEA, pp. 206. Université de Metz, Metz.

Holst, H., Zimmermann, H., Kausch, H. & Koste, W. (1998) Temporal and spatial dynamics of planktonic rotifers in the Elbe Estuary during spring. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* **47,** 261-273.

Huber-Pestalozzi, G. (1955) *Euglenophyceen,* E. Scheiwzertbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

Huber-Pestalozzi, G. (1968) *Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae,* E. Scheiwzertbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

Institut Ecologique Européen (1976) Compte rendu de l'étude qualitative des étangs du Stock, Mittersheim et Gondrexange, pp. 41. Rapport IEE, Metz.

Jasser, I. (1995) The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia,* **306,** 21-32.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Sondergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O. & Olrik, K. (1990) Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes. 2: Threshold levels, longterm stability and conclusions. *Hydrobiologia,* **200-201,** 219-227.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M. & Lauridsen, T. (1999) Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia,* **408/409,** 217-231.

Jones, G.J. & Orr, P.T. (1994) Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a Microcystis aeruginosa bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research,* **28,** 871-876.

Keto, J., Horppila, J. & Kairesalo, T. (1992) Regulation of the development and species dominance of summer phytoplankton in Lake Vesijarvi : predictability of enclosure experiments. *Hydrobiologia,* **243,** 303-310.

Komarek, J. & Anagnostidis, K. (1986) Modern approach to the classification of the Cyanophytes. 2. Chroococcales. *Archiv Fur Hydrobiologie Suppl. 73, Algological Studies,* **43,** 157-226.

Komarek, J. & Anagnostidis, K. (1989) Modern approach to the classification of the Cyanophytes. 4. Nostocales. *Archiv Fur Hydrobiologie Suppl. 82, Algological Studies,* **56,** 247-345.

Komarek, J. & Anagnostidis, K. (1998) *Cyanoprokaryota 1. Teil : Chroococcales,* G. Fischer, Jena.

Komarek, J. & Fott, B. (1983) *Chlorophyceae, Chlorococcales,* E. Scheiwzertbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991b) *Bacillariophyceae,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Krogstad, T. & Lovstad, O. (1991) Available soil phosphorus for planktonic blue-green algae in eutrophic lake water samples. *Archiv für Hydrobiologie,* **122,** 117-128.

Lair, N. & Ayadi, H. (1989) The seasonal succession of planktonic events in Lake Aydat, France. A comparison with the PEG model. *Archiv für Hydrobiologie,* **115,** 589-602.

Lair, N., Reyes-Marchant, P. & Jacquet, V. (1998) Développement du phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology,* **34,** 35-48.

Lampert, W. (1987) Laboratory Studies on Zooplankton-Cyanobacteria Interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research,* **21,** 483-490.

Levine, S.N. & Schindler, D.W. (1999) Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **56,** 451-466.

Lohmann, H. (1908) Untersuchungen zur Feststellung des vollstandigen Gehaltes des Meeres an Plankton. *Wiss. Meeresunters. Kiel, N. F.,* **10,** 129-370.

Lund, J.W.G. & Talling, J.F. (1957) Botanical limnological methods with special reference to the algae. *Bot. Rev.,* **23,** 489-583.

Mallin, M.A. (1991) Zooplankton abundance and community structure in a mesohaline North-Carolina Estuary. *Estuaries,* **14,** 481-488.

McQueen, D.J. (1990) Manipulating lake community structure: where do we from here? *Freshwater Biology,* **23,** 613-620.

Merle, G., Mosnier, D. & Tourenq, J.N. (1994) La vidange de la retenue de Pareloup en 1993 : une étape clef dans la vie du lac. *Hydroécologie appliquée,* **6,** 427-446.

Miquelis, A., Rougier, C. & Pourriot, R. (1998) Impact of turbulence and turbidity on the grazing rate of the rotifer *Brachionus calyciflorus* (Pallas). *Hydrobiologia,* **386,** 203-211.

Morgan, C.A., Cordell, J.R. & Simenstad, C.A. (1997) Sink or swim? Copepod population maintenance in the Columbia River estuarine turbidity-maxima region. *Marine Biology,* **129,** 309-317.

Moselle, d.d.l. (1994) Etude d'environnement du bassin versant de l'étang de Lindre, pp. 170. Atelier des territoires, Metz.

Moss, B. (1989) Water pollution and the management of ecosystems: A case study of science and scientists In *Towards a more exact ecology* (Whittaker, P.J.G.J.B. ed.), pp. 401-422. Blackwell, Oxford.

Nixdorf, B. & Deneke, R. (1997) Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia,* **342/343,** 269-284.

Ohkubo, N., Yagi, O. & Okada, M. (1993) Studies on the succession of blue-green algae, *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* and *Phormidium* in Lake Kasumigaura. *Environmental Technology,* **14,** 433-442.

Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Lints, D. (1992) Zooplankton in Advective Environments - the Hudson River Community and a Comparative-Analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **49,** 1060-1069.

Paerl, H.W. (1988) Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnology and Oceanography,* **33,** 823-847.

Pauli, H.R. (1989) A new method to estimate individual dry weights of rotifers. *Hydrobiologia,* **186/187,** 355-361.

Persson, L., Anderson, G., Hamrin, S.F. & Johansson, L. (1988) Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems In *Complex interactions in lake communities* (Carpenter, S.R. ed.), pp. 45-65. Springer Verlag, New York.

Peterson, R.C. (1992) Opinion. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology,* **27,** 295-306.

Pihan, J.C., Landragin, G. (1985) Modèle de prévision de la toxicité aiguë des eaux de rivière pour le poisson. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **22,** 2457-2462.

Pierre, J.-F. (2001) Catalogue des algues du nord-est de la France et des régions attenantes 1959 -2001. *Bulletin de l'Académie Lorraine des Sciences,* **40,** 3-100.

Popovsky, J. & Pfiester, L.A. (1990) *Dinophyceae (Dinoflagellida),* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Pourriot, R. (1965) *Recherches sur l'écologie des Rotifères,* Masson, Paris.

Pourriot, R. & Francez, A.-J. (1986) Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. *Bull. Men. Soc. Linn. Lyon,*, **55ème année, N°5.**

Rapala, J. & Sivonen, K. (1998) Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena spp.* strains cultured under light limitation at different *Anabaena*/cyanobacteria/hepatotoxins/microcyctins/temperatures. *Microbial Ecology,* **36,** 181-192.

Reinikainen, M., Ketola, M. & Walls, M. (1994) Effects of the Concentrations of Toxic Microcystis-Aeruginosa and an Alternative Food on the Survival of Daphnia-Pulex. *Limnology and Oceanography,* **39,** 424-432.

Reinikainen, M., Kiviranta, J., Ulvi, V. & Nikupaavola, M.L. (1995) Acute toxic effects of a novel cyanobacterial toxin on the crustaceans *Artemia-Salina* and *Daphnia-Pulex. Archiv Fur Hydrobiologie,* **133,** 61-69.

Ressom, R., Soong, F.S., Fitzgerald, J., Turczynowicz, L., El Saadi, O., Roder, D., Maynard, T. & Falconer, I. (1994) Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae) In *National Health and Medical Research Council,* pp. 108Canberra.

Reynolds, C.S. (2000) Hydroecology of river plankton : the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes,* **14,** 3119-3132.

Reynolds, C.S. & Descy, J.-P. (1996) The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie,* **113,** 161-187.

Reynolds, C.S. & Glaister, M.S. (1993) Spatial and temporal changes in phytoplankton abundance in the upper and middle reaches of the River Severn. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **101,** 1-22.

Reynolds, C.S. & Petersen, A.C. (2000) The distribution of planktonic Cyanobacteria in Irish lakes in relation to their trophic states. *Hydrobiologia,* **424,** 91-99.

Richard, J.F. (1975) L'étang de Lindre. Rapport de DEA., pp. 252. Université de Metz.

Richardson, W.B. (1991) Seasonal Dynamics, Benthic Habitat Use, and Drift of Zooplankton in a Small Stream in Southern Oklahoma, USA. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie,* **69,** 748-756.

Rivasseau, C. (1998) Toxines des Cyanobactéries d'eau douce : méthodes de détection analytiques et bioanalytiques, détermination et identification dans l'environnement, élimination lors du traitement des eaux. Université de Paris 6, Paris.

Rosen, R.A. (1981) Seasonal cycles, distribution, and biomass of crustacean zooplankton, and feeding and growth of young american shad (*Alosa sapidissima*) in the Holyoke pool, Connecticut river, pp. 317. University of Massachusetts.

Rücker, J., Wiedner, C. & Zippel, P. (1997) Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia,* **342,** 107-115.

Rumeau, A. & Coste, M. (1988) Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce : pour l'utilisation d'un indice diatomique pratique. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture,* **309,** 69.

Ruttner-Kolisko, A. (1977) Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **8,** 71-76.

Sandlund, O.T. (1982) The Drift of Zooplankton and Microzoobenthos in the River Strandaelva, Western Norway. *Hydrobiologia,* **94,** 33-48.

Sars, G.O. (1913-1917) *An account of the Crustacea of Norway. Vol. VI Copepoda Cyclopoida. Parts I & II Oithonidae, Cyclopinidae, Cyclopidae (part) ; Parts III & IV Cyclopidae (continued) ; Parts V & VI Cyclopidae (continued) ; Parts VII & VIII Cyclopidae (concluded), Ascomyzontidae ; Part IX & X Ascomyzontidae (concluded), Acontiophoridae, Myzopontiidae, Dyspontiidae, Artrogidae, Cancerillidae ; Parts XI & XII Clausidiidae, Lichomolgidae (part),* Bergen Museum, Bergen.

Saunders, J.F. & Lewis, W.M. (1989) Zooplankton abundance in the lower Orinoco River, Venezuela. *Limnology and Oceanography,* **34,** 397-409.

Scheffer, M. (1998) *Ecology in shallow lakes,* Chapman & Hall, London.

Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution,* **8,** 275-279.

Schlumberger, O. & Bouretz, N. (2002) Réseaux trophiques et production piscicole en étangs fertilisés (Dordogne, France). *Revue Des Sciences de l'Eau,* **15,** 177-192.

Service régional de l'aménagement des eaux en Lorraine, S. (1986) Campagnes de jaugeage en période d'étiage du bassin versant de la Seille, pp. 58. SRAEL, Metz.

Sevrin-Reyssac, J. (1997) Phytoplankton instability and clear water phenomenon in fish ponds. *Environmental and Experimental Botany,* **38,** 211-221.

Shapiro, J. (1997) The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology,* **37,** 307-323.

Shapiro, J. & Wright, D. I. (1984) Lake restoration by biomanipulation, Round Lake, Minnesota - the first two years. *Freshwater Biology,* **14,** 371-383.

Soballe, D.M. & Bachman, R.W. (1984) Influence of reservoir transit on riverine algal transport and abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **41,** 1803-1813.

Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie,* **106,** 433-471.

Sondergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E., Dall, E., Kristensen, P. & Sortkjaer, O. (1990) Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia,* **200/201,** 229-240.

Stansfield, J.H., Perrow, M.R., Tench, L.D., Jowitt, A.J.D. & Taylor, A.A.L. (1997) Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: Observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia,* **342,** 229-240.

Starmach, K. (1985) *Chrysophyceae und Haptophyceae,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Stemberger, R.S. (1979) A guide to Rotifers of the Laurentian Great Lakes, pp. 186. U.S. EPA, Cincinnati, Ohio.

Stemberger, R.S. & Gilbert, J.J. (1985) Bodysize, food concentration, and population growth in planktonic rotifers. *Ecology,* **66,** 1151-1159.

Takamura, N., Otsuki, A., Aizaki, M. & Nojiri, Y. (1992) Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **124,** 129-148.

Tallberg, P., Horppila, J., Vaisanen, A. & Nurminen, L. (1999) Seasonal succession of phytoplankton and zooplankton along a trophic gradient in a eutrophic lake - implications for food web management. *Hydrobiologia,* **412,** 81-94.

Ter Ovanessian, M. (1999) Cinétique et rôle du zooplancton dans les flux de matière particulaire : du lac de Der-Chantecoq (réservoir de la Marne) à l'estuaire de la Seine, pp. 208. Université Pierre et Marie Curie, Paris IV, Paris.

Theiss, J., Zielinski, K. & Lang, H. (1990) Biomanipulation by introduction of herbivoraous zooplankton. A helpful shock for eutrophic lakes ? *Hydrobiologia,* **200/201,** 59-68.

Thorp, J.H., Black, A.R., Haag, K.H. & Wehr, J.D. (1994) Zooplankton Assemblages in the Ohio River - Seasonal, Tributary, and Navigation Dam Effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **51,** 1634-1643.

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommung der quantitative phytoplankton Methodik. *Mitt. int Ver Thero. angrew. Limnol.,* **9,** 1-38.

Van Donk, E., Gulati, R.D. & Grimm, M.P. (1989) Food web manipulation in Lake Zwemlust: Positive and negative effects during the first two years. *Hydrobiological Bulletin,* **23,** 19-34.

Vansteveninck, E.D.D., Admiraal, W., Breebaart, L., Tubbing, G.M.J. & Vanzanten, B. (1992) Plankton in the River Rhine - Structural and Functional-Changes Observed During Downstream Transport. *Journal of Plankton Research,* **14,** 1351-1368.

Viroux, L. (1997) Zooplankton development in two large lowland rivers, the Moselle (France) and the Meuse (Belgium), in 1993. *Journal of Plankton Research,* **19,** 1743-1762.

Vranovsky, M. (1978) 20th Anniversary of Zooplankton Investigation of Danube River in Czechoslovakia. *Biologia,* **33,** 161-165.

Vranovsky, M. (1995) The Effect of Current Velocity Upon the Biomass of Zooplankton in the River Danube Side Arms. *Biologia,* **50,** 461-464.

Vranovsky, M. (1997) Impact of the Gabcikovo hydropower plant operation on planktonic copepods assemblages in the River Danube and its floodplain downstream of Bratislava. *Hydrobiologia,* **347,** 41-49.

Walz, N. & Welker, M. (1998) Plankton development in a rapidly flushed lake in the River Spree system (Neuendorfer See, Northeast Germany). *Journal of Plankton Research,* **20** (11), 2071-2087.

Ward, J.V. (1974) A temperature-stressed stream ecosystem below a hypolimnial release mountain reservoir. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **74,** 247-275.

Ward, J.V. (1975) Downstream fate of zooplankton from a hypolimnial release mountain reservoir. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie,* **19,** 1798-1804.

Wehr, J.D. & Descy, J.-P. (1998) Use of phytoplakton in large river management. *Journal of Phycology,* **34,** 741-749.

Welker, M. & Walz, N. (1998) Can Mussels control the plankton in rivers ? -a planktological approach applying a Lagrangian sampling strategy. *Limnology and Oceanography,* **43** (5), 753-762.

Weisner, S., Eriksson, G., Granéli, W. & Leonardson, L. (1994) Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio,* **23,** 363-366.

Zoufal, W. (1990) Taxonomical and ecological aspects of zooplankton from the backwater area of a run-of-river on the Danube (Altenwoerth, Austria) (*Synchaeta, Keratella, Brachionus*), pp. 116. Universitaet Wien (Austria), Wien.

Zurek, R. & Dumnicka, E. (1989) The fate of zooplankton in a river after leaving a dam reservoir. *Archiv Fur Hydrobiologie,* **33,** 549-561.

- Résumé

L'élevage extensif piscicole en étang barrage est une pratique séculaire et courante en région Lorraine. L'étude de ces milieux originaux et artificiels est incontournable.

Les objectifs de ce travail consistent en une description des différents types d'étangs rencontrés, de leur fonctionnement interne et de leur impact sur d'éventuelles affluents ou plans d'eau récepteurs. Dans trois étangs barrages formant un chaînage en amont de l'étang de Lindre, la typologie, la morphologie, le mode d'exploitation et la trophie sont mis en relation avec une étude spatio-temporelle des communautés présentes (zooplancton, phytoplancton, macrophytes, poissons....). Le fonctionnement de l'étang de Lindre est abordé différemment sous la forme d'une comparaison des flux nutritifs et planctoniques entrant et sortant du système. Le devenir des populations planctoniques est appréhendé dans le cas de la vidange automnale d'un étang dans un autre étang situé en aval, et dans le cas du passage des eaux du Lindre vers la Seille.

Pour caractériser la phase de production piscicole (à partir du remplissage et jusqu'à la vidange) et les relations entre les différentes biocénoses du compartiment planctonique, trois étangs ont fait l'objet d'un suivi qualitatif et quantitatif du zooplancton et du phytoplancton, de la physico-chimie, et de la gestion piscicole de 1999 à 2001. Ces étangs tests ont été choisis très proches géographiquement : ils appartiennent au même bassin versant. Ils montrent des superficies croissantes (10, 37 et 61 ha).

Les résultats montrent que chaque étang fonctionne avec une certaine spécificité après le remplissage, mais les espèces et les biomasses planctoniques rencontrées soulignent le caractère eutrophe de ces milieux peu profonds. Les successions temporelles zooplanctoniques semblent imprévisibles car elles dépendent fortement des formules d'empoissonnement. La production primaire de chaque site est fortement liée à la prolifération des Cyanobactéries et à l'intensité des blooms. Dans un même contexte trophique, la morphologie des étangs influence le modèle saisonnier du phytoplancton. La plus faible profondeur de l'étang de Rorbach permet la colonisation estivale des macrophytes et stabilise ainsi la qualité de l'eau à travers différents mécanismes. Dans les étangs plus profonds (Lansquenet et Zommange), la phase estivale d'accroissement des populations phytoplanctoniques mène à des blooms de Cyanobactéries intenses qui ne peuvent être contrôlés par le zooplancton.

La typologie de l'étang de Lindre tend à favoriser un bilan net positif d'exportation de la biomasse zooplanctonique ; grâce à sa faible profondeur et sa richesse, les lits à macrophytes autour des chenaux permettent un développement massif et une protection du zooplancton. En période de trop plein ou de vidange, les organismes zooplanctoniques sont transférés dans les courants induits et sont ensuite facilement exportés. Concernant les biomasses phytoplanctoniques, l'étang se comporte alternativement comme un exportateur, un importateur ou une portion lotique supplémentaire du système. Le bilan annuel est fortement influencé par la vidange qui correspond à une période de prolifération des Cyanobactéries dans l'étang. Les biomasses exportées peuvent atteindre des valeurs très importantes (18 kg chlorophylle a . $jour^{-1}$).

La partie amont de la Seille représente un challenge environnemental pour le zooplancton exporté par le Lindre. Les peuplements subissent des modifications très intenses, à court

terme, et sur de faibles distances ; rares sont les espèces qui parviennent à se développer. Les conséquences du transport et du changement de milieu sont plus tardives dans le cas du phytoplancton et le devenir de la biomasse phytoplanctonique dans la Seille amont est très changeant selon la période considérée. La dégradation de ce matériel biologique d'origine lacustre dans la Seille pourrait expliquer la mauvaise qualité physico-chimique de la rivière. L'observation de la dérive des Cyanobactéries, mais surtout de leur disparition dans la Seille amont, nécessite une surveillance accrue compte tenu du risque encouru (toxicité).

- Abstract

Extensive fish breeding in barrage ponds is a secular and common practice in the region of Lorraine (France). The study of these original and artificial water-bodies is inescapable.

The aim of this work consists in a description of different kinds of ponds met in the "ponds country", of their internal functioning and of their impact on eventual tributaries or receiving water-bodies. In three barrage-ponds connected in series, upstream from the pond of Lindre, typology, morphology, use mode and trophy were confront to spatial and temporal evolution of communities (zooplankton, phytoplankton, macrophytes, fish). The functioning of the pond of Lindre was approached differently in the shape of a comparison between input-output flows of nutriments and plankton. The fate of plankton populations was studied in the course of water passing from the pond of Lindre to the river Seille.

Qualitative and quantitative analyses of phytoplankton and zooplankton, temporal evolution of physical and chemical parameters and characteristics of fish-breeding practices were considered in three ponds, from 1999 to 2001, in order to describe the stage of piscicultural production (from the filling till the emptying). These experimental ponds were chosen geographically very close: they belong to the same catchment area. They showed ascending areas from upstream to downstream (10, 37, 61 ha).

Each pond functioned in a specific way after the filling, but species and biomasses underlined a common eutrophic characteristic of these shallow systems. Temporal successions of zooplankton seemed to be unpredictable because they mainly depended on the kind of stocking with fish. The primary production of each site was linked to the proliferation of Cyanobacteria and to intensity of blooms. In a same trophic context, morphology of ponds influenced the seasonal pattern of phytoplankton. The lowest depth of the pond of Rorbach allowed summer colonization of hydrophytes, which stabilized water quality by several mechanisms. In deeper ponds (Lansquenet and Zommange), the estival increasing of phytoplankton led to intensive Cyanobacteria blooms, which couldn't be controlled by zooplankton.

Typology of the pond of Lindre favoured a positive net balance of zooplankton exported biomass. Due to its shallowness and nutriments richness, macrophytes beds grew around channels, allowing a massive development and protection of zooplankton. In overflow or emptying periods, zooplankton organisms were transferred into induced currents and were then easily exported. Concerning phytoplankton biomasses, the pond behaved alternatively as an exporter, an importer or an additional lotic portion of the system. The annual balance of plankton exportation was strongly influenced by the emptying, which tallied with a period of

Cyanobacteria proliferation in the pond. Therefore, exported biomasses reached very high values (up to 18 kg of "a" chlorophyll.day^{-1}).

The upstream part of the river Seille represented an environmental challenge for exported zooplankton. Population underwent short terms and short distance intensive modifications. Species, which came to develop, were rare. Consequences of transport and of environment changes were later observed in the case of phytoplankton and the fate of the phytoplankton biomass in the river Seille was very variable. The damage of such lacustrian organic matter in the river Seille should explain its bad physical and chemical quality. The drift of Cyanobacteria, and especially their death in the upstream part of the river Seille, displayed the necessity of an acute survey with regard to the incurred risk (toxicity).