



HAL
open science

Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : Rétention, sédimentation, exportation

Damien Banas

► **To cite this version:**

Damien Banas. Flux de matière en étangs piscicoles extensifs : Rétention, sédimentation, exportation. Biologie végétale. Université Paul Verlaine - Metz, 2001. Français. NNT : 2001METZ030S . tel-01775444

HAL Id: tel-01775444

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01775444>

Submitted on 24 Apr 2018

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

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



AVERTISSEMENT

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

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

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

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

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

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

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

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

N° inv.

2001 0895

Cote

S/MZ
01/30

Loc

Magasin

THESE

PRESENTEE A
L'UNIVERSITE DE METZ

ECOLE DOCTORALE
Ressources, Procédés, Produits, Environnement

Par **Damien BANAS**

POUR OBTENIR LE TITRE DE
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE METZ

Mention : Sciences de la vie
Spécialité : Hydrobiologie

**Flux de matière en étangs piscicoles extensifs :
Rétention, Sédimentation, Exportation.**

Soutenue le 21 décembre 2001

Après avis de :

M. D. FONTVIEILLE
M. J.N. TOURENQ

Professeur à l'Université de Savoie – Le Bourget du Lac
Chargé de Recherche CNRS -Univ. Paul Sabatier - Toulouse

Devant la commission d'examen constituée de :

M. G. BALVAY
M. D. FONTVIEILLE
M. H.L. GOLTERMAN
M. A. JIGOREL
M. G. MASSON
M. S. MULLER
M. J.C. PIHAN
M. J.N. TOURENQ
M. G. VERNET

Chargé de Recherche INRA - Thonon-Les-Bains
Professeur à l'Université de Savoie - Le Bourget du Lac
Directeur de Recherche CNRS (membre invité) - Arles
Ingénieur de Recherche INSA - Rennes
Maître de Conférences à l'Université de Metz
Professeur à l'Université de Metz
Professeur à l'Université de Metz - Directeur de thèse
Chargé de Recherche - Université Paul Sabatier - Toulouse
Professeur à l'Université de Reims

THESE

PRESENTEE A
L'UNIVERSITE DE METZ

ECOLE DOCTORALE
Ressources, Procédés, Produits, Environnement

Par **Damien BANAS**

POUR OBTENIR LE TITRE DE
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE METZ

Mention : Sciences de la vie
Spécialité : Hydrobiologie

**Flux de matière en étangs piscicoles extensifs :
Rétention, Sédimentation, Exportation.**

Soutenue le 21 décembre 2001

Après avis de :

M. D. FONTVIEILLE
M. J.N. TOURENQ

Professeur à l'Université de Savoie – Le Bourget du Lac
Chargé de Recherche CNRS -Univ. Paul Sabatier - Toulouse

Devant la commission d'examen constituée de :

M. G. BALVAY
M. D. FONTVIEILLE
M. H.L. GOLTERMAN
M. A. JIGOREL
M. G. MASSON
M. S. MULLER
M. J.C. PIHAN
M. J.N. TOURENQ
M. G. VERNET

Chargé de Recherche INRA - Thonon-Les-Bains
Professeur à l'Université de Savoie - Le Bourget du Lac
Directeur de Recherche CNRS (membre invité) - Arles
Ingénieur de Recherche INSA - Rennes
Maître de Conférences à l'Université de Metz
Professeur à l'Université de Metz
Professeur à l'Université de Metz - Directeur de thèse
Chargé de Recherche - Université Paul Sabatier - Toulouse
Professeur à l'Université de Reims



AVERTISSEMENT

Cette thèse est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et disponible à l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Elle est soumise à la propriété intellectuelle de l'auteur au même titre que sa version papier. Ceci implique une obligation de citation, de référencement dans la rédaction de tous vos documents.

D'autre part, toutes contrefaçons, plagiat, reproductions illicites entraînent une poursuite pénale. Enfin, l'autorisation de diffusion a été accordée jusqu'à nouvel ordre.

➤ **Contact SCD Metz** : daniel.michel@scd.univ-metz.fr

CPI articles L 122. 4

CPI 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>

Ecrire au du doctorant : prénom.nom@.....fr

Remerciements

A mon directeur de thèse

Monsieur le Professeur J.C. Pihan, vous m'avez accueilli au sein de votre équipe. Votre pédagogie et vos conseils ont su développer chez moi des qualités que je saurais dorénavant mettre à profit au cours de ma vie professionnelle.

Veillez trouver dans ces quelques lignes l'expression de ma profonde gratitude.

A mes Co-encadrants

Monsieur G. Masson, Maître de Conférence et Monsieur L. Leglize, Assistant titulaire à l'Université de Metz, vous m'avez conseillé tout au long de ces quatre années. Par votre disponibilité et votre intérêt toujours croissant pour mes travaux, vous avez su me communiquer trois bagages qui sont le savoir, le savoir-faire et le "faire savoir", je vous en remercie pleinement.

Veillez trouver ici le témoignage de ma plus sincère reconnaissance.

A mes rapporteurs

Monsieur le Professeur D. Fontvieille, qui avez accepté de juger cette thèse.
Votre regard critique sur ce travail m'a aiguillé vers de nouvelles perspectives.

Monsieur le Docteur J.N. Tourenq, qui me fait le grand honneur d'accepter de juger ce travail. Vous avez, dès nos premières rencontres, manifesté votre intérêt pour ce travail.

Soyez assurés de ma profonde reconnaissance

A mes juges

Monsieur le Docteur G. Balvay, que je remercie d'avoir accepté de contribuer à l'évaluation de ce rapport.

Monsieur le Docteur H.L. Golterman, qui a accepté la lourde tâche de juger ce travail.

Je souhaite vous remercier plus particulièrement pour les nombreux conseils et l'aide que vous m'avez apporté au cours de ces années de recherches.

Monsieur le Docteur A. Jigorel, je vous adresse ici mes plus vifs remerciements pour l'honneur que vous me faites d'accepter d'apporter votre jugement sur ce travail.

Monsieur le Professeur S. Muller, vous avez été l'initiateur de mes premiers travaux de recherches sur la végétation et la nappe phréatique de la Nied.

Je vous remercie pleinement d'avoir accepté de juger ce nouveau travail.

Monsieur le Professeur G. Vernet, qui avez accepté de juger mes travaux et de me faire confiance pour l'avenir. Soyez assuré de toute ma reconnaissance

Pour les conseils scientifiques

A Monsieur le Professeur E. Pattee

Je souhaite vous témoigner ma gratitude pour l'aide et les conseils scientifiques dont vous m'avez fait bénéficier tout au long de ces années. Votre rigueur scientifique et votre disponibilité ont été à maintes reprises, une aide très précieuse.

Veillez trouver ici le témoignage de mon profond respect.

A Monsieur le Docteur P. Usseglio-Polatera pour sa disponibilité et ses conseils lors du traitement statistique des données. Ses connaissances m'ont permis de pallier aux difficultés rencontrées, qu'il soit assuré de ma profonde reconnaissance.

A l'Association Française de Limnologie

Je remercie l'A.F.L. qui, par les congrès qu'elle organise, le réseau scientifique qu'elle développe et l'aide financière qu'elle attribue aux jeunes chercheurs pour leur participation aux congrès internationaux, m'a permis de communiquer mes résultats et d'en discuter avec d'éminents chercheurs, m'indiquant alors la voie à suivre.

Aux membres du Centre d'Etude Géographique de l'Université de Metz (CEGUM)

Je remercie vivement pour leurs conseils, le Professeur J. Corbonnois et M. D. François, Ingénieur d'étude. Ma reconnaissance s'adresse également à Luc et Roger pour leur collaboration sur le terrain.

Aux responsables et membres de l'équipe du Domaine de Lindre

Mes remerciements s'adressent à Monsieur Pailheret, directeur du service rural du Conseil Général de la Moselle, et son collaborateur Monsieur Soucat.

Ma reconnaissance s'adresse également aux membres de l'équipe technique du Domaine de Lindre.

Je remercie tout particulièrement M. Hirtz et H. Polinsky pour les nombreuses informations nécessaires à la réalisation de ce travail.

Pour l'aide sur le terrain

Mes plus vifs remerciements s'adressent à P. Wagner et J.F. Poinssaint qui, les jours de beau temps, mais aussi les jours de pluie et de neige, ont su partager avec moi les plaisirs du travail *in-situ*.

Pour votre aide lors de l'installation et du nettoyage des trappes à sédiment, je remercie pleinement Nicolas, Seb, Thierry, Sylvain, Vincent, mon père et à nouveau G.M. et P.W.

C'est promis, vous ne m'y prendrez plus.

Je remercie également pour les travaux simultanés sur le terrain ou en laboratoire, Alexandre, François, Houda, Madelyne, Magali et Sophie.

Pour les autres membres de l'équipe

Mes remerciements s'adressent à M. Ollivier pour son aide bibliographique et son soutien, à E. Morhain et P. Rousselle pour leur bonne humeur et leur aide technique, à C. Drui pour son aide administrative et à N. Kleinen pour son soutien et son aide tout au long de ces années et en particulier lors de ces dernières semaines d'organisation.

Je remercie également tous les membres permanents et étudiants du laboratoire EBSE qui ont participé par leur soutien, leurs conseils ou leur bonne humeur à la réalisation de ce travail. Je remercie particulièrement Virginie pour son soutien et son aide lors des préparatifs finaux.

Pour ma famille,

Pour mes parents qui m'ont guidé durant ces 28 années.
Ces quelques lignes sont bien courtes pour exprimer toute ma reconnaissance.

A Seb, Vivien, Delphine, Valérie et Fred, trouvez ici toute mon affection.

A Sandrine, mon épouse, pour son aide et son soutien.

A Méline,

Je pense que ta maman m'a déjà pardonné, j'espère qu'à ton tour tu me pardonneras l'affection qui t'a été volée par ces heures de rédaction.

Que ces quelques lignes soient pour vous un témoignage de mon amour.

Ces travaux ont été cofinancés par le Conseil Général de la Moselle et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Je les remercie de leur confiance et de leur soutien.



TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION.....	1
--------------------------	----------

Chapitre I

Etangs de pisciculture & Site d'étude

1 L'ETANG DE PISCICULTURE.....	3
1.1 Caractéristiques des étangs Français.....	3
1.1.1 Répartition régionale des étangs Français.....	3
1.1.2 Superficie moyenne des étangs.....	3
1.2 Génie piscicole.....	4
1.2.1 Disposition de l'étang par rapport au cours d'eau.....	4
1.2.2 Conception de l'étang.....	5
1.3 Les pratiques piscicoles.....	7
1.3.1 Les espèces produites.....	7
1.3.2 Le rendement piscicole.....	7
1.3.3 Les modes d'exploitation.....	7
1.3.4 Le cycle d'exploitation piscicole en étang barrage.....	7
2 NOTION DE CHIMIE.....	10
2.1 Cycle de l'azote.....	10
2.1.1 Les apports.....	10
2.1.2 Les transformations internes.....	10
2.1.3 Les exportations.....	12
2.2 Toxicité de l'ammoniaque.....	12
2.3 Cycle du phosphore.....	13
2.3.1 Formes du phosphore.....	14
2.3.2 Adsorption et désorption.....	15
2.3.3 Production phytoplanctonique et macrophytique.....	16
2.4 Cycle du carbone.....	16
2.4.1 Formes du carbone.....	16
2.4.1.1 Carbone inorganique.....	16
2.4.1.2 Carbone organique.....	17
3 SITE D'ETUDE.....	19
3.1 Le bassin versant de l'étang de Lindre.....	19
3.2 Géologie.....	19
3.3 Climatologie.....	19
3.4 Topographie.....	21
3.5 Pédologie.....	21
3.6 Occupation des sols.....	22
3.7 Population, rejets domestiques et agricoles.....	22
3.8 Réseau hydrographique et étangs.....	23
3.8.1 Réseau hydrographique.....	23
3.8.2 L'étang de Lindre.....	24
3.8.2.1 Morphométrie.....	24
3.8.2.2 Alimentation.....	24
3.8.2.3 Restitution de l'eau.....	24

Chapitre II

Vidange et cycle d'exploitation

1 INTRODUCTION.....	25
2 ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE.....	27
2.1 Apports et exportations d'eau et de matière vers le plan d'eau.....	27
2.1.1 Bilan hydrique d'un plan d'eau.....	27
2.1.2 Evaporation.....	28
2.1.2.1 Mode d'estimation de l'évaporation et de l'évapotranspiration.....	28
2.1.2.2 Evaporation et évapotranspiration moyenne en étang.....	29
2.1. Fuites.....	30
2.2 Phase de vidange.....	30
2.2.1 Réglementation des vidanges en France.....	31
2.2.2 Etat des connaissances sur la vidange d'étangs piscicoles.....	32
2.2.2.1 Vidanges d'étangs à poissons-chats (<i>Ictalurus punctatus</i>).....	32
2.2.2.2 Vidanges d'étangs de production de Carpe (<i>Cyprinus carpio</i> L.).....	35
2.2.3 Vidanges des grands réservoirs.....	36
2.2.3.1 Différentes étapes de la vidange et les risques associés.....	36
2.2.3.2 Chronique type des concentrations lors d'une vidange.....	38
2.2.3.3 Qualité de l'eau au cours de vidange de retenues.....	38
2.2.3.4 Principaux paramètres influençant l'exportation de sédiment.....	40
3 MATERIEL et METHODES.....	43
3.1 Analyse statistique.....	43
3.2 Méthodes analytiques physico-chimiques.....	43
3.3 Estimation des débits.....	44
3.4 Calcul des flux.....	44
3.5 Qualité de l'eau exportée durant la vidange.....	44
3.5.1 Vidange de printemps de l'étang de Petit-Villers (2 ha).....	45
3.5.1.1 Gestion de l'étang.....	46
3.5.1.2 Estimation des précipitations.....	46
3.5.1.3 Prélèvements d'eau.....	46
3.5.1.4 Fréquence de prélèvement.....	47
3.5.1.5 Estimation du débit et des flux en amont et en aval de l'étang.....	47
3.5.1.6 Analyses de l'eau.....	47
3.5.1.7 Conditions de vidange.....	48
3.5.2 Vidanges de l'étang de Rorbach (7 ha).....	48
3.5.2.1 Vidange de novembre 1998.....	49
3.5.2.2 Vidange de mars 1999.....	49
3.5.2.3 Vidange d'octobre 1999.....	49
3.5.2.4 Vidange de mars 2000.....	49
3.5.2.5 Vidange de septembre 2000.....	50
3.5.3 Vidange de l'étang de Grand-Villers (14 ha).....	50
3.5.3.1 Prélèvements d'eau.....	50
3.5.3.2 Gestion de la vidange.....	50
3.5.3.3 Estimation des précipitations durant les vidanges.....	51
3.5.3.4 Fréquence de prélèvement.....	51
3.5.3.5 Estimation du débit et des flux en amont et en aval de l'étang.....	51

3.5.4 Vidange de l'étang de Lansquenet (34 ha)	51
3.5.5 Vidanges de l'étang de Zommange (66 ha).....	52
3.5.5.1 Dates de vidange.....	53
3.5.5.2 Précipitations.....	53
3.5.5.3 Fréquence de prélèvement et de mesure de débit.....	53
3.5.6 Vidanges de l'étang de Lindre (620 ha).....	53
3.5.6.1 Dates des vidanges et précipitations.....	54
3.5.6.2 Localisation et fréquence des prélèvements d'eau.....	55
3.5.6.3 Estimation des débits et des flux.....	56
3.6 Assec.....	57
3.6.1 Etang de Petit-Villers.....	57
3.6.2 Etang de Rorbach.....	57
3.6.3 Etang de Grand-Villers.....	58
3.6.4 Etang de Lansquenet.....	58
3.6.5 Etang de Zommange.....	58
3.7 Origine des particules remises en suspension au cours de la vidange.....	58
3.8 Bilan annuel.....	59
3.8.1 Estimation des débits et surfaces drainées.....	59
3.8.2 Etang de Petit-Villers.....	59
3.8.2.1 Période d'étude et gestion piscicole.....	59
3.8.2.2 Prélèvements d'eau et analyses.....	60
3.8.2.3 Calculs des volumes d'eau apportés et exportés.....	60
3.8.3 Etang de Rorbach et de Lansquenet.....	60
3.8.3.1 Localisation des points de prélèvements.....	60
3.8.3.2 Période d'étude et gestion piscicole.....	61
3.8.3.3 Fréquence de prélèvement.....	62
3.8.3.4 Calculs des volumes d'eau apportés et exportés.....	62
4 RESULTATS.....	65
4.1 Exportation de matière et de nutriments au cours de la vidange.....	65
4.1.1 Vidange de printemps de l'étang de Petit-Villers (2 ha).....	65
4.1.1.1 Qualité de l'eau exportée.....	65
4.1.1.2 Estimation des flux.....	68
4.1.2 Vidange de l'étang de Rorbach (7 ha).....	71
4.1.2.1 Vidange de novembre 1998 (durée : 7 jours ; p : 6,5 mm).....	71
4.1.2.2 Vidange de mars 1999 (durée : 12 jours ; p : 36 mm).....	71
4.1.2.3 Vidange d'octobre 1999 (durée : 3 jours (+3 jours) ; p : 0 mm).....	72
4.1.2.4 Vidange de mars 2000 (durée 18 jours ; p : 20 mm).....	74
4.1.2.5 Vidange de septembre 2000 (durée : 6 jours (+3 jours) ; p : 36 mm).....	74
4.1.3 Vidange de l'étang de Grand-Villers (14 ha).....	75
4.1.3.1 Qualité de l'eau exportée.....	75
4.1.3.2 Estimation des flux.....	77
4.1.4 Vidange de l'étang de Lansquenet (34 ha).....	77
4.1.5 Vidange de l'étang de Zommange (66 ha).....	78
4.1.6 Vidanges de l'étang de Lindre (620 ha).....	81
4.1.6.1 Vidange de 1998.....	81
4.1.6.2 Vidange de 1999.....	82
4.1.6.3 Vidange de 2000.....	84
4.1.6.4 Estimations des apports au niveau des trois ruisseaux principaux d'alimentation.....	85
4.2 Assec d'hiver.....	86
4.2.1 Etang de Petit-Villers (1997).....	86
4.2.2 Etang de Rorbach.....	87
4.2.3 Etang de Grand-Villers.....	87
4.2.4 Etang de Lansquenet.....	88

4.2.5 Etang de Zommange.	88
4.3 Origine des particules remises en suspension au cours de la vidange.	89
4.4 Bilan annuel.	91
4.4.1 Etang de Petit-Villers.	91
4.4.2 Etang de Rorbach.	92
4.4.3 Etang de Lansquenet.	96
5 DISCUSSION.	100
5.1 Vidanges.	100
5.1.1 Exemple de la vidange d'un petit étang de 2 ha : trois étapes distinctes.	100
5.1.1.1 Première étape: l'étape d'ouverture (deux premières heures de vidange).	101
5.1.1.2 Seconde étape: Evacuation de l'eau.	102
5.1.1.3 Troisième étape : la pêche.	103
5.1.2 Comparaison avec des étangs de superficies diverses (2 à 620 ha).	104
5.1.2.1 Analyse en composantes principales.	104
5.1.2.2 Observation d'une étape d'ouverture.	105
5.1.2.3 Evolution des paramètres étudiés au cours de la vidange.	105
5.1.2.4 Quantification des exportations de matière et de nutriments durant les vidanges.	110
5.1.2.5 Fraction exportée durant la pêche.	114
5.2 Phase d'assec.	116
5.3 Origine des particules remises en suspension au cours de la vidange.	118
5.4 Bilan annuel.	119
5.4.1 Qualité de l'eau.	119
5.4.2 Rétention et exportation de matière et de nutriments.	121
6 CONCLUSIONS.	125

Chapitre III

Sédimentation

1	INTRODUCTION.....	126
2	ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE.....	127
2.1	Particules sédimentaires et matière en suspension en plan d'eau.....	127
2.1.1	Sources des matériaux particulaires et leur évolution.....	127
2.1.1.1	Origines de la matière organique.....	127
2.1.1.2	Altération de la matière organique.....	128
2.1.1.3	Informations préservées par le rapport C/N.....	128
2.1.2	Transports primaires et secondaires.....	129
2.1.3	Conditions de dépôt et de reprise des particules sédimentaires.....	131
2.2	Sédimentation et rétention des particules en suspension.....	133
2.2.1	Milieux aquatiques lenticques : piège ou source de matière ?.....	133
2.2.2	les trappes à sédiment.....	135
2.2.2.1	Formes des trappes et efficacité de collecte.....	135
2.2.2.2	Applications des trappes en milieux profonds et peu profonds.....	137
2.2.2.3	Trappes plates.....	139
2.2.3	Choix du nombre de stations.....	142
3	MATERIEL et METHODES.....	144
3.1	Analyse statistique.....	144
3.2	Mise au point et calibration de nouvelles trappes.....	144
3.2.1	Trappes cylindriques destinées aux milieux peu profonds.....	144
3.2.1.1	Forme des trappes cylindriques enfouies.....	144
3.2.1.2	Expériences et analyses.....	146
3.2.1.3	Mode opératoire.....	147
3.2.2	Trappes plates destinées aux milieux lenticques.....	147
3.2.2.1	Trappes plateaux.....	147
3.2.2.2	Trappes plates souples.....	148
3.2.2.3	Comparaison des trappes plateaux et trappes plates souples.....	151
3.2.2.4	Comparaison des taux estimés à l'aide de trappes souples avec et sans guide.....	152
3.3	Bathymétrie et épaisseur de sédiment.....	152
3.3.1	Bathymétrie des étangs de Rorbach et Lansquenet.....	152
3.3.1.1	Mode opératoire.....	152
3.3.1.2	Traitement des données.....	152
3.3.2	Épaisseur et volume des sédiments du fond.....	153
3.3.2.1	Cartographie de l'étang de Rorbach.....	153
3.3.2.2	Étang de Lansquenet.....	153
3.4	Taux de sédimentation total en étang piscicole.....	154
3.4.1	Localisation des trappes enfouies.....	154
3.4.2	Mode opératoire.....	155
3.4.2.1	Fréquence de prélèvements.....	155
3.4.2.2	Analyses des sédiments.....	155
3.4.2.3	Expression des résultats.....	155
3.4.3	Gestion des étangs durant les 19 mois d'étude.....	158
3.5	Taux de sédimentation résultant.....	160
3.5.1	Localisation et fréquence de collecte des trappes plateaux et trappes souples.....	160

3.5.2	Mode opératoire et analyses.....	160
3.6	Analyse des sédiments du fond des étangs.....	160
3.7	Hydrophytes.....	161
3.8	Helophytes.....	162
3.9	Chlorophylle et phéopigments dans l'eau des étangs.....	162
3.10	Apports de MES provenant des tributaires.....	162
4	RESULTATS.....	164
4.1	Mise au point et calibration de nouvelles trappes destinées aux milieux peu profonds.....	164
4.1.1	Trappes cylindriques.....	164
4.1.1.1	Influence du diamètre des tubes.....	164
4.1.1.2	Influence de l'épaisseur de la paroi.....	164
4.1.1.3	Influence de la position des tubes de collecte.....	165
4.1.1.4	Comparaisons avec des trappes classiques.....	166
4.1.2	Trappes plates.....	166
4.1.2.1	Comparaison des trappes plateaux et trappes souples.....	166
4.1.2.2	Comparaison des taux estimés à l'aide de trappes souples avec et sans guide.....	167
4.2	Bathymétrie et épaisseur de sédiment.....	167
4.2.1	Bathymétrie et épaisseur de sédiment.....	167
4.2.1.1	Étang de Rorbach.....	167
4.2.1.2	Étang de Lansquenet.....	170
4.3	Estimation du flux de sédimentation total en étang piscicole.....	172
4.3.1	Variations temporelles.....	172
4.3.1.1	Taux de sédimentation total.....	172
4.3.1.2	Teneur en matière organique des particules collectées.....	177
4.3.1.3	Teneurs en C, N et P total des particules collectées.....	179
4.3.1.4	Analyses en composantes principales.....	180
4.3.2	Variations spatiales.....	182
4.3.2.1	Différences inter-étangs.....	182
4.3.2.2	Différences inter-trappes.....	183
4.3.2.3	Analyses en composantes principales.....	187
4.4	Sédimentation résultante.....	189
4.4.1	Taux de sédimentation résultants.....	189
4.4.2	Teneur en matière organique des particules collectées.....	189
4.5	Sédiments du fond.....	191
4.6	Hydrophytes.....	191
4.6.1	Biomasses d'hydrophytes.....	191
4.6.2	Composition élémentaire des hydrophytes.....	192
4.7	Helophytes.....	193
4.8	Pigments chlorophylliens.....	193
4.9	Apports de MES provenant des tributaires.....	194
5	DISCUSSION.....	195
5.1	Mise au point et calibration de nouvelles trappes destinées aux milieux peu profonds.....	195
5.1.1	Trappes cylindriques.....	195
5.1.1.1	Influence du diamètre des tubes.....	195
5.1.1.2	Influence de l'épaisseur de la paroi.....	195
5.1.1.3	Influence de la position des tubes de collecte.....	196
5.1.1.4	Comparaisons avec des trappes classiques.....	196
5.1.2	Trappes plates.....	197
5.1.2.1	Comparaison des trappes plateaux et trappes souples.....	197
5.1.2.2	Comparaison des taux estimés à l'aide de trappes souples avec et sans guide.....	197
5.2	Flux de sédimentation total.....	197

5.2.1 Impact des interventions du pisciculteur.....	198
5.2.2 Variations temporelles.....	201
5.2.2.1 Taux de sédimentation.....	201
5.2.2.2 Nature des particules collectées.....	202
5.2.3 Variations spatiales.....	206
5.2.3.1 Différences inter-étangs.....	206
5.2.3.2 Différences inter-trappes.....	209
6 CONCLUSIONS.....	214
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	215
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	219
TABLES DES ILLUSTRATIONS.....	231



INTRODUCTION

INTRODUCTION.

La France compte 1 100 à 1 400 km² d'étangs dont 800 km² sont exploités à des fins piscicoles (CREUM, 1997 ; Le Quere et Marcel, 1999 ; Banas et al. 2001a).

Ces plans d'eau et autres zones lenticques sont des milieux d'accumulation des sédiments. Ce stockage de matière est lié à la faible cinétique des eaux (Campy et Meybeck, 1995). Ce phénomène naturel inévitable peut être accentué ou minimisé par différentes actions anthropiques. Les étangs piscicoles font partie des milieux stagnants sensibles aux phénomènes de comblement et tributaires de l'activité humaine (Verstraeten et Poesen, 2000). Ils s'intègrent dans nos paysages comme une surface en eau d'apparence sauvage et naturelle. Pour cette raison, il existe peu d'études relatives à l'évaluation de l'impact de la présence de ces étangs sur les cours d'eau. Nombre d'entre eux sont pourtant le fruit de l'entrave d'un affluent par la construction d'une digue. L'étang peut donc être assimilé par extension à un agrosystème au même titre que toute surface cultivée ; il présente cependant une diversité floristique et faunistique sans commune mesure avec celle rencontrée au sein des autres systèmes agricoles.

Ces écosystèmes sont de part leur nature artificielle et vidangeable, comparables aux réservoirs-barrages (Pareloup, Grangent, ...) dont l'évaluation de l'impact sur le réseau hydrographique aval a fait l'objet d'études. Leur vocation piscicole permet de suspecter l'existence de quelques éléments de caractérisation, comparables à ceux déterminés lors d'études relatives aux interactions piscicultures intensives / hydrosystèmes naturels. L'étude des piscicultures extensives peut alors reposer sur l'analyse des caractéristiques spécifiques du fonctionnement de ces vastes retenues mais aussi de ces sites de productions intensives.

Souvent situées en tête de bassin versant, les exploitations piscicoles modifient le fonctionnement hydrologique du cours d'eau obstrué. Cette modification de l'écosystème est alors plus ou moins marquée selon la saison et l'état d'avancement du cycle piscicole, qui lui-même est tributaire du stade phénologique du poisson. Au cours de ce cycle, l'étang est exposé à différentes phases d'apports ou d'exportations de matières dissoutes et en suspension. La succession de ces phases peut être aléatoire dans le cas de phénomènes naturels (ruissellement, remise en suspension, surverse, ...) ou cyclique. Cette périodicité est d'une part liée aux phénomènes naturels saisonniers et nyctéméraux, d'autre part à l'activité de l'homme dont le but est de gérer au mieux le cheptel piscicole et d'optimiser la production de l'étang. Ces milieux anthropisés sont gérés selon un cycle de production divisé en quatre grandes étapes : remplissage, production, pêche et assec. Chacune de ces phases est caractérisée par des modifications quantitatives et qualitatives des transferts de matière au sein de l'étang et de son bassin versant.

La compréhension des principaux facteurs régulant la rétention, la sédimentation, la remise en suspension et l'exportation de matière et de nutriments dans les milieux lenticques n'est en l'état d'avancement de nos connaissances encore que partielle (Håkanson, 1995). Actuellement, la majorité des études menées afin de mieux comprendre ces mécanismes est issue de travaux en écosystèmes profonds (Hargreaves, 1998). De nombreuses informations obtenues par ces travaux en lacs profonds ou en environnements marins sont directement applicables aux milieux peu profonds. Cependant, les mécanismes spécifiques liés à la faible profondeur ne peuvent être révélés que par de nouvelles études.

En étangs piscicoles, l'existence de phases très distinctes (vidange, remplissage, ...) et par conséquent de conditions hydrauliques variées et artificielles, conduit de plus à adjoindre à

ces conditions particulières de faible profondeur, un facteur anthropique important. Cette activité humaine se traduit par des modifications cycliques remarquables de l'écosystème qui est régulièrement mis en eau puis totalement vidé.

Ces travaux de recherches, menés à l'Université de Metz dans le cadre d'un contrat avec le Conseil Général de la Moselle propriétaire des étangs piscicoles du Domaine de Lindre, ont pour objectifs d'une part, d'apprécier les perturbations des flux de matière et de nutriments engendrées par l'étang et le cycle d'exploitation, d'autre part de mieux connaître les processus de rétention et de sédimentation de matière liés à cette masse d'eau lenticule peu profonde.

La première partie de ce travail présente les résultats obtenus lors de l'estimation des flux de sédiments et de nutriments exportés au cours de la phase de vidange qui est considérée comme la plus critique pour le milieu récepteur aval (Le Louarn et Bertru, 1991 ; Gigleux, 1992).

Pour cela, la vidange de six étangs de piscicultures extensives de superficies comprises entre 2 et 620 ha sont étudiés au cours d'une ou plusieurs années.

Pour trois de ces étangs, la qualité de l'eau en amont et en aval est étudiée au cours du reste du cycle d'exploitation afin d'estimer dans la totalité les répercussions du cycle piscicole sur les flux de matière.

La seconde partie vise à mieux connaître les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension des particules en milieux peu profonds.

Pour atteindre ces objectifs, de nouveaux dispositifs doivent être développés car les techniques généralement employées pour la mesure des flux sédimentaires sont inadaptées à l'étude des milieux peu profonds (Kozerski, 1994 ; Banas et al., 2001b).

Les variations spatiales et temporelles des taux de sédimentation, estimées à l'aide de nouveaux appareillages dans deux étangs au cours d'une période de 19 mois sont alors présentées.



Chapitre I

1 L'ETANG DE PISCICULTURE.

1.1 CARACTERISTIQUES DES ETANGS FRANÇAIS.

1.1.1 Répartition régionale des étangs Français.

En France, parmi les 130 000 ha d'étangs recensés, 80 000 ha sont exploités à des fins piscicoles (Le Louarn et Bertru, 1991). Selon Le Quere et Marcel (1999), 111 993 ha en eau répartis sur 15 régions françaises (Tab. 1) sont exploitables pour la pisciculture d'étangs. Seuls 68 291 ha (61 % de la superficie) sont exploités pour la production piscicole alors que 39 % de cette surface sont principalement destinés aux loisirs (pêche à la ligne). La France dispose alors d'un potentiel de production nettement supérieur à l'Allemagne (42 000 ha) ou à la République Tchèque (41 000 ha) qui constituent des références en termes d'exploitation piscicole (Marcel, 1994 ; Marcel, 1996 ; Le Quere et Marcel, 1999). La France possède la plus grande surface en eau exploitée pour la production piscicole en Europe (Schlumberger, 1998).

Tab. 1 : Surface en eau exploitée pour la pisciculture et la pêche de loisirs (Le Quere et Marcel, 1999).

	Surface en eau exploitée (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

1.1.2 Superficie moyenne des étangs.

Le nombre d'étangs en France est estimé à 35 000 (FLAC, 1993). La superficie moyenne des étangs français est alors estimée à 3,7 ha, mais est variable selon les régions géographiques. Elle est comprise entre 1,7 ha en moyenne pour les étangs de Corrèze et 10,1 ha pour ceux situés en Lorraine (Tab. 2). Les étangs de Lorraine, des Dombes et de la Brenne sont caractérisés par des superficies moyennes très supérieures aux autres régions. La région Lorraine dispose non seulement de surfaces exploitables conséquentes (6,4 % de la superficie

totale française) mais également d'étangs piscicoles de superficies exceptionnelles que sont l'étang de Lindre (620 ha) situé dans le pays des étangs (Moselle) et l'étang de Lachaussée (270 ha) situé dans la dépression de la Woëvre (Meuse).

Tab. 2 : Superficie moyenne des étangs des principales zones de production (Le Quere et Marcel, 1999).

	Superficie (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

1.2 GENIE PISCICOLE.

1.2.1 Disposition de l'étang par rapport au cours d'eau.

La position de l'étang vis à vis du cours d'eau est souvent conditionnée par la topographie du site (Schlumberger, 1998).

- En terrain plat, l'étang peut être créé suite à la construction de digues ceinturant totalement la retenue d'eau.
- L'étang en dérivation est placé sur un talweg et un canal de dérivation permet de dévier les eaux excédentaires (Fig. 1).
- L'étang barrage est placé directement sur le talweg et obstrue l'écoulement de l'eau vers l'aval (Fig. 1). Les étangs barrages peuvent être soit des étangs de source alimentés par une résurgence située dans le fond de l'étang ou à proximité immédiate de celui-ci, soit des étangs alimentés par les eaux de pluies et de ruissellement ou encore des étangs alimentés par un cours d'eau. La configuration "barrage" est déconseillée en cas d'apports d'eau irréguliers, et est principalement destinée à constituer les étangs de source (Huet, 1970).

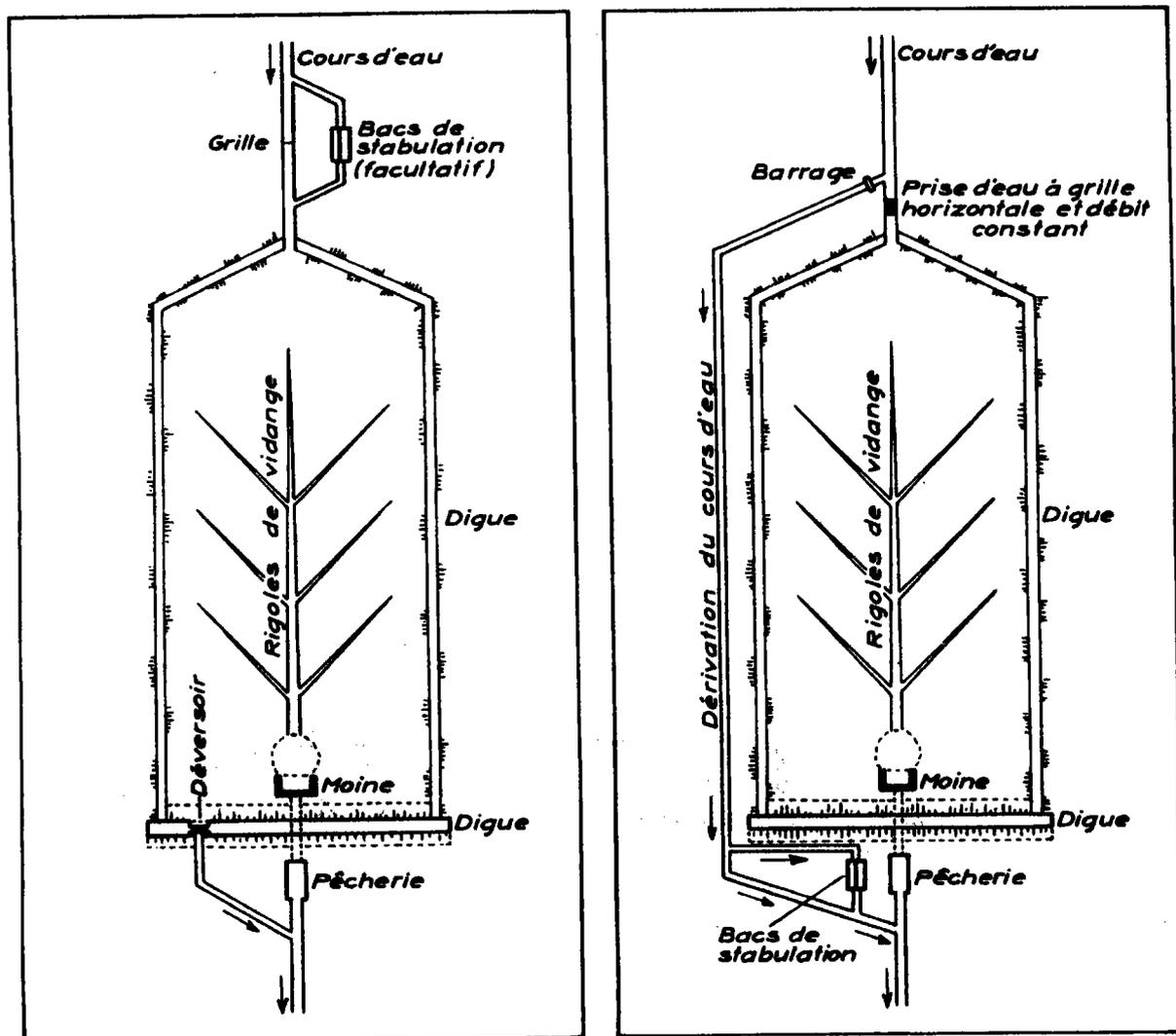


Fig. 1 : Croquis d'étangs barrages (à gauche) et en dérivation (à droite) (Huet, 1970).

1.2.2 Conception de l'étang.

La conception de l'étang nécessite l'implantation de structures spécifiques à un plan d'eau à usage piscicole et destinées à moduler le niveau de l'étang, cette conception doit permettre de réaliser les opérations de pêche.

- la digue, constituant principal de l'étang, permet la rétention de l'eau sur une surface et une hauteur suffisante pour permettre l'élevage piscicole.
- le dispositif de vidange

le dispositif de vidange se compose d'une canalisation horizontale (tuyau de vidange ou buse) dont la longueur est égale à celle du pied de la base de la digue et d'au moins 30 cm de diamètre. Le meilleur dispositif de vidange est celui qui comporte un moine (Huet, 1970).

- le moine permet de régler le niveau de remplissage de l'étang ainsi que le débit d'évacuation de l'eau au cours de l'opération de vidange. La meilleure conception est le type Herrguth (Fig. 2) qui assure l'évacuation de l'eau du fond de l'étang (eau la moins oxygénée).

- la vanne est couramment utilisée lorsque la profondeur de l'étang atteint plus de 3 m. La vanne, située au niveau du tuyau de vidange, présente différents inconvénients tels que le risque de blocage du système, l'impossibilité de maintenir un niveau minimal d'eau dans l'étang et un risque de blessure du poisson lors de son passage par la vanne partiellement ouverte.

- le moine à vanne (Fig. 3) est constitué d'un moine submergé et équipé d'une vanne devant l'entrée du tuyau de vidange (ou parfois à l'aval de la buse). Pour la vidange, on ouvre d'abord la vanne. Le niveau de l'eau s'abaisse jusqu'au niveau de la planchette supérieure du moine, la fin de la vidange s'effectue en retirant progressivement les planchettes, la vanne restant ouverte en grand pour ne pas abîmer le poisson (Schlumberger, 1998).

D'autres dispositifs tel que le bouchon de vidange, existent mais ne sont utilisés que pour de très petits étangs et ne permettent aucune maîtrise de l'eau lors de l'opération de vidange.

- le déversoir est indispensable aux étangs de barrage dépourvus de canal de dérivation afin d'évacuer les eaux excédentaires provenant du bassin versant (eaux d'orages et d'inondations) (Fig. 1). Ce dispositif permet l'évacuation de l'eau vers l'aval lorsque le niveau de l'étang a atteint le seuil de déversement.

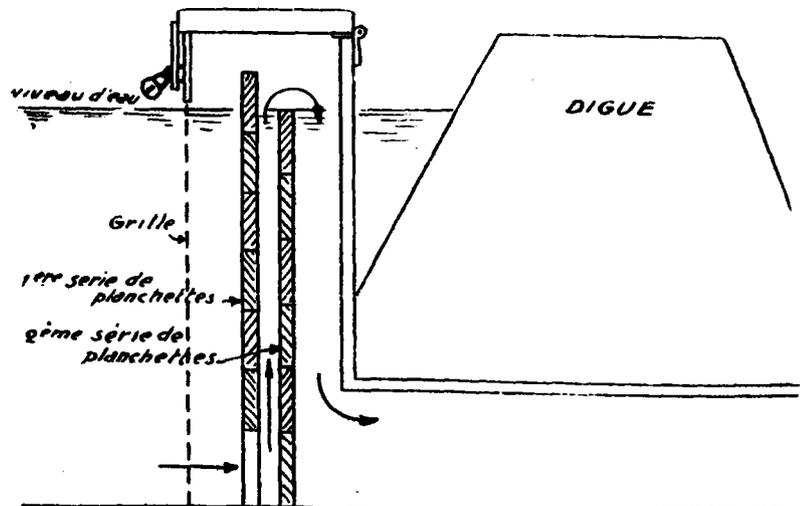


Fig. 2 : Moine de type Herrguth permettant l'évacuation des eaux du fond (Huet, 1970).

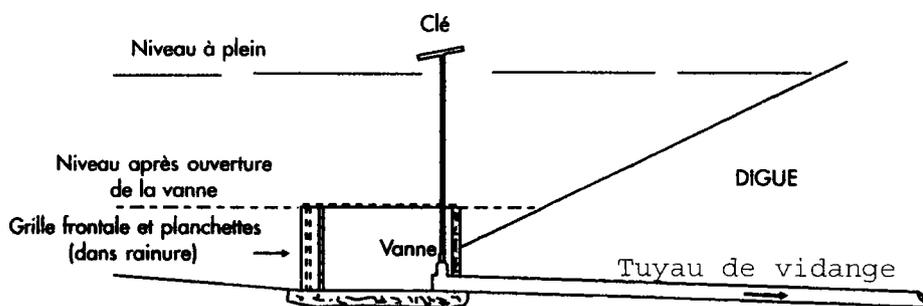


Fig. 3 : Moine à vanne (Schlumberger, 1998).

1.3 LES PRATIQUES PISCICOLES.

1.3.1 Les espèces produites.

Les étangs de pisciculture français sont destinés à la polyculture d'espèces (Tab.3). En France, la production de Carpe est généralement associée à la production d'autres cyprinidés mais constitue l'espèce majoritairement produite comme c'est le cas dans le reste de l'Europe et au niveau mondial où elle représente 65 % des tonnages produits (Kestemont, 1995).

Tab. 3 : Les espèces produites en étang piscicole en pourcentage et tonnages de la production (* d'après Le Quere et Marcel, 1999 ; ** d'après Kestemont, 1995).

espèce	Production Française*		Production Lorraine*		Production Européenne **
	%	Tonnes	%	Tonnes	%
Carpe	53	6 360	50	560	60 – 80
Gardon	25	3 000	32	358	15 – 30
Tanche	13	1 560	11	123	5 – 20
Carnassiers	8	960	7	78	1 - 5

1.3.2 Le rendement piscicole.

La production en étang basée uniquement sur la productivité naturelle de l'étang (gestion extensive) est généralement assez faible, de 150 à 300 kg.ha⁻¹.an⁻¹, variant selon la qualité de l'eau (Huet, 1970). La production moyenne est estimée à 160 kg.ha⁻¹.an⁻¹ sur l'ensemble du territoire français et à 156 kg.ha⁻¹.an⁻¹ en Lorraine (Le Quere et Marcel, 1999).

1.3.3 Les modes d'exploitation.

La production en étangs piscicoles est basée sur des modes de gestion variés, eux-mêmes basés sur l'intervention ou non du pisciculteur afin d'accroître la productivité du milieu.

Le mode de gestion extensif est basé sur l'absence d'apport de fertilisant ou de nourriture sur l'étang et est associé à une faible densité de poisson au sein de l'étang (Huet, 1970 ; Kestemont, 1995).

La production semi-intensive est basée sur la fertilisation de l'étang destinée à accroître la productivité phytoplanctonique et sur des apports de nourriture artificielle en complément des ressources naturelles du milieu. En mode de production intensive, la productivité piscicole de l'étang est accrue par apports d'alimentation aux poissons en complémentarité à la nourriture naturelle. Ce dernier mode de gestion est généralement associé à une densité de poisson plus élevée, à une surveillance importante de la qualité de l'eau, à des interventions de régulation des efflorescences phytoplanctoniques et à un mode d'aération artificiel de l'eau (Kestemont, 1995).

1.3.4 Le cycle d'exploitation piscicole en étang barrage.

Les étangs de pisciculture sont gérés selon un cycle piscicole composé d'une succession d'opérations dépendantes d'une part de l'état physiologique du poisson, d'autre part des conditions environnementales (volume de l'étang, disponibilité en eau, ...), mais également des exigences de l'exploitant (Billard, 1980). Un cycle de production se divise en quatre grandes phases bien distinctes (Fig. 4) (Banas, 1997). Chacune d'entre elles se caractérise par des modifications quantitatives et qualitatives des transferts de matière au sein de l'étang et de son bassin versant.

① - phase de remplissage :

La vanne de fond située au niveau de la digue est fermée. L'étang pêché par vidange, généralement en automne (Le Quere et Marcel, 1999) et parfois au printemps (Banas, 1997), se remplit alors principalement à partir des eaux de ruissellement (Le Quere et Marcel, 1999). La pêche printanière n'est réalisée que sur des étangs de petite superficie qui sont caractérisés par un rapport surface du bassin versant sur surface de l'étang important (Banas, 1997), induisant des apports d'eau à l'étang plus conséquents. Le remplissage de l'étang faisant suite à une vidange réalisée en dehors de la période automnale/hivernale est hasardeux et rarement pratiqué afin d'éviter les risques de non remplissage (Huet, 1970). Au cours de cette phase de remplissage, les flux entrant (ruissellements, précipitation, ...) sont supérieurs aux flux sortant (infiltration, évaporation, ...).

② - phase de production :

Cette phase débute lorsque le niveau d'eau de l'étang a atteint le seuil du déversoir. L'eau provenant d'apports complémentaires s'écoule alors par surverse vers le milieu récepteur aval. Selon la période de remplissage, cette phase commence alors soit au cours de l'hiver, soit au printemps. La production piscicole débute quant à elle au printemps, après empoissonnement de l'étang, et se poursuit durant l'été. Les exportations compensent approximativement les importations, le niveau de l'eau ayant atteint un niveau de surverse. Un déficit en eau lié aux infiltrations, à l'évaporation et à l'évapotranspiration est cependant généralement observé. La qualité physico-chimique de l'eau exportée au cours de cette phase peut cependant être très différente des caractéristiques initiales (Banas, 1997).

③ - phase de vidange (la pêche) :

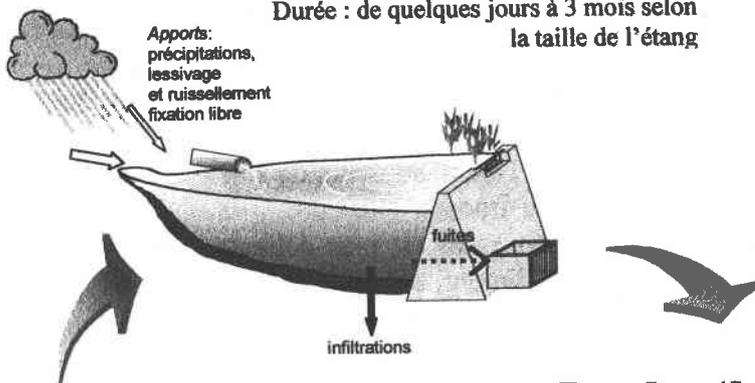
En automne et parfois au printemps, l'étang est vidé dans sa totalité en quelques jours dans l'objectif de récolter le poisson. Au cours des mois hivernaux les plus froids, la vidange est à proscrire car les risques de gel peuvent porter préjudice au poisson (Le Quere et Marcel, 1999). La couverture de glace peut alors limiter la réoxygénation de l'eau alors que le poisson est concentré dans un faible volume d'eau et rendre la collecte du poisson impossible (Hirtz, 1984). La pêche s'effectue soit à l'aide de seines en amont de la digue, dans le faible volume d'eau restant dans le fossé qui constitue la zone la plus profonde de la cuvette de l'étang, soit en aval de la digue, dans des bassins de pêcherie destinés à retenir le poisson à l'aide de grilles. Cette phase constitue alors l'étape d'exportation d'eau et de matière la plus remarquable (Banas, 1997) et est considérée comme la plus préjudiciable pour l'écosystème récepteur aval (Butz, 1988 ; Le Louarn et Bertru, 1991 ; Gigeux, 1992 ; Schwartz et Boyd, 1994). La pêche par vidange est réalisée annuellement pour respectivement 83 % et 67 % des étangs piscicoles français et lorrains (Le Quere et Marcel, 1999).

④ - phase d'assec :

A l'occasion de cette phase plus ou moins longue (quelques jours à plusieurs mois), la vanne de fond est laissée ouverte et l'écoulement de l'eau n'est plus entravé. L'assec consiste à laisser l'étang sans eau durant une saison tous les 3 ou 4 ans et à réaliser éventuellement une culture céréalière. Il n'est jamais pratiqué sur 79 % de la superficie des étangs lorrains alors que 95 % des étangs de la Dombes sont périodiquement laissés en assec (Le Quere et Marcel, 1999). Un assec de quelques jours, ou assec hivernale faisant suite à la vidange, ne permet pas la minéralisation et la mise en culture des sédiments.

● Remplissage

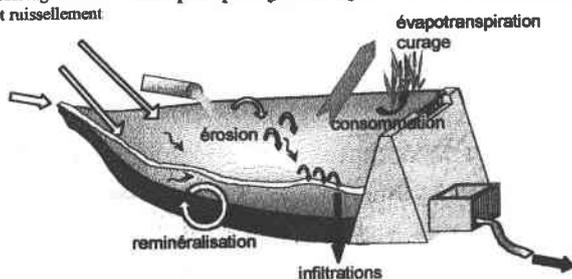
Durée : de quelques jours à 3 mois selon la taille de l'étang



● Assec

de quelques jours à plus d'un an

Apports : précipitations, lessivage et ruissellement

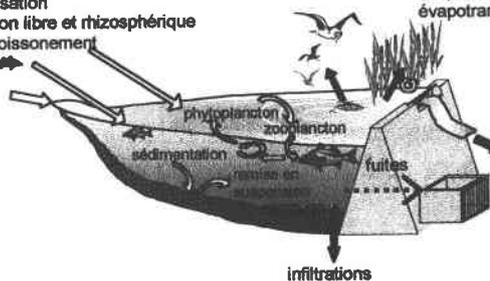


● Production

de 3 à 10 mois

Apports: précipitations, lessivage et ruissellement fertilisation fixation libre et rhizosphérique empoisonnement

faucardage évaporation évapotranspiration



● Vidange

de 3 à 90 jours

Apports : précipitations, lessivage et ruissellement

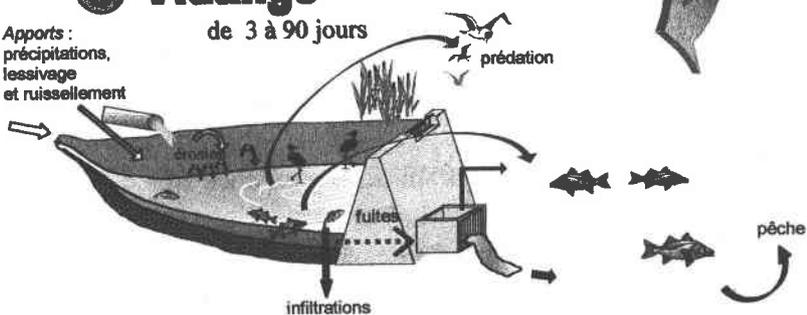


Fig. 4 : Le cycle d'exploitation en étang piscicole (Banas, 1997).

2 NOTION DE CHIMIE.

2.1 CYCLE DE L'AZOTE.

L'utilisation et les transformations de l'azote au cours de son cycle terrestre sont dans leur globalité connues suite à de nombreux travaux (Lescure, 1987). A l'intérieur du système étang, la connaissance de certains mécanismes est plus délicate, suite à la complexité due à l'interdépendance de trois milieux : le sédiment, l'eau et l'atmosphère.

L'azote est présent dans les écosystèmes aquatiques sous trois formes :

- moléculaire, disponible seulement pour des activités microbiennes particulières ;
- minérale, présente dans l'eau ou les sédiments sous formes d'ions NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- ;
- organique, constituée par les organismes vivants ou morts.

Malgré sa complexité, de nombreuses études ont permis d'obtenir un descriptif relativement complet de ce cycle que l'on retrouve schématisé sous de multiples formes selon le milieu ou l'objectif recherché (Beaupied, 1980 ; Lescure, 1987) (Fig. 5). Les facteurs influençant les cinétiques des réactions sont multiples et la compréhension des mécanismes régissant leur action inhibitrice ou activatrice est encore partielle (Recous et al., 1996).

2.1.1 Les apports.

L'azote qui parvient à l'étang peut être de nature abiotique ou biotique.

Les apports abiotiques proviennent des précipitations atmosphériques et des fertilisants (Beaupied, 1980). En étang de pisciculture intensive, cette source artificielle devient dominante (>90%) (Hargreaves, 1998).

En étang piscicole, l'empoisonnement est également une source d'azote.

Les apports biotiques sont dus à des micro-organismes très divers capable de fixer l'azote moléculaire (N_2) atmosphérique ou dissous dans l'eau et de le transformer en azote ammoniacal (NH_3). La fixation est de trois types : libre, rhizosphérique et symbiotique. La troisième serait inexistante ou négligeable en milieu aquatique (Campbell, 1977 ; Beaupied, 1980).

La fixation de l'azote moléculaire dominante en milieu aquatique est liée à des organismes procaryotiques et plus particulièrement à des cyanobactéries hétérocystées, des bactéries photosynthétiques et des bactéries hétérotrophes (Labroue et al., 1995). La réaction globale de réduction de N_2 en NH_3 est la suivante : $\text{N}_2 + 6 \text{e}^- + 6 \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{NH}_3$

Cette réduction nécessite, outre la présence du complexe enzymatique, de l'énergie et une source de pouvoir réducteur (Beaupied, 1980). La fixation est fonction de la lumière par l'intermédiaire de la photosynthèse. L'augmentation de la teneur en oxygène ainsi que des concentrations en NO_3^- et NH_4^+ sont des facteurs induisant une réduction de la fixation de l'azote moléculaire alors qu'une augmentation de la température de 10°C augmente cette réaction d'un facteur multiplicateur d'au moins trois (Labroue et al., 1995).

2.1.2 Les transformations internes.

Du fait des relations entre les nombreux organismes présents, des interactions marquées sédiment-eau, de l'influence de multiples facteurs (lumière, température, pH, oxygène, gaz

carbonique, éléments minéraux et organiques, nature physique du fond, ...), le cycle de l'azote (Fig. 5) au sein de l'écosystème étang est d'une extrême complexité (Beaupied, 1980).

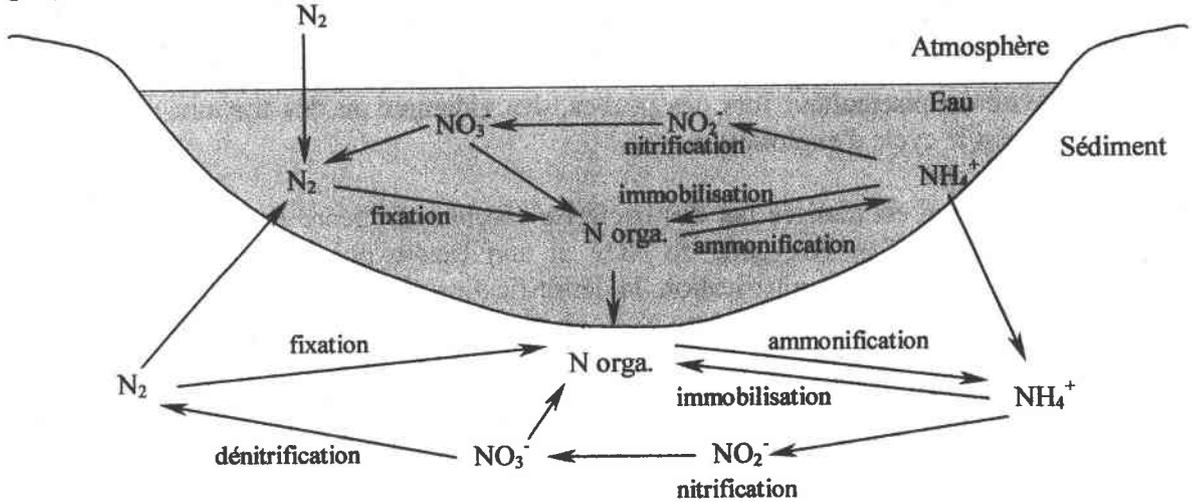


Fig. 5 : Cycle de l'azote en étang (d'après Beaupied, 1980).

Au cours de la minéralisation, une série de transformations, dont la première et l'ammonification puis la nitritation et la nitratation, conduira l'azote du stade organique à des formes combinées minérales.

L'ammonification, réalisée par des germes hétérotrophes divers, aboutit à la formation d'azote ammoniacal. Cette réaction est réalisée en permanence dans l'eau et les sédiments des étangs (Beaupied, 1980). Si le rapport C/N des détritiques est haut ($C/N > 40$) l'azote minéral est assimilé par les micro-organismes minéralisateurs (immobilisation), s'il est bas, l'azote minéral sera relargué (Golterman, 1984 ; Labroue et al., 1995). La régénération de l'azote minéral est plus lente que celle du phosphore, par conséquent en lac eutrophe où le phosphore est abondant, il peut y avoir prolifération de Cyanobactéries fixatrices d'azote moléculaire, les autres conditions étant favorables.

A l'état d'ion NH_4^+ (ammonium), l'azote peut se fixer sur le complexe adsorbant du sédiment. Ce phénomène est d'autant plus marqué que ce dernier est riche en éléments fins et en colloïdes humiques.

La nitritation est réalisée par des bactéries nitreuses (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, ...) et conduit à la formation de nitrites (NO_2^-) : $NH_4^+ + 3/2 O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O$

La nitratation est réalisée par des bactéries aérobies strictes et chimio-autotrophes dont le genre *Nitrobacter* est le plus commun : $NO_2^- + 1/2 O_2 \rightarrow NO_3^-$

La nitritation est le processus limitant. Les nitrites ne s'accumuleront pas dans le milieu sauf à pH basique, moins bien toléré par les bactéries nitriques responsables de la nitratation.

L'ion nitrate est moins piégé par les sédiments que l'ion ammonium (Beaupied, 1980).

L'azote ammoniacal est la source la plus importante d'azote pour le phytoplancton alors que les macrophytes absorbent surtout NO_3^- . Du fait des nombreux paramètres intervenant dans leur formation, ainsi que de leurs multiples consommateurs et des rapports entre ces derniers, les teneurs en azote minéral subissent dans les étangs des variations saisonnières. En lac, l'assimilation de l'azote au cours de l'année est faible à la fin de l'hiver, élevée à la fin du printemps et montre un autre pic à la fin de l'été. Cependant l'absorption n'est pas forcément synchrone avec un maximum de productivité (Labroue et al., 1995).

2.1.3 Les exportations.

Les pertes d'azote d'un lac se font à l'exutoire et au niveau des sédiments (sédimentation et diagenèse), mais seul le processus de dénitrification assure son élimination définitive sous forme de produits gazeux (Labroue et al., 1995). En étang, une exportation supplémentaire est liée à l'activité du pisciculteur lors des pêches, des vidanges ou des travaux de faucardage effectués durant le cycle d'exploitation.

La dénitrification est réalisée par des bactéries aérobies du genre *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, etc... C'est l'oxygène de NO_3^- et non l'azote qui est utilisé par les micro-organismes. A l'inverse de la nitrification, la dénitrification alcalinise le milieu.

Le schéma réactionnel est le suivant : $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$.

La dénitrification est favorisée dans les sédiments réducteurs et riches en matière organique (Beaupied, 1980).

2.2 TOXICITE DE L'AMMONIAQUE.

En solution aqueuse, l'ammoniaque se présente sous deux formes chimiquement distinctes. La forme non ionisée (NH_3) est en équilibre avec l'ion ammonium (NH_4^+) et l'ion hydroxyde (Francisco et al., 1999). La proportion relative de ces deux formes dépend en particulier du pH et de la température de l'eau (Trussel, 1972 ; Emerson et al., 1975 ; Szumski et al., 1982) et se partage selon le diagramme de Woker (Fig. 6).

La forme non ionisée est très toxique notamment pour les poissons (Poirel et al., 1994). La toxicité de NH_3 se manifeste chez l'homme par une hyperactivité, des convulsions, des pertes de l'équilibre, la léthargie et le coma. En aquaculture l'accumulation de NH_3 conduit à une réduction de la croissance des poissons, à une réduction de l'immunocompétence puis à la mort (Hargreaves, 1998).

La toxicité de NH_3 a été largement étudiée chez les salmonidés (Lloyd et Orr, 1969 ; Thurston et al., 1984), considérés comme les plus sensibles à la présence d' NH_3 . Le seuil de toxicité déterminé à partir de ces études, préconisé en pisciculture ($0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ d' N-NH_3), sert de référence pour l'ensemble des poissons. Des concentrations de $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$ sont cependant sans effet sur la croissance de la truite arc-en-ciel (Schuze-Wiehenbranck, 1976) et seules celles supérieures à $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ affectent temporairement leur croissance. Forster et Smart (1979) indiquent une léthargie ainsi qu'une perte de l'appétit et une diminution de la croissance effective durant les deux premières semaines d'acclimatation. L'EIFAC (1970) et l'USEPA (1976) préconisent respectivement des valeurs inférieures à $0,021$ et $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ comme tolérables par les poissons sur de longues durées. En Europe, les directives CEE (CEE, 1978) fixent les concentrations maximales en NH_3 à $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ pour les eaux douces destinées à la vie piscicole.

Alabaster et Lloyd (1980) rapportent que la $\text{CL}_{50-96\text{h}}$ est de $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la perche et de $0,42 \text{ mg.L}^{-1}$ pour le gardon. Marcel (1996) indique une $\text{CL}_{50-24\text{h}}$ de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la Carpe ainsi qu'une toxicité à long terme à des expositions de $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la truitelle, de $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la truite et de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ pour le poisson-chat.

Pihan et Landragin (1985) notent la relation suivante entre la CL_{50} à long terme du poisson et la teneur en oxygène dissous dans l'eau :

$\text{CL}_{50} \text{ N-NH}_3 = 0,13 + (0,0027 \times \text{O}_2)$ avec O_2 en pourcentage de saturation et N-NH_3 en mg.L^{-1} .

La concentration en ammoniacque non ionisée peut être calculée selon la formule suivante (Pihan et Landragin, 1985) :

$$N-NH_3 = N-NH_4^+ \times 1/[1+10^{(10-pH-0,03 T)}] \text{ avec } N-NH_3 \text{ et } N-NH_4^+ \text{ en mg.L}^{-1}$$

T : la température en °C.

Billard (1995) estime le pourcentage de la fraction non ionisée NH_3 à l'aide de la relation suivante :

$$\% NH_3 = 100/[1+10^{(10,068-(0,033T)-pH)}] \text{ avec } T : \text{température en } ^\circ C.$$

Francisco et al. (1999) préconisent la formule :

$$\% NH_3 = 100/[1+10^{(10,058-(0,0316T)-pH)}] \text{ avec } T : \text{température en } ^\circ C.$$

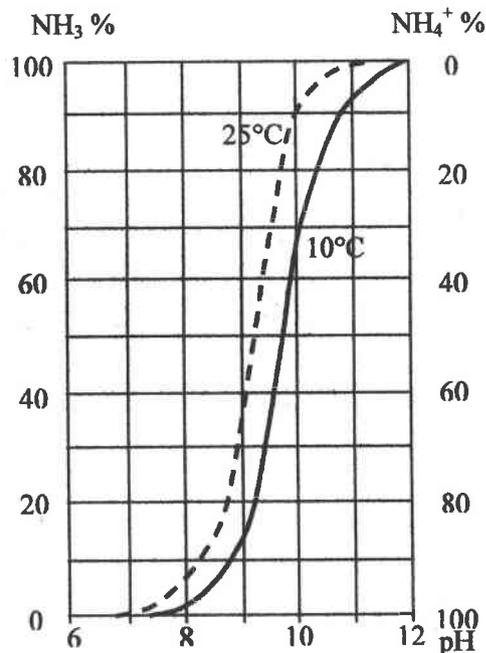


Fig. 6 : Diagramme de Woker présentant la répartition des formes NH_3 et NH_4^+ en fonction du pH et de la température.

2.3 CYCLE DU PHOSPHORE.

Les scientifiques s'accordent à considérer le phosphore comme le principal élément déclencheur de l'eutrophisation en eau douce (Barroin, 1990). Il constitue généralement un facteur limitant de la croissance des végétaux aquatiques, et la levée de ce seuil a pour répercussions le développement macrophytique et phytoplanctonique. C'est à ce titre que le phosphore doit faire l'objet d'une évaluation quantitative précise, mais aussi qualitative. Le devenir du phosphore en milieu aquatique est régi par divers mécanismes dont les principaux sont schématisés dans la Fig. 7.

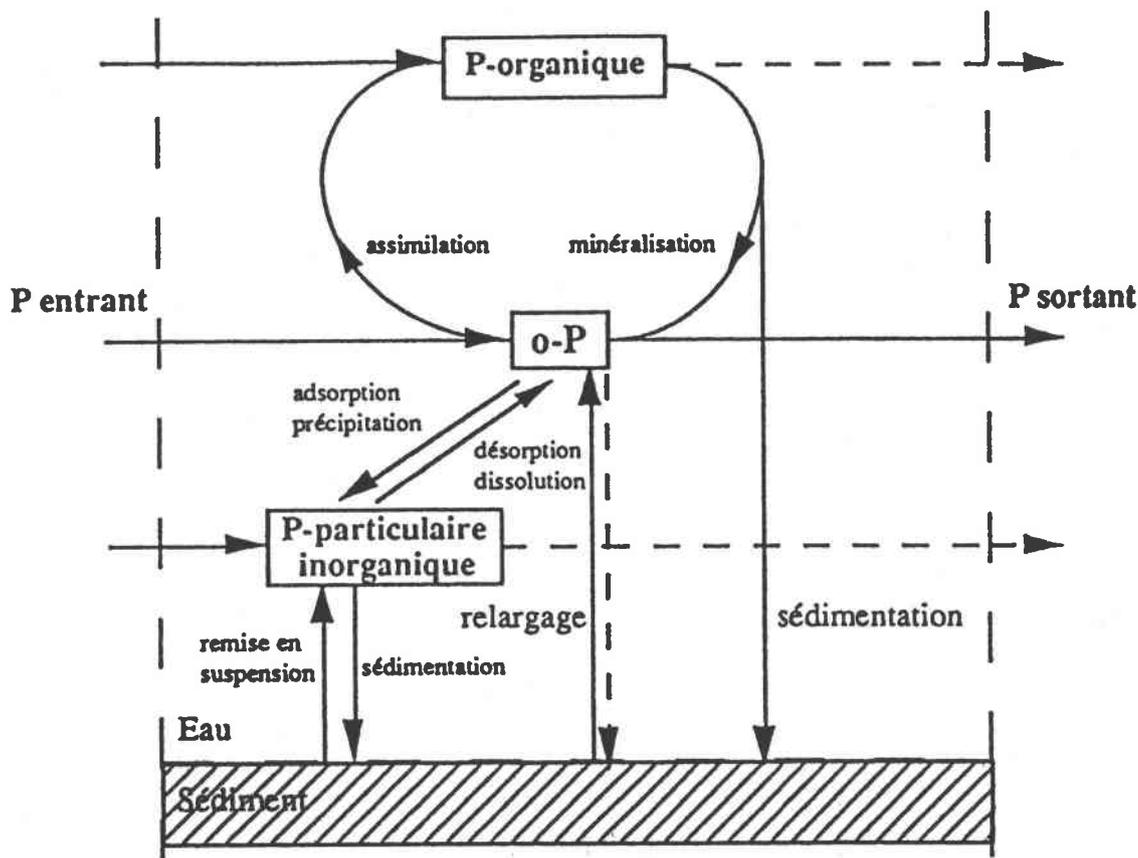


Fig. 7 : Cycle du phosphore dans un écosystème aquatique (d'après Moutin, 1992).

2.3.1 Formes du phosphore.

Relativement abondant dans la roche mère, il est cependant majoritairement présent sous des formes non assimilables par les végétaux.

En milieu aquatique, il est principalement présent sous forme :

- particulaire, lié à différents colloïdes ou cations ;
- soluble, en proportion beaucoup plus faible.

Sous chaque forme le phosphore est à la fois organique et minéral. Ce dernier représente une fraction plus mobile est généralement plus abondante que le phosphore organique (Syers et al., 1973 ; Logan, 1982). Boström et al. (1982) spécifient que seulement 15 à 50 % du phosphore des sédiments sont sous forme organique.

Le phosphore minéral des sédiments est généralement divisé en compartiments distincts qui sont :

- le phosphore minéral particulaire fixé, non biodisponible ;
- le phosphore minéral particulaire mobilisable, biodisponible ;
- le phosphore minéral dissous dans l'eau interstitielle.

La biodisponibilité du phosphore particulaire varie largement en fonction de la composition chimique des particules. La biodisponibilité peut être nulle avec du matériel détritique issu des berges (P apatitique) et plus biodisponible pour la fraction liée au fer ou à l'aluminium. La fraction organique est plus ou moins biodisponible en fonction de sa

composition chimique et des conditions de sa minéralisation. Le phosphore lié aux acides humiques et surtout celui des phytates paraît plutôt réfractaire (De Groot et Golterman, 1993). Des études récentes indiquent cependant un relargage possible en conditions anoxiques (Golterman et al., 1998).

Le phosphore minéral dissous dans l'eau interstitielle représente moins de 1 % du phosphore total (Boström et al., 1982 ; Labroue et al., 1995). La pluie de détritiques consécutive à une fleur d'eau entraîne des teneurs élevées à l'interface sédiment-eau. En général, les valeurs sont minimales en hiver (faible minéralisation de la matière organique) et maximales en été (activité microbienne et réduction de la couche oxydée près de la surface).

2.3.2 Adsorption et désorption.

Aux pH rencontrés dans les eaux de surface, le phosphore minéral est sous la forme d'ions H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} . On dose généralement la somme des deux formes exprimée en P-PO_4^{3-} .

En milieu aquatique, le phosphore soluble se retrouve au niveau de la masse d'eau, mais également dans l'eau interstitielle du sédiment (Despreaux, 1990). Le phosphore particulaire est stocké principalement dans les sédiments, et peut être transporté sous forme de matières en suspension. Son transfert dans les cours d'eau est fortement influencé par le régime hydrologique (Dorioz et al., 1989). Les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension peuvent perturber l'état d'équilibre entre phases dissoutes et particulaires, par modification des capacités d'adsorption et de désorption du sédiment (matière organique, argiles et carbonates de calcium). Cette capacité d'adsorption du phosphore est dépendante du potentiel d'oxydo-réduction et du pH (Despreaux, 1990).

La fixation du phosphore sous forme minérale particulaire dans les sédiments ainsi que son relargage vers l'eau superficielle sont contrôlés d'une part par l'adsorption des ions orthophosphates sur l'hydroxyde ferrique (goethite) $\text{Fe}(\text{OOH}) \approx \text{P}$ et la précipitation avec Ca^{2+} comme apatite $\text{CaCO}_3 \approx \text{P}$ (Golterman, 1998).

Le phosphore minéral de l'eau interstitielle est en équilibre dynamique avec le phosphore fixé sur les particules et les variations réciproques des teneurs des phases liquides et solides peuvent être décrites par les équations de Langmuir, de Freundlich ou apparentées (Olsen, 1964 ; Lijklema, 1977 ; Golterman, 1984 ; Golterman, 1998).

Puisque l'eau interstitielle est généralement plus riche en forme soluble que l'eau libre, il s'établit un flux de phosphore dissous des sédiments vers la colonne d'eau. Ce flux obéit globalement à la loi de diffusion de Fick mais à l'interface eau-sédiment les phénomènes se complexifient (Labroue et al., 1995). Si la couche superficielle des sédiments est oxydée, l'hydroxyde ferrique accumulé précipite le phosphore à l'interface. Si cette couche est réduite (conditions anoxiques), le phosphore déjà fixé est relargué, et le flux, bien supérieur, entraîne un enrichissement de la colonne d'eau (Labroue et al., *loc. cit.*).

L'enrichissement des eaux superficielles en phosphore peut également être la conséquence de la remise en suspension des sédiments du fond par le vent ou par bioturbation (Mainstone et al., 1993). Une large proportion de la charge interne des plans d'eau peu profonds peut être liée au mélange de l'eau interstitielle des sédiments riche en phosphore avec la colonne d'eau.

2.3.3 Production phytoplanctonique et macrophytique.

L'orthophosphate libre est la forme essentiellement absorbée par les algues pour leur production (Golterman, 1995 ; Labroue et al., 1995).

Les helophytes, disposant d'un réseau racinaire important, puisent leur phosphore essentiellement dans les sédiments (Mainstone et al., 1993 ; Labroue et al., *loc. cit.*).

Chez les hydrophytes, tous les organes participent à l'absorption mais proportionnellement aux concentrations, donc beaucoup plus dans les sédiments (Labroue et al., 1995). Cependant, Trémolière et Robach (1997) ont montré que l'Elodée puise préférentiellement les phosphates de l'eau. Mainstone et al. (1993) indiquent que *Ceratophyllum demersum* puise la totalité de son phosphore par les feuilles alors que *Potamogeton* sp. utilise les racines et les feuilles.

L'excrétion par les plantes est encore sujet à controverse. De Marte et Hartman (1974) ont démontré que le phosphore absorbé par les racines peut être transporté vers les feuilles et relargué par celles-ci, en particulier lorsque elles sont endommagées. Barko et Smart (1980) ont montré que le relargage de phosphore par *Egeria densa*, *Elodea nutallii* et *Myriophyllum spicatum* est principalement du à la dégénérescence des tissus bien qu'une excrétion puisse être effective.

Labroue et al. (1995) indiquent que le relargage par les parties vivantes est faible, au contraire des parties mortes dont 45 à 80 % du phosphore peut être lessivé en quelques jours. Comme les macrophytes immergés ont un taux de renouvellement important (la production peut atteindre trois fois la biomasse maximale), leur influence sur le phosphore biodisponible ne peut être négligée.

Les macrophytes puisent le phosphore des sédiments d'une part et, d'autre part, le rendent moins disponible en oxygénant le milieu par leurs racines. Inversement, l'accumulation de matière organique entraîne un abaissement du potentiel redox favorable à son relargage (Golterman, 1995). La première action domine dans les lacs oligotrophes, la seconde dans les lacs eutrophes (Labroue et al., 1995).

2.4 CYCLE DU CARBONE.

Issu des échanges avec l'atmosphère et de la dissolution des roches carbonatées, le CO₂ dissous dans l'eau est réduit par les micro-organismes photosynthétiques ou chimiosynthétiques pour former une multitude de composés organiques. Il est ensuite restitué, plus ou moins lentement selon la complexité des composés, au travers des processus de dégradation de la matière organique.

Une partie du carbone, réfractaire à la dégradation ou à taux de renouvellement très lent, s'accumule dans les sédiments sous des formes organiques ou minérales (Fig. 8).

2.4.1 Formes du carbone.

2.4.1.1 Carbone inorganique.

Les différentes formes du carbone inorganique présentes dans l'eau résultent à la fois de processus physiques (échanges avec l'atmosphère, dissolution, précipitation) et de processus biochimiques (production primaire, respiration). Le CO₂ est très soluble dans l'eau, s'hydrate pour former, par une réaction lente, de l'acide carbonique qui se dissocie en ions bicarbonates et carbonates en fonction du pH (Stumm et Morgan, 1981). Dans la plupart des écosystèmes limniques, le pH variant entre 6 et 9, le bicarbonate domine. L'acide carbonique attaque les

roches superficielles et en particulier la calcite. La forme de la réaction indique qu'une baisse de la teneur en CO_2 peut conduire à une précipitation du CaCO_3 tandis qu'une augmentation entraîne une dissolution supplémentaire de CaCO_3 . Il peut y avoir ainsi précipitation de calcite dans les couches supérieures de la colonne d'eau où l'activité photosynthétique provoque un déficit en CO_2 , cette calcite peut être redissoute à proximité des sédiments par l'excès de CO_2 dans les zones anoxiques.

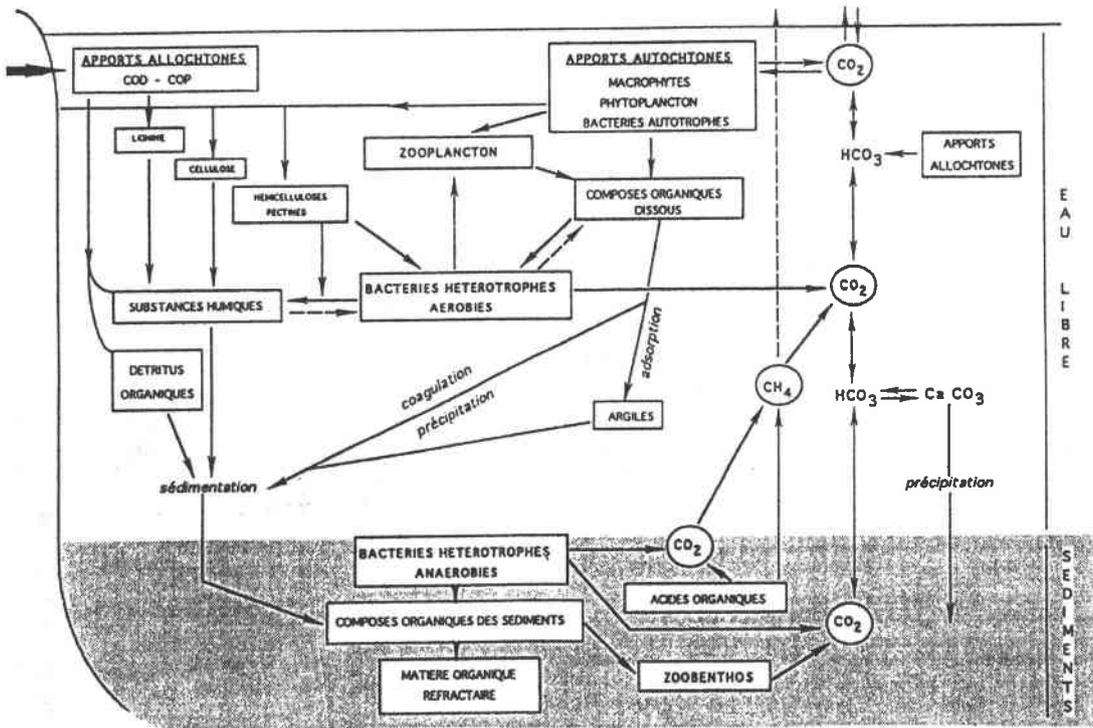


Fig. 8 : Voies, mécanismes et composants principales du cycle du carbone dans un plan d'eau (Garnier et Lavandier, 1995).

2.4.1.2 Carbone organique.

La plupart des écosystèmes lacustres étant de petits milieux caractérisés par des zones littorales étendues, les apports par les macrophytes peuvent être considérables (Wetzel, 1990).

La matière organique autochtone particulière comprend des organismes vivants, bactériens, animaux (zooplancton et zoobenthos) et végétaux (macrophytes, algues épiphytiques et planctoniques) mais aussi leurs formes à différents stades de dégradation. La fraction vivante ne représente généralement qu'un faible part du carbone organique total (Wetzel, 1983).

La fraction détritique, dissoute ou particulière, est soumise à la dégradation bactérienne dans la colonne d'eau ou au niveau des sédiments (Riemann et Søndergaard, 1986).

Si la production phytoplanctonique peut être rapidement et totalement consommée par le zooplancton, les tissus des plantes vasculaires sont surtout décomposés après leur mort au cours d'un cycle végétatif saisonnier, les végétaux immergés étant plus rapidement décomposés que les helophytes riches en éléments ligneux (Garnier et Lavandier, 1995).

Le stock de matière organique dissoute est alimenté par les produits intermédiaires de la décomposition microbienne et par les composés excrétés par les organismes (algues et macrophytes notamment) lors de leur croissance.

L'excrétion de matière organique par le phytoplancton varie, par exemple, dans une large gamme en fonction des conditions de l'environnement et de la physiologie des organismes, de 1 à 50 % du carbone total fixé par photosynthèse (Wood et al., 1992).

L'excrétion des végétaux fixés est du même ordre, estimée à environ 10 % du carbone total fixé par la photosynthèse (Wetzel, 1983).

Il est désormais bien connu qu'une fraction du stock en matière organique dissoute est rapidement assimilée par les bactéries hétérotrophes (matière organique excrétée en particulier), une fraction plus lentement biodégradable étant utilisée après hydrolyse enzymatique ; la fraction réfractaire participe peu au cycle du carbone (Garnier et Lavandier, 1995).

En milieux lacustres non anthropisés, la matière organique allochtone est apportée par l'eau de ruissellement. Quand le bassin versant est boisé et le lac de faible superficie en comparaison à celle du bassin, les feuilles en sont la source essentielle. Très souvent 80-90 % de cette matière arrive sous forme dissoute, mais le carbone organique particulaire allochtone peut être dominant dans certain bassin fortement érosifs. Plus ou moins transformée par la consommation animale et la dégradation microbienne lors de son transport, la matière organique allochtone est essentiellement de nature réfractaire, avec un ratio C/N (de l'ordre de 50 g.g⁻¹) nettement plus élevé que celui de la matière organique autochtone (C/N < 10 g.g⁻¹) (Wetzel, 1983).

La synthèse de matière organique à partir du CO₂ est assurée par les végétaux supérieurs, par les algues périphtiques et planctoniques, par les cyanobactéries et, dans une moindre mesure par les bactéries photo- et chimiosynthétiques mais aussi hétérotrophes.

La photosynthèse des végétaux et cyanobactéries est le processus majeur de synthèse de la matière organique. La productivité des ceintures végétales de macrophytes et algues périphtiques est très élevée : respectivement 1 500 à 4 500 et 50 à 100 g C.m⁻².an⁻¹ pour les végétaux émergés et immergés (Wetzel, 1983). Elle peut dépasser celle du phytoplancton qui peut atteindre 1500 g C.m⁻².an⁻¹ en milieu eutrophe.

Capable aussi d'utiliser le CO₂ pour leur biosynthèse, les bactéries autotrophes ont un rôle clé dans le cycle des éléments nutritifs. En anaérobiose, la méthanogénèse est un processus fondamental qui empêche l'accumulation de matière organique (Schlegel et Bowien, 1989). La photosynthèse bactérienne est souvent limitée, mais peut dans des conditions particulières être élevée et supérieure à la production primaire végétale (Pedos-Alio, 1990).

3 SITE D'ETUDE.

3.1 LE BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE LINDRE.

Le bassin versant de l'étang de Lindre (Fig. 9) dont la superficie est de 103 km² est remarquable de par la présence de zones humides variées (Moselle, 1994 ; PNR, 1999) (roselière, prairies humides, forêts hygrophiles, ...) ainsi que par sa richesse faunistique. La création de la majorité des étangs du bassin versant est antérieure au XX^{ème} siècle et l'exploitation piscicole de l'étang de Lindre est signalée dès 1418 (Richard, 1975).

3.2 GEOLOGIE.

(cartes géologiques B.R.G.M., à 1/50 000 de Château-Salins, Sarrebourg, Sarre-Union et Parroy).

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

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

X 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 la commune 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. Les replats bordant l'étang de Lindre 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. Ces éléments prédisposent les plans d'eau à une production piscicole de qualité (Billard et Marie, 1980).

3.3 CLIMATOLOGIE.

Le climat est de type tempéré, caractérisé par de fortes amplitudes thermiques annuelles (18°C) (Hirtz, 1984) et, est influencé par le climat lorrain. La pluviométrie annuelle est d'environ 800 mm et les vents dominants sont de direction Nord Nord-Est. Les précipitations mensuelles sont très variables d'une année à l'autre, il n'est alors pas possible de distinguer des variations saisonnières marquées sur une période de 30 ans à la station Météo France de Château-Salins localisée à 12 km au Nord-Ouest de Dieuze (Fig. 10).

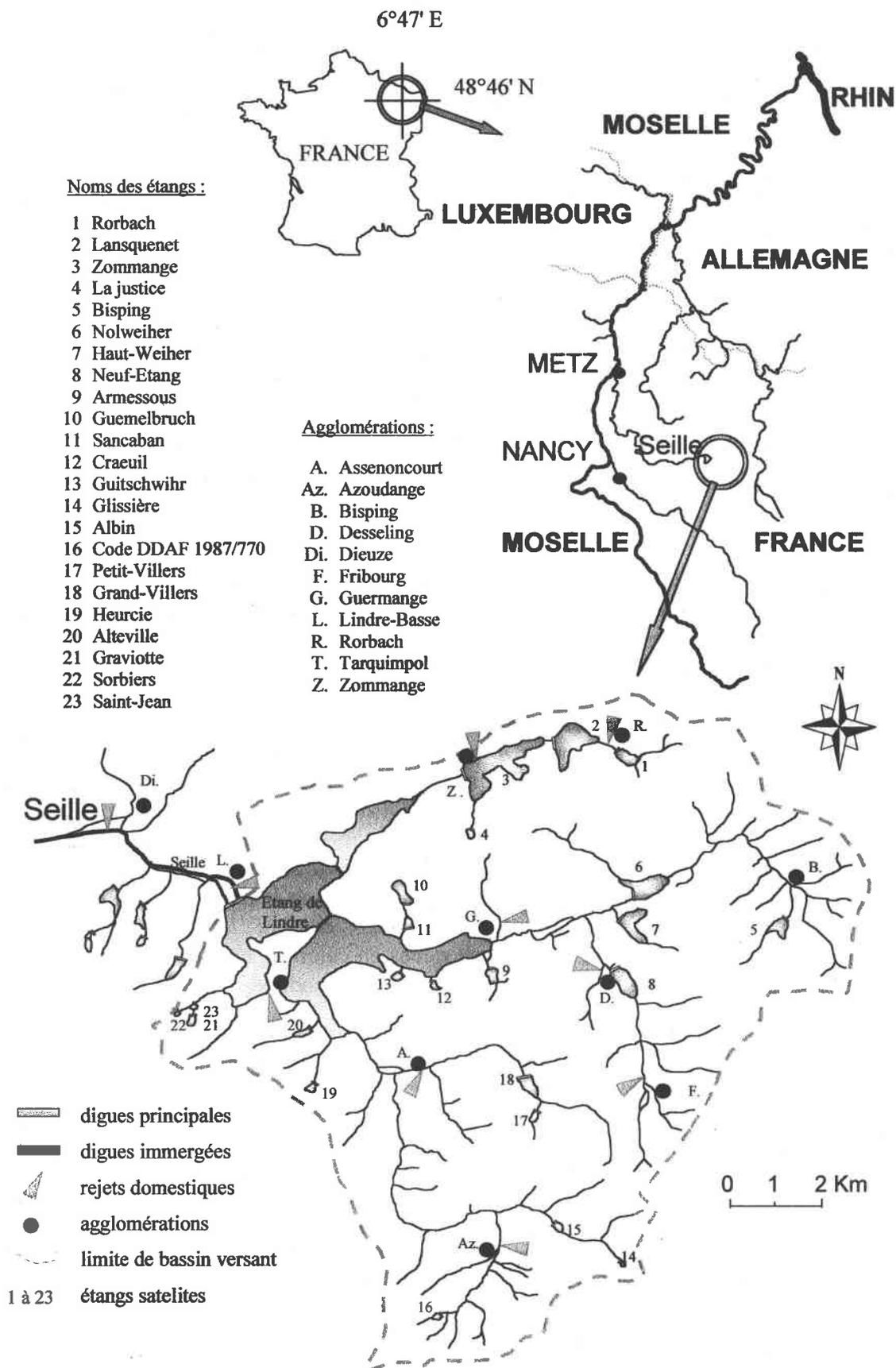


Fig. 9 : Carte du bassin versant de l'étang de Lindre (Moselle, France).

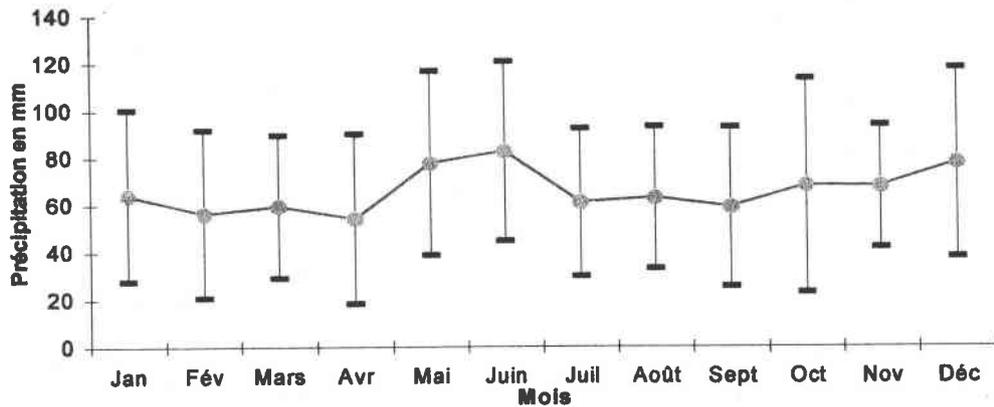


Fig. 10 : Pluviométrie mensuelle moyenne à Château-Salins (Période : 1971 à 1990) (données Agence de l'Eau Rhin-Meuse)

Les mois de mai et juin ainsi que décembre et janvier semblent cependant correspondre 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 nyctémérales moindres (Hirtz, 1984). Les données de précipitation moyenne de la station météorologique de Dieuze ne présentent pas de différences significatives avec celles relevées à Château-Salins, cependant certaines années, les précipitations à Dieuze diffèrent de près de 100 mm de celles relevées à Lindre-Basse (L'Hôte, 1967). Cette dernière station, distante d'environ 2,5 km de Dieuze, n'est plus en service actuellement.

3.4 TOPOGRAPHIE.

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 %.

3.5 PEDOLOGIE.

La nature des sols rencontrés est fortement dépendante de la géologie (Hirtz, 1984) ; il existe :

X des sols hydromorphes argileux sur les pentes des fonds de vallées.

La faible pente et l'imperméabilité, ne rendent les sols aptes à la culture que sous réserve de mise en place d'un drainage. Biens pourvus en Ca, Mg et P_2O_4 , ces sols connaissent cependant une mauvaise dégradation de la matière organique.

X des pélosols brunifiés et localement les sols bruns calci-magnésiques au niveau des pentes. La texture argileuse et la pente provoquent un ruissellement important et un bon ressuyage, mais leur faible épaisseur limite l'agriculture.

X des sols bruns lessivés hydromorphes sur les limons.

Leur nature très argileuse procure à ces sols un fort degré d'hydromorphie, ils sont généralement utilisés pour la sylviculture ou la culture prairiale.

X des sols hydromorphes peu évolués sur les alluvions récentes.

Malgré leur richesse en éléments fertilisants, ces sols majoritairement hydromorphes sont peu propices au développement des cultures.

3.6 OCCUPATION DES SOLS.

Les étangs occupent environ 8,5 % de la superficie totale du bassin versant. 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 agricoles (Tab. 5). Les terrains utilisés à des fins agricoles recouvrent environ 55 km² 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.

3.7 POPULATION, REJETS DOMESTIQUES ET AGRICOLES.

Le bassin versant de Lindre a une faible densité de population (12 habitants.km⁻²). Un réseau de collecte des effluents existe avec un pourcentage de raccordement variable selon les communes. Ces effluents sont cependant rejetés dans le milieu naturel sans traitement préalable, soit dans les ruisseaux, soit dans les étangs. Les effluents de la commune de Lindre-Basse sont rejetés quant à eux, hors bassin versant. La ruralité du bassin versant, entraîne d'importants rejets agricoles répartis sur l'ensemble du bassin (Tab. 4).

Tab. 4 : Rejets domestiques et agricoles sur le bassin versant de l'étang de Lindre. (Moselle, 1994).

Communes	rejets domestiques			rejets agricoles Eq. hab.	Total rejets en Eq. hab.
	raccordement au réseau	localisation des rejets	Eq. hab. dans le B.V.		
Assenoncourt	100 %	Ruisseau de Zebourg	141	> 10510	> 10 651
Azoudange	100 %	Ruisseau de la Boule	103	4 793	4 896
Desseling	100 %	Ruisseau du Petit étang	74	4 508	4 582
Fribourg	100 %	Ruisseau du Broche	167	7 166	7 333
Guermange	100 %	Etang de Lindre	115	6 523	6 638
Rorbach	100 %	Etang de Lansquenet	50	125	175
Tarquimpol	65 %	Etang de Lindre	76	2 900	2 976
Zommange	40 %	Etang de Zommange	37	1 092	1 129
Total			763	> 37 617	> 38 380

3.8 RESEAU HYDROGRAPHIQUE ET ETANGS.

3.8.1 Réseau hydrographique.

La présence de nombreux plans d'eau (Tab. 5) est liée à la nature argileuse du substratum. Les étangs du bassin versant sont tous de type barrage. Les dispositifs d'évacuation de l'eau sont constitués de moines à vanne (Fig. 3).

Tab. 5 : Caractéristiques et occupation des sols sur les bassins hydrographiques des étangs satellites.

Etangs	Communes	Surface bassin (km ²)	(ha)	Appartenance au département de la Moselle	Occupation des sols (%)			Longueur de drains (en m)
					Forêt	Bâtiment	Etang	
code DDAF : 1987/770	Maizières-Lès-Vic	0,66	1	Non	0	0	1,5	477
Albing	Fribourg	3,06	2	Non	28	1,6	0,7	1 959
Alteville	Tarquimpol	0,82	3	Non	66	0	3,7	953
Armessous	Guermange	1,13	7	Oui	63,2	0	6,2	711
Breuil	Belles-Forêts	2,55	7	Non	54,4	0	2,7	1 044
Craeuil	Assenoncourt	0,77	1	Non	27,1	0	1,3	403
Glissière	Lamguimberg	0,34	1	Non	25	5	2,9	0
Graviotte	Gelucourt	0,67	1	Non	75,1	0	1,5	231
Guemelbruch	Guermange	1,15	9	Oui	79,5	0	7,8	42
Guitschwihr	Assenoncourt	0,26	3	Oui	43,2	0	11,5	0
Haut-Weiher	Desseling	2,75	18	Non	30,7	0	6,5	1 288
Heurcie	Tarquimpol	0,28	1	Non	84	0	3,6	12
Justice	Guermange	0,47	1	Non	77,7	0	2,1	63
Lansquenet	Rorbach	5,85	34	Oui	68,7	1,2	5,8	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	1,2	15 923
Petit-Villers	Desseling	0,61	2	Oui	62	0	3,3	500
Rorbach	Rorbach	3,4	7	Oui	77,2	0,2	2,1	998
Sancaban	Guermange	1,62	6	Non	69	0	3,7	250
Sorbiers	Gelucourt	0,14	1	Non	95,8	0	7,1	0
S ^t Jean	Gelucourt	0,43	3	Non	65,4	0	7,0	22
Villers	Desseling	4,21	14	Oui	27	0	3,3	3 540
Zommange	Zommange	9,86	66	Oui	68,7	1,4	6,7	2 394

Huit de ces vingt-trois étangs ainsi que l'étang de Lindre sont la propriété du Conseil Général de la Moselle, leur gestion extensive 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.

3.8.2 L'étang de Lindre.

L'étang de Lindre se situe au Sud du département de la Moselle, à environ 70 km au Sud-Est de Metz (Fig. 9). Il appartient au Département de la Moselle depuis 1975 et a été par conséquent uniquement voué à la production piscicole et préservé de la pression touristique.

3.8.2.1 Morphométrie.

Lorsque le remplissage total de l'étang est rendu possible par les conditions météorologiques et que la cote légale est atteinte (211,53 m), celui-ci s'étend alors sur 620 hectares pour un volume estimé à près de 14 millions de m³ (CREUM, 1991). La profondeur maximale de l'étang atteint 4.9 m à l'amont proche de la digue principale et sa profondeur moyenne est estimée à 2,2 m. La forme de l'étang de Lindre est caractérisée par trois cornées: les cornées de Zommange située au Nord, Guermange à l'Est et d'Assenoncourt au Sud, qui contribuent à l'allongement de la ligne de rivage qui atteint 27 km (Moselle, 1994). Depuis 1987, deux digues immergées ont été construites dans le but de réaliser une rotation annuelle des pêches. La cornée de Zommange est entravée par la digue des Romains alors qu'une seconde digue ferme les cornées de Guermange et Assenoncourt, permettant la rétention sur environ 300 hectares des 2/3 de l'eau provenant du bassin versant (Fig. 9).

3.8.2.2 Alimentation.

L'alimentation de l'étang se fait principalement par le ruisseau du Speck, le gros ruisseau et le ruisseau de Zebourg qui se jettent respectivement dans les cornées de Zommange, Guermange et Assenoncourt (Fig. 9). D'autres réseaux hydrologiques, temporaires ou d'importance moindre, se jettent dans l'étang de Lindre et forment avec les précipitations directes un complément d'alimentation.

3.8.2.3 Restitution de l'eau.

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 importantes et que le niveau d'eau de l'étang est suffisant, ou par les vannes situées au niveau de la digue durant la période de pêche. En dehors de ces périodes, la totalité de l'eau restituée à la Seille transite par les bassins d'élevages situés à l'aval de la digue. Ces enclos sont alimentés par deux vannes de fond. Le ruisseau du déversoir converge à environ 700 m en aval de la digue avec le ruisseau charriant l'eau provenant des bassins d'élevages et des vannes, pour former une rivière unique, la Seille. De multiples affluents la rejoignent rapidement (Tab. 6). Ces divers affluents et la présence d'un barrage 3,2 km en aval de la digue de l'étang de Lindre ainsi que les rejets de la station d'épuration de Dieuze situées 3,25 km en aval de la digue, forment un ensemble de sources susceptibles de modifier les qualités physico-chimiques de la Seille à l'aval immédiat de l'étang.

Tab. 6 : Confluences en aval proche de l'étang de Lindre.

Distance à la digue	Affluents	Rive
700 m	Bras issus de l'étang d'Osterweiher	Gauche
1 250 m	Bras issus de l'étang d'Osterweiher	Gauche
1 900 m	Bras issus de : étang d'Osterweiher, Voite Etang, étang des Sœurs Grises, les Essarts et Les Etangs	Gauche
2 700 m	Verbach (Ruisseau de 11 km comprenant des rejets domestiques et différents étangs)	Droite
2 800 m	Bras du Spin (Ruisseau de 12,5 km)	Droite
4 000 m	Spin	Droite



Chapitre II

1 INTRODUCTION.

Les étangs de pisciculture extensive sont généralement perçus comme des milieux naturels. En fait, nombre d'entre eux résultent de la construction d'une digue sur un affluent initial. Par conséquent, les flux naturels d'eau et de matière peuvent être altérés par la présence de l'étang. Bien que leur vocation touristique se soit développée ces dernières années, l'objectif de ces étangs est la production de poisson qui, comme les autres productions animales, génère des déchets (Kestemont, 1995 ; Tucker et al., 1996). Bien que les étangs de pisciculture extensive et leur impact sur les rivières aient fait l'objet d'études moins nombreuses que les piscicultures intensives (Alabaster et al., 1972 ; Chua et al., 1989) ou que les grands réservoirs notamment hydroélectriques (Merle et al., 1994 ; Fergus, 1997), leur vidange est parfois considérée comme fortement préjudiciable pour le milieu récepteur. Le Louarn et Bertru (1991) rapportent lors des vidanges d'étangs, un colmatage des frayères ainsi qu'une modification des structures floristiques et faunistiques dans le ruisseau aval. Gigneux (1992) présente la vidange comme une phase critique du cycle d'exploitation et considère les étangs comme une source potentielle de nutriments et un facteur déterminant pour l'eutrophisation des rivières situées en aval.

Cependant, ces travaux ne mentionnent aucun résultat concernant les quantités de matière en suspension ou de nutriments exportés vers l'aval pendant la phase de vidange d'étangs extensifs dans lesquels aucun apport de fertilisant ou de nourriture n'est effectué.

D'autres auteurs indiquent que l'impact des vidanges est très restreint et de durée limitée à 2 à 3 jours par an (Marcel, 1996b). Ceci se justifie dans certaines régions françaises (Brenne, Dombes) où le réseau hydrographique permet aux étangs d'être vidés en cascade les uns dans les autres et de récupérer ainsi l'eau de vidange, l'étang le plus aval étant vidé le premier. L'impact de la vidange est encore plus restreint lorsque l'eau de vidange est déversée dans un bassin tampon de récupération dont dispose généralement les nouveaux complexes piscicoles (Marcel, 1996). Ce type d'infrastructure n'existe cependant que dans peu de piscicultures (Banas, 1997).

L'exportation de sédiments au cours de vidanges d'étangs de pisciculture intensive, dans lesquels des apports de nourriture artificielle sont réalisés, a été étudiée par différents auteurs (Boyd, 1978 ; Schwartz et Boyd, 1994). Les piscicultures semi-intensives, où le développement phytoplanctonique est accru à l'aide de fertilisants, ont également fait l'objet de recherches visant à réduire l'exportation de sédiment durant la phase de vidange (Szabo, 1994). Quant aux réservoirs hydroélectriques, ils doivent en France, être vidangés complètement tous les dix ans pour procéder à une inspection réglementaire des structures du barrage. Ainsi, de nombreuses études (Gosse, 1991 ; Merle et al., 1994) ont permis de décrire le déroulement de la phase de vidange et d'évaluer les quantités de matières exportées durant la vidange de ces milieux. Durant cette phase, la qualité de l'eau rejetée des barrages hydroélectriques doit être surveillée et doit respecter les concentrations limites en matières en suspensions et en nutriments spécifiées dans un décret officiel.

Bien que la superficie moyenne des étangs français soit comprise entre 1,7 et 10,1 ha selon la région géographique (Le Quere et Marcel, 1999), l'ensemble des étangs français représente une superficie totale estimée à 1400 km² (CREUM, 1997). La moitié de ces étangs est gérée extensivement (CREUM, *loc. cit.*). En France, la vidange des piscicultures extensives, n'a pas fait à ce jour l'objet d'étude spécifique. Seul un décret récent (décret n° 99-736 daté du 27 août 1999) limite les concentrations dans l'eau exportée des étangs piscicoles situés sur des ruisseaux de première catégorie à 1 g.L⁻¹ de matières en suspension totales au cours de la vidange.

Les répercussions du processus de vidange sur l'écosystème aval dépendent des quantités et de la qualité des sédiments exportés pendant cette phase. Nous avons ainsi évalué les quantités de sédiments et de nutriments exportés au cours de vidanges d'étangs de pisciculture extensive de superficie comprise entre 2 et 620 hectares. L'eau exportée au cours de cette étape du cycle d'exploitation piscicole a été analysée au cours de une à quatre vidanges successives selon l'étang étudié. Les conditions de vidanges peuvent être très variables selon les étangs mais aussi selon les années, la saison ou les conditions météorologiques. L'ensemble des 12 vidanges étudiées nous a permis d'observer certaines caractéristiques communes à tous les étangs mais aussi certaines spécificités liées à leur superficie et par conséquent à la durée de vidange.

Nous avons de plus estimé, au cours du reste de l'année, les flux de matières et de nutriments entrant et sortant de trois étangs dont les vidanges ont été suivies.

Cette étude a pour objectif d'une part, de retracer le développement d'une opération de vidange et d'autre part, d'évaluer les quantités de particules et de nutriments exportées au cours de cette phase en considérant les variations liées aux conditions climatiques et aux pratiques piscicoles. L'établissement de bilans entrée-sortie de matières est réalisé afin d'évaluer l'importance relative des différentes phases du cycle d'exploitation dans les phénomènes de rétention ou d'exportation de matières et de nutriments.

2 ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE.

2.1 APPORTS ET EXPORTATIONS D'EAU ET DE MATIERE VERS LE PLAN D'EAU.

2.1.1 Bilan hydrique d'un plan d'eau.

L'hydrologie des systèmes lacustres dépend du climat local, du rapport de surfaces (A_d/A_o) entre le bassin versant et le plan d'eau ainsi que de la morphologie de la cuvette lacustre.

Le bilan hydrique et le temps de séjour ($\tau\omega$) de l'eau conditionnent largement le recyclage des nutriments et la sédimentation des particules (Meybeck, 1995).

Le temps de séjour moyen des eaux d'un plan d'eau se calcule selon la formule suivante :

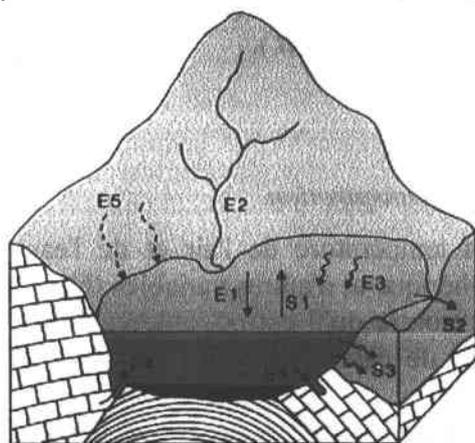
$$\tau\omega = V/\Sigma E_i = \Sigma S_i \quad \text{avec} \quad V : \text{volume du plan d'eau}$$

et ΣE_i : somme des Entrées ou ΣS_i : somme des sorties

Les termes du bilan hydrique ainsi que les principaux apports (Entrées) et exportations (Sorties) d'eau sont présentés sur la Fig. 11.

Les apports d'eau liés à la présence de sources sous-lacustres (E4) sont spécifiques d'une géologie particulière telle qu'en présence de Karst (Meybeck, *loc. cit.*). Il en est de même pour les sorties par pertes souterraines (S4). Seuls les systèmes lacustres de faible taille et de rapport $A_d/A_o < 3$ reçoivent une contribution importante par ruissellement direct (Meybeck, *loc. cit.*). Dans la plupart des cas, les lacs reçoivent un ou plusieurs tributaires (E2) dont le régime est essentiellement fonction du climat et de l'altitude. La variabilité des débits d'une année sur l'autre est très diverse. Chaque fois que le bassin versant est nettement plus développé que le plan d'eau, les apports du bassin versant sont nettement plus élevés que les apports par précipitations directes (E1). Les apports souterrains (E3 et E4) ne sont importants qu'en milieu karstique et en lacs phréatiques qui résultent de l'ennoiement d'une cuvette par la remontée des nappes superficielles.

Pour la plupart des plans d'eau dotés d'un exutoire de surface, les sorties par évaporations (S1) sont un terme secondaire du bilan hydrique.



Entrées :

- E1 : précipitations atmosphériques directes;
- E2 : tributaires;
- E3 : apports d'eau souterraine diffus;
- E4 : sources sous-lacustres;
- E5 : ruissellement direct.

Sorties :

- S1 : évaporation et évapotranspiration;
- S2 : exutoire
- S3 : infiltrations
- S4 : pertes souterraines ponctuelles

Fig. 11 : Schéma du bilan hydrique d'un système lacustre (d'après Meybeck, 1995).

L'équation générale du bilan hydrique traduit, hors variations de volume du plan d'eau, une égalité entre les entrées et les sorties :

$$\text{Entrées} = \text{Sorties} \pm \text{variation du volume}$$

Selon Meybeck (1995), L'équation totale du bilan hydrique lacustre entre deux périodes s'écrit :

$$E1 + E2 + E3 + E4 + E5 = S1 + S2 + S3 + S4 + \Delta V$$

avec ΔV : variation de volume du plan d'eau entre les deux périodes du bilan.

ΔV est généralement choisi sur une année, mais parfois moins pour les lacs à court temps de séjour. Les seiches ou variations du niveau du plan d'eau sous l'effet d'une dépression provoquent des fluctuations rapides (quelques heures) de la hauteur d'eau. Dans les petits et moyens lacs, elles n'excèdent généralement pas quelques décimètres (Meybeck, *loc. cit.*).

Sur substrat non karstique et pour des plans d'eau de rapport A_d/A_o important, un bilan hydrique approximatif peut alors être dressée selon l'équation simple suivante : $E2 = S2 + \Delta V$

Ce type de bilan hydrique est le plus répandu, il est de type "fluvial" et correspond à la prédominance des apports et des sorties par les tributaires et émissaires superficiels (Meybeck, 1995).

En étang de pisciculture, des entrées ou des sorties régulées peuvent s'ajouter au bilan hydrique (Boyd et Gross, 1998). Les entrées peuvent être liées à un pompage dans un bassin complémentaire ou dans une nappe ou à la dérivation d'un ruisseau durant une certaine période de l'année. Les sorties peuvent s'effectuer sous forme de pompage ou plus couramment par une vanne située dans la digue au cours des phases de vidange.

Si les apports excèdent les sorties ($\sum E_i > \sum S_i$), le niveau du plan d'eau montera et il en résultera un accroissement de la charge hydraulique sur le seuil de sortie ou sur les pertes sous-lacustres, et donc une augmentation du débit de sortie jusqu'à ce qu'un équilibre soit trouvé. Inversement si $\sum E_i < \sum S_i$, le niveau du plan d'eau baissera, laissant parfois à sec le seuil de l'exutoire.

Dans le cas le plus courant d'un plan d'eau avec une sortie aérienne, plusieurs tributaires, et des échanges restreints avec les eaux souterraines, τ_o se calcul généralement en jaugeant l'exutoire et en estimant l'évaporation du plan d'eau (Meybeck, *loc. cit.*).

2.1.2 Evaporation.

2.1.2.1 Mode d'estimation de l'évaporation et de l'évapotranspiration.

L'évaporation d'une surface en eau dépend de la température de l'air et de l'eau, de l'humidité, de la vitesse du vent, de la pression atmosphérique et d'autres variables (Condie et Webster, 1997 ; Boyd et Gross, 1998). Boyd (1985) montre qu'il est possible en étang, en absence de nombreuses informations météorologiques, de calculer l'évaporation mensuelle (E_m) à partir de l'équation simple suivante :

$$E_m = 9,94 + 5,039 T_m \quad \text{avec } T_m : \text{température moyenne mensuelle de l'eau.}$$

Hounam (1973) indique qu'une bonne approximation de l'évaporation en lac peut être obtenue en multipliant par un facteur correctif $F = 0,7$ l'évaporation estimée à partir d'un

plateau d'évaporation Class A ($\varnothing = 120$ cm, profondeur = 25 cm) couramment utilisé aux USA. Boyd (1985) obtient de meilleurs résultats avec un facteur $F = 0,8$.

En condition de disponibilité en eau non limitée, la capacité d'évapotranspiration présente une limite maximum, appelée évapotranspiration potentielle (ETP), qui peut être approchée directement à l'aide de ce type de bac rempli d'eau dont on mesure la variation du niveau au cours du temps (Benjoudi et De Marsily, 2000). En présence de station météorologique, l'ETP peut être calculée par diverses formules dont celle de Thornthwaite qui constitue la plus simple car basée sur la seule température moyenne de l'air. La formule de Penman est quant à elle la plus complète et demande des informations disponibles que sur des stations météorologiques complètes.

2.1.2.2 Evaporation et évapotranspiration moyenne en étang

Le Louarn et Bertru (1991) comparant l'évapotranspiration en étang à une même surface en végétation indiquent que les variations sont fonction du climat et de l'environnement immédiat. Lutun (1979) note dans l'Orne un déficit estival de $8,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en étang alors que Palisson (1974) n'observe pas de différence dans les Vosges. Marcel (1996) estime que l'évaporation incluant l'évapotranspiration liée à la présence de végétaux conduit à une perte de 0,82 à 0,96 mm d'eau par jour en moyenne sur l'année répartis respectivement en 1,4 ; 1,5 ; 1,7 ; 1,8 ; 2,0 et 2,0 $\text{mm} \cdot \text{j}^{-1}$ pour les mois d'avril à septembre. Schlumberger (1998) précise que l'évaporation moyenne sur l'année est d'environ $1,6 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ dans le nord de la France et atteint $4,1 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ dans le sud. Huet (1970) indique qu'il est prudent de prendre en compte une perte d'eau de $4,3 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ afin d'alimenter en eau les étangs de pisciculture.

Cette perte d'eau est d'autant plus importante que l'étang est couvert de macrophytes (Schlumberger, *loc. cit.*). Benjoudi et De Marsily (2000) indiquent cependant que l'augmentation de la perte en eau liée à la présence de macrophytes n'a pas été démontrée à ce jour et que les études sur ce sujet sont contradictoires, signalant une diminution de l'évapotranspiration atteignant jusqu'à 40 % de moins qu'un plan d'eau libre ou un accroissement atteignant 80 %. Ils estiment cependant qu'en France, l'évapotranspiration conduit à un déficit en eau de 1,4 à $2,7 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ en moyenne sur l'année, en zones humides colonisées par les helophytes. L'augmentation du déficit en eau lié à l'évapotranspiration est maximale en présence d'helophytes (Testard, 1995) et peut atteindre six à sept fois celle de l'évaporation d'une surface d'eau libre soit 5 à $10 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ durant la période estivale (Rychnovska, 1978). Sous climat méditerranéen, des valeurs de 7 à $10 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ peuvent être atteintes en été et tomber à moins de $0,1 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ en hiver. Fermor et al. (1999) indiquent que l'estimation de l'évapotranspiration de végétation helophytique est surestimée lors de nombreuses études par la réalisation d'expérimentations ponctuelles. Ces auteurs observent au cours de quatre années d'études, une évapotranspiration mensuelle maximale de $6,3 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ pour *Phragmites australis* et des moyennes de 3,24 et $4,01 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$ durant la période de croissance, sur deux sites en Grande-Bretagne.

La transpiration des végétaux présente cependant quelques différences d'une espèce à l'autre mais elle varie surtout avec le stade de développement et l'âge des végétaux, en particulier dans le cas des espèces ligneuses (De Marsily, 1981 ; De Marsily, 1986 ; Calvet, 1988).

2.1.3 Fuites.

Boyd et Gross (1998) estiment à 5 à 6 mm.j⁻¹ les fuites en étang piscicole correctement construit. Boyd (1986) caractérise les fuites en quatre catégories : faibles (0-5 mm.j⁻¹), modérées (5-10 mm.j⁻¹), élevées (10-15 mm.j⁻¹) et extrêmes (> 15 mm.j⁻¹).

Les infiltrations les plus élevées sont associées aux sols sableux (Boyd et Gross, 1998). Le taux d'infiltration dépend de la nature du substrat et est estimé à 3-6 mm.j⁻¹ en sols de type limon-sableux, 2-3 mm.j⁻¹ sur limons, 1-2 mm.j⁻¹ sur limon-argileux et moindre (≤ 1 mm.j⁻¹) sur argiles (Marcel, 1996). Les pertes liées aux fuites en étang disposé sur sols limoneux-argileux ne sont jamais supérieures à 2,5 mm.j⁻¹ sauf en cas de mauvaise construction de la digue ou de la cuvette (Yoo et Boyd, 1994).

Marcel (1996) estime entre 0,5 et 0,7 mm.j⁻¹ les pertes en étang correctement aménagé.

Les pertes d'eau liées aux fuites s'amointrissent avec le temps. Les étangs anciens sont par conséquent peu exposés aux pertes par ce processus suite à une augmentation de l'étanchéité du fond engendrée par le dépôt de particules au cours des années de mise en eau (Marcel, 1996 ; Boyd et Gross, 1998). L'incorporation de matière organique aux sédiments du fond accroît davantage l'étanchéité du fond et l'épandage de MO permet de réduire notablement les pertes d'eau (Yoo et Boyd, 1994 ; Marcel, 1996 ; Boyd et Gross, 1998).

2.2 PHASE DE VIDANGE.

La vidange d'un étang ou d'une retenue conduit :

- à exporter vers l'aval en un temps très court (quelques jours) l'eau stockée dans la retenue ainsi qu'une fraction des sédiments accumulés pendant quelques mois ou plusieurs décennies sous forme de vases plus ou moins compactes, d'où une pollution vers l'aval ;
- à supprimer temporairement l'écosystème lentique formé par le stockage de l'eau pour revenir à l'écoulement initial, bien que la nature et le substrat du talweg puissent être modifiés.

Tous les ans, plus de 90 000 ha d'étangs sont vidangés en France (83 % des surfaces exploitées) dont 4 800 ha en Lorraine (67 % des surfaces exploitées) (Le Quere et Marcel, 1999). Sur le seul bassin versant de l'étang de Lindre (Moselle), près de 850 ha d'étangs sont vidangés généralement chaque année (Banas, 1997).

En France, la vidange des piscicultures extensives, n'a pas fait à ce jour l'objet d'étude spécifique. L'exportation de sédiments et de nutriments au cours de vidanges d'étangs de piscicultures intensives, dans lesquels des apports de nourriture artificielle sont réalisés, a été étudiée par différents auteurs aux USA (Boyd, 1978 ; Schwartz et Boyd, 1994). Les piscicultures semi-intensives, où le développement phytoplanctonique est accru à l'aide de fertilisants, ont également fait l'objet de recherches en Hongrie dans l'objectif de réduire l'exportation de sédiment durant la phase de vidange (Szabo, 1994). Quant aux réservoirs hydroélectriques, ils doivent en France, être vidangés complètement tous les dix ans pour procéder à une inspection réglementaire des structures du barrage.

Depuis 1973 aux USA, le gouvernement exige un permis pour chaque industrie afin d'autoriser de relâcher de l'eau dans un cours d'eau (National Pollutant Discharge Elimination

System). L'aquaculture, qui était considérée comme une industrie de trop faible importance pour avoir une répercussion notable sur la qualité des eaux superficielles, ne subissait que rarement les contraintes liées à cette demande d'autorisation dans la plupart des Etats-Unis (Schwartz et Boyd, 1994). Cependant, l'Agence pour la Protection de l'Environnement (U.S. Environmental Protection Agency : USEPA), focalisée sur l'exploitation piscicole de salmonidés, a alors restreint à $3,3 \text{ mL.L}^{-1}$ la charge en particules sédimentables dans l'eau évacuée au cours de vidange d'étangs (Boyd, 1978). Plusieurs études ont alors été menées afin de faire le point sur les effluents d'aquaculture de cyprinidés (Tackett, 1974 ; Boyd, 1978). L'accroissement du nombre de piscicultures et l'objectif grandissant de limiter l'impact humain sur la qualité des eaux superficielles ont conduit à un regain d'intérêt pour l'impact des piscicultures sur les rivières.

En Hongrie, dans le cadre du programme de gestion des ressources en eau et de la taxe appliquée aux pollueurs (Government order No. 3/1984.II.7.), la demande du gouvernement d'estimer les répercussions des rejets d'eau au cours de la vidange a conduit au développement de nouveaux programmes de recherches (Szabo, 1994).

En Allemagne, dans le cadre de la loi sur l'eau allemande (WHG), quelques rares études de la qualité d'eau d'étangs de pisciculture ont relancé le débat sur l'impact de l'aquaculture sur le milieu récepteur (Knosche et al., 1998).

2.2.1 Réglementation des vidanges en France.

En France, l'action de vidange rentre dans le cadre législatif d'applications de divers décrets et lois :

- la circulaire interministérielle 70-15 du 14 août 1970 impose sur les barrages de hauteur supérieure à 20 m, la visite décennale des parties habituellement noyées des ouvrages, et donc le plus souvent une vidange ;
- la loi pêche (article 434 devenu L-232-9 du code rural) 1984 spécifie que les vidanges des plans d'eau sont soumises à l'autorisation du Préfet ;
- la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 prévoit à l'article 10, que toutes les opérations qui affectent les ressources en eau sont soumises à autorisation ou à déclaration. Elle précise, à l'article 22, que lorsque l'opération a été autorisée par arrêté, les sanctions pénales ne sont pas appliquées si les prescriptions de cet arrêté sont respectées. Cependant la responsabilité pénale prévue par la loi pêche reste engagée en cas de dommage à la vie piscicole ;
- les décrets 93-742 et 93-743 du 29 mars 1993 (application de l'article 10 de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992) indiquent la procédure pour la délivrance des autorisations préfectorales de vidange et précisent la nomenclature des opérations soumises à autorisation ;
- le décret 99-736 du 27 août 1999 modifie le décret 93-743 du 29 mars 1993 et indique que les vidanges périodiques d'étangs piscicoles qui sont venues à être soumises à autorisation ou à déclaration sont considérées comme des activités légalement exercées si la dernière vidange est intervenue postérieurement au 1^{er} janvier 1996.

Ne sont pas concernés par cette disposition :

- les enclos piscicoles ou pisciculture légalement installés par arrêté préfectoral ou ayant fait l'objet d'une procédure de régulation ;
- les piscicultures créées en vertu d'un droit fondé en titre (créées avant le 15 avril 1999) ou sur titre comportant le droit d'intercepter la libre circulation du poisson.

Sont donc concernés :

- les eaux closes ;
- les étangs piscicoles qui n'ont jamais fait l'objet de procédure de régularisation.

L'article L. 236 du Code rural prévoit que les piscicultures régulièrement installées ne sont pas soumises à autorisation. L'article L. 237 dispose que certains plans d'eau, ceux antérieurs à 1829, ceux fondés en titre et enfin ceux bénéficiant d'une autorisation ou d'une concession ne sont pas non plus soumis à une autorisation de vidange.

Ce décret précise que durant les vidanges, les eaux rejetées dans le cours d'eau ne devront pas dépasser les valeurs moyennes sur deux heures de 1 g.L^{-1} de MES et 2 mg.L^{-1} de NH_4^+ et que les teneurs en O_2 dissous ne devront pas être inférieures à 3 mg.L^{-1} .

2.2.2 Etat des connaissances sur la vidange d'étangs piscicoles.

2.2.2.1 Vidanges d'étangs à poissons-chats (*Ictalurus punctatus*).

L'élevage de poissons-chats aux Etats-Unis représente 65 000 ha d'étangs. Cet élevage est cependant plus comparable à l'élevage intensif de poisson qu'à une production de type extensif. La production piscicole atteint couramment $5\ 000$ à $6\ 000 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en masse fraîche soit $1\ 250$ à $1\ 500 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en poids sec (Schwartz et Boyd, 1994), ce qui représente une production jusqu'à 40 fois plus forte que celle généralement observée en étang de pisciculture extensive (Le Quere et Marcel, 1999). L'exploitation des étangs à poissons-chats nécessite des apports de nourriture artificielle compris entre $6\ 750$ à $10\ 500 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en masse sèche. Selon le propriétaire des étangs, ceux-ci sont vidangés avec une fréquence moyenne de un à huit ans.

Qualité de l'eau exportée durant les deux étapes de la vidange.

La vidange d'un étang comprend en général deux étapes. La première consiste à évacuer peu à peu la plus grande partie de l'eau afin de faire baisser fortement le niveau de l'étang. Au cours de la seconde, une fois mis en place le dispositif de récupération des poissons, le reste de l'eau est très rapidement évacué (Le Louarn et Bertru, 1991). Boyd (1978) précise qu'environ 95 % de l'eau de l'étang sont évacués au cours de la première étape.

Boyd (1978) observe lors de l'étude de huit étangs de superficies comprises entre 0,53 et 5,02 ha des différences importantes de la qualité de l'eau exportée au cours de ces deux étapes (Tab. 7). Excepté pour les nitrates, l'ensemble des paramètres présente des concentrations dans l'eau plus importantes au cours de la seconde étape de la vidange.

Tab. 7 : Qualité de l'eau exportée durant la vidange de huit étangs à poissons-chats (Boyd, 1978).

	1 ^{ère} étape (Evacuation de l'eau)	2 nd étape (Pêche)
	n=57	n=12
Matière sédimentable (mL.L^{-1})	$0,08 \pm 0,06$	$28,5 \pm 19,7$
MES (mg.L^{-1})	8*	2 850*
N-Ntot (mg.L^{-1})	$0,98 \pm 0,3$	$2,34 \pm 0,62$
P-Ptot (mg.L^{-1})	$0,11 \pm 0,02$	$0,49 \pm 0,34$
N- NO_3^- (mg.L^{-1})	$0,16 \pm 0,02$	$0,14 \pm 0,04$
P de o-P (mg.L^{-1})	16 ± 6	59 ± 23
DBO ₅ (mg.L^{-1})	$4,31 \pm 0,38$	$28,9 \pm 17,9$
DCO (mg.L^{-1})	$30,2 \pm 3,7$	342 ± 213

(*)calcul à partir d'une teneur en matière sèche de 10 % des particules sédimentables (Boyd, 1978)

Le seuil limite instantané de $3,3 \text{ mL.L}^{-1}$ de matière sédimentable déterminé par l'USEPA n'est jamais dépassé au cours de l'étape d'évacuation alors que dix des douze mesures effectuées au cours de la pêche sont supérieures à ce seuil. Selon les données présentées par Boyd (1978), ce seuil de $3,3 \text{ mL.L}^{-1}$ de matière sédimentable correspond pour les étangs étudiés, à une concentration maximale instantanée en MES de l'ordre de $0,33 \text{ g.L}^{-1}$. Au cours de la première étape, seuls 5 des 57 échantillons présentent des concentrations en matière sédimentable supérieures à $0,2 \text{ mL.L}^{-1}$. L'une de ces valeurs intervient immédiatement après ouverture de la vanne, les quatre autres en période de précipitation, quand le ruissellement est susceptible d'éroder le fond de l'étang (Boyd, 1978).

Durant l'étape d'évacuation de l'eau, les concentrations en phosphore dissous (P de o-P) et phosphore total (P-Ptot) augmentent dans les effluents par la mise en suspension des sédiments, par bioturbation sous l'activité des poissons et dilution des produits d'excrétion dans un volume d'eau réduit. Le taux du N-NH_4^+ s'accroît également à la suite de l'augmentation du métabolisme des poissons. Des concentrations supérieures à $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ sont observées dans l'ensemble des étangs, sans présenter de risque toxique pour la vie piscicole car le pH est inférieur à 7,5 et le taux de forme ammoniacale non ionisée reste par conséquent faible. Aucune évolution notable des concentrations en N-NO_3^- n'est observée au cours de l'ensemble de la vidange.

Les études statistiques sur qualité de l'eau exportée au cours de la vidange indiquent que les concentrations en matière sédimentable, phosphore total (Ptot), azote total (Ntot), les Demande Biologique en Oxygène (DBO) et Demande Chimique en Oxygène (DCO) au cours de l'ensemble de la vidange ainsi que les concentrations en P de o-P au cours des dernières heures, sont significativement supérieures à celles observées en ruisseau non perturbé situé à proximité des étangs étudiés (Boyd, 1978).

Schwartz et Boyd (1994) observent au cours de la vidange de trois étangs des concentrations en N-NO_2^- , N-Nkj ainsi qu'une DBO relativement constantes durant l'étape d'évacuation et respectivement inférieures à $0,035 \text{ mg.L}^{-1}$, 5 mg.L^{-1} et 10 mg.L^{-1} durant cette étape. Au cours de la pêche, elles atteignent respectivement $0,007 \text{ mg.L}^{-1}$, 137 mg.L^{-1} et 296 mg.L^{-1} . Les matières sédimentables sont présentes dans l'eau à des concentrations faibles au cours de l'étape d'évacuation mais atteignent 60 mL.L^{-1} au cours de la pêche.

Les concentrations en N-NH_4^+ , P de o-P et P-Ptot augmentent progressivement au cours de l'évacuation. Ces éléments présentaient respectivement des concentrations inférieures à $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ et $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ durant les premières 48 heures, des concentrations de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ et $0,4$ avant la pêche et des pics à $1,4 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,16 \text{ mg.L}^{-1}$ et $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$ durant la pêche.

Les concentrations en nitrates, bien que fluctuant entre $0,05$ et $0,80 \text{ mg.L}^{-1}$, ne présentent pas de tendance à l'augmentation au cours de la vidange.

Flux d'éléments exportés au cours des deux étapes de la vidange.

Les concentrations importantes des divers paramètres engendrent, au cours de l'étape de pêche, une exportation en un laps de temps très court (Tab. 8).

Tab. 8 : Volume d'eau et masses de divers éléments exportés au cours de la vidange d'un étang hypothétique de 1 ha et 1,75 m de profondeur moyenne (Boyd, 1978).

	Etape d'évacuation exportation .ha ⁻¹	Pêche exports .ha ⁻¹	Exports Totaux .ha ⁻¹	Exportations durant la pêche en % des exportations totales
Eau (m ³)	16 625	875	17 500	5,0
Matière sédimentable (kg)	133	2 495	2 628	94,9
P-Ptot (kg)	1,82	0,42	2,24	18,8
P de o-P (kg)	0,26	0,52	0,78	66,7
N-NO ₃ ⁻ (kg)	2,66	0,12	2,78	4,3
N-NH ₄ ⁺ (kg)	16,3	2,05	18,8	11,2
DBO ₅ (kg O ₂)	71,6	25,2	96,8	26,0
DCO (kg O ₂)	502	299	801	37,3

Rôle de la durée de la pêche (étape 2).

Au cours de la vidange de trois étangs de superficie comprise entre 0,92 et 1,32 ha, Schwartz et Boyd (1994) observent que la durée de la pêche, variant de un à quatre jours, peut avoir une influence conséquente sur les masses de nutriments et de matière exportées durant la vidange. Au commencement de l'étape de pêche, le volume d'eau restant dans les étangs représentait respectivement 15, 22 et 35 % du volume total des étangs pêchés en un, deux et quatre jours. L'exportation de matière au cours de ces vidanges est estimée respectivement à 2,9 ; 8,9 et 16,3 t.ha⁻¹ (Tab. 9). Environ 50 % du N-Ntot, du P-Ptot et de la DBO₅ sont exportés avec les 15-20 % de l'eau déversée en fin de vidange alors que 50 % des MES sont exportés avec les derniers 5 % d'eau.

Tab. 9 : Volume d'eau et masses de divers éléments exportés au cours de la vidange de trois étangs (Schwartz et Boyd, 1994).

	Etang 1	Etang 2	Etang 3	Moyenne
Durée de la pêche	1 j	2 j	4 j	
Eau (m ³ .ha ⁻¹)	17 300	13 700	14 400	15 133
Matière sédimentable (kg.ha ⁻¹)	2 867	8 919	16 300	9 362
N-Nkj (kg.ha ⁻¹)	46,6	57,6	129,3	77,8
P-Ptot (kg.ha ⁻¹)	3,05	2,86	3,77	3,23
N-NO ₃ ⁻ (kg.ha ⁻¹)	3,27	3,24	5,35	3,95
N-NH ₄ ⁺ (kg.ha ⁻¹)	1,75	3,47	3,62	2,95
P de o-P (kg.ha ⁻¹)	0,12	0,09	0,29	0,17
DBO ₅ (kg O ₂ .ha ⁻¹)	120,9	127,4	243,8	164,1

Afin de limiter l'exportation de divers éléments vers le milieu récepteur au cours de la vidange, Schwartz et Boyd (1994) recommandent de pêcher l'étang le plus rapidement possible. Boyd (1978) suggère de ne pas rejeter l'eau de la pêche dans le milieu aval et de réduire ainsi de près de 95 % l'exportation de matière au cours de la vidange. Cette dernière mesure est également préconisée par Schwartz et Boyd (1994). Ces auteurs précisent cependant que cela n'est pas systématiquement réalisable selon l'étang vidangé et les conditions météorologiques. Schwartz et Boyd (1994) proposent également de déverser l'eau dans un bassin de décantation.

A la vue de la qualité de l'eau et des paramètres étudiés, l'exportation des effluents au cours de l'étape d'évacuation ne semble pas poser de problèmes de toxicité pour l'écosystème récepteur (Schwartz et Boyd, 1994).

2.2.2.2 Vidanges d'étangs de production de Carpe (*Cyprinus carpio* L.).

Qualité de l'eau exportée au cours des vidanges.

Szabo (1994) calcule les concentrations minimales, moyennes et maximales de divers éléments étudiés durant les vidanges d'étangs de production intensive de carpes (Tab. 10). Ces résultats sont basés sur 19 années de données du Laboratoire de la Protection de l'Environnement de Pecs (Hongrie). Les étangs étudiés appartiennent tous au bassin versant du lac Balaton. Le nombre de prélèvements réalisés lors de chaque vidange n'est pas précisé. Les moyennes sont calculées sur une base de plus d'une centaine d'analyses.

Tab. 10 : Minima, moyenne et maxima des concentrations moyennes de divers éléments dans l'eau exportée lors de vidanges d'étangs de production intensive de carpes en Hongrie (Szabo, 1994).

	Min.	Moyenne	Max.
MES (mg.L ⁻¹)	19	106	562
N-Ntot (mg.L ⁻¹)	1,76	6,92	21,50
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,00	1,03	8,10
N-N _{inorganique} dissous (mg.L ⁻¹)	0,00	1,3	8,75
N-N _{organique} (mg.L ⁻¹)	0,37	5,61	20,85
P-Ptot (mg.L ⁻¹)	0,14	0,73	2,70
P de o-P (mg.L ⁻¹)	0,00	0,17	2,30
DCO (mg.L ⁻¹)	8,2	41,7	106,0

Masses de nutriments et de matière exportées au cours des deux étapes de la vidange.

Szabo (1994) rapporte l'exportation de 60 T de MES (1 875 kg.ha⁻¹) au cours de la vidange d'un étang de production semi-intensive de carpes dans lequel des apports d'aliments artificiels sont réalisés. La concentration moyenne en MES dans l'eau exportée au cours de cette vidange a été estimée à 286 mg.L⁻¹.

Knosche et al. (1998), suggèrent que l'exportation de nutriments et de matière au cours de la vidange d'étangs est généralement surestimée par la prise en compte de la qualité de l'eau au cours de la pêche. Ces auteurs précisent que l'eau n'est généralement pas rejetée au cours de l'étape de pêche. Ils estiment lors de la vidange de 26 étangs de production intensive de carpes (faible densité de poissons de 500 à 1000 kg.ha⁻¹ et apports de nourriture et de fertilisants) les exportations à respectivement 4,76 ± 2,53 g P.ha⁻¹, 66,7 ± 44,4 g N.ha⁻¹ et 2,78 ± 1,65 kg MES.ha⁻¹. Le mode de calcul de ces résultats n'est pas précisé. Ces valeurs sont cependant très inférieures aux données généralement citées dans la littérature et correspondent à des concentrations dans l'eau proche de la limite de détection des méthodes d'analyses si l'on estime la profondeur moyenne de ces étangs à 1 m.

Rôle de la saison de vidange.

Deux vidanges d'un étang de 4 ha ont donné lieu à un suivi de la qualité de l'eau exportée au cours de deux vidanges : été et de fin d'automne (Marcel, 1996b). Au sein de ces deux étangs destinés à la production de carpes et situés à Vanault les Dames (Marne, France), la densité de poisson était de 2,5 et 3,25 T.ha⁻¹. Au cours de ces deux vidanges, la qualité de l'eau est analysée d'amont en aval, dans le ruisseau en amont, dans l'étang, dans le bassin de décantation ainsi que dans le ruisseau récepteur. Les résultats sont présentés dans le Tab. 11.

Tab. 11 : Qualité de l'eau de l'étang piscicole, du bassin tampon et de la rivière en amont et aval de l'étang durant une vidange estivale et automnale (Marcel, 1996b).

	Novembre				Août			
	étang	bassin tampon	ruisseau amont	ruisseau aval	étang	bassin tampon	ruisseau amont	ruisseau aval
MES (mg.L ⁻¹)	135	14	4	17	300	164	46	90
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	2,63	1,71	0,02	0,24	0,08	0,04	0,05	0,04
P de o-P (mg.L ⁻¹)	0,012	0,02	0,09	0,02	0,05	0,05	0,16	0,09
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	7,8	7,2	3,1	4,2	28	30	3,2	12
DCO (mg.L ⁻¹)	56	46	13	19	114	111	14	50
Chl <i>a</i> (µg.L ⁻¹)					515	730	2,7	189
Temp. (°C)	3,2	4,5	4	3,9	21,7	22,7	18,5	20,4
O ₂ (mg.L ⁻¹)	15	13,5	13,8	14	6,9	16	9,4	11,5
pH	8	8	8,1	8,1	7,8	9,1	8,1	8,3
Cond. (µS.cm ⁻¹)	345	366	510	490	239	219	493	383

A la fin de l'automne, les effluents engendrent un apport d'origine minérale car la teneur en azote de l'effluent est élevée. En cette période de l'année, bien que les analyses de Chlorophylle n'aient pas été réalisées, Marcel (1996) précise que l'eau de l'étang contient peu de phytoplancton et que l'eau exportée est peu chargée en matière oxydable. L'accumulation et la non consommation de NH₄⁺ au cours de la période automnale confirment l'absence de phytoplancton ; la carence en phosphore observée dans l'étang ne permet pas son développement. En été, l'exportation d'eau engendre un apport d'origine organique oxydable en raison de l'abondance de phytoplancton qui se répercute sur les taux de MES, DBO et DCO (Marcel, 1996b).

2.2.3 Vidanges des grands réservoirs.

Sur les 450 barrages gérés par Electricité De France (EDF), une quinzaine environ font, chaque année, l'objet d'une vidange totale (Poirel et al., 1994) pour la plupart dans le cadre d'une obligation réglementaire (circulaire No 70/15 du 14 août 1970 dite de vidange décennale). Ces vidanges ont une périodicité de 10 ans. Indépendamment de ces vidanges, des chasses en fortes eaux sont effectuées régulièrement sur certaines retenues dans le but de faire transiter vers l'aval les sédiments (Rambaud et al., 1988).

Une réglementation de 1993 demande à l'exploitant de l'ouvrage d'obtenir auprès de l'état une autorisation pour ces vidanges après présentation d'un dossier prenant en compte les différents impacts induits par l'opération. Ces décrets distinguent les vidanges périodiques des barrages de retenue dont la hauteur est supérieure à 10 m ou dont le volume est supérieur à 5 hm³ (autorisation valable 2 ans), et les vidanges périodiques des autres barrages de retenue (autorisation unique valable au maximum 30 ans).

2.2.3.1 Différentes étapes de la vidange et les risques associés.

Lors des vidanges de barrages, on distingue classiquement cinq étapes différentes (Poirel et al., 1994) auxquelles sont associés des risques assez différents et de probabilité variable :

a°) L'abaissement du plan d'eau jusqu'à la cote minimum d'exploitation reste une manœuvre d'exploitation classique qui n'engendre pas de risque particulier.

b°) L'ouverture de la vanne de fond, étape de très faible durée, correspond à l'établissement d'un nouveau régime hydraulique. Cela se traduit par un changement de composition de l'eau en aval, par l'entraînement des sédiments situés immédiatement devant la vanne de fond, et quelquefois par un débit relativement important dans un tronçon court-circuité encombré.

c°) L'abaissement du plan d'eau, de durée très variable, consiste à réduire le niveau du plan d'eau par des vannes de fond. Les risques sont faibles durant cette étape et correspondent soit à des crues dans une retenue déjà partiellement vide et érodant les sédiments exondés, soit à un mélange des eaux de surface et du fond lorsqu'une thermocline était établie. Lors de la baisse du plan d'eau, l'eau du fond de la retenue est parfois très pauvre en oxygène dissous, et peut contenir des concentrations élevées en composés chimiques (azote ammoniacal, phosphore, métaux). Le transit de cette eau vers l'aval peut conduire à une faible oxygénation de l'eau sur quelques dizaines de mètres à l'aval du barrage, l'eau récupérant très vite de l'oxygène au contact de l'air atmosphérique et lors de son passage dans la vanne de fond. L'impact sur la faune est donc très limité lors de cette étape.

d°) Le passage du culot correspond au moment où la retenue est pratiquement vide et où la rivière recrée son lit dans les sédiments de la retenue. C'est l'étape de risque maximum avec apport d'eau interstitielle venant du ressuyage des vases, caractérisée par l'entraînement hydraulique de sédiments, l'effondrement de talus non encore consolidés et des relargages de composés chimiques. La durée de cette étape est relativement brève, quelques heures à quelques jours. Lors du passage du culot et plus rarement à l'ouverture de la vanne de fond, les sédiments exportés vers l'aval induisent de fortes teneurs en matières en suspension, consomment de l'oxygène dissous et relarguent différents polluants (azote ammoniacal, métaux). Ces teneurs élevées en matières en suspension (MES) et surtout le déficit en oxygène dissous sont à l'origine de la grande majorité des problèmes rencontrés lors des vidanges, notamment pour la faune benthique et piscicole de l'aval et pour la faune piscicole de la retenue (Poirel et al., 1994).

e°) L'étape d'assec, de durée très variable selon les travaux envisagés sur l'ouvrage, se caractérise par un risque lié au passage des crues dans une retenue vide, qui peuvent provoquer des entraînements hydrauliques importants de sédiments. Des crues importantes sont observées dans quelques cas et ont pu engendrer des problèmes d'environnement avec des entraînements conséquents de sédiments, mais avec des risques très limités sur le plan chimique, les sédiments ayant déjà été oxydés au contact de l'air. Les concentrations en MES sont parfois beaucoup plus élevées que lors du passage du culot et peuvent être dommageables pour la faune à l'aval (effet létal immédiat et colmatage du lit de la rivière à plus long terme).

Plus globalement, la vidange du plan d'eau limite son usage économique et peut également avoir des répercussions sur l'environnement (soutien d'étiage, débit réservé, production d'eau potable...). De plus, l'écosystème lentique est pratiquement supprimé avec :

- des aspects positifs par les consolidations des vases pendant l'assec, par la fixation dans la vase consolidée d'une partie des polluants, par la désactivation d'une partie des polluants dans les sédiments par mise à l'air et par le rééquilibrage de populations piscicoles à partir de la connaissance exhaustive du peuplement ;
- des aspects négatifs : par l'élimination des populations de poissons lors de leur passage du lac vers la rivière à l'aval et par l'absence de gros poissons qui se fera ressentir plusieurs années.

2.2.3.2 *Chronique type des concentrations lors d'une vidange.*

Les chroniques des différents paramètres physico-chimiques présentent lors des vidanges des pics plus ou moins marqués en liaison avec les différentes étapes de la vidange. Pour l'étape "a", il n'y a pas de risque particulier à observer. Lors de l'ouverture de la vanne de fond (étape "b"), on observe généralement :

- un pic de MES lié au dégagement des sédiments devant la vanne de fond,
- une baisse d'oxygène dissous,
- une acidification de l'eau,
- un relargage des composés chimiques avec une température de l'eau froide et constante
- une action importante sur la conductivité qui augmente.

Si les modifications des paramètres chimiques se propagent faiblement vers l'aval (fixation sur les sédiments et la flore, réoxygénation par la surface...), le pic de MES se transfère quelquefois en s'amplifiant car l'augmentation de débit dans un tronçon habituellement court-circuité provoque le nettoyage et l'érosion des berges.

Lors de l'étape "c", l'eau rejetée vers l'aval retrouve ensuite des caractéristiques similaires à l'eau de fond du lac avec quelque fois un léger déficit en oxygène dissous. En queue de retenue, là où la rivière recrée son lit, des sédiments sont remis en suspension, consomment l'oxygène dissous et relarguent différents composés. Ce "bouchon vaseux" constitue une barrière physico-chimique difficilement franchissable par les poissons. Il progresse vers l'aval au fur et à mesure de la baisse du plan d'eau jusqu'à arriver dans la vanne de fond. Si les MES se déposent à nouveau très vite, les composés chimiques diffusent et gagnent l'ensemble de la masse d'eau. En sortie de la vanne de fond, on constate donc une augmentation lente et régulière des composés chimiques, de la conductivité et parfois un faible déficit en oxygène.

Lors de l'étape "d" pendant le passage du culot, les MES augmentent de façon importante et très soudaine. Elles consomment alors de l'oxygène dissous et relarguent différents polluants dont l'azote ammoniacal et les métaux au fur et à mesure de leur brassage avec l'eau. Cette étape se traduit donc :

- par un pic de MES, d'azote ammoniacal, des métaux et de la conductivité ;
- par un déficit de l'oxygène dissous et une baisse du pH.

Il correspond généralement à l'arrivée en masse des poissons du lac dans la vanne de fond et aux conditions les plus sévères pour l'environnement lacustre et récepteur.

2.2.3.3 *Qualité de l'eau au cours de vidange de retenues.*

L'impact des vidanges décennales des réservoirs Marne et Aube localisés sur le bassin versant de la Seine se caractérise par une exportation de MES. La vidange conduit à une eutrophisation progressive du volume d'eau restant en raison du rapport surface/volume qui augmente considérablement et favorise le recyclage interne (Garnier et al., 1998). Les vidanges décennales conduisent en outre à un accroissement de l'ammonium et une diminution de l'oxygène dans la rivière réceptrice ; la vidange s'effectue en effet par le fond où se concentre la matière organique en cours de dégradation, consommatrice d'oxygène.

L'expérience de vidange de retenues EDF a permis d'identifier trois étapes possible de fortes concentrations en MES dans la rivière en aval. La première de courte durée au moment de l'ouverture de la vanne de fond, la seconde d'une durée de plusieurs heures lors de l'évacuation des dernières réserves d'eau du lac (passage du culot), et la troisième lorsque le

lac est à sec et que le cours d'eau recrée son lit dans la vase et que les précipitations peuvent éroder le sédiment mis à nu.

Lors de la vidange de la retenue de Pareloup, au cours de la première étape lente d'abaissement du niveau de l'eau, aucune modification notable de la qualité physico-chimique de l'eau n'est observée à l'exception d'un léger enrichissement en phosphore (Merle et al., 1994). Aucune exportation importante de sédiment n'est observée alors. La vidange étant effectuée en absence de thermocline marquée, les paramètres de qualité d'eau et notamment la teneur en O_2 dissous ont présenté une assez grande homogénéité durant cette étape. La retenue de Pareloup présente de faibles épaisseurs de sédiment à dominance sableuse excepté à proximité des vannes de fond où l'accumulation est plus importante. Lors de l'étape d'abaissement du niveau faisant suite à l'ouverture de la vanne de fond (durée 100 heures), les concentrations en MES sont restées assez faibles ($0,1 \text{ g.L}^{-1}$) pour augmenter après 44 heures et se maintenir supérieures à 3 g.L^{-1} . Ces concentrations ont conduit les responsables de la gestion de la vidange, à diluer l'eau de la vidange par un apport d'eau provenant d'une autre retenue jusqu'à la fin de la vidange. Au cours des 40 dernières heures de vidange, 91 % des analyses d'eau présentent des concentrations en MES supérieures à 3 g.L^{-1} et 17 % sont supérieures à 8 g.L^{-1} (Merle et al., 1994).

Les teneurs en O_2 dissous sont restées supérieures à 6 mg.L^{-1} durant toute la vidange. Par contre, dans la retenue la teneur en O_2 dissous a baissé rapidement 40 heures après l'ouverture de la vanne de fond pour atteindre une anoxie presque complète le 3^{ème} jour. Il a été décidé alors d'effectuer un lâcher d'eau claire et oxygénée en amont du barrage. Cette action a pu avoir des répercussions bénéfiques sur la qualité en aval et a limité la mortalité piscicole. Les concentrations en $N-NH_4^+$ étaient déjà très élevées avant l'ouverture de la vanne de fond et ont augmenté jusqu'à plus de 3 mg.L^{-1} . En raison d'un pH neutre et d'une bonne oxygénation de l'eau en aval, la fraction non ionisée de l'ammoniaque est restée faible. Au cours de la vidange, la DCO et le phosphore total indiquent une pollution de nature particulière qui décroît rapidement lorsque la sédimentation est active, ce qui semble avoir été le cas lors de la vidange de Pareloup (Merle et al., 1994).

Le flux total de sédiments en aval est évalué à environ 7 500 tonnes de matières sèches pour cette retenue de 1 260 ha soit une exportation de $5,95 \text{ T.ha}^{-1}$.

Après un quinzaine de jour d'assec, les MES présentaient à nouveau des concentrations inférieures à $0,1 \text{ g.L}^{-1}$, 100 % de saturation en O_2 et des concentrations en $N-NH_4^+$ d'environ $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Francisco et al. (1999) observent lors de la vidange de la retenue de Pont de Salars (Aveyron) réalisée en période estivale, de fortes concentrations en ammoniaque ainsi que des valeurs de pH proches de 11 en surface de la retenue. Ce n'est qu'après sept jours de vidange, après homogénéisation de la colonne d'eau, que les conditions physico-chimiques relevées dans la colonne d'eau se sont améliorées pour la vie piscicole. L'absence de mortalité et le bon état sanitaire des poissons récupérés en fin de vidange laissent supposer une hétérogénéité physico-chimique de la retenue dont la communauté piscicole tire partie, évitant ainsi l'exposition prolongée à des conditions préjudiciables.

Lors de la vidange décennale de la retenue de Guerlédan, les concentrations en MES dans l'eau exportée après l'ouverture sont restées inférieures à 50 mg.L^{-1} durant près de 20 jours. Ensuite durant les quatre derniers jours de vidange, les concentrations en MES sont supérieures à 600 mg.L^{-1} et atteignent un maximum de $6,5 \text{ g.L}^{-1}$ alors que les concentrations en O_2 dissous sont inférieures à $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

Lors du passage du culot, sur 60 vidanges de retenues étudiées, des concentrations maximales instantanées des MES supérieures à 30, 50 et 85 mg.L⁻¹ sont observées lors de respectivement 23, 13 et 3 % des vidanges et des concentrations en O₂ dissous inférieures à 2 mg.L⁻¹ lors de 32 % des vidanges (Poirel et al., 1994). En étudiant les effets cumulés de ces deux paramètres, c'est environ 40 % des vidanges qui ont induit des dégradations importantes de la qualité de l'eau à court terme à l'aval immédiat du barrage (Poirel et al., *loc. cit.*). Les temps d'exposition à cette mauvaise qualité d'eau sont généralement très faibles dans la mesure où le pic de MES et le déficit d'O₂ dissous ont dans la majorité des cas une durée de l'ordre de l'heure (Poirel et al., 1994).

Un second type de vidanges, dénommées vidanges totales par chasses des retenues en période de crue, est expérimenté par EDF. Utilisées dans les retenues à fort taux d'envasement, ces vidanges ont pour objectif l'évacuation des MES accumulées par des actions de chasse lors de crue, afin de profiter d'un phénomène de dilution. Poirel et al. (1994) indiquent lors de ce type d'action, que les concentrations maximales instantanées en MES sont de 1,5 à 10 fois moins élevées et que les déficits en O₂ sont moins importants que lors de vidanges classiques. Cependant, les flux de MES exportés sont beaucoup plus importants.

Jansson et Erlingsson (2000) observent l'exportation de 663 000 tonnes de sédiments lors de chasses. Cette masse équivaut à 71,4 % des apports par les tributaires mesurés depuis la dernière chasse et est nettement supérieure à la rétention de MES mesurée durant cette période (133 000 tonnes). Les chasses entraînent alors une érosion profonde du fond du réservoir.

2.2.3.4 Principaux paramètres influençant l'exportation de sédiments.

Les paramètres mécaniques des sédiments.

Le processus de remise en suspension des vases fait intervenir d'une part l'érosion des sédiments sous l'action de cisaillement de l'écoulement et d'autre part le glissement des talus de vase émergés sur les bords de la retenue.

Erosion des sédiments.

Dans un bilan simplificateur (Fig. 12), un grain de sédiment posé sur le fond est soumis à :

- une force motrice résultant de la force tractrice de l'écoulement (ou contrainte de cisaillement liée au frottement interne au fluide) et du poids apparent dans l'eau du grain ;
- une force de résistance égale à la réaction du fond sur le grain.

Le seuil de mise en mouvement est atteint lorsque la force motrice est supérieure à la force de résistance. La force de résistance est reliée aux caractéristiques du substrat. La force motrice dépend de la rugosité des grains, de la pente α et est proportionnelle au carré de la vitesse moyenne du liquide (Ramez, 1995).

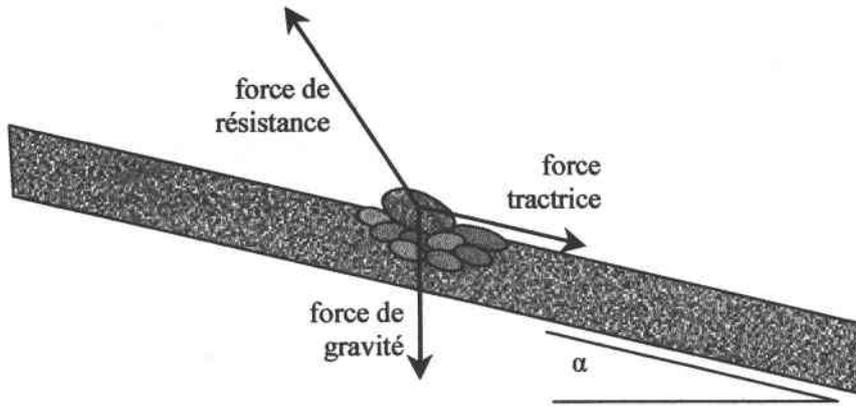


Fig. 12 : Bilan des forces auxquelles est soumis un grain posé sur le fond au seuil de mise en mouvement (Ramez, 1995).

Glissement de talus.

Ce mécanisme est encore mal connu mais peut être modélisé simplement (Bouchard, 1998). Le mécanisme de rupture considéré consiste en un glissement plan de la couche de vase. Le mécanisme de glissement de talus sub-aquatique, dépendant de l'angle limite α de stabilité des sédiments étudiés, est schématisé sur la Fig. 13.

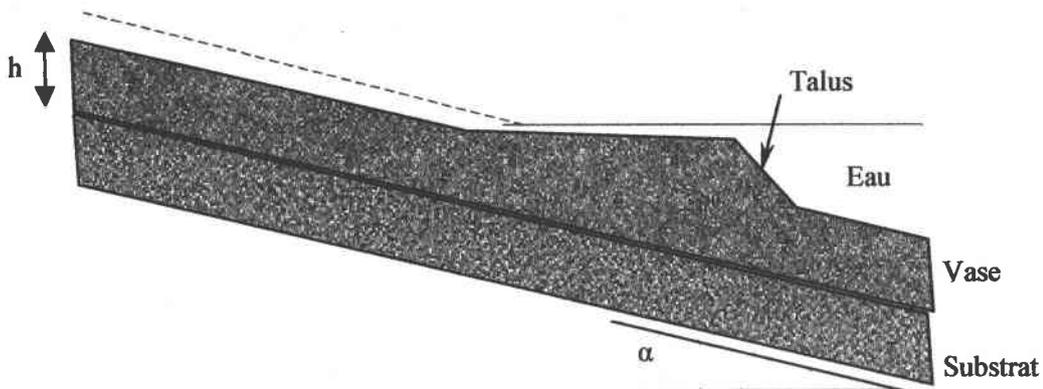


Fig. 13 : Schéma du mécanisme de glissement sub-aquatique (Bouchard, 1999).

La stabilité du talus ou son glissement sera fonction de l'épaisseur h de la couche de vase, de la pente α du fond et de la cohésion des sédiments directement dépendante de leur teneur en eau (Bouchard, 1998).

La vitesse de baisse du plan d'eau.

Ce paramètre est présenté comme fondamental par Poirel et al. (1994). Il conditionne plus ou moins directement la remise en suspension des sédiments dans le bouchon vaseux et la stabilité des sédiments déposés sur les berges. En effet, plus la vitesse d'abaissement est rapide, plus la rivière recreuse rapidement dans les sédiments en queue de retenue et plus la concentration des MES dans le bouchon vaseux est élevée. D'autre part, plus la vitesse d'abaissement est élevée, moins les vases situées sur les berges ont le temps de perdre leur eau interstitielle et plus elles ont tendance à fluer ou à s'effondrer dans la retenue (Poirel et al., 1994). Bouchard (1999) considère quant à lui que le mécanisme de consolidation n'a pas le temps d'intervenir et que par conséquent, la stabilité des talus n'est pas augmentée en ralentissant la vidange.

En contrepartie, la vitesse d'abaissement conditionne la durée de la vidange et donc la probabilité d'occurrence d'une crue. De plus, en fin de vidange, un abaissement lent du plan d'eau peut conduire à laisser les poissons du lac trop longtemps dans une eau de qualité médiocre et à ouvrir trop faiblement la vanne pour les inciter à dévaler. Poirel et al. (1994) précisent qu'en règle générale, la baisse peut être assez rapide en début de vidange, et doit être ralentie en fin de vidange (5 à 10 cm/h) et enfin adaptée "à vue" lors du passage du culot et des poissons.

La date de la vidange.

La date retenue dépend des objectifs de la vidange mais peut avoir un impact économique, environnemental et touristique non négligeable. Les aspects biologiques tels que les périodes de reproduction des poissons et la qualité de l'eau (déficit en oxygène, thermocline, ...) sont également à prendre en compte. La durée des travaux envisagés sur les ouvrages peut, lorsqu'ils sont longs, augmenter les probabilités de crue alors que la retenue est vide.

Le choix de la date de la vidange augmentera ou réduira les risques de survenue de crues. Les orages et les crues peuvent provoquer un entraînement plus important des sédiments et parfois un effondrement des berges et talus déjà dénoyés. Un suivi météorologique conduisant à des prises de décision rapide concernant la vitesse de baisse du plan d'eau, permet de limiter les exportations massives lors de crue (Poirel et al., 1994).

3 MATERIEL et METHODES.

3.1 ANALYSE STATISTIQUE.

Les comparaisons de moyennes sont réalisées à l'aide du test de Wilcoxon pour échantillons appariés lorsque les échantillons composant les moyennes sont comparables par couples sinon, le test de Kolmogorov Smirnov est utilisé.

Les analyses multivariées sont effectuées à l'aide du logiciel ADE-4 Version W1.0.

3.2 METHODES ANALYTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES.

Les différents paramètres sont analysés selon les méthodes présentées dans le Tab. 12. La concentration en oxygène dissous ainsi que la température de l'eau est relevée *in situ* à l'aide d'un oxymètre WTW de type AOX 96. Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre de type WTW 196 équipé d'une électrode combinée renforcée et la conductivité à l'aide d'un conductimètre de type WTW ALF 196 équipé d'une compensation de température à 20 et 25°C.

Les concentrations en MES ainsi que les masses de sédiments sont exprimées en poids sec. Les concentrations moyennes indiquées durant les différentes étapes de la vidange sont obtenues à partir de la masse charriée de l'élément, divisée par le flux d'eau estimé. Lorsque le débit n'a pas été estimé (Tab. 14), les concentrations ne sont pas pondérées et correspondent à la moyenne des concentrations mesurées sur l'ensemble des échantillons analysés. Les teneurs en ammoniacque non ionisée (NH₃) sont calculées selon les formules de Pihan et Landragin (1985), Billard (1995) et Francisco et al. (1999) (par précaution, le résultat le plus élevé est retenu).

Tab. 12 : Protocoles, normes et matériels utilisés lors des analyses.

Mesures	Matériels	Protocoles ou normes
Matières en suspension totales (MES)	Filtres Whatman GFC étuve à 105°C	NF T 90-105 (AFNOR, 1994)
Matières volatiles en suspension (MVS) ou teneur en matière organique (%MO)	Four à moufles	calcination à 525°C durant 8h minimum (AFNOR, 1994)
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	minéralisateur	NF T 90-101 (AFNOR, 1994)
Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅)	oxymètre à microprocesseur WTW OXI 537	NF T 90-103 (AFNOR, 1994)
Chlorophylle a (Chl a) et phéopigments (Phéo)	centrifugeuse SIGMA 202C et spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	T 90-117 (AFNOR, 1994)
Titre alcalimétrique complet (TAC)	pH-mètre à microprocesseur équipé d'une électrode combinée WMBBS25	NF T 90-036 (AFNOR, 1994)
SO ₄ ²⁻ et Cl ⁻	chromatographie ionique en phase liquide DIONEX 45001	T 90-042 (AFNOR, 1994)
Ca ²⁺ et Mg ²⁺	spectrophotomètre d'absorption atomique PERKIN ELMER Analyst 100	NF T 90-005 (AFNOR, 1994)
K ⁺ et Na ⁺	PERKIN ELMER Analyst 100 émission de flamme	NF T 90-020 (AFNOR, 1994)

P de o-P		NF T 90-023 (AFNOR, 1994)
NO ₂ ⁻	spectrophotomètre KONTRON	NF EN 26-777 (AFNOR, 1994)
NO ₃ ⁻	UVIKON 810	spectrophotométrie UV (APHA, 1976)
NH ₄ ⁺		NF T 90-015 (AFNOR, 1994)
Azote Kjeldahl (Nkj)	minéralisateur et spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF T 90-110 (AFNOR, 1994)
Phosphore total (Ptot)	minéralisateur et spectrophotomètre KONTRON UVIKON 810	NF T 90-023 (AFNOR, 1994)
Mesures	Matériels	Protocoles ou normes

3.3 ESTIMATION DES DEBITS.

En amont et en aval des étangs de Petit-Villers et Grand-Villers, en amont de l'étang de Rorbach et au niveau du principal tributaire de la rive gauche de l'étang de Lansquenet, les débits sont estimés soit à l'aide d'une perche à intégration, soit par le produit des sections mouillées du cours d'eau et de la vitesse de la lame d'eau en surface ajustée d'un coefficient correcteur C dépendant de la hauteur moyenne de la lame d'eau (Tab. 13) (Yoo et Boyd, 1994). En aval des étangs de Rorbach, Lansquenet, Zommange et Lindre, la présence d'échelles limnimétriques et de stations de type MADOSOLO (Centrale d'acquisition monovoie s/n 2303 équipée pour l'hydrométrie d'un capteur de pression de type 26, gamme 0-500 mbar) placées en aval de chacun des étangs permet de suivre avec une fréquence plus importante les variations de débit et de vérifier les débits estimés par les méthodes précédemment citées.

Tab. 13 : Facteur de correction en fonction de la hauteur de la lame d'eau (Yoo et Boyd, 1994).

Hauteur moyenne de la lame d'eau (cm)	30	60	90	120	150	180
C	0,66	0,68	0,70	0,72	0,74	0,76

3.4 CALCUL DES FLUX.

Les flux sont calculés selon la méthode préconisée par Moutin et al. (1998) pour l'estimation des flux dissous et particulaires. Le flux au cours d'une période d'étude est la somme du produit pour chaque période j entre deux mesures, de la moyenne de deux concentrations successives par la moyenne des flux moyens journaliers ou des deux flux successifs. Pour le laps de temps séparant le début de la période d'étude et le premier prélèvement, le débit et la concentration moyenne sont considérés égaux à la première mesure. Pour le laps de temps séparant la fin de la période d'étude et le dernier prélèvement, le débit et la concentration moyenne sont considérés égaux à la dernière mesure.

3.5 QUALITE DE L'EAU EXPORTEE DURANT LA VIDANGE.

Les teneurs en MES, MVS, P-Ptot et N-Nkj sont estimées durant l'ensemble des vidanges étudiées, d'autres paramètres (Tab. 14) ne le sont que lors de quelques vidanges ou lors d'étapes particulières de certaines vidanges.

Tab. 14 : Paramètres analysés au cours des vidanges étudiées. Les croix indiquent l'étude, même partielle, du paramètre au cours de la vidange correspondante.

	Année	Q	MES	MVS	P-Ptot	N-Nkj	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	o-P
Petit-Villers	04/1997	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	04/1998	X	X	X	X	X	X	X		
Rorbach	11/1998		X	X	X	X	X	X	X	X
	03/1999	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	10/1999	X	X	X	X	X	X	X		
	03/2000	X	X	X	X	X	X	X		
	09/2000	X	X	X	X	X	X	X		
Grand-Villers	02/1998	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lansquenet	09/2000	X	X	X	X	X	X	X		
Zommange	09/1998	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	09/1999		X	X	X	X	X	X	X	X
Lindre	09/1998	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	09/1999	X	X	X	X	X				
	09/2000	X	X	X	X	X				

	Année	TAC	Cond.	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	DBO ₅	DCO	Chl <i>a</i>	Phéo
Petit-Villers	04/1997	X	X	X										
	04/1998													
Rorbach	11/1998	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	03/1999	X			X	X								
	10/1999													
	03/2000													
	09/2000													
Grand-Villers	02/1998	X			X	X								
Lansquenet	09/2000													
Zommange	09/1998	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	09/1999				X	X						X	X	X
Lindre	09/1998	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	09/1999													
	09/2000													

3.5.1 Vidange de printemps de l'étang de Petit-Villers (2 ha).

L'étang de Petit-Villers est un étang de 2 ha régulièrement vidé au printemps (Fig. 14).

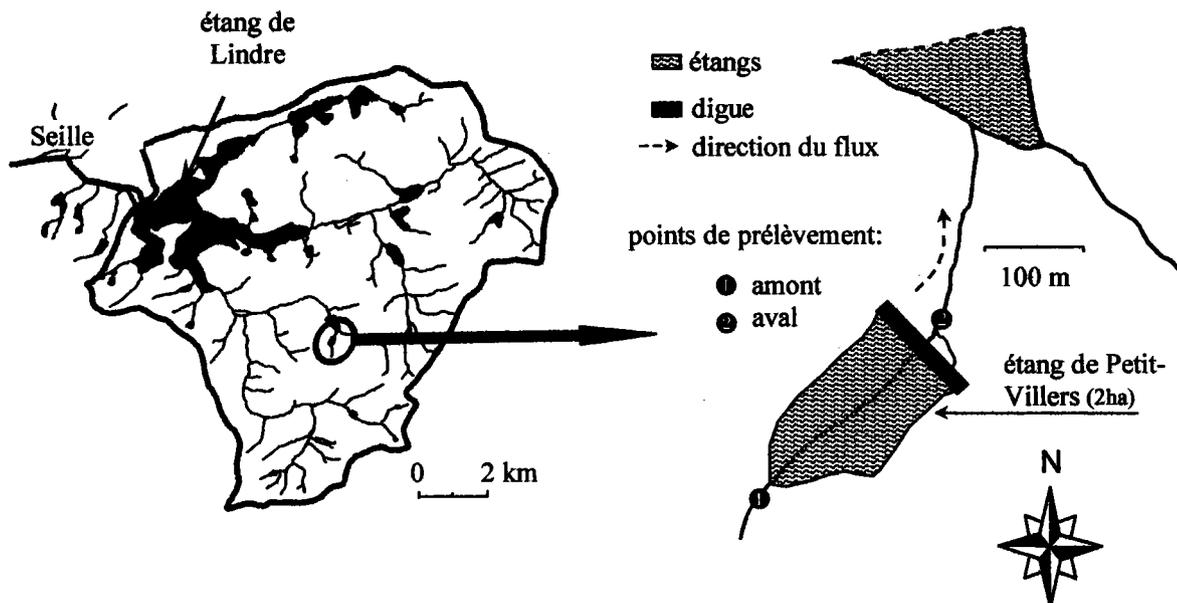


Fig. 14 : Localisation de l'étang de Petit-Villers et des points de prélèvements.

3.5.1.1 Gestion de l'étang.

La qualité de l'eau exportée au cours de la phase de vidange est étudiée deux années successives en aval de l'étang de Petit-Villers. Les vidanges étudiées sont celles des mois d'avril 1997 et avril 1998. La dernière vidange ayant précédé notre période d'observation date du 19 avril 1996.

En 1997, la vidange de l'étang a débuté le 10 avril à 10h00 et s'est achevée 146 heures plus tard. En fait, elle a duré 130 heures car la vanne d'évacuation de l'eau a été fermée pendant 16 heures au cours de la nuit précédant la pêche afin de laisser une quantité d'eau suffisante à la survie du poisson concentré en amont de la digue.

En 1998, la vidange a débuté le 31 mars à 14h00 et s'est terminée 166 heures plus tard.

L'heure et la nature (modification du débit, passage du filet de pêche) des interventions du pisciculteur sont répertoriées lors de ces deux vidanges.

Indépendamment de son action sur la gestion hydraulique en fermant ou en ouvrant la vanne, le pisciculteur agit principalement sur le milieu lors de l'empoissonnement et de la pêche. Lors de ces deux années d'étude, $45 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de poisson (exprimés en masse fraîche) sont déversés dans l'étang la première année et 99 kg la seconde. Lors des pêches, 190 et $193 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de poisson (masse fraîche) sont récoltés en 1997 et 1998 respectivement.

3.5.1.2 Estimation des précipitations.

Durant les 72 heures ayant précédé les vidanges ainsi qu'au cours des vidanges, les précipitations sont estimées à l'aide d'un pluviomètre installé à 80 mètres de l'étang et distant d'au moins 50 mètres de tout obstacle. La pluviométrie est relevée chaque jour à 9h00.

3.5.1.3 Prélèvements d'eau.

Lorsque le débit est supérieur à $8 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, le prélèvement est effectué à environ 0,3 m au-dessus de la surface des sédiments à l'aide d'échantillonneurs automatiques de type SIGMA 9000. Les échantillons sont prélevés en surface lorsque le débit dans le ruisseau est inférieur à $8 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$.

Les échantillons d'eau sont prélevés au point 1 et 2 situés respectivement à 20 m en amont et 15 m en aval de l'étang (Fig. 15).

3.5.1.4 Fréquence de prélèvements.

En amont de l'étang (point 1), les prélèvements sont effectués avec une fréquence de 120 minutes. Les 12 échantillons journaliers sont regroupés chaque jour avant analyses. La qualité de l'eau apportée à l'étang au cours des vidanges est donc basée respectivement en 1997 (Tab. 15) et 1998 (Tab. 16) sur sept et neuf analyses d'eau intégrant chacune 12 prélèvements.

En aval, durant les deux premières heures de vidange en 1997 et durant les trois premières heures en 1998, les fréquences de prélèvements sont respectivement de sept et quatre minutes (Tab. 15 et Tab. 16). Ensuite les échantillons sont prélevés toutes les 80 minutes. Durant les trois dernières heures de vidange l'échantillonnage intervient toutes les cinq minutes. Les échantillons sont regroupés par trois avant analyses excepté durant les deux premières heures de vidange en 1997.

Tab. 15 : Fréquence de prélèvement et d'analyses de l'eau au cours de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1997.

Avancement de la vidange	Amont (point 1)			Aval (point 2)		
	fréquence de prélèvement	fréquence d'analyse	n	fréquence de prélèvement	fréquence d'analyse	n
t = 0 à t = 2 h				7 min	7 min	17
t = 2 h à t = 127 h	2 h	24 h	7	80 min	4 h	31
t = 127 h à t = 143 h				vanne fermée		
t = 143 h à t = 146 h				5 min	15 min	12

Tab. 16 : Fréquence de prélèvement et d'analyses de l'eau au cours de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998.

Avancement de la vidange	Amont (point 1)			Aval (point 2)		
	fréquence de prélèvement	fréquence d'analyse	n	fréquence de prélèvement	fréquence d'analyse	n
t = 0 à t = 3 h				4 min	12 min	15
t = 3 h à t = 163 h	2 h	24 h	9	80 min	4 h	40
t = 163 h à t = 166 h				5 min	15 min	12

3.5.1.5 Estimation du débit et des flux en amont et en aval de l'étang.

Chaque jour, les débits sont mesurés à l'aide d'une perche à intégration à 9h30 au point 1 et à 10h00 au point 2.

Des mesures supplémentaires sont effectuées avant et après chaque modification de l'ouverture de la vanne ainsi qu'au cours de précipitations atmosphériques importantes. Le débit en aval de l'étang au cours des 3 dernières heures de vidange est extrapolé à partir du volume d'eau restant dans l'étang estimé par des mesures bathymétriques.

3.5.1.6 Analyses de l'eau.

Jusqu'à l'analyse au laboratoire, tous les échantillons d'eau sont maintenus à une température inférieure à 4°C et sont traités au maximum dans les 24 heures.

Sur chaque échantillon d'eau analysé, les concentrations en MES, MVS, P-Ptot, N-Nkj, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ sont estimées. Sur quelques échantillons en 1997, lorsque le volume d'eau était

suffisant, les paramètres suivants sont analysés : N-NH₄⁺, o-P, TA, TAC, pH et conductivité à 25°C. En 1997 et 1998, l'estimation de teneur en oxygène dissous, de la température et du pH au cours de la pêche est effectuée *in situ* avec une fréquence de 30 minutes à un mètre en amont de la digue.

3.5.1.7 Conditions de vidange.

Précipitations atmosphériques.

Aucune précipitation n'est observée durant les 72 heures ayant précédé les vidanges.

Durant la vidange de 1997, aucune précipitation n'a été observée.

En 1998, aucune précipitation n'a été observée durant les 20 premières heures de vidange. Cependant, durant la vidange, les précipitations ont été estimées à 50,5 mm.

Intervention du pisciculteur sur la vanne de vidange : modifications du débit aval.

En 1997, au cours des deux premières heures de vidange, le débit est modifié par le pisciculteur à quatre reprises. Ensuite, l'ouverture de la vanne est changée à la 55^{ème}, 95^{ème}, 101^{ème} et 118^{ème} heure. De la 127^{ème} à la 143^{ème} heure, la vanne est totalement fermée. Les 340 m³ d'eau restant dans l'étang sont évacués le dernier jour entre 8h30 et 11h30.

En 1998, le débit n'est pas modifié durant les deux premières heures. Ensuite, le débit est modifié par le pisciculteur à huit reprises (2^d, 25^{ème}, 96^{ème}, 139^{ème}, 144^{ème}, 149^{ème}, 161^{ème} et 163^{ème} heure).

3.5.2 Vidanges de l'étang de Rorbach (7 ha).

Au cours des vidanges, l'eau est prélevée aux points de prélèvements 1 et 2 (Fig. 15) localisés respectivement à 40 m en amont de l'étang et 20 m en aval de la digue.

La qualité de l'eau exportée au cours de la phase de vidange est étudiée trois années successives. Cet étang est régulièrement vidé au printemps et en automne. Les vidanges étudiées sont celles du mois de novembre 1998, des mois de mars et octobre 1999 et de mars et septembre 2000. Lors de ces cinq vidanges, la durée de l'étape de pêche n'a jamais excédé cinq heures.

Chaque analyse correspond au regroupement de 4 prélèvements réalisés à l'aide d'un échantillonneur automatique de type SIGMA 9000.

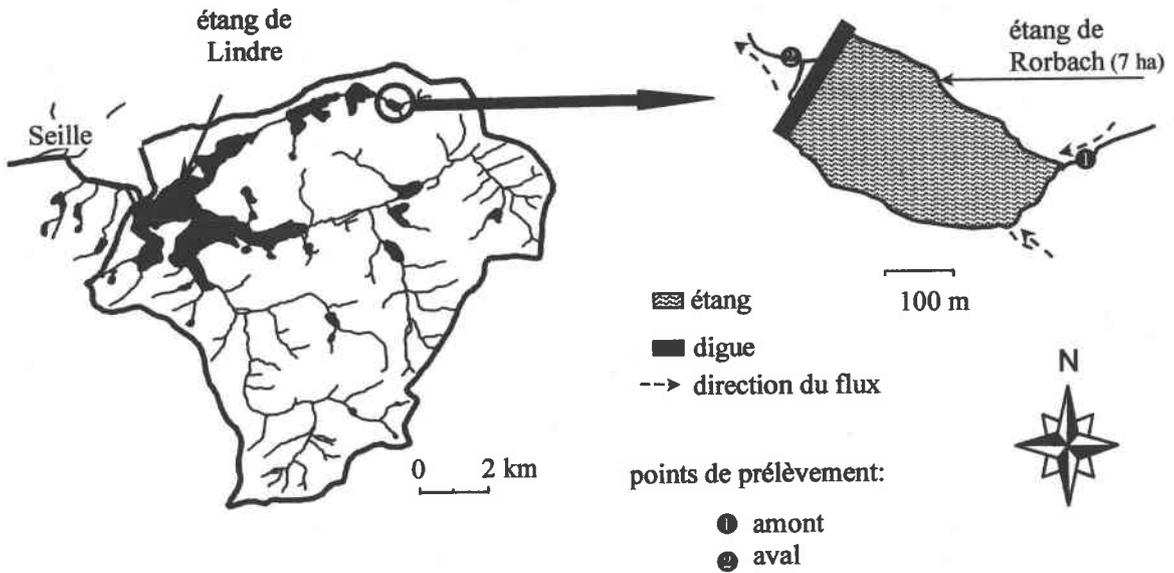


Fig. 15 : Localisation de l'étang de Rorbach et des points de prélèvements bach.

3.5.2.1 Vidange de novembre 1998.

La vidange débute le 3 novembre et dure sept jours. Aucune mesure de débit n'est effectuée. Les précipitations estimées sur le site à l'aide d'un pluviomètre ont atteint 6,5 mm sur la totalité de la vidange. Aucune précipitation n'a été observée durant les cinq derniers jours. Les précipitations importantes au cours de la semaine ayant précédé la vidange ont été estimées à 105 mm à la station météorologique de Château-Salins.

La fréquence d'analyse a été de 1 flacon toutes les 2 heures durant 4 heures (n=2) puis de 1 flacon par jour (n=7) et de 1 flacon au cours de la pêche (n=1).

3.5.2.2 Vidange de mars 1999.

La vanne de vidange est ouverte le 4 mars et est laissée ouverte 12 jours. Durant les sept premiers jours, au cours desquels les précipitations sont estimées à 36 mm, en plus de l'écoulement par la vanne de fond, l'eau s'écoulait de l'étang pas surverse.

La fréquence d'analyse en amont et en aval de l'étang est de 1 flacon par jour soit 12 analyses durant l'étape d'évacuation de l'eau et une durant la pêche. Le débit est mesuré chaque jour en amont et en aval de l'étang.

3.5.2.3 Vidange d'octobre 1999.

Lors de la seconde vidange de 1999, l'étang est vidé du 13 octobre à 17h00 au 19 octobre 1999 mais la vanne d'évacuation de l'eau est fermée le 15 octobre à 17h00 et ouverte à nouveau le 18 octobre à 8h15 durant 11 heures. L'étang s'est donc vidé en 64 heures.

Aucun apport d'eau provenant du bassin versant n'est observé durant l'ensemble de la vidange. Le débit est estimé chaque jour en aval de l'étang.

En aval, 12 analyses ont été effectuées au cours des deux premières heures de la vidange, puis cinq à six analyses par jour ont été réalisées les 14, 15, 18 et 19 octobre (n=34).

3.5.2.4 Vidange de mars 2000.

L'étang est vidé à partir du 2 mars et la vanne est restée ouverte 18 jours. Seulement 500 m³ d'eau ont été exportés durant la pêche. Un volume d'eau estimé à 1500 m³ subsistait dans l'étang lors de la fermeture de la vanne.

Chaque jour, une analyse d'eau ainsi qu'une estimation du débit sont effectuées en amont et en aval de l'étang. En aval, quatre analyses sont effectuées durant la pêche. Les précipitations totales au cours de cette vidange sont estimées à 20 mm.

3.5.2.5 Vidange de septembre 2000.

La vidange débute le 13 septembre et l'étang est pêché le 22 septembre 2000. Au cours de ces neuf jours, la vanne n'est restée ouverte que 132 heures car celle-ci est fermée le 15 septembre à 17h00 et ouverte à nouveau le 19 septembre à 9h00. Chaque jour, une analyse d'eau ainsi qu'une estimation du débit sont effectuées en amont (n=10).

En aval une mesure de débit et un prélèvement sont réalisés chaque jour entre le 13 et le 15 septembre. La fréquence est augmentée à trois les 19 et 20 septembre et une mesure ainsi qu'un prélèvement sont réalisés le dernier jour, 30 minutes avant la pêche. Hors période de pêche, 10 prélèvements et estimations du débit sont réalisés en aval et quatre sont effectués durant la pêche (n=4).

Durant la totalité de cette vidange, les précipitations sont estimées à 36 mm.

3.5.3 Vidange de l'étang de Grand-Villers (14 ha).

3.5.3.1 Prélèvements d'eau.

Les échantillons d'eau sont prélevés au point 1 et 2 situés respectivement à 40 m en amont et 20 m en aval de l'étang (Fig. 16).

Lorsque la hauteur d'eau dans les ruisseaux est supérieure à 30 cm, le prélèvement est effectué à environ 0,3 m au-dessus de la surface des sédiments à l'aide d'échantillonneurs automatiques de type SIGMA 9000. Les échantillons sont prélevés en surface lorsque la hauteur d'eau est inférieure.

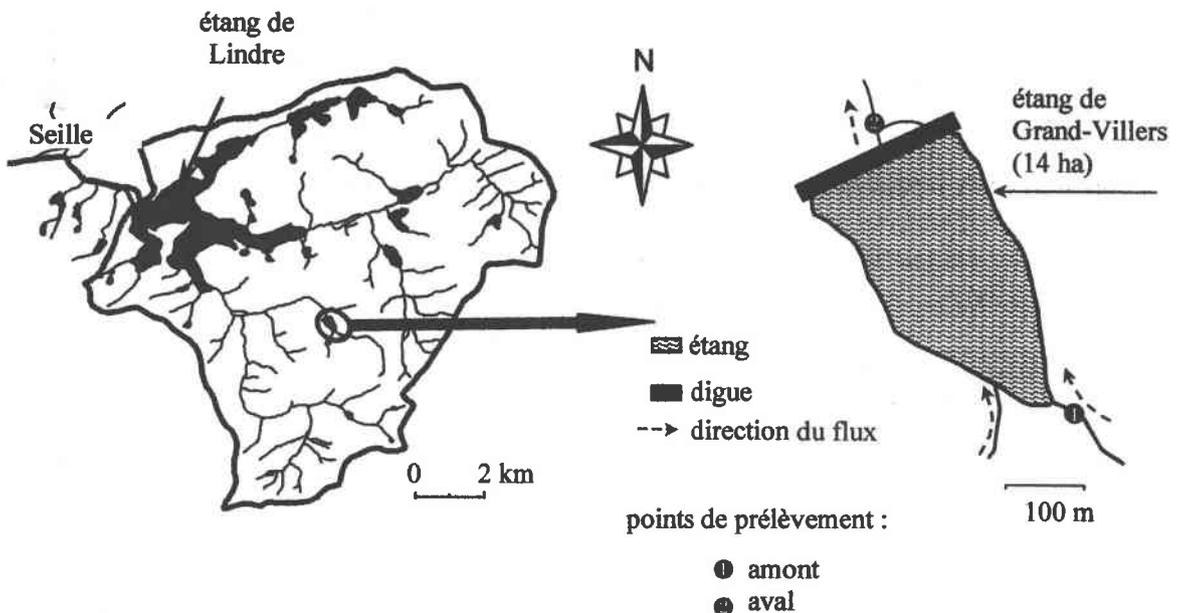


Fig. 16 : Localisation de l'étang de Grand-Villers et des points de prélèvements.

3.5.3.2 Gestion de la vidange.

Une ouverture de la vanne entre 9h00 et 9h15 le 24 février 1998 a précédé la vidange étudiée. La vidange débute le 24 février 1998 à 10h45 et s'achève le 12 mars à 13h00. Sa

durée est donc de 16 jours (386 heures) pour un étang de 14 hectares. L'ouverture de la vanne d'évacuation de l'eau n'est pas modifiée durant la première journée. Ensuite, l'ouverture de la vanne est modifiée par le pisciculteur à 11 reprises (25^{ème}, 53^{ème}, 166^{ème}, 244^{ème}, 264^{ème}, 316^{ème}, 340^{ème}, 357^{ème}, 361^{ème}, 366^{ème} et 380^{ème} heure).

3.5.3.3 Estimation des précipitations durant les vidanges.

Durant les 48 heures précédant les vidanges ainsi qu'au cours de la vidange, les précipitations sont estimées à l'aide d'un pluviomètre installé à 200 mètres de l'étang et distant d'au moins 50 mètres de tout obstacle. Le pluviomètre est relevé tous les jours à 10h00. Au cours des 16 jours de vidange, les précipitations totales sont estimées à 25 mm.

3.5.3.4 Fréquence de prélèvement.

En amont de l'étang (point 1), les prélèvements sont effectués avec une fréquence de 2 heures. Les 12 échantillons journaliers sont regroupés chaque jour avant analyse.

En aval, durant les 80 premières minutes de vidange la fréquence de prélèvements est de cinq minutes (Tab. 17). L'ensemble de ces 16 prélèvements est regroupé avant analyse en triplicata. Ensuite les échantillons sont prélevés toutes les 30 minutes et l'ensemble des prélèvements journaliers sont regroupés avant analyse. Durant les cinq dernières heures de vidange les échantillons sont prélevés toutes les 15 minutes. Ces 20 prélèvements collectés durant la pêche sont regroupés avant analyse en triplicata.

Tab. 17 : Fréquence de prélèvement et d'analyses de l'eau au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.

Avancement de la vidange	Amont (point 1)			Aval (point 2)		
	fréquence de prélèvement	fréquence d'analyse	n	fréquence de prélèvement	fréquence d'analyse	n
t = 0 à t = 80 min				5 min	80 min	1×3
t = 80 min à t = 381 h	2 h	24 h	17	30 min	24 h	16
t = 381 h à t = 386 h				15 min	5 h	1×3

3.5.3.5 Estimation du débit et des flux en amont et en aval de l'étang.

Excepté le 28 février, les débits sont mesurés quotidiennement à l'aide d'une perche à intégration en amont et en aval de l'étang. Les débits du 28 février sont estimés à partir des moyennes des mesures du 27 février et du 1 mars 1998.

3.5.4 Vidange de l'étang de Lansquenet (34 ha).

Cet étang est régulièrement vidé en automne-hiver. La vidange étudiée est celle du mois de septembre 2000. La dernière vidange ayant précédé notre période d'observation datée du 16 décembre 1998. Exceptionnellement, cet étang n'a pas été vidé en 1999. La vidange étudiée débute le 24 septembre et dure 33 jours dont quatre demi-journées de pêche. Au cours de la vidange, les précipitations totales sont estimées à 92 mm à l'aide d'un pluviomètre situé à 200 m de l'étang et distant d'au moins 50 m de tout obstacle.

Durant la vidange, des prélèvements manuels sont réalisés avec une fréquence bihebdomadaire à 300 m en amont de l'étang (point 1) et à 20 m en amont de l'étang en rive droite (point 2) (Fig. 17). Une zone marécageuse sépare le point 1 de l'étang.

En aval, chaque analyse réalisée quotidiennement correspond au regroupement de 4 prélèvements réalisés à l'aide d'un échantillonneur automatique de type SIGMA 9000 à 40 m en aval de la digue (point 3).

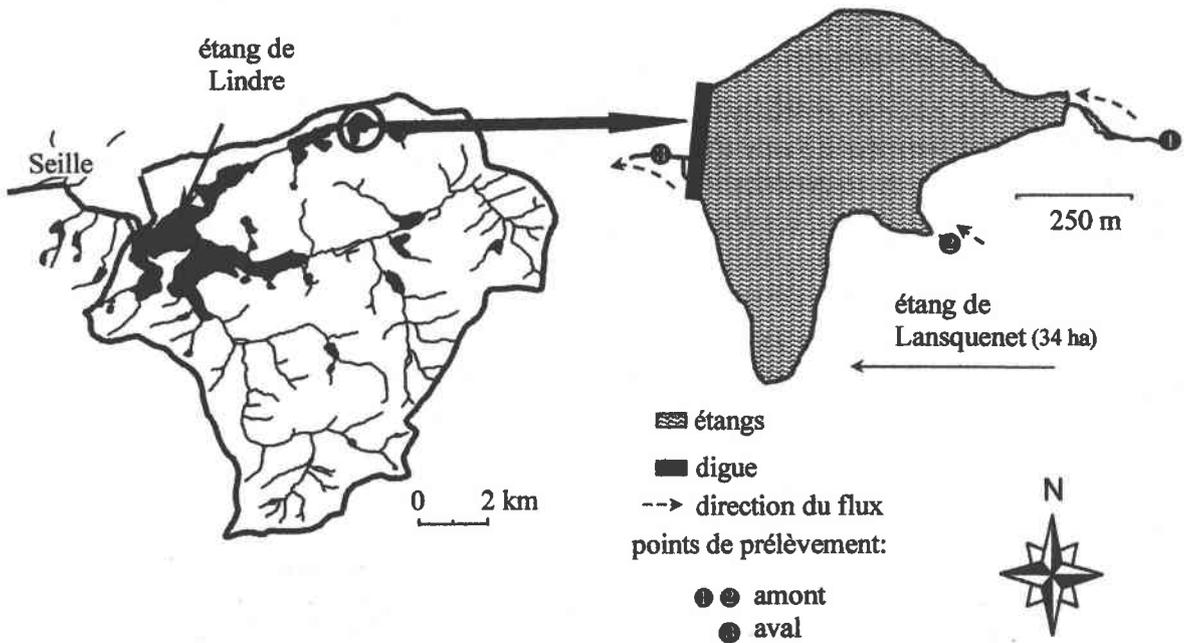


Fig. 17 : Localisation de l'étang de Lansquenet et des points de prélèvements.

3.5.5 Vidanges de l'étang de Zommange (66 ha).

Cet étang est régulièrement vidé en automne-hiver. Cet étang a la particularité d'être équipé d'une vanne de surface qui est ouverte préalablement à la vanne de fond lors des vidanges. Les vidanges étudiées sont celles de l'automne 1998 et l'étape de pêche de l'automne 1999. Chaque analyse correspond au regroupement de 4 prélèvements réalisés à l'aide d'un échantillonneur automatique de type SIGMA 9000 à 40 m en aval de la digue (point 1) (Fig. 18).

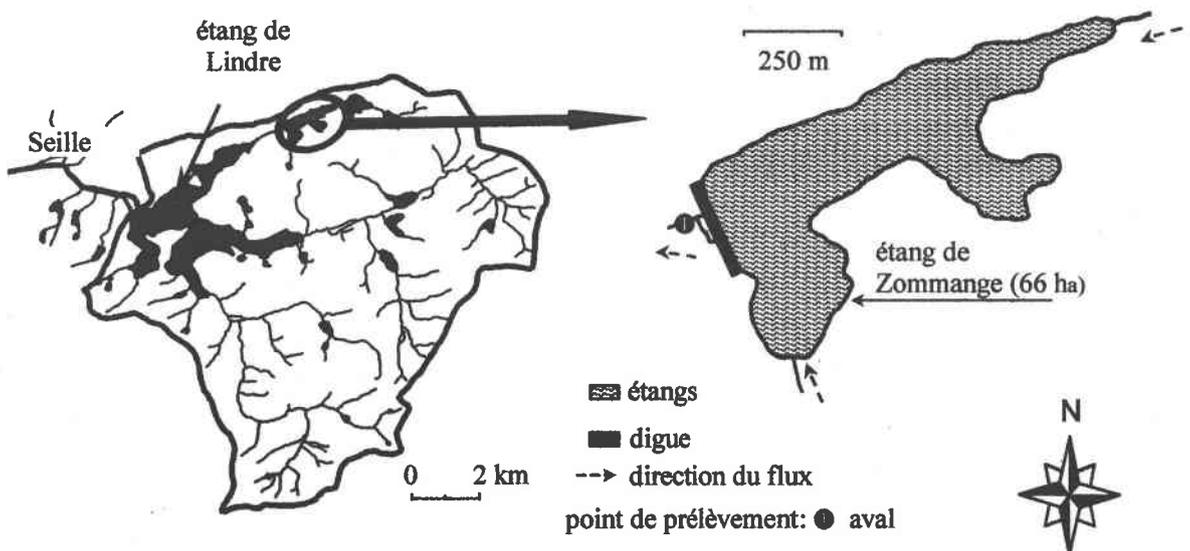


Fig. 18 : Localisation de l'étang de Zommange et des points de prélèvements.

3.5.5.1 Dates de vidange.

La qualité de l'eau exportée au cours de la vidange de l'étang de Zommange est suivie durant la totalité de la vidange en automne 1998 et durant la période de pêche en automne 1999.

En 1998, la vanne est ouverte le 9 septembre. Le niveau de pêche est atteint le 25 octobre et la pêche dure deux jours (26-27 octobre 1998). La durée totale de la vidange est donc de 49 jours.

En 1999, la vidange débute le 7 septembre et dure 37 jours. La pêche intervient les 12 et 13 octobre. Seuls ces deux derniers jours de vidange font l'objet d'investigations.

3.5.5.2 Précipitations.

Les précipitations au cours de ces vidanges sont obtenues à l'aide d'un pluviomètre positionné à environ 150 m de l'étang et distant de 50 m de tout obstacle. Le pluviomètre est relevé au minimum toutes les 72 heures et chaque jour durant les périodes de pêche. Les précipitations hors période de pêche durant la vidange de 1999 sont obtenues à partir de la station Météo France de Château-Salins distante de 18 km, la station de Lindre Basse n'étant plus en activité et la station de Dieuze étant située à proximité de bâtiments et d'arbres comme l'a mis en évidence L'Hôte (1967).

Au cours de vidanges de 1998 et 1999, les précipitations sont estimées respectivement à 142 et 62 mm dont 6 et 0 mm au cours des deux derniers jours de vidange.

3.5.5.3 Fréquence de prélèvement et de mesure de débit.

En 1998, au cours des trois premières heures de vidange, les échantillons sont analysés avec une fréquence de 30 minutes ($n=7$). Ensuite de une à quatre analyses d'eau sont effectuées chaque jour jusqu'à l'étape de pêche ($n=64$). Au cours de la pêche, trois échantillons sont analysés chaque jour. En 1999, quatre analyses d'eau sont effectuées le premier jour de pêche et six le second.

Les paramètres analysés sont les concentrations en MES, MVS, $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, $N-Nkj$, P de o-P, P-Ptot, Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , TAC, Chl *a*, Phéo, DBO_5 et DCO. En 1998 et 1999, les teneurs en oxygène dissous, la température et le pH au cours de la pêche sont relevés *in situ* avec une fréquence de 30 minutes, à un mètre en amont de la digue.

Les débits sont mesurés à l'aide d'une station de type MADOSOLO localisée au point LE3 situé 425 m en aval de la digue et 200 m en amont de l'étang de Lindre (Fig. 19).

3.5.6 Vidanges de l'étang de Lindre (620 ha).

Cet étang est subdivisé en trois parties par deux digues immergées. Cette fragmentation de l'étang permet de ne vidanger certaines années qu'une partie de l'étang. Cependant, au cours des trois années d'étude (1998, 1999, 2000), la totalité du volume d'eau de l'étang a été exporté vers l'aval. Au cours des vidanges, les exportations d'eau s'effectuent par les vannes de fond de l'étang. Les prélèvements d'eau exportée ont donc été réalisés au niveau du point de prélèvement LS5 (⑤, Fig. 19). Les apports d'eau au cours des vidanges n'ont été suivis qu'à titre indicatif au niveau des points de prélèvement LE1, LE2 et LE3 (①②③, Fig. 19). En effet, il est difficile d'établir un bilan entrées/sortie sur cet étang en cours de vidange car une fraction importante de l'eau d'alimentation de l'étang est retenue au niveau des digues immergées. Ces digues sont en effet refermées, lorsque les surfaces de l'étang situées en amont de celles-ci sont exondées, afin de réduire les apports d'eau durant la pêche de la partie aval de l'étang.

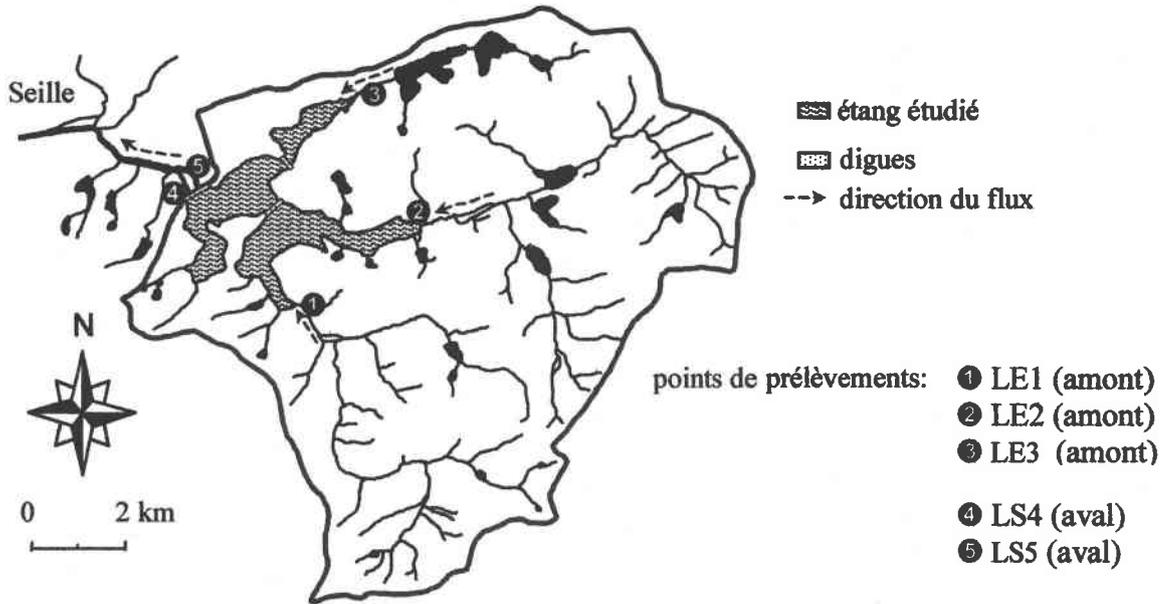


Fig. 19 : Localisation de l'étang de Lindre et des points de prélèvements.

3.5.6.1 Dates des vidanges et précipitations.

Le suivi de la qualité de l'eau exportée au cours de la phase de vidange de l'étang de Lindre est réalisé trois années successives en 1998, 1999 et 2000. Les précipitations au cours de ces vidanges sont obtenues à partir de la station météorologique de Château-Salins.

Vidange de 1998.

En 1998, la vidange de l'étang débute le 14 septembre. L'évacuation de l'eau se déroule en deux temps. Dans un premier temps, du 14 septembre au 28 novembre 1998 (76 premiers jours de vidange), le niveau de l'étang baisse mais des précipitations importantes (dont 54,5 mm le 28 octobre) retardent la date de pêche. Suite à une période de gel, le débit d'évacuation de l'eau est réduit le 29 novembre, entraînant une augmentation du niveau d'eau dans l'étang et empêchant alors la vidange complète de l'étang. Le gestionnaire propose alors de ne pas vidanger totalement l'étang mais de récolter la majeure partie du stock de poisson à l'aide de filets tractés à partir d'embarcations. Dans un second temps, une réduction des précipitations a permis d'envisager d'atteindre le niveau de pêche. Celui-ci est atteint le 7 janvier 1999, soit 116 jours après le début de la vidange. Les vannes de l'étang sont alors fermées, les apports d'eau provenant du bassin versant étant à nouveau trop importants, l'étang n'est pas totalement pêché. Les précipitations au cours de la totalité de la période de vidange atteignent 303 mm.

Vidange de 1999.

En 1999, la vidange débute le 1^{er} septembre et le niveau de pêche est atteint le 15 novembre 1999 (76^{ème} jour). Les vannes principales sont fermées le 25 novembre (86^{ème} jour). Afin de récolter le poisson, des passages de filets sont effectués jusqu'au 10 décembre (101^{ème} jour) alors que le débit moyen de l'eau en aval de l'étang est de 176 L.s⁻¹. De l'ouverture de la vanne au dernier jour de pêche, les précipitations sont estimées à 160,5 mm dont 37,5 mm durant la pêche.

Vidange de 2000.

En 2000, la vidange dure 112 jours, de l'ouverture des vannes le 1^{er} septembre au dernier passage de filet le 21 décembre. Cependant le niveau de pêche est atteint le 13 novembre (74^{ème} jour). Contrairement à la pêche de 1999 qui a duré 25 jours, la pêche de 2000 est prolongée suite à des apports d'eau plus importants qu'en 1999 liés à l'impossibilité de retenir totalement, au niveau des digues immergées, l'eau provenant du bassin versant. Du premier jour de vidange au 25^{ème} jour de pêche (8 décembre 2000), les précipitations atteignent 302 mm dont 75,5 mm durant la pêche.

3.5.6.2 Localisation et fréquence des prélèvements d'eau.

En amont de l'étang, les prélèvements de l'eau importée sont effectués avec une fréquence bimensuelle au niveau des points de prélèvements 1, 2 et 3 (Fig. 19). En 1998, les apports au niveau du point 3 sont estimés avec une fréquence beaucoup plus élevée durant la période correspondant à la vidange de l'étang de Zommange (Fig. 18).

Les échantillons d'eau sont prélevés en aval de l'étang au point LS5 situé à 20 m en aval des bassins de pisciculture, soit à environ 50 m en aval de la digue principale.

Les prélèvements sont effectués à environ 0,3 m au-dessus de la surface des sédiments à l'aide d'un échantillonneur automatique réfrigéré de type SIGMA 900.

Vidange de 1998.

Du 14 septembre au 28 novembre, l'ensemble des paramètres est estimé sur la totalité des échantillons analysés (n=55) a une fréquence minimale de trois jours (Tab. 18). Aucun prélèvement n'est cependant effectué durant la période du 29 septembre 1998 au 5 octobre 1998 suite à une défaillance du préleveur.

A partir du 29 novembre 1998 et jusqu'au 7 janvier 1999, seules les concentrations en MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot sont estimées sur l'ensemble des prélèvements (n=10) alors que les autres paramètres ne sont estimés qu'à partir de deux prélèvements complémentaires réalisés au mois de décembre.

Par conséquent, selon le paramètre étudié, de 57 à 67 analyses d'eau sont prises en compte pour l'estimation des flux.

Tab. 18 : fréquence de prélèvement et d'analyse de l'eau en aval de l'étang de Lindre au cours de la vidange de 1998.

Date (et avancement de la vidange)	fréquence de prélèvement (hh:mm)	fréquence d'analyse	n	paramètres analysés
15/09/98 (2 ^d j)	0:36	1/10 j	10	totalité *
16/09/98 (3 ^{ème} j)	0:36	1/5 j	5	totalité *
du 17/09 au 28/09 (4 ^{ème} -15 ^{ème} j)	2:00	1 j	12	totalité *
du 29/09 au 05/10 (16 ^{ème} -22 ^{ème} j)	arrêt SIGMA			
6/10/98 (23 ^{ème} j)	ponctuelle	ponctuelle	1	totalité *
7/10/98 (24 ^{ème} j)	arrêt SIGMA			
du 08/10 au 19/10 (25 ^{ème} -36 ^{ème} j)	2:00	2 j	6	totalité *
du 20/10 au 30/10 (37 ^{ème} -47 ^{ème} j)	2:00	1 j	11	totalité *
du 31/10 au 28/11 (48 ^{ème} -76 ^{ème} j)	2:00	3 j	10	totalité *
du 29/11/98 au 07/01/99 (77 ^{ème} -116 ^{ème} j)	6:00	4 j	10	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
mesures complémentaires : 87 ^{ème} et 100 ^{ème} j	ponctuelle	ponctuelle	2	totalité *

(*) : NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-Nkj, P de o-P, P-Ptot, Cl⁻, SO₄²⁻, TAC, Chl a, Phéo, DBO₅, DCO, MEST, MVS, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ et K⁺

Vidange de 1999.

Au cours de la vidange, 55 prélèvements d'eau sont analysés. La fréquence d'analyse minimale est de trois jours. Les paramètres sont estimés sur des échantillons regroupant des prélèvements réalisés avec une fréquence de deux heures (Tab. 19).

Tab. 19 : Fréquence de prélèvement et d'analyse de l'eau en aval de l'étang de Lindre au cours de la vidange de 1999.

Date (et avancement de la vidange)	fréquence de prélèvement (hh:mm)	fréquence d'analyse	n	paramètres analysés
du 01/09/99 au 09/10/99 (1 ^{er} -9 ^{ème} j)	02:00	2 j	5	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
du 10/09/99 au 01/11/99 (10 ^{ème} -62 ^{ème} j)	02:00	3 j	18	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
du 02/11/99 au 10/11/99 (t=62 à t=70 j)	02:00	1 j	9	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
du 11/11/99 au 23/11/99 (63 ^{ème} -84 ^{ème} j)	02:00	2 j	6	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
du 24/11/99 au 10/12/99 (85 ^{ème} -101 ^{ème} j)	02:00	1 j	17	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot

Vidange de 2000.

Au cours de cette vidange, 68 prélèvements d'eau sont analysés. La fréquence d'analyse minimale est de trois jours (Tab. 20). Aucun prélèvement n'est effectué du 10 au 14 novembre suite à une défaillance du préleveur automatique.

Tab. 20 : Fréquence de prélèvement et d'analyse de l'eau en aval de l'étang de Lindre au cours de la vidange de 2000.

Date (et avancement de la vidange)	fréquence de prélèvement (hh:mm)	fréquence d'analyse	n	paramètres analysés
du 01/09/00 au 23/09/00 (1 ^{er} -23 ^{ème} j)	02:00	3 j	7	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
du 24/09/00 au 09/11/00 (24 ^{ème} -70 ^{ème} j)	03:00	2 j	24	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot
du 10/11/00 au 14/11/00 (71 ^{ème} -75 ^{ème} j)	arrêt SIGMA			
du 15/11/00 au 21/12/00 (76 ^{ème} -112 ^{ème} j)	03:00	1 j	37	MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot

3.5.6.3 Estimation des débits et des flux.

Les débits en aval sont estimés à partir de la mesure en continue de hauteur d'eau à la station LS5 équipée de la station de mesure SIGMA 900. La relation hauteur d'eau/débit est établie à partir de mesures réalisées à l'aide de perches à intégration par le Centre d'Etude Géographique de l'Université de Metz (CEGUM).

Les débits en amont de l'étang sont estimés en continu à l'aide de stations de type MADOSOLO situés aux niveaux des points 2 et 3. Au niveau du point 1, les mesures de débit sont effectuées avec une fréquence bimensuelle.

Pour l'ensemble des périodes de vidange de 1998 et de 1999, nous disposons d'une estimation en continu du débit au point LS5 (Fig. 20). Au cours de la vidange de 2000, suite à

des défaillances de la station de mesures, nous ne disposons pas de mesure en continu du débit durant les périodes du 22 septembre au 03 octobre, du 01 novembre au 08 décembre et du 13 au 20 décembre 2000. Des mesures de débits complémentaires ponctuelles ont été réalisées les 14 novembre, 28 novembre et 20 décembre.

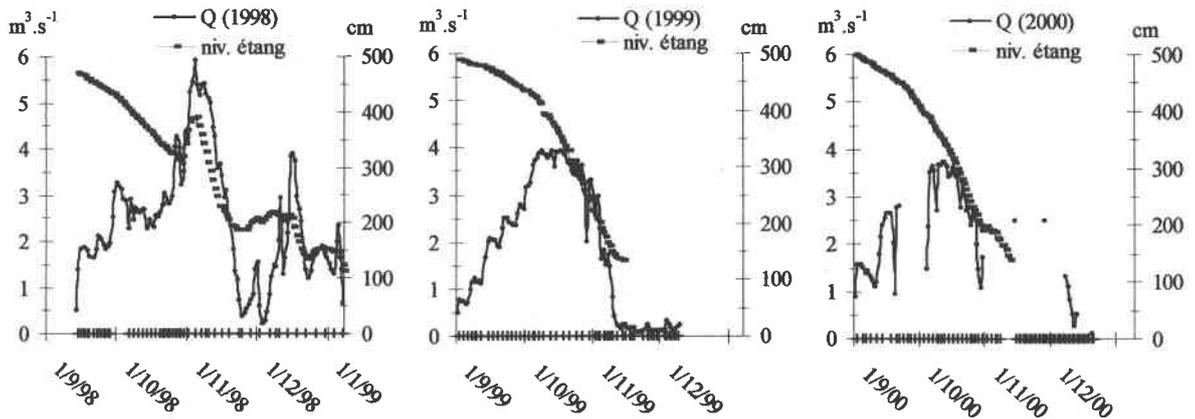


Fig. 20 : Débits moyens journaliers mesurés en aval de l'étang de Lindre et niveau d'eau au déversoir au cours des vidanges de 1998, 1999 et 2000. Les traits verticaux sur l'axe des abscisses représentent les dates d'analyse.

Pour chaque jour de vidange, le débit est estimé à partir de la mesure de débit en continu ou à partir de la moyenne de la mesure précédente et de la mesure suivante lorsqu'une mesure en continu n'est pas disponible.

La concentration moyenne de chaque jour de vidange est estimée à partir de l'échantillon analysé ce même jour ou à partir de la moyenne de la concentration des échantillons précédents et suivants si un échantillon journalier n'est pas disponible.

3.6 ASSEC.

Lorsque l'étang est pêché, la vanne est soit refermée aussitôt et l'étang peut alors se remplir à l'aide des eaux de précipitations et de ruissellement, soit laissée ouverte quelques jours, ce qui correspond à la période d'assec.

Au cours de cette phase, excepté pour l'étang de Zommange, l'ensemble des prélèvements est effectué à l'aide d'échantillonneurs automatiques de type SIGMA 9000. Chaque flacon analysé correspond à l'intégration de quatre prélèvements effectués avec une fréquence régulière.

3.6.1 Etang de Petit-Villers.

En 1997, la vanne est restée ouverte durant cinq jours. La fréquence d'analyse en amont et en aval de l'étang était de deux flacons par jour. Les débits sont mesurés chaque jour en amont et en aval. Les paramètres analysés sont les concentrations en MES, P-Ptot, N-Nkj, N-NO₃⁻ et N-NO₂⁻ dans l'eau.

En 1998, il n'y a pas eu de période d'assec.

3.6.2 Etang de Rorbach.

Au cours des vidanges étudiées, seule celle d'octobre 1999 a fait l'objet d'une journée d'assec. Durant cette période, deux mesures de débit et trois analyses d'eau ont été effectuées.

3.6.3 Etang de Grand-Villers.

En 1998, la période d'assec a duré 24 heures. En amont et en aval, trois analyses d'eau et deux mesures de débit ont été effectuées au cours de cette période.

3.6.4 Etang de Lansquenet.

Après la vidange de 2000, un véritable assec d'un an était envisagé. Suite à d'importantes précipitations et dans un objectif de limiter le flux d'eau vers les étangs aval, la vanne a été refermée. Au cours des 47 premiers jours d'assec, des prélèvements d'eau ont été effectués en aval de l'étang et analysés avec une fréquence minimale de deux jours. Cependant, aucun prélèvement n'a été effectué entre le 11^{ème} et le 19^{ème} jour. Les analyses réalisées sur ces prélèvements sont les concentrations en MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot.

3.6.5 Etang de Zommange.

En 1998, la vanne est restée ouverte durant 3 jours. Deux échantillons prélevés à l'aide d'un échantillonneur automatique et intégrant la qualité de l'eau durant la première journée d'assec sont analysés. Puis un échantillon est analysé au cours du second et du troisième jour. Le débit était mesuré en continu au niveau du point de prélèvement LE3. Les analyses effectuées sont identiques à celles réalisées durant la vidange.

Les précipitations très importantes (58 mm) observées au cours de la première nuit d'assec ayant provoqué un flux de vase, un remaniement du lit du ruisseau aval a été observé et ces débits ont été complétés par d'autres mesures. L'écoulement en aval était alors constitué de deux phases, une phase solide sous-jacente de plusieurs dizaines de centimètres sur laquelle s'écoulait une lame d'eau très chargée en MES. Une mesure de débit réalisée à la perche intégratrice et un prélèvement ont été effectués chaque jour séparément pour ces deux phases en complément des prélèvements automatiques.

Analyses :

Sur les échantillons prélevés dans la lame d'eau supérieure les analyses effectuées sont l'estimation des MES, MVS, N-Nkj, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ et P-Ptot selon les protocoles présentés précédemment (Tab. 12).

Les échantillons prélevés dans la lame de vase sont séchés à 105°C afin d'estimer la teneur en eau.

A partir des sédiments préalablement séchés à 105°C et finement broyés sont estimées :

- la teneur en MO par calcination à 525°C ;
- la teneur en Ptot par minéralisation acide ;
- la teneur en Ntot à l'aide d'un analyseur Thermoquest NA1500.

3.7 ORIGINE DES PARTICULES REMISES EN SUSPENSION AU COURS DE LA VIDANGE.

Afin de déterminer les zones préférentielles de dépôt et de mise en suspension des sédiments du fond au cours de la vidange, des profils transversaux de la hauteur d'eau de l'étang de Rorbach ont été effectués à l'aide d'une perche graduée et munie d'un détecteur infrarouge indiquant la pénétration du faisceau dans les sédiments. Trois profils ont été effectués la veille de la vidange d'octobre 1999 à 40, 200 et 300 m en amont de la digue. Les mesures ont été réalisées avec un pas de 4 m parallèlement à la digue.

Des tiges inox de 5 mm de diamètre ont été placées tous les 4 m sur ces transects à l'aide du détecteur infrarouge, de telle sorte que les sommets des tiges dépassent d'exactly 20 mm au-dessus des sédiments (Fig. 21). La zone du chenal, localisée sur le transect 20 m en

amont de la digue n'a pas fait l'objet de mesure, car l'équipement aurait perturbé le passage des seines lors de la pêche.

Le jour de la pêche, la hauteur moyenne du sédiment à proximité des tiges est comparée à celle initialement mesurée avant vidange. Cette hauteur moyenne après vidange est estimée à partir de la moyenne de quatre mesures réalisées sur un cercle de 20 mm de rayon, centré sur la tige inox. Ces mesures après vidanges ne sont pas réalisées à proximité immédiate de la tige car autour d'une tige de 5 mm de diamètre, le flux d'eau peut être perturbé sur une zone de 6 mm (Kozerski et Leuschner, 1999), par conséquent la position de l'interface eau-sédiment dans cette zone peut artificiellement être modifiée par la présence de la tige.

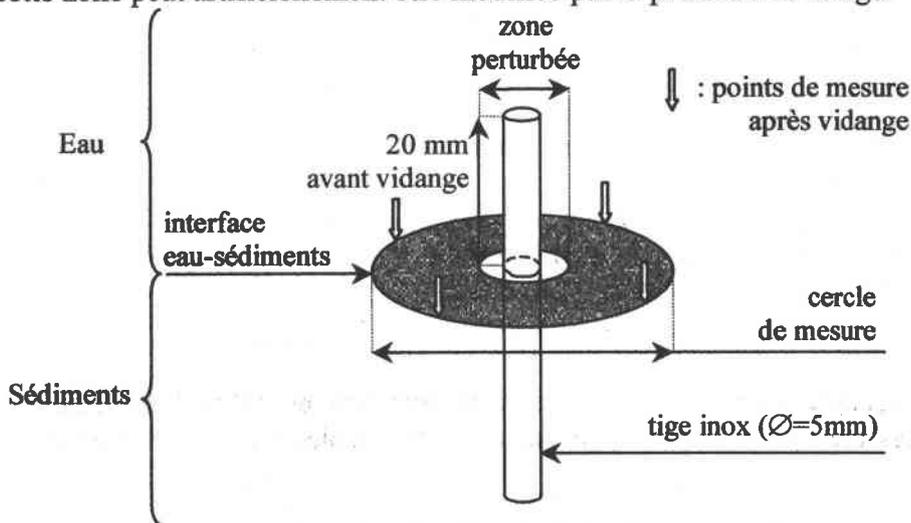


Fig. 21 : Schéma du protocole de localisation de l'interface eau-sédiment.

3.8 BILAN ANNUEL.

3.8.1 Estimation des débits et surfaces drainées.

Les débits sont estimés soit à l'aide d'une perche intégration, soit par le produit des sections mouillées du cours d'eau et de la vitesse de la lame d'eau ajusté d'un coefficient correcteur C dépendant de la hauteur moyenne de la lame d'eau (Tab. 13) (Yoo et Boyd, 1994). En aval des étangs de Rorbach et de Lansquenet, la présence d'échelles limnimétriques et de stations de type MADOSOLO permet de suivre avec une fréquence plus importante les variations de débit et de vérifier les débits estimés par les méthodes précédemment citées. La station MADOSOLO localisée en aval de l'étang de Lansquenet a cependant été endommagée suite à la tempête du 26 décembre 1999.

Les superficies en eau et des bassins hydrographiques sont estimées sur SIG en collaboration avec le Centre d'Etudes Géographiques de l'Université de Metz (CEGUM).

3.8.2 Etang de Petit-Villers.

3.8.2.1 Période d'étude et gestion piscicole.

La période d'étude débute le 10 avril 1997 lors de l'ouverture de la vanne située dans la digue afin de procéder à la vidange de l'étang. Après cette phase, la vanne est restée ouverte durant cinq jours et l'étang est laissé en assec. Le remplissage s'est opéré du 24 avril 1997 au 9 mai 1997. Au cours de cette période, aucune exportation d'eau vers l'aval n'est observée et les

seules pertes en eau sont liées aux fuites, à l'évaporation et à l'évapotranspiration. La période de production s'est terminée le 31 mars 1998 avec la vidange. La période d'étude se termine le 7 avril 1998, soit le dernier jour de la vidange de 1998.

3.8.2.2 *Prélèvements d'eau et analyses.*

Les échantillons d'eau sont collectés au point 1 situé 20 m en amont de l'étang et au point 2 situé 15 m en aval de la digue (Fig. 14). Les prélèvements sont effectués à l'aide d'échantillonneurs automatiques de type SIGMA 9000 à 30 cm au dessus des sédiments. Lorsque la lame d'eau est inférieure à cette distance, l'eau est collectée en surface.

Au cours des vidanges, la fréquence de prélèvement en amont et en aval est au minimum quotidienne (cf. Chapitre II ; Paragraphe 3.5.).

Durant l'assec, les échantillons d'eau sont collectés toutes les quatre heures. Les échantillons successifs sont regroupés par trois avant analyse afin de déterminer la qualité de l'eau avec une fréquence de 12 h.

Au cours du remplissage, un échantillon d'eau est analysé tous les 2 jours en amont et en aval et tous les 7 jours durant la phase de production. Ces échantillons correspondent au regroupement de trois prélèvements d'eau réalisés à 10h00, 12h00 et 14h00 le jour de la campagne.

Lors de chaque analyse sont déterminées les concentrations en MES, P-Ptot, N-Nkj, N-NO₂⁻ et N-NO₃⁻. Ces mesures sont effectuées selon les protocoles AFNOR (1994) et APHA (1976) (Tab. 12).

3.8.2.3 *Calculs des volumes d'eau apportés et exportés.*

Les volumes d'eau apportés et exportés de l'étangs sont calculés pour chaque période de j jours entre deux mesures, à partir de la moyenne (Q_i) des débits estimés respectivement au point 1 et 2 (Fig. 14) au cours de deux campagnes de mesures successives.

Le volume d'eau importé ou déchargé est obtenu par le produit du débit moyen (Q_i) par l'intervalle de temps (j-1) séparant deux prélèvements.

Plus de 96 % du bassin versant de l'étang de Petit-Villers sont localisés en amont du point de prélèvement 1. Les débits mesurés en ce point sont considérés comme représentatifs des apports d'eau alimentant l'étang.

3.8.3 **Étang de Rorbach et de Lansquenet.**

3.8.3.1 *Localisation des points de prélèvements.*

L'étang de Rorbach a une surface en eau estimée à 7 ha. Son bassin versant total a une superficie de 340 ha. Le ruisseau principal alimentant l'étang par le nord-est draine 85,3 % du bassin versant. La qualité de l'eau alimentant l'étang est estimée à partir d'échantillons d'eau collectés au point de prélèvement 1 situé sur ce tributaire (Fig. 22). Ce point est localisé sur un segment du ruisseau rectiligne et non végétalisé sur une distance de 12 m.

L'eau exportée de l'étang est analysée au niveau du point de prélèvement 2 localisé à 20 m en aval de la digue. Ce point est situé sur un segment du ruisseau, rectiligne sur une distance supérieure à 20 m. La végétation helophytique se développant sur cette partie de l'émissaire est régulièrement arrachée. La station de mesure de débit MADOSOLO localisée en ce point n'a pas été endommagée lors de la tempête du 26 décembre 1999. L'absence d'arbre à

proximité du ruisseau a de plus permis d'éviter un remaniement important du lit lié aux nombreux déracinements observés à cette occasion.

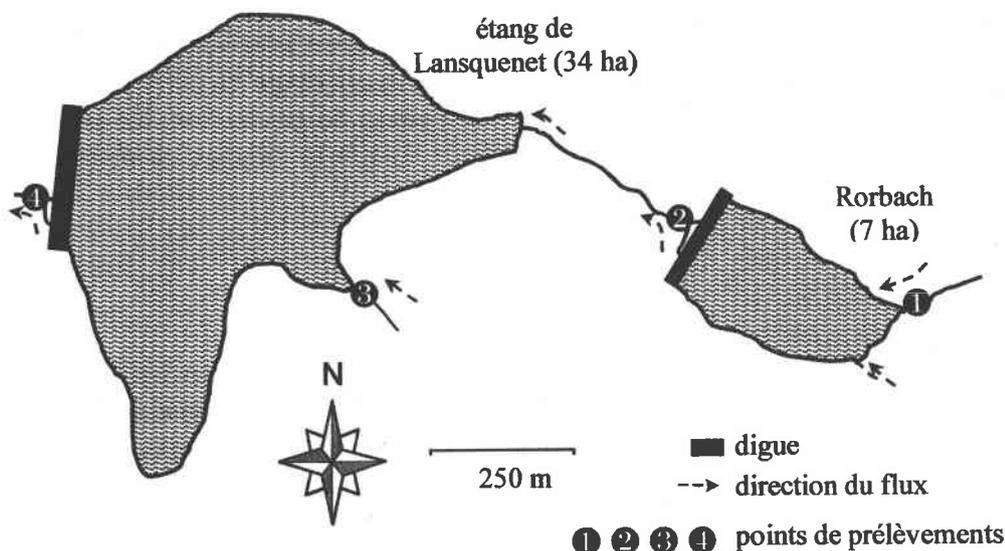


Fig. 22 : Carte de localisation des points de prélèvements d'eau en amont et aval des étangs de Rorbach et de Lansquenet.

L'étang de Lansquenet (34 ha) draine un bassin versant de 590 ha. Environ 58 % de cette surface est occupée par le bassin versant de l'étang de Rorbach. La qualité de l'eau provenant de cette partie du bassin versant est estimée à partir de prélèvements réalisés au point 2.

Le reste du bassin versant de l'étang de Lansquenet, dont 75 ha sont couverts de prairies (30 % de la surface), n'est drainé que par de très petits ruisseaux.

La qualité de l'eau provenant de cette partie du bassin est estimée à partir d'échantillons d'eau collectés au point de prélèvement 3 situé sur un petit ruisseau drainant 16 % du bassin versant (hors bassin versant de Rorbach). Le couvert prairial ne représente cependant que 15 % du bassin versant situé en amont du point 3.

3.8.3.2 Période d'étude et gestion piscicole.

La période d'étude débute le 1^{er} octobre 1999 et se termine le 22 septembre 2000. Les deux étangs sont pleins au 1^{er} octobre 1999. La période d'étude se termine alors que l'étang de Rorbach est totalement vide. Le 22 septembre 2000, le niveau de l'eau dans l'étang de Lansquenet est six centimètres au dessus du déversoir. Le volume d'eau dans l'étang est d'environ 435 000 m³.

Au cours de toute cette période, l'étang de Lansquenet n'a pas été vidé alors que l'étang de Rorbach a été vidé à trois reprises (13-19/10/1999, 2-20/03/2000 et 13-22/09/2000). L'étang de Rorbach n'est resté en assec que durant 21 heures après la vidange d'octobre 1999. Le remplissage faisant suite à cette vidange a duré 40 jours alors que 13 jours ont été nécessaires à remplir l'étang après la vidange de mars 2000. Malgré la durée importante du remplissage suite à la vidange d'octobre 1999, l'intégralité de la surface non recouverte d'helophyte a été submergée en moins de cinq jours.

3.8.3.3 Fréquence de prélèvement.

Au cours des phases de vidange et d'assec, les prélèvements aux points 1 et 2 sont réalisés avec une fréquence minimale quotidienne (cf. Chapitre II ; Paragraphes 3.5. et 3.6.). Les prélèvements aux points 1 sont effectués tous les 5 jours durant le remplissage de l'étang de Rorbach en octobre 1999 et tous les 2 jours au cours du remplissage de mars 2000. Au cours de cette phase, le débit au point 2 est nul. Durant les phase de production, les prélèvements (point 1 et 2) sont effectués toutes les deux semaines jusqu'à la vidange de mars 2000 puis toutes les semaines jusqu'à la fin de la période d'étude.

Lors de chaque analyse sont déterminées les concentrations en MES, MVS, P-Ptot, N-Nkj, N-NO₂⁻ et N-NO₃⁻. Ces mesures sont effectuées selon les protocoles AFNOR (1994) et APHA (1976) (Tab. 12).

Aux points de prélèvements 3 et 4, les échantillons sont collectés toutes les deux semaines du 1^{er} octobre 1999 au 20 mars 2000 puis avec une fréquence hebdomadaire jusqu'au 22 septembre 2000. Au cours de la première période, les concentrations en MES, MVS, P-Ptot, N-Nkj, N-NO₂⁻ et N-NO₃⁻ sont déterminées sur chaque échantillon. Après le 20 mars 2000, l'ensemble des paramètres n'est estimé que sur un échantillon sur deux. Seules les concentrations en MES et MVS sont estimées chaque semaine.

3.8.3.4 Calculs des volumes d'eau apportés et exportés.

Les estimations des volumes d'eau entrant et sortant des étangs étant basées sur des mesures ponctuelles de débit, le bilan entrée/sortie au niveau de l'étang peut être biaisé par la prise en compte de conditions hydrauliques exceptionnelles lors d'une campagne. Afin d'éviter ce biais, les volumes théoriques d'eau entrant dans l'étang de Rorbach et sortant de l'étang de Lansquenet ont été estimés en équilibrant le bilan d'eau en prenant en compte les pertes théoriques liées à l'évaporation et aux fuites.

Etang de Rorbach.

Les volumes d'eau (V_1) alimentant l'étang par le ruisseau principal sont calculés pour chaque période de j jours entre deux mesures, à partir de la moyenne (Q_1) des débits estimés au point 1 (Fig. 22) au cours de deux campagnes de mesures successives. Le volume d'eau importé est obtenu par le produit du débit moyen (Q_1) par l'intervalle de temps ($j-1$) séparant deux prélèvements selon le protocole recommandé par Moutin et al. (1998) pour l'étude des flux particuliers et dissous.

Le ruisseau principal d'alimentation de l'étang draine 85 % du bassin versant total de l'étang. Les apports totaux d'eau vers l'étang au cours d'une période d'étude donnée sont estimés selon deux méthodes :

- soit en considérant le débit spécifique du ruisseau principal d'alimentation comme représentatif de l'écoulement sur l'ensemble du bassin versant. Dans ce cas les entrées d'eau vers l'étang de Rorbach (V_{e-R}) sont estimées en divisant par 0,85 le volume d'eau (V_1) mesuré au point 1.
- soit en corrigeant les débits mesurés au point 1 par un facteur correctif F correspondant au volume entrant théorique ($V_{théo-e-R}$) divisé par le volume V_1 .

$$F = V_{théo-e-R} / V_1$$

$V_{théo}$ est estimé selon la formule suivante :

$$V_{théo-e-R} = V_2 + V_{diff} + V_{ETP} + V_{fuite}$$

- avec V_2 : Volume d'eau exportée de l'étang ;
 V_{diff} : Variation du volume de l'étang ;
 V_{ETP} : Volume d'eau évaporée ou évapotranspirée ;
 V_{fuite} : volume perdu par infiltrations.

V_{diff} est déterminé par le produit de la variation de hauteur d'eau dans l'étang par la superficie moyenne au déversoir (7,1 ha).

Les volumes d'eau (V_2) exportés de l'étangs sont calculés pour chaque période de j jours entre deux mesures, à partir de la moyenne (Q_2) des débits estimés au point 2 (Fig. 22) au cours de deux campagnes de mesures successives. Le volume d'eau déchargé est obtenu par le produit du débit moyen (Q_2) par l'intervalle de temps ($j-1$) séparant deux prélèvements.

V_{ETP} est obtenu à partir de l'indice de Penman calculé par la station météorologique Météo France de Château-Salins, appliqué sans facteur correctif à la superficie du plan d'eau. Les pertes d'eau par évaporation et évapotranspiration au niveau des étangs sont considérées comme équivalentes à l'ETP calculé.

V_{fuite} est obtenu par le produit de la superficie du plan d'eau (en ha) par le taux d'infiltration préconisé par Marcel (1996) soit $6 \text{ m}^3.\text{ha}.\text{j}^{-1}$ pour des plans d'eau anciens sur substrat argileux.

Etang de Lansquenet.

Entrées.

Les volumes d'eau V_2 alimentant l'étang de Lansquenet par le ruisseau principal correspondent aux volumes V_2 déchargés de l'étang de Rorbach situé en amont. Les volumes d'eau V_3 correspondent aux apports estimés au niveau du point de prélèvement 3.

- Les apports d'eau provenant des 42 % de la superficie totale du bassin versant non drainés par l'étang de Rorbach sont calculés en considérant le débit spécifique du ruisseau sur lequel est localisé le point 3, comme représentatif de l'écoulement sur l'ensemble du bassin versant restant. Les apports d'eau (V_{3e}) vers l'étang de Lansquenet (hors bassin versant de l'étang de Rorbach) sont estimés en divisant par 0,16 le volume d'eau (V_3) mesuré au point 3.

Les apports d'eau totaux alimentant l'étang de Lansquenet (V_{e-L}) sont alors obtenus par addition des apports V_2 provenant du bassin versant de l'étang de Rorbach et les apports V_{3e} considérés comme représentatifs des apports du reste du bassin versant.

$$V_{e-L} = V_2 + V_{3e}$$

Sorties.

Les exportations d'eau de l'étang de Lansquenet sont estimés selon deux méthodes :

- soit à partir de la moyenne (Q_4) des débits estimés au point 4 (Fig. 22) au cours de deux campagnes de mesures successives. Le volume d'eau (V_4) exporté est obtenu par le produit du débit moyen (Q_4) par l'intervalle de temps ($j-1$) séparant deux prélèvements. Le volume total exporté durant la période d'étude correspond à la somme des volumes exportés (V_4) au cours de la totalité des intervalles de temps.

- soit en corrigeant les débits mesurés au point 4 par un facteur correctif F_4 correspondant au volume exporté théorique au point 4 ($V_{\text{théo-4}}$) divisé par le volume V_4 .

$$F = V_{\text{théo-4}} / V_4$$

$V_{\text{théo-4}}$ correspond à la somme des apports moins les exportations (évaporation et infiltrations) et le volume d'eau retenu par le plan d'eau (différence de niveau). Il est estimé selon la formule suivante :

$$V_{\text{théo-4}} = (V_2 + V_{eL}) - (V_{\text{diff}} + V_{\text{ETP}} + V_{\text{fuite}})$$

- avec
- V_2 : Volume d'eau exportée de l'étang de Rorbach ;
 - V_{eL} : Volume d'eau apportée calculé à partir des apports au point 3 ;
 - V_{diff} : Variation du volume de l'étang
 - V_{ETP} : Volume d'eau évaporée ou évapotranspirée.
 - V_{fuite} : volume perdu par infiltrations

V_{diff} est déterminé par le produit de la variation de hauteur d'eau dans l'étang par la superficie moyenne au déversoir (34 ha).

V_2 est calculé comme précédemment.

V_{ETP} est obtenu à partir de l'indice de Penman calculé par la station météorologique Météo France de Château-Salins, appliqué sans facteur correctif à la superficie du plan d'eau. Les pertes d'eau par évaporation et évapotranspiration au niveau des étangs sont considérées comme équivalentes à l'ETP calculé.

V_{fuite} est obtenu par le produit de la superficie du plan d'eau (en ha) par le taux d'infiltration moyen préconisé par Marcel (1996) soit $6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha} \cdot \text{j}^{-1}$.

4 RESULTATS.

4.1 EXPORTATION DE MATIERE ET DE NUTRIMENTS AU COURS DE LA VIDANGE.

Sur l'ensemble des vidanges étudiées, six ont fait l'objet d'un suivi régulier de la teneur en O₂ dissous durant l'étape de pêche (vidange de Petit-Villers 1997 et 1998, de Rorbach novembre 1998, mars et octobre 1999 et de Zommange 1998). La teneur en O₂ n'a jamais été inférieure à 2 mg.L⁻¹.

4.1.1 Vidange de printemps de l'étang de Petit-Villers (2 ha).

Aucune précipitation n'est observée durant la vidange de 1997 alors qu'elles atteignent 50,5 mm en 1998, réparties selon le Tab. 21.

Tab. 21 : Précipitations observées au cours de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998.

Date	31/03/98	01/04/98	02/04/98	03/04/98	04/04/98	05/04/98	06/04/98	07/04/98
Précipitations (mm)	0	9	8,5	15	1	4	6	7

4.1.1.1 Qualité de l'eau exportée.

En 1997 et 1998, les concentrations moyennes en MES dans l'eau exportée sont élevées : respectivement 589 et 249 mg.L⁻¹ durant les deux premières heures de vidange (étape d'ouverture) et 1 521 et 4 073 mg.L⁻¹ durant les trois dernières heures (étape de pêche). Entre ces deux étapes de fortes concentrations en MES (Fig. 23), les concentrations moyennes en MES sont respectivement de 36 et 155 mg.L⁻¹ (étape d'évacuation de l'eau).

En absence de précipitation atmosphérique (1997), les concentrations en MES en amont sont systématiquement plus faibles qu'en aval. En 1998, en présence de pluie, elles sont plus importantes en amont durant les quatre premiers jours.

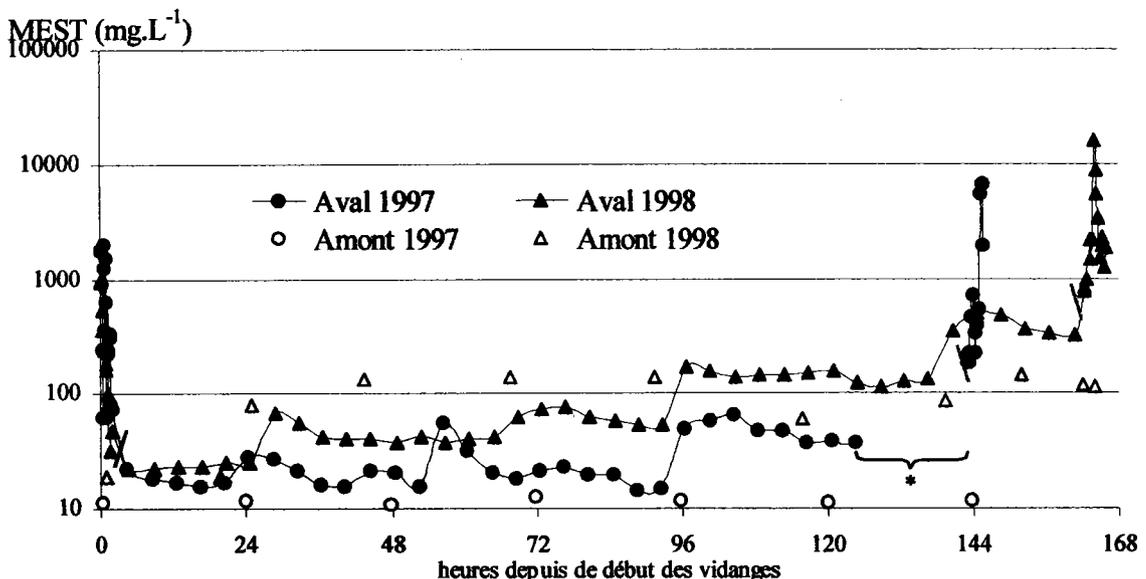


Fig. 23. Evolution des concentrations en MES dans l'eau en amont et en aval de l'étang au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers. Les symboles (/ et \) indiquent respectivement la fin de l'étape d'ouverture et le début de l'étape de pêche. Le signe * indique la période de fermeture de la vanne en 1997.

Les concentrations en P-Ptot, N-Ntot et N-Nkj dans l'eau exportée suivent la même tendance. Elles présentent des concentrations minimales au cours de l'étape d'évacuation (Fig. 24) et maximales au cours de la pêche.

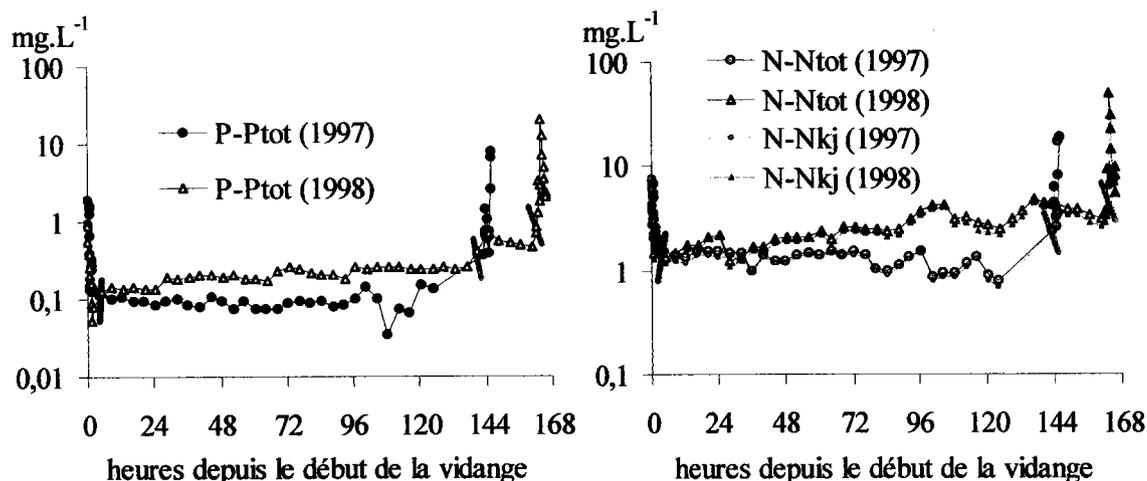


Fig. 24. Evolution des concentrations en P-Ptot, N-Ntot et N-Nkj dans l'eau exportée au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998. Les symboles (/ et \) indiquent respectivement la fin de l'étape d'ouverture et le début de l'étape de pêche.

Les concentrations en nitrites ne présentent pas d'évolution remarquable au cours de la vidange alors que les teneurs en nitrates suivent des évolutions très différentes en 1997 et 1998 (Fig. 25). Les autres paramètres suivis uniquement en 1997 (TAC, Conductivité, N-NH₄⁺, P de o-P) présentent quant à eux des maxima en fin de vidange (Fig. 26) excepté pour le pH pour lequel on observe des valeurs plus faibles en début et fin de vidange.

La température de l'eau au cours de l'étape de pêche était comprise entre 9,6 et 9,7°C en 1997 et 9,9 et 10,1°C en 1998. Au cours de ces deux années, les teneurs en O₂ dissous étaient en moyenne de 3,2 et 4,3 mg.L⁻¹ durant les trois dernières heures de vidange avec des minima de 2,8 mg.L⁻¹ en 1997 et 3,6 mg.L⁻¹ en 1998.

Les teneurs en ammoniacque non ionisée ne sont disponibles que pour l'année 1997. Elles sont calculées à partir de les formules proposées par Pihan et Landragin (1985), Billard (1995) et Francisco et al. (1999), et ont atteint au cours de l'étape de pêche un maximum de 0,010 mg.L⁻¹ sur une période de 35 minutes avec une moyenne de 0,006 mg.L⁻¹ sur trois heures.

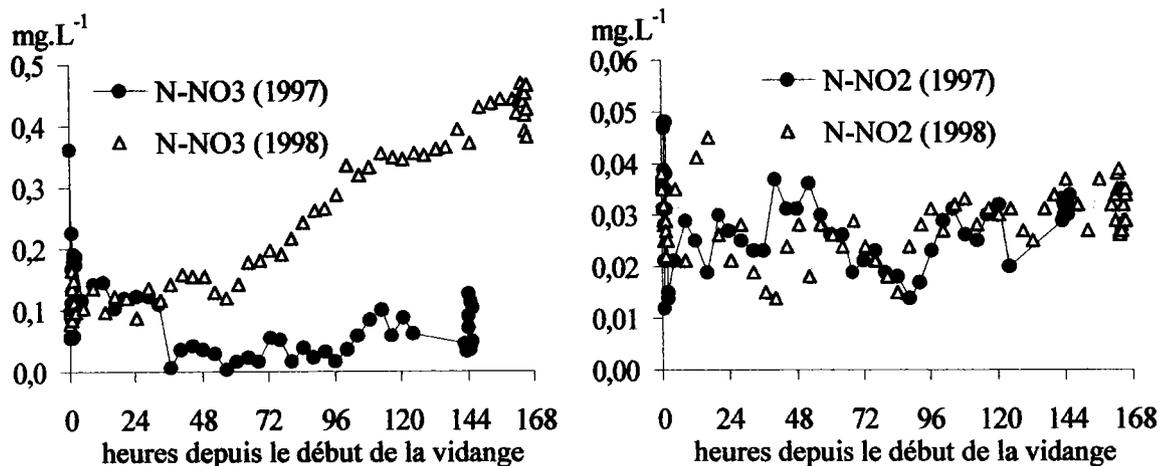


Fig. 25. Evolution des concentrations en nitrates et nitrites dans l'eau exportée au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.

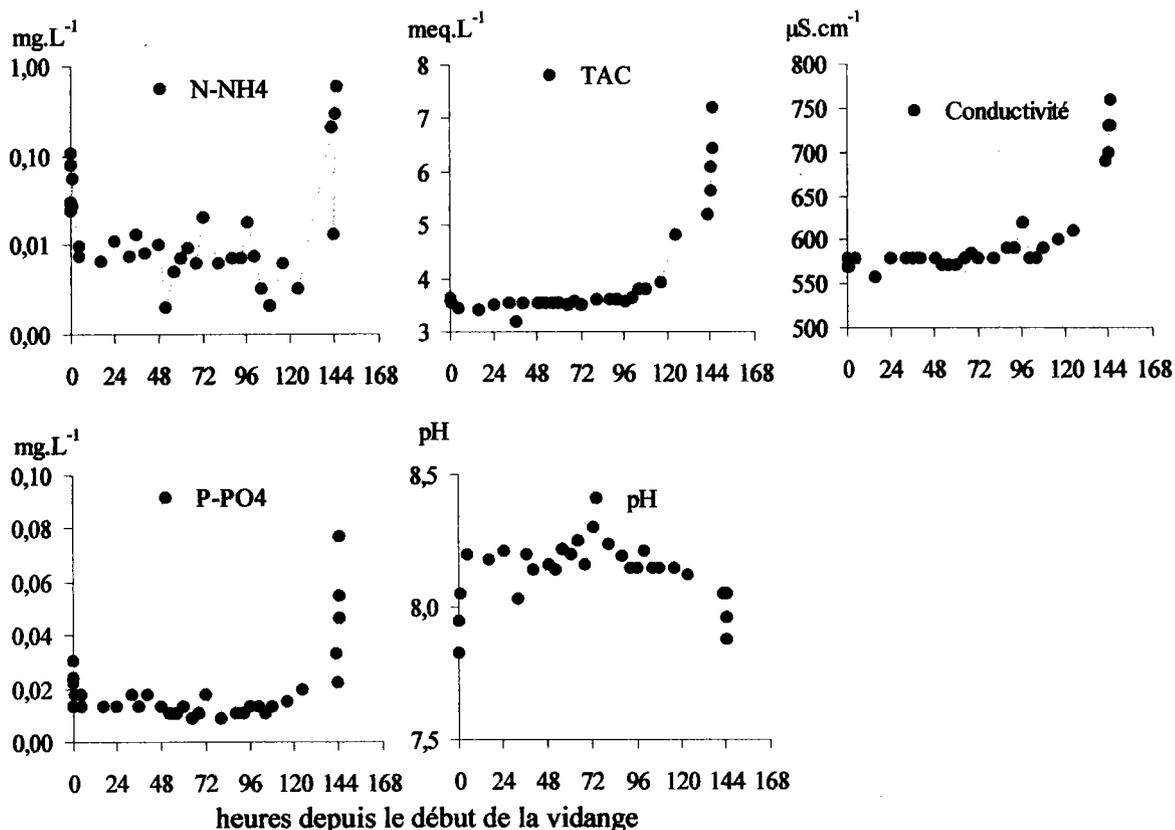


Fig. 26 : Evolution des concentrations en $N-NH_4^+$, P de o-P, TAC, Conductivité et pH dans l'eau exportée au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997.

Au cours des deux années, la teneur en matière organique des particules exportées évolue selon le même schéma (Fig. 27). Faible après l'ouverture de la vanne, elle atteint rapidement un maximum pour décroître progressivement durant la phase d'évacuation de l'eau et atteindre un minimum durant la pêche. Lors de la vidange, chaque modification de l'ouverture de la vanne est suivie d'une rapide baisse de la teneur en MO des particules.

Les particules exportées au cours des deux premières heures de vidange (étape d'ouverture) et au cours de la pêche ont une teneur moyenne en MO très significativement plus faible que durant le reste de la vidange (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,001$). La teneur moyenne en

MO des particules exportées durant les deux premières heures de vidange est significativement plus importante que durant l'étape de pêche (test de Kolmogorov-Smirnov, $n_1=17$, $n_2=12$, $p<0,05$) en 1997 mais n'est pas significativement différente en 1998 (test de Kolmogorov-Smirnov, $n_1=10$, $n_2=12$, $p>0,05$).

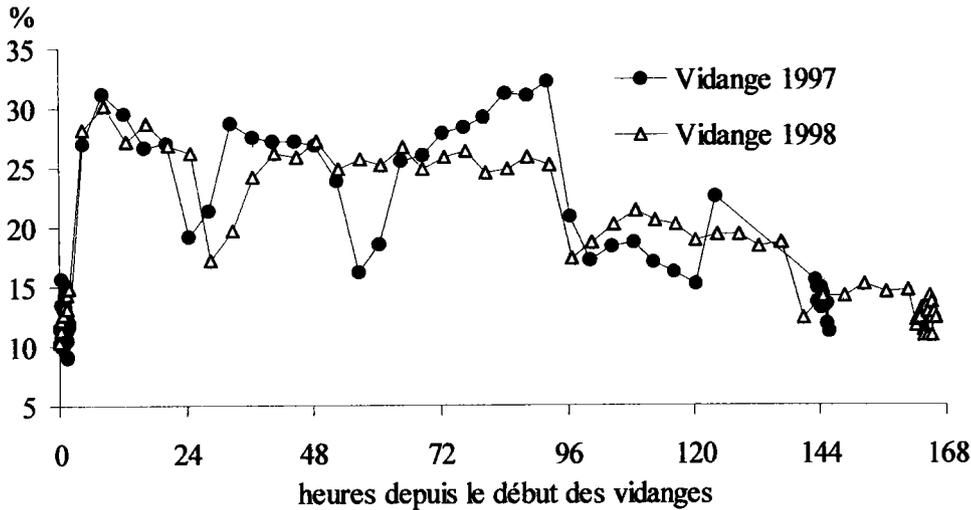


Fig. 27 : Evolution de la teneur en matière organique des particules exportées au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.

4.1.1.2 Estimation des flux.

La Fig. 28 montre le bilan d'exportation des MES ($MES_{point\ 2}$ en kg - $MES_{point\ 1}$ en kg) au niveau de l'étang en fonction du temps de vidange.

L'exportation massive de MES, N et P au cours des dernières heures de vidange est mise en évidence par la Fig. 29 qui montre le pourcentage cumulé des MES et éléments nutritifs exportés en fonction du pourcentage cumulé des volumes d'eau déchargés. Environ 2% des exportations du volume d'eau ont eut lieu durant la pêche alors que 41 et 32% des MES, 10 et 8% du N_{tot} et 30 et 25% du P_{tot} sont respectivement exportés durant cette étape en 1997 et 1998 (Fig. 29).

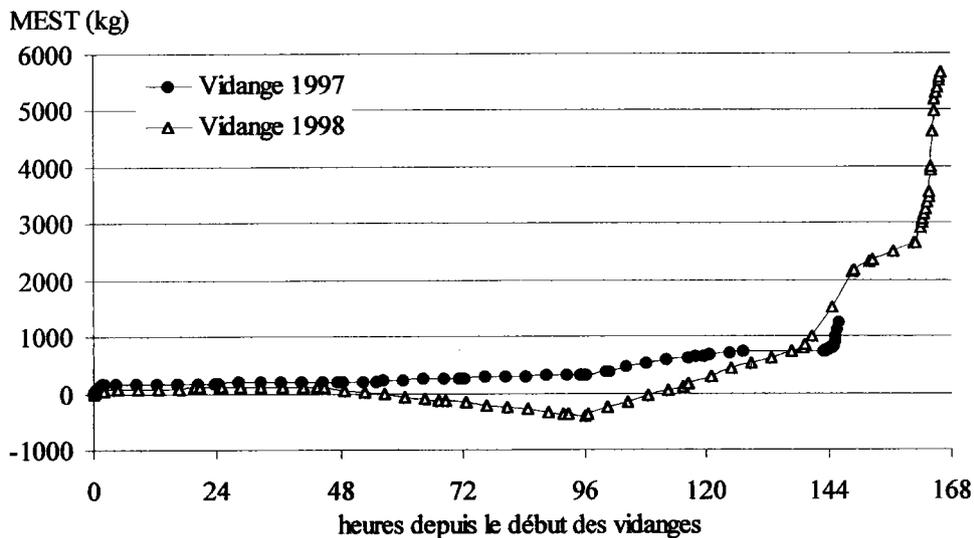


Fig. 28 : Balances de rétention-exportation des MES ($MES_{point\ 2}$ - $MES_{point\ 1}$) au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.

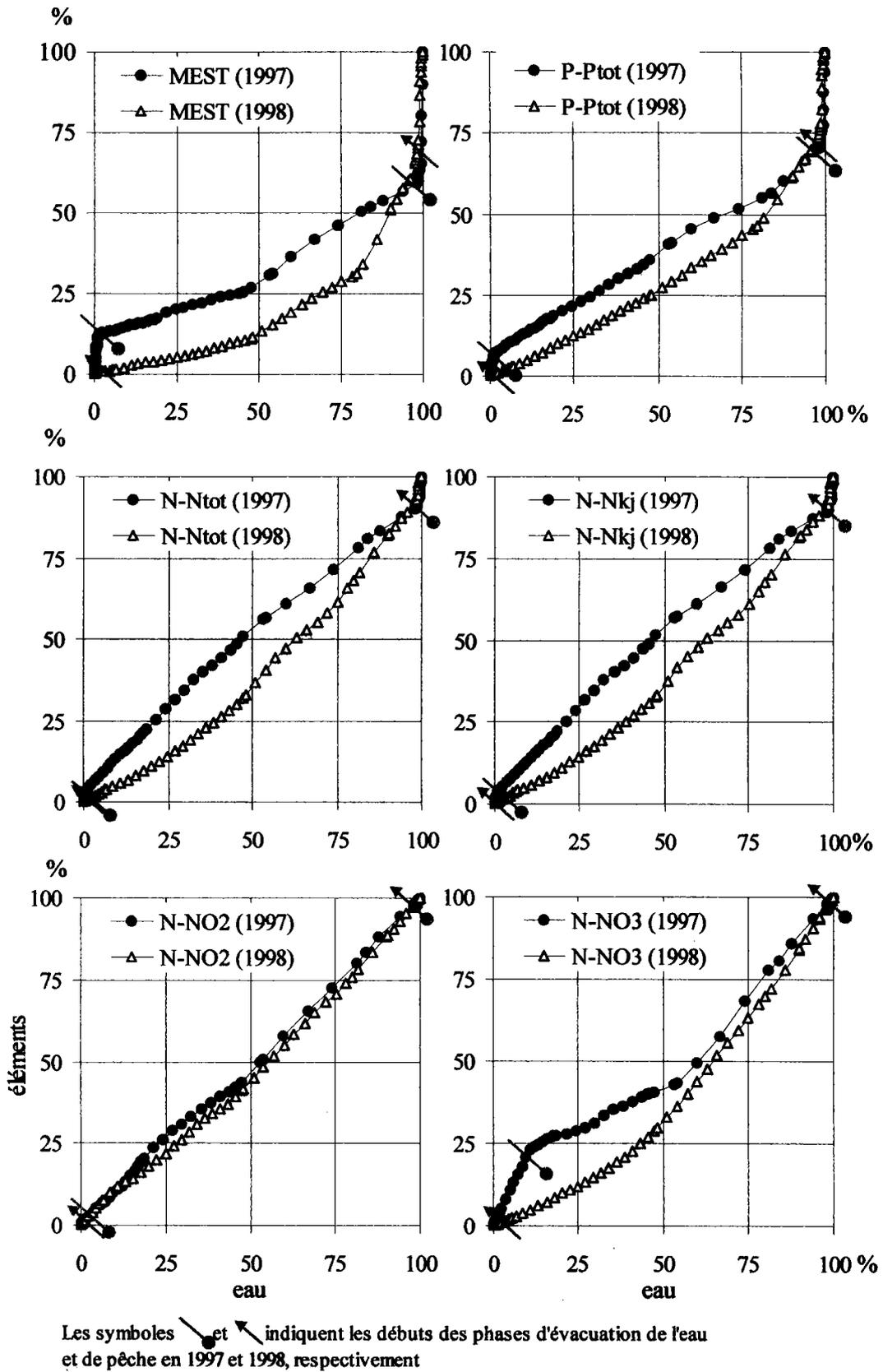


Fig. 29 : Pourcentage cumulé de MES et éléments nutritifs exportés au cours de la vidange en fonction du pourcentage cumulé du volume d'eau évacuée. $n_{1997} = 60$; $n_{1998} = 65$.

Les apports et exportations d'eau, de MES et de nutriments durant ces trois étapes de la vidange sont présentés dans les Tab. 22 et Tab. 23. Les bilans des importations et exportations au cours des vidanges de 1997 et 1998 montrent une décharge de matière plus de quatre fois supérieures en 1998 (Tab. 24).

Tab. 22 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs importés et exportés de l'étang de Petit-Villers durant la vidange de 1997.

		Ouverture	Evacuation		Pêche	Total
		t=0 à t=2h	t=2h à t=127 h	t=127 h à t=143 h	t=143 h à t=146 h	t=0 à t=146 h
Point 1 (Amont) ^a	Eau (m ³)	13	850		14	877
	MES (kg)	0,1	9,7		0,2	10,0
	Ntot (kg)	0,01	0,85		0,02	0,88
	Ptot (kg)	0,00	0,05		0,00	0,05
	N-NO ₃ (kg)	0,003	0,214		0,005	0,222
Point 2 (Aval)	Eau (m ³)	270	16 260	0	340 ^b	16 870
	MES (kg)	159	585	0	517	1 261
	Ntot (kg)	0,97	19,2	0	2,29	22,5
	Ptot (kg)	0,17	1,52	0	0,71	2,4
	N-NO ₃ (kg)	0,039	0,95	0	0,022	1,01

a : Apports prenant en compte 96 % du bassin versant ; b : Volume estimé à partir de mesures bathymétriques.

Tab. 23 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs importés et exportés de l'étang de Petit-Villers durant la vidange de 1998.

		Ouverture	Evacuation	Pêche	Total
		t=0 à t=2h	t=2h à t=163 h	t=163 h à t=166 h	t=0 à t=166 h
Point 1 (Amont) ^a	Eau (m ³)	17	17 873	249	18 139
	MES (kg)	0	2 076	28	2 104
	Ntot (kg)	0,02	34,36	0,47	34,9
	Ptot (kg)	0,00	2,72	0,04	2,76
	N-NO ₃ (kg)	0,004	8,473	0,119	8,6
Point 2 (Aval)	Eau (m ³)	249	33 879	601 ^b	34 729
	MES (kg)	62	5 254	2 448	7 764
	Ntot (kg)	0,58	98,20	9,15	107,9
	Ptot (kg)	0,07	9,58	3,28	12,93
	N-NO ₃ (kg)	0,029	9,210	0,260	9,5

a : Apports prenant en compte 96 % de la surface du bassin versant.

b : Somme du volume estimé à partir de mesures bathymétriques et des apports mesurés en amont.

Tab. 24 : Bilan entrée/sortie des MES et nutriments au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.

		MES (kg)	N-Ntot (kg)	P-Ptot (kg)	N-NO ₃ ⁻ (kg)
1997	Bilan*	1 251	21,6	2,3	0,72
	Bilan* .ha ⁻¹	625	10,8	1,2	0,39
1998	Bilan*	5 660	73	10,2	0,90
	Bilan* .ha ⁻¹	2 830	36,5	5,1	0,45

* : Apports prenant en compte 96 % de la surface du bassin versant.

4.1.2 Vidange de l'étang de Rorbach (7 ha).

4.1.2.1 Vidange de novembre 1998 (durée : 7 jours ; p : 6,5 mm).

Les concentrations des différents paramètres durant les 168 premières heures de la vidange de Rorbach en novembre 1998 (n=9) ainsi que durant la pêche (n=1) sont présentées dans le Tab. 25. Comme observé lors des vidanges de l'étang de Petit-Villers, les concentrations en MES, Nkj, Ptot et NH_4^+ ainsi que le TAC et la conductivité sont plus élevés durant l'étape de pêche. L'ensemble des anions (Cl^- , SO_4^{2-}), cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et pigments chlorophylliens (Chl *a*, phéopigments) présente également des concentrations plus importante en fin de vidange.

Les concentrations durant la pêche ne sont cependant estimées qu'à partir d'un échantillon unique (regroupant quatre prélèvements), il n'est alors pas possible de déterminer si les variations observées sont significatives.

Au cours de l'étape de pêche, la température de l'eau était de 7,7°C et le pH de 7,6 en moyenne. Les teneurs en ammoniacque non ionisée au cours de l'étape de pêche ont été estimées à 0,005 mg.L⁻¹ en moyenne sur trois heures.

Tab. 25 : Concentrations moyennes dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation (E.) de l'eau et de pêche durant la vidange de l'étang de Rorbach en novembre 1998.

Etape	MES (mg.L ⁻¹)	MO (%)	N-Nkj (mg.L ⁻¹)	P-Ptot (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ⁺	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)
E.	218,0	13,7	1,411	0,416	0,381	0,026	0,215
Pêche	1231,0	11,3	5,12	2,564	0,38	0,037	0,812

	P de o-P (mg.L ⁻¹)	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DCO (mg.L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	TAC (meq.L ⁻¹)
E.	0,090	4,7	73,5	6,8	62,8	2,32
Pêche	0,251	24	291	12,5	132	7,24

	Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	K ⁺ (mg.L ⁻¹)	Chl <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	Phéo (µg.L ⁻¹)
E.	35,7	23,1	3,4	1,8	3,4	12,2
Pêche	99	61,6	6,4	3,0	28,2	50,6

4.1.2.2 Vidange de mars 1999 (durée : 12 jours ; p : 36 mm).

Les concentrations moyennes des différents paramètres sont présentées dans le Tab. 26. Excepté la matière organique, tous les éléments analysés présentent des teneurs plus élevées au cours de la pêche.

Au cours de l'étape de pêche, la température de l'eau était de 7,8°C et le pH de 8,1 en moyenne. Les teneurs en ammoniacque non ionisée au cours de l'étape de pêche sont estimées à 0,009 mg.L⁻¹ en moyenne sur cinq heures.

Tab. 26 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en mars 1999.

Etape		MES (mg.L ⁻¹)	MO (%)	N-Nkj (mg.L ⁻¹)	P-Ptot (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ⁺	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Amont	Total	75,4	9,2	0,881	0,181	-	-
Aval	Evacuation	69,0	13,2	0,832	0,160	0,382	0,022
	Pêche	1169	11,2	6,51	1,524	0,278	0,045

		N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	P de o-P (mg.L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	TAC (meq.L ⁻¹)
Amont	Total	-	-	-	-	-
Aval	Evacuation	0,057	0,035	7,42	45,0	2,05
	Pêche	0,421	0,112	15,03	130	6,20

Les apports et exportations de MES et de nutriments durant l'ensemble de la vidange sont présentés dans le Tab. 27. Les apports provenant du bassin versant au cours de la vidange représentent plus de la moitié des masses de MES, N-Nkj et P-Ptot exportés vers l'aval au cours de cette même période.

Tab. 27 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange de mars 1999.

Etape		Eau (m ³)	MES (kg)	MVS (kg)	N-Nkj (kg)	P-Ptot (kg)	N-NO ₃ ⁻ (kg)	N-NO ₂ ⁻ (kg)
Amont	Total*	68 100	5 138	473	60,0	12,3	-	-
Aval	Evacuation	125 110	8 637	1 144	104	20	47,8	2,8
	Pêche	1 000	1 169	131	6,5	1,5	0,3	0,05
	Total	126 110	9 806	1 275	111	22	48,1	2,8

		N-NH ₄ ⁺ (kg)	P o-P (kg)	Cl ⁻ (kg)	SO ₄ ²⁻ (kg)	TAC (eq)
Amont	Total*	-	-	-	-	-
Aval	Evacuation	7,2	4,4	929	5 633	257
	Pêche	0,4	0,11	15	130	6,2
	Total	7,6	4,5	944	5 763	263

* : Apports ne prenant en compte que 85 % de la surface du bassin versant de l'étang.

4.1.2.3 Vidange d'octobre 1999 (durée : 3 jours (+3 jours) ; p : 0 mm).

Les concentrations moyennes des différents paramètres sont présentées dans le Tab. 28. Lors de l'ouverture de la vanne, les concentrations moyennes durant les cinq premières minutes étaient de 672 mg.L⁻¹ puis de 616 mg.L⁻¹ durant les cinq minutes suivantes et n'étaient plus que de 233 mg.L⁻¹ 20 minutes après l'ouverture de la vanne. Les concentrations maximales en MES sont observées au cours de l'étape de pêche avec des concentrations de 1200 mg.L⁻¹.

Au cours de l'étape de pêche, la température de l'eau était de 11,6°C et le pH de 8,0 en moyenne. Les teneurs en ammoniacque non ionisée au cours de l'étape de pêche ont été estimées à 0,014 mg.L⁻¹ en moyenne sur trois heures avec un maximum de 0,018 mg.L⁻¹ sur 30 minutes.

Tab. 28 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'ouverture, d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en octobre 1999.

Etape	MES (mg.L ⁻¹)	MO (%)	N-Nkj (mg.L ⁻¹)	P-Ptot (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ⁺	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Ouverture	259,4	14,1	1,459	0,376	0,244	0,017
Evacuation	103,0	21,2	1,105	0,306	0,196	0,009
Pêche	1 234	15,5	5,712	2,321	0,280	0,026

	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	P de o-P (mg.L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	TAC (meq.L ⁻¹)	DCO (mg.L ⁻¹)
Ouverture	0,063	0,107	16,8	161,5	4,41	46,7
Evacuation	0,109	0,102	16,9	173,5	4,70	39,0
Pêche	0,630	0,154	20,0	206,0	5,76	167

Les exportations de MES et de nutriments durant l'ensemble de la vidange, sont présentées dans le Tab. 29. Les exportations d'eau, de MES, de Ptot et de Nkj au cours des 100 premières minutes de vidanges ont représenté respectivement 3,3%, 6,9%, 3,7% et 4,1% des exportations totales alors que respectivement 1,6%, 15,8%, 10,9% et 7,7 % ont été exportés au cours de la pêche.

Tab. 29 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange d'octobre 1999.

Etape		Eau (m ³)	MES (kg)	MVS (kg)	N-Nkj (kg)	P-Ptot (kg)	N-NO ₃ ⁻ (kg)	N-NO ₂ ⁻ (kg)
Amont	Total*	0						
Aval	Ouverture	1 773	460	65	2,6	0,7	0,43	0,03
	Evacuation	51 430	5 297	1 123	56,8	15,8	10,1	0,48
	Pêche	850	1 049	163	4,9	2,0	0,24	0,02
	Total	54 053	6 806	1 351	64,3	18,4	10,7	0,54

		N-NH ₄ ⁺ (kg)	P de o-P (kg)	Cl ⁻ (kg)	SO ₄ ²⁻ (kg)	TAC (eq)	DCO (kg)
Amont	Total*	0					
Aval	Ouverture	0,11	0,19	30	286	78	83
	Evacuation	5,6	5,2	870	8 926	2 419	2 006
	Pêche	0,54	0,13	17,0	175	49	142
	Total	6,3	5,6	917	9 387	2 547	2 231

* : Apports ne prenant en compte que 85 % de la surface du bassin versant de l'étang.

4.1.2.4 Vidange de mars 2000 (durée 18 jours ; p : 20 mm).

Les concentrations moyennes des différents paramètres sont présentées dans le Tab. 30. Les teneurs moyennes en MES, Nkj et Ptot sont plus de quatre à huit fois supérieures au cours de la pêche alors que les teneurs en nitrates et nitrites diffèrent peu.

Tab. 30 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en mars 2000.

Etape	MES (mg.L ⁻¹)	MO (%)	N-Nkj (mg.L ⁻¹)	P-Ptot (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ⁺	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Evacuation	38,0	17,3	0,780	0,136	0,288	0,024
Pêche	311,8	15,7	3,854	0,652	0,268	0,026

Les exportations de MES et de nutriments durant l'ensemble de la vidange sont présentées dans le Tab. 31.

Tab. 31 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange mars 2000.

Etape		Eau (m ³)	MES (kg)	MVS (kg)	N-Nkj (kg)	P-Ptot (kg)	N-NO ₃ ⁻ (kg)	N-NO ₂ ⁻ (kg)
Amont	Total*	20 390	656	103	17,7	2,96	6,4	0,08
Aval	Evacuation	74 326	2 828	489	58	10,1	21,4	1,77
	Pêche	500	156	24,5	1,9	0,33	0,13	0,01
	Total	74 826	2 984	513	59,9	10,4	21,5	1,79

* : Apports ne prenant en compte que 85 % de la surface du bassin versant de l'étang.

4.1.2.5 Vidange de septembre 2000 (durée : 6 jours (+3 jours) ; p : 36 mm).

Les concentrations moyennes des différents paramètres sont présentées dans le Tab. 32. L'eau exportée durant la pêche présente des teneurs en MES, Nkj, Ptot mais également en nitrites plus importantes.

Tab. 32 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en septembre 2000.

Etape	MES (mg.L ⁻¹)	MO (%)	N-Nkj (mg.L ⁻¹)	P-Ptot (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ⁺	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Evacuation	54,1	14,1	0,990	0,198	0,383	0,016
Pêche	914,0	9,8	3,710	1,254	0,413	0,031

Les exportations de MES et de nutriments durant l'ensemble de la vidange sont présentées dans le Tab. 33.

Tab. 33 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange de septembre 2000.

Etape		Eau (m ³)	MES (kg)	MVS (kg)	N-Nkj (kg)	P-Ptot (kg)	N-NO ₃ ⁻ (kg)	N-NO ₂ ⁻ (kg)
Amont	Total*	13 190	665	82,12	14,4	2,23	3,1	0,06
Aval	Evacuation	69 000	3 731	526	68,3	13,7	26,46	1,09
	Pêche	500	457	44,7	1,9	0,63	0,21	0,02
	Total	69 500	4 188	571	70,2	14,3	26,7	1,11

* : Apports ne prenant en compte que 85 % de la surface du bassin versant de l'étang.

4.1.3 Vidange de l'étang de Grand-Villers (14 ha).

Les précipitations les plus importantes sont observées le 7^{ème} et 10^{ème} jour de vidange (Tab. 34).

Tab. 34 : Précipitations observées au cours de la vidange.

Date	du 24			du 01					du 08			
	au	27/02	28/02	au	03/03	04/03	05/03	06/03	07/03	au	11/03	12/03
	26/02			02/03						10/03		
Précipitations (mm)	0	2	2	0	3	8	1	0	8	0	1	0

4.1.3.1 Qualité de l'eau exportée.

L'ensemble des paramètres étudiés présente des concentrations maximales au cours de l'étape de pêche (Fig. 31).

Au cours de la pêche, la température de l'eau est de 7,8°C et le pH de 8,1 en moyenne. Les teneurs en ammoniacque non ionisée, calculées à partir de la formule proposée par Francisco et al. (1999), au cours de l'étape de pêche sont estimées à 0,011 mg.L⁻¹ en moyenne sur cinq heures.

A partir de la 72^{ème} heure de vidange, une diminution de la teneur en MO des particules exportées et du rapport P-Ptot/MES est observable durant les 13 derniers jours de vidange (Fig. 30). Le rapport N-Nkj/MES présente une diminution plus marquée durant quatre jours et se stabilise durant les derniers jours.

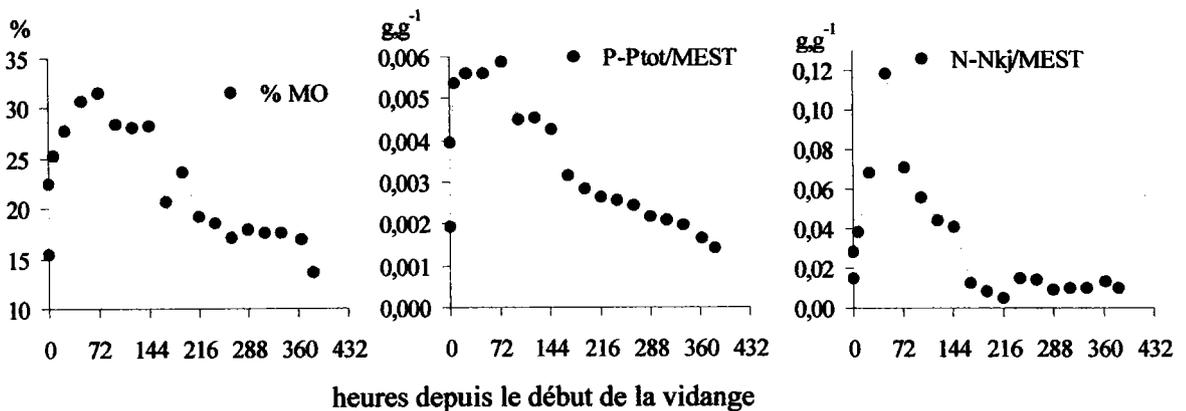


Fig. 30 : Evolution des rapports P-Ptot/MES, N-Nkj/MES et de la teneur en MO des particules dans l'eau exportée au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.

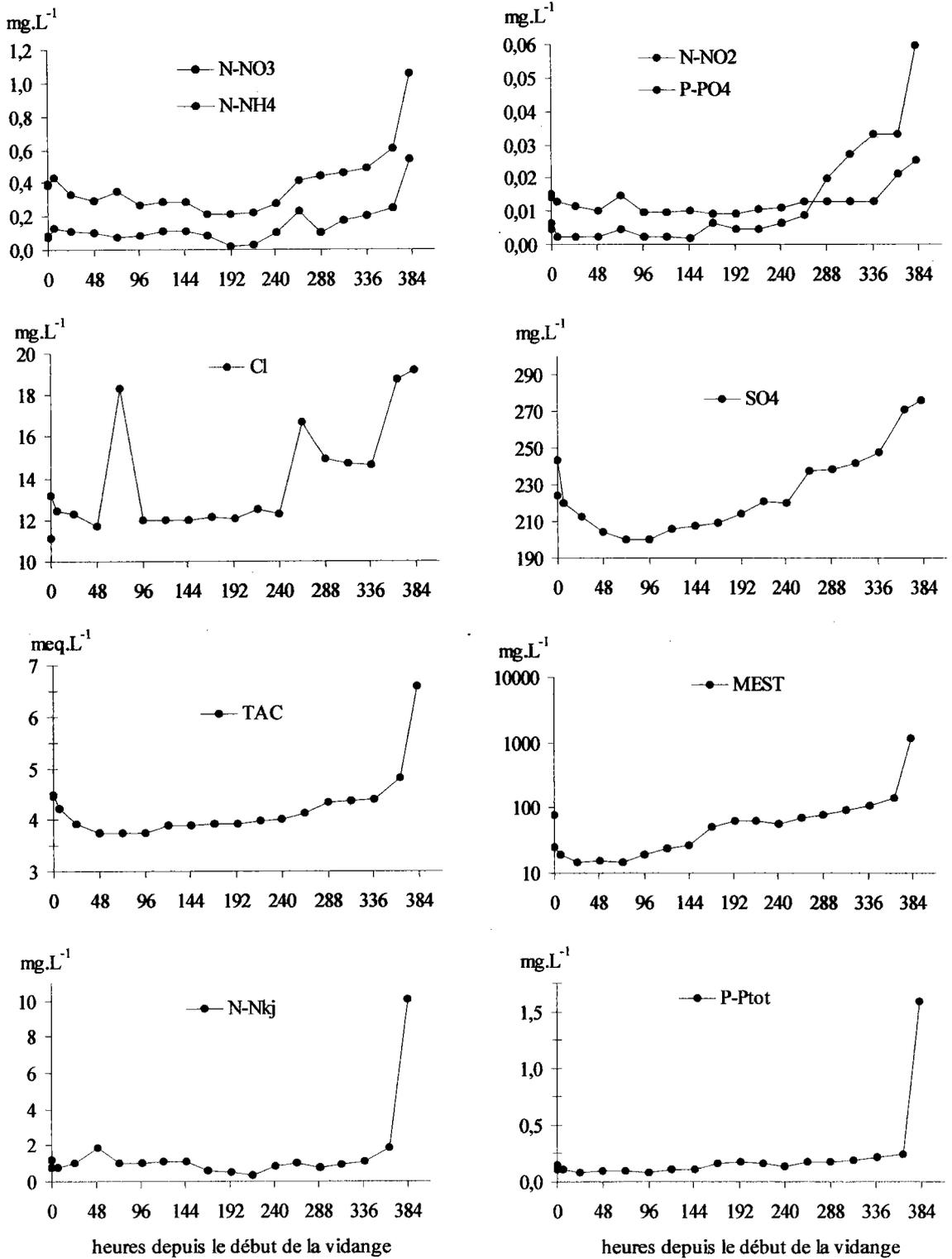


Fig. 31 : Evolution des différents paramètres analysés au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.

4.1.3.2 Estimation des flux.

Les apports et exportations de MES et de nutriments durant l'ensemble de la vidange sont présentés dans le Tab. 35. Au cours de cette vidange, 183 500 m³ d'eau sont exportés. Seul 0,8 % de l'eau est déchargé durant la pêche alors 15,2 % des MES, 10,7 % des MVS, 7,1 % de Nkj, 8,2 % du Ptot, 5,9 % de Ntot, 5 % des o-P, 3,6 % des NH₄⁺, 2,3 % des NO₃⁻, 1,6 % des NO₂⁻, 1,1 % des Cl⁻ et 1,0 % des SO₄²⁻ sont rejetés durant cette étape.

Tab. 35 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Grand-Villers au cours des différentes étapes de la vidange de 1998.

Étape		Eau (m ³)	MES (kg)	MVS (kg)	N-Nkj (kg)	N-Ntot (kg)	P-Ptot (kg)
Amont	Total*	37 706	1 900	345	29,7	39,6	5,6
Aval	Evacuation	182 100	8 808	1 804	185	249	25
	Pêche	1 400	1 575	216	14,1	15,6	2,2
	Total	183 500	10 383	2 019	199,5	264,4	27,1
		N-NO ₃ ⁻ (kg)	N-NO ₂ ⁻ (kg)	N-NH ₄ ⁺ (kg)	P de o-P (kg)	Cl ⁻ (kg)	SO ₄ ²⁻ (kg)
Amont	Total*	9,7	0,2	4,4	0,3	451	8634
Aval	Evacuation	61	2,2	20	1,6	2 478	39 969
	Pêche	1,47	0,035	0,76	0,083	27	386
	Total	62,8	2,2	21,2	1,7	2 504	40 355

* : Apports ne prenant en compte que 84 % de la surface du bassin versant de l'étang.

4.1.4 Vidange de l'étang de Lansquenet (34 ha).

Les concentrations moyennes dans l'eau exportée au cours de la vidange sont présentées dans le Tab. 36. Durant la pêche, excepté les nitrates, les paramètres étudiés présentent des teneurs plus élevés en aval de l'étang qu'en amont.

Tab. 36 : Concentrations moyennes observées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Lansquenet durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de septembre 2000.

Étape		MES (mg.L ⁻¹)	MO (%)	N-Nkj (mg.L ⁻¹)	P-Ptot (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ⁺	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Amont point 1	Totalité de la vidange	46,2	12,5	0,994	0,175	0,332	0,016
Amont point 2	Totalité de la vidange	42,9	12,9	0,758	0,064	0,334	0,002
Aval point 3	Evacuation	44,6	37,1	2,389	0,750	0,304	0,021
	Pêche	751,8	22,0	7,982	3,136	0,292	0,023

Les importations et exportations de MES et de nutriments estimées durant l'ensemble de la vidange sont présentées dans le Tab. 37. De part la superficie importante de cet étang, l'estimation d'un bilan entrée/sortie est rendu difficile suite à d'importants apports alimentant l'étang par ruissellement. Les ruisseaux échantillonnés au point 1 et 2 ne drainent au total que 64,4 % du bassin versant de l'étang de Lansquenet.

Au cours de pêche, 2,5 % de l'eau ont été évacués alors que respectivement 30,4 %, 20,6 %, 8,0 %, 9,8 %, 2,4 % et 2,8 % des MES, MVS, Nkj, Ptot, NO_3^- et NO_2^- ont été exportés.

Tab. 37 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Lansquenet au cours de la vidange de septembre 2000.

Etape		Eau (m ³)	MES (kg)	MVS (kg)	N-Nkj (kg)	P-Ptot (kg)	N-NO ₃ ⁻ (kg)	N-NO ₂ ⁻ (kg)
Somme amont	Total*	142 207	6 471	813	134	21,4	47,2	1,9
Aval	Evacuation	618 727	27 992	10 242	1478	464	188	12,9
	Pêche	16 000	12 028	2 650	128	50,2	4,7	0,4
	Total	634 727	39 620	12 892	1 605	514	193	13,3

* : Apports ne prenant en compte que 64,4 % de la surface du bassin versant de l'étang.

Si l'on considère l'écoulement et la qualité de l'eau au point 2 comme représentatif de l'écoulement sur les surfaces du bassin versant non prises en compte, les apports totaux vers l'étang de Lansquenet au cours de la vidange sont estimés à 306 448 m³ d'eau, 13 516 kg de MES, 1 720 kg de MVS, 258 kg de N-Nkj, 32,0 kg de P-Ptot, 102 kg de N-NO₃⁻ et 2,3 kg de N-NO₂⁻.

4.1.5 Vidange de l'étang de Zommange (66 ha).

La concentration moyenne en MES dans l'eau exportée au cours des trois premières heures de vidange est de 121 mg.L⁻¹. Elle n'est respectivement plus que de 63, 76, 29 mg.L⁻¹ après 3, 24 et 48 heures de vidange. La moyenne au cours des 44 jours suivants est estimée à 22,6 mg.L⁻¹. Les concentrations augmentent à 203 mg.L⁻¹ au cours des deux jours précédant la pêche et atteignent 1 920 mg.L⁻¹ en moyenne durant la pêche (Fig. 32).

Au cours de l'étape de pêche, la température de l'eau était de 8,8°C et le pH de 7,7 en moyenne. Les teneurs en ammoniacque non ionisée, calculées à partir de la formule proposée par Francisco et al. (1999), au cours de l'étape de pêche sont estimées à 0,007 mg.L⁻¹ en moyenne durant les quatre demi-journées de pêche avec un maximum de 0,008 mg.L⁻¹ sur quatre heures.

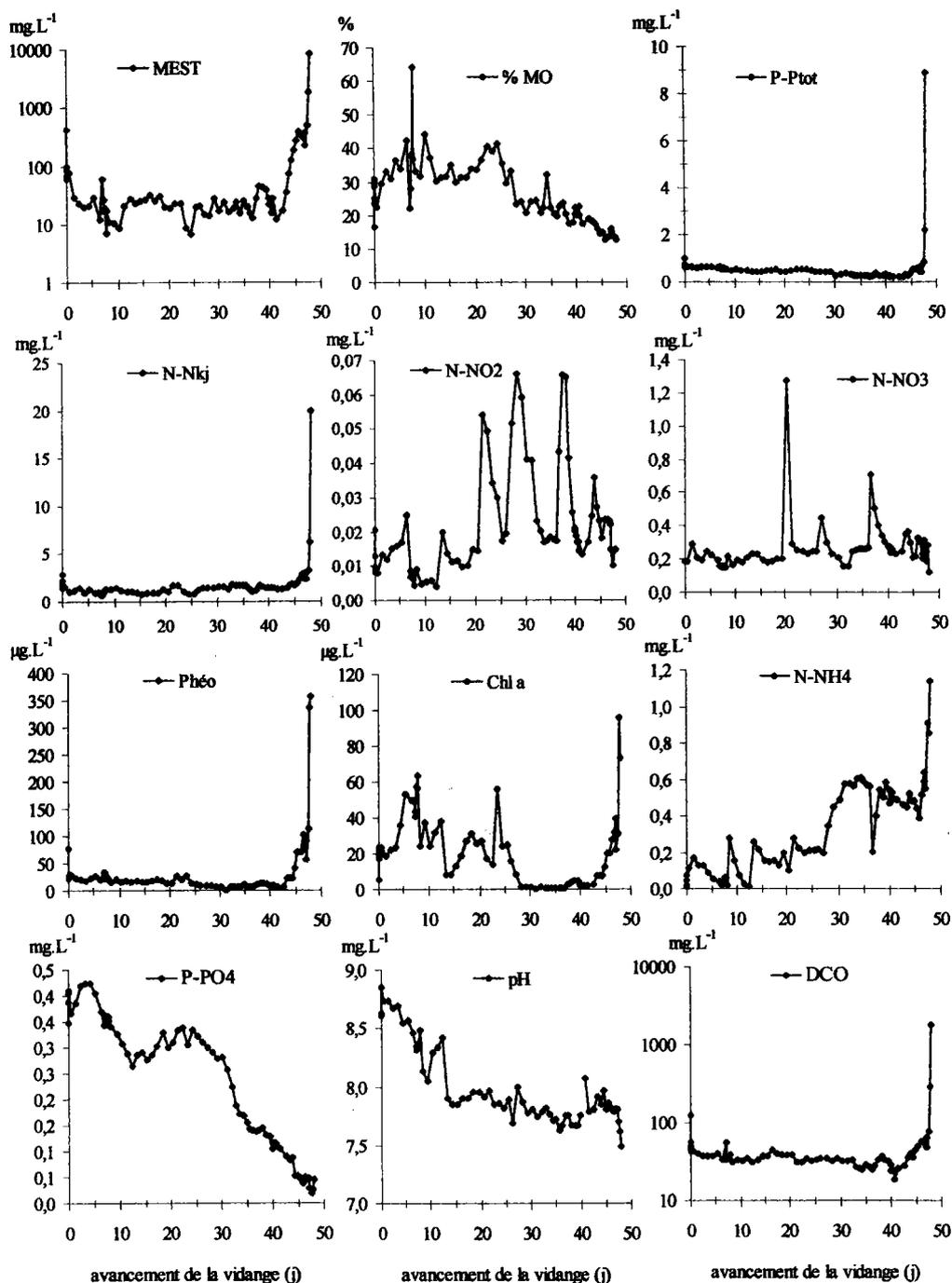


Fig. 32 : Evolution des paramètres étudiées lors de la vidange de l'étang de Zommange en 1998.

Plus de 10 % du Ptot et des Phéopigments, 20 % de la DCO, 40 % des MVS et 50 % des MES exportés au cours de la vidange sont exportés au cours de la pêche (Tab. 38).

Les concentrations élevées pour de nombreux paramètres sont également observées la seconde année d'étude durant la pêche (Tab. 39).

Au cours de l'étape de pêche de 1999, la température de l'eau est comprise entre 9,7 et 10,0°C et le pH entre 7,5 et 8,1. Les teneurs en ammoniacque non ionisée au cours de l'étape de pêche sont estimées à 0,014 mg.L⁻¹ en moyenne durant les quatre demi-journées de pêche avec un maximum de 0,022 mg.L⁻¹ durant les 80 dernières minutes.

Tab. 38 : Quantifications des exportations au cours de la vidange de l'étang de Zommange et exportation exprimée en pourcentage de la masse totale exportée durant la vidange de 1998.

	Ouverture t=0 à t=3h		Evacuation t=3h à t=47j		Pêche t=48j à t=49j		Rejets totaux 100 %	Rejets / ha
		%		%		%		
eau (m ³)	1 704	0,2	977 300	97,8	19 965	2,0	998 970	
MES (kg)	139,1	0,2	39 649	55,8	31 322	44,0	71 110	1 075
MVS (kg)	36,1	0,3	8 016	65,7	4149	34,0	12 202	184
N-Nkj (kg)	3,1	0,2	1 343	92,4	107,5	7,4	1 454	22,0
P-Ptot (kg)	1,1	0,3	359	90,3	37,4	9,4	397,4	6,0
N-NO ₃ ⁻ (kg)	0,2	0,1	273	98,3	4,6	1,7	277,4	4,2
N-NO ₂ ⁻ (kg)	0,02	0,1	24,1	98,6	0,3	1,3	24,4	0,4
N-NH ₄ ⁺ (kg)	0,09	0,0	354	95,9	15,1	4,1	369,5	5,6
P o-P (kg)	0,7	0,3	207	99,4	0,7	0,3	207,9	3,1
DBO ₅ (kg)	12,6	0,3	4 150	90,5	425	9,3	4 585	69,3
DCO (kg)	83,6	0,2	32 580	83,5	6 344	16,3	39 004	590
Cl ⁻ (kg)	19,1	0,2	10 250	97,7	226	2,1	10 500	159
SO ₄ ²⁻ (kg)	224,7	0,2	139 035	97,1	3 900	2,7	143 160	2 166
TAC (eq)	5,8	0,2	3 540	97,7	77,6	2,1	3 622	54,8
Ca ²⁺ (kg)	60,8	0,1	56 200	97,7	1 275	2,2	57 536	871
Mg ²⁺ (kg)	41,8	0,1	41 650	97,6	989	2,3	42 682	646
Na ⁺ (kg)	6,9	0,1	6 370	97,7	144	2,2	6 525	98,8
K ⁺ (kg)	2,9	0,1	2 690	97,3	70,8	2,6	2 760	41,8
Chl a (kg)	0,03	0,3	12,5	93,2	0,9	6,6	13,4	0,202
Phéo (kg)	0,05	0,2	16,2	84,1	3,0	15,7	19,3	0,291

Tab. 39 : Concentrations moyennes dans l'eau exportée au cours des deux derniers jours de vidange de l'étang de Zommange en 1998 et 1999.

	Pêche 1998			Pêche 1999*		
	1 ^{er} j de pêche	2 ^d j de pêche	moyenne	1 ^{er} j de pêche	2 ^d j de pêche	moyenne
MES (mg.L ⁻¹)	320	4 127	1 569	202	2148	1175
MVS (%)	15,1	12,9	13,2	17,0	13,7	15,4
N-Nkj (mg.L ⁻¹)	2,605	11,075	5,383	4,518	10,592	7,555
P-Ptot (mg.L ⁻¹)	0,556	4,566	1,871	1,672	3,890	2,781
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,250	0,196	0,232	0,260	0,207	0,233
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,017	0,014	0,016	0,018	0,02	0,019
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,647	0,979	0,756	0,629	1,557	1,093
P o-P (mg.L ⁻¹)	0,035	0,033	0,034	0,180	0,135	0,157
DCO (mg.L ⁻¹)	58,6	849	318	100	689	394
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	10,8	12,4	11,3	13,3	16,0	14,7
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	184	218	195	132	195	164
TAC (meq.L ⁻¹)	3,43	4,82	3,89	-	-	-
Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	59,1	73,5	63,8	-	-	-
Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	46,3	56,2	49,6	-	-	-
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	6,94	7,72	7,20	-	-	-
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	3,42	3,80	3,55	-	-	-
Chl a (µg.L ⁻¹)	29,4	73,8	44,0	119	136	128
Phéo (µg.L ⁻¹)	79,2	298,3	151,0	60	212	136

(*) Les valeurs en 1999 sont la moyenne des concentrations mesurées, non pondérées par le volume exporté. Les moyennes de 1998 sont pondérées par le volume d'eau exportée.

4.1.6 Vidanges de l'étang de Lindre (620 ha).

4.1.6.1 Vidange de 1998.

En 1998, suite aux précipitations importantes ayant retardé la vidange et à une période de gel, le niveau de pêche n'est atteint que très brièvement le 7 janvier 1999 (116^{ème} jour de vidange) et l'étape de pêche réelle n'est pas réalisée. La vidange de 1998 peut être divisée en deux temps. Une première période correspond aux 76 premiers jours de vidange (14 septembre au 28 novembre 1998) au cours de laquelle le niveau de pêche n'est pas atteint. Une seconde période de 40 jours faisant suite à quelques jours de gel, s'étale jusqu'au 7 janvier 2001. Les masses estimées de nutriments exportés durant ces deux périodes de vidange sont présentées dans le Tab. 40.

Tab. 40 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs exportés de l'étang de Lindre durant la vidange de 1998.

	Evacuation 1 ^{er} temps :		Evacuation 2 nd temps :		Total :	
	1 ^{er} -76 ^{ème} j	.ha ⁻¹	77 ^{ème} -116 ^{ème} j	.ha ⁻¹	1 ^{er} -116 ^{ème} j	.ha ⁻¹
	Exportation		Exportation		Exportation totale	
eau (m ³)	18 751 795	30 244	5 944 252	9 588	24 696 047	39 832
MES (kg)	230 169	371	286 221	462	516 390	833
MVS (kg)	73 422	118	55 287	89	128 709	208
N-Nkj (kg)	25 736	42	8 472	13,7	34 208	55,2
P-Ptot (kg)	5 077	8,2	1 260	2,0	6 337	10,2
N-NO ₃ ⁻ (kg)	12 599	20	(7 009)	(11)	(19 608)	(31,6)
N-NO ₂ ⁻ (kg)	1 213	2,0	(159)	(0,26)	(1 372)	(2,2)
N-NH ₄ ⁺ (kg)	7 292	12	(555)	(0,9)	(7 847)	(12,7)
P de o-P (kg)	3 036	4,9	(413)	(0,7)	(3 449)	(5,6)
DBO (kg)	68 053	110	(21 831)	(35)	(89 884)	(145)
DCO (kg)	582 590	940	(156 095)	(252)	(738 685)	(1 191)
Cl ⁻ (kg)	288 169	465	(111 796)	(180)	(399 965)	(645)
SO ₄ ²⁻ (kg)	3 706 915	5 979	(1 422 619)	(2 295)	(5 129 534)	(8 273)
TAC (eq)	50 429	81	(21 573)	(35)	(72 002)	(116)
Ca ²⁺ (kg)	1 298 847	2 095	(634 868)	(1 024)	(1 933 715)	(3 119)
Mg ²⁺ (kg)	764 607	1 233	(276 535)	(446)	(1 041 142)	(1 679)
Na ⁺ (kg)	152 291	246	(53 252)	(86)	(205 542)	(332)
K ⁺ (kg)	76 922	124	(23 738)	(38)	(100 661)	(162)
Chl <i>a</i> (kg)	341	0,55	(111)	(0,18)	(452)	(0,73)
Phéo (kg)	140	0,23	(88)	(0,14)	(229)	(0,37)

Les valeurs entre parenthèses prennent en compte une extrapolation de la qualité de l'eau à partir de deux campagnes ponctuelles réalisées en décembre 1998.

L'étape de pêche n'ayant pas eu lieu, l'augmentation importante des concentrations en MES, Ptot et Nkj n'est pas observée au cours de cette vidange (Fig. 33).

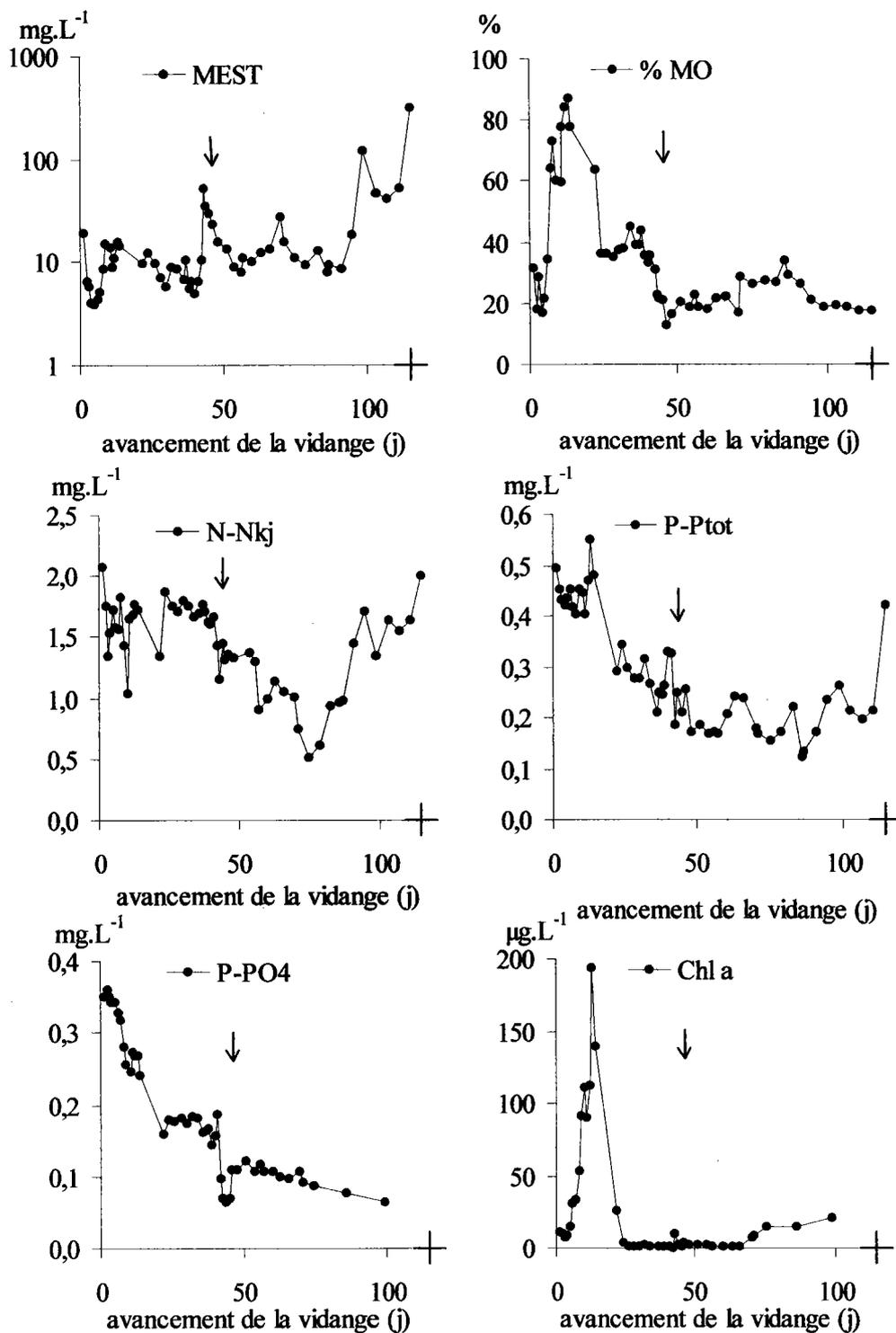


Fig. 33 : Evolution des teneurs en MES, MO, P-Ptot, N-Nkj et P de o-P au cours de la vidange de l'étang de Lindre en 1998. La flèche (↓) indique les précipitations importantes du 28 octobre 1998. Le trait vertical sur l'axe des abscisses indique l'atteinte du niveau de pêche.

4.1.6.2 Vidange de 1999.

En 1999, le niveau de pêche est atteint en 75 jours. La pêche, dure 25 jours. Les concentrations moyennes en MES dans l'eau exportée sont estimées à 176,4 mg.L⁻¹ (Fig. 34). Les exportations de MES, MVS, N-Nkj et P-Ptot estimées sont présentées dans le Tab. 41.

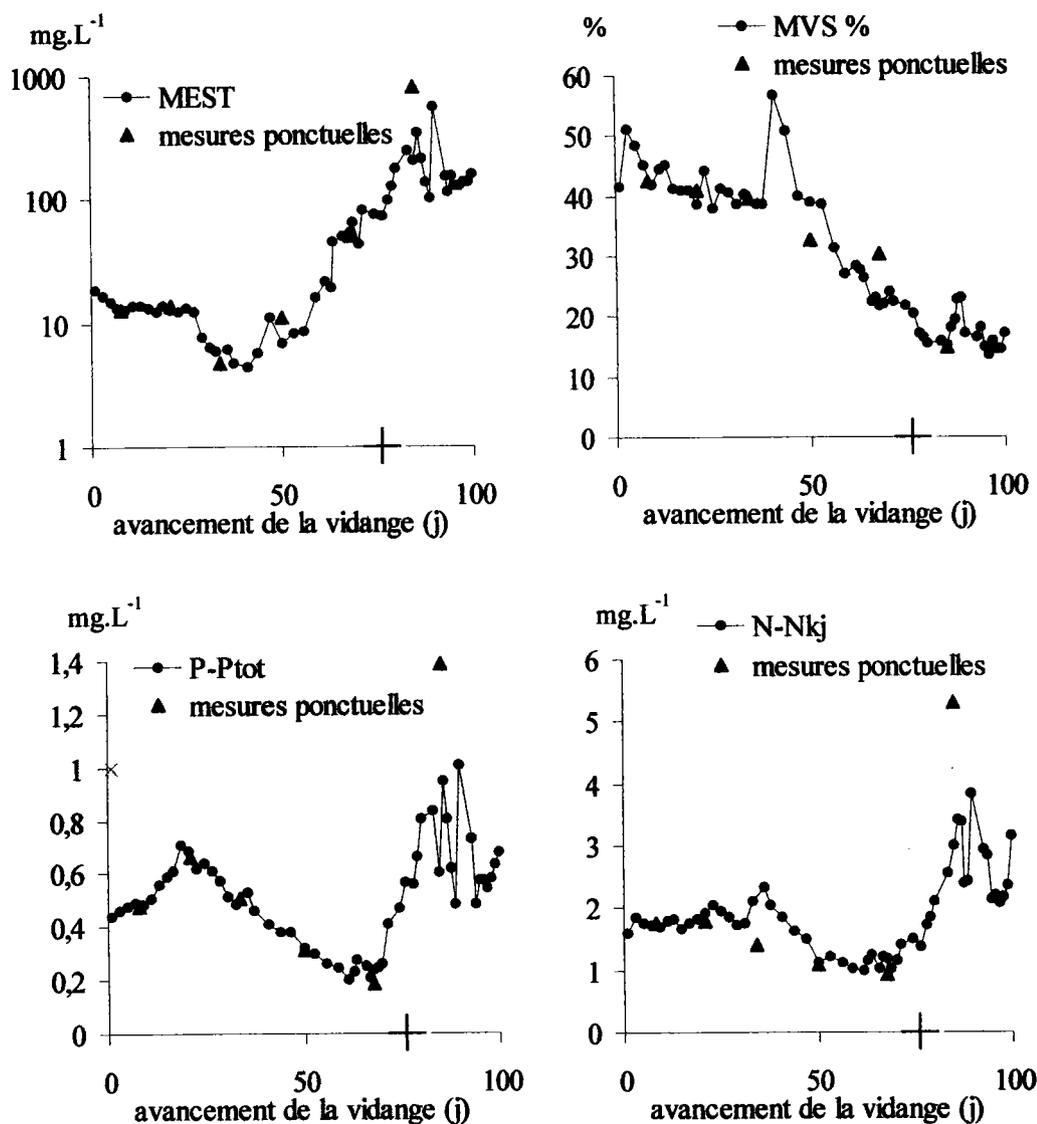


Fig. 34 : Evolution des concentrations en MES, Ptot Nkj et de la teneur en MO des particules exportées au cours de la vidange de l'étang de Lindre en 1999. Le trait vertical sur l'axe des abscisses indique l'atteinte du niveau de pêche.

Tab. 41 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs exportés de l'étang de Lindre durant la vidange de 1999.

	Evacuation de l'eau : 1 ^{er} – 76 ^{ème} j		25 j de pêche : 77 ^{ème} – 101 ^{ème} j		Total : 1 ^{er} – 101 ^{ème} j	
	Exportation	.ha ⁻¹	Exportation	/ha	Exportation totale	.ha ⁻¹
eau (m ³)	15 986 459	25 785	358 994	579	16 345 452	26 364
MES (kg)	204 906	330	63 320	102	268 226	433
MVS (kg)	70 585	114	10 626	17,1	81 211	131
N-Nkj (kg)	25 651	41	898	1,4	26 549	43
P-Ptot (kg)	6 842	11	240	0,4	7 082	11,4

Alors que 2,2% du volume d'eau sont exportés au cours de la pêche, respectivement 24%, 13%, 3,4% et 3,4% des MES, MVS, Ptot et Nkj sont rejetés pendant ce laps de temps.

4.1.6.3 Vidange de 2000.

En 2000, le niveau de pêche est atteint après 73 jours de vidange. Des filets sont utilisés durant 38 jours afin de récolter le poisson. L'étalement de la période de pêche est lié à des fuites au niveau des digues immergées empêchant la rétention d'eau en amont et entraînant des apports d'eau plus importants qu'en 1999. L'évolution des concentrations en MES, Nkj et Ptot et de la teneur en MO des particules exportées est présentée sur la Fig. 35. Selon la durée de pêche prise en compte (25 ou 38 jours), de 20 à 27% du volume d'eau sont exportés durant la pêche alors que respectivement de 56 à 67%, 19 à 26% et de 21 à 27% des MES, Ptot et Nkj sont déchargés (Tab. 42).

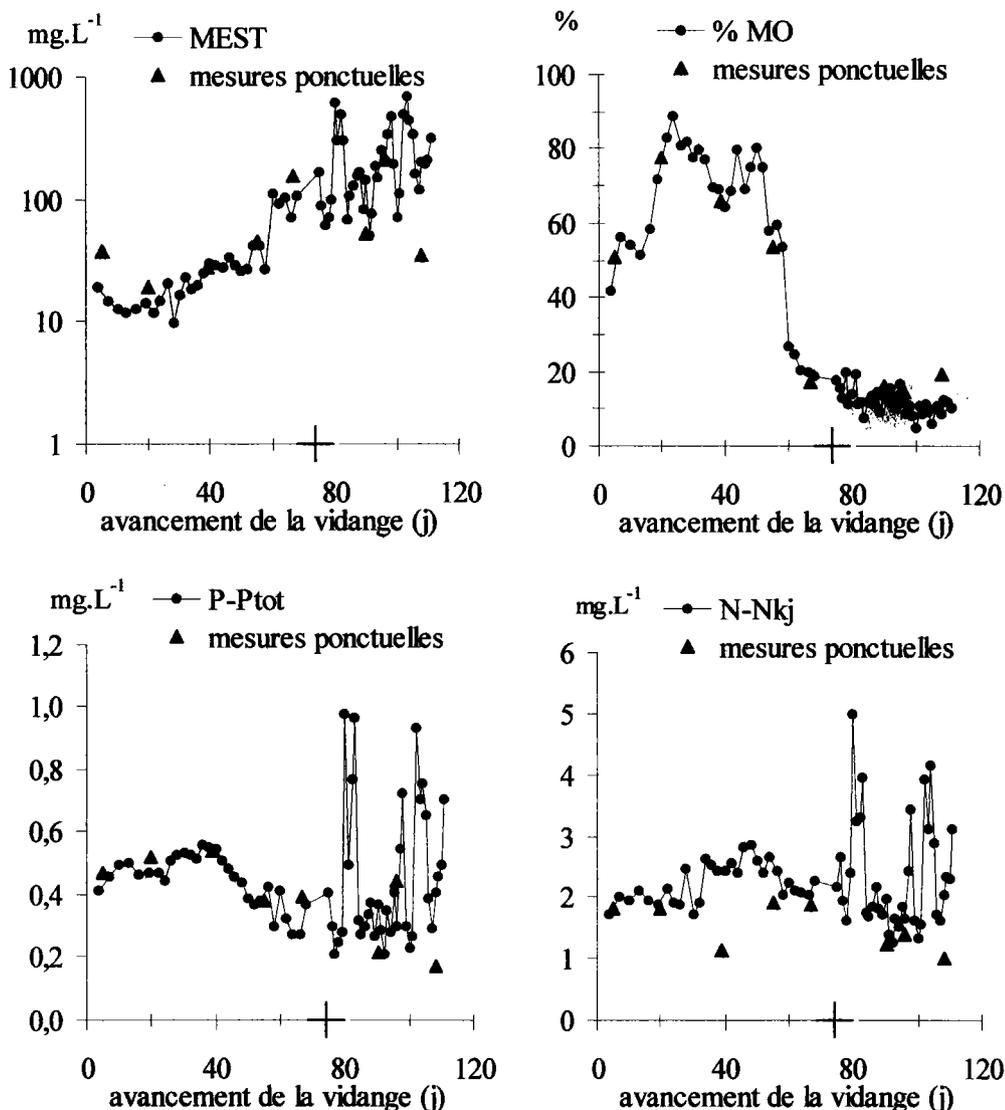


Fig. 35 : Evolution des concentrations en MES, Ptot, Nkj et de la teneur en MO des particules exportées au cours de la vidange de l'étang de Lindre en 2000. Le trait vertical sur l'axe des abscisses indique l'atteinte du niveau de pêche.

Tab. 42 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs exportés de l'étang de Lindre durant la vidange de 2000 avec 25 ou 38 jours de pêche.

	Evacuation de l'eau : 1 ^{er} au 73 ^{ème} j		38 j de pêche : 74 ^{ème} j au 111 ^{ème} j		Total : 1 ^{er} - 111 ^{ème} j	
	Exportation	.ha ⁻¹	Exportation	.ha ⁻¹	Exportation totale	.ha ⁻¹
eau (m ³)	14 759 705	23 806	5 498 078	8 868	20 257 784	32 674
MES (kg)	536 859	866	1 085 135	1 750	1 621 994	2 616
MVS (kg)	242 710	391	140 260	226	382 970	618
N-Nkj (kg)	33 378	53,8	12 563	20,3	45 941	74
P-Ptot (kg)	6 665	10,7	2 292	3,7	8 956	14,4

	25 j de pêche : 74 ^{ème} j au 98 ^{ème} j		Total : 1 ^{er} - 98 ^{ème} j	
	Exportation	.ha ⁻¹	Exportation totale	.ha ⁻¹
eau (m ³)	3 581 654	5 777	18 341 359	29 583
MES (kg)	678 595	1 095	1 215 454	1 960
MVS (kg)	94 925	153	337 635	545
N-Nkj (kg)	8 838	14,3	42 216	68
P-Ptot (kg)	1 544	2,5	8 209	13,2

4.1.6.4 Estimations des apports au niveau des trois ruisseaux principaux d'alimentation.

Du sud au nord, les trois ruisseaux principaux d'alimentation (ruisseau de Zebourg, le gros ruisseau et le ruisseau du Speck) constituent une source d'apports importants de matière et de nutriments au cours de la vidange (Tab. 43). Les apports de ces ruisseaux sont respectivement estimés aux points de prélèvement LE1, LE2 et LE3 (Fig. 19). Une fraction non connue de ces apports est retenue au niveau des digues secondaires de l'étang de Lindre et n'est donc pas exportée lors de la vidange. Les concentrations moyennes dans l'eau au niveau de ces trois tributaires sont cependant représentatives de l'eau alimentant l'étang en cette période de l'année.

Tab. 43 : Masses de nutriments et de matière apportés par les trois ruisseaux principaux d'alimentation durant les vidanges de l'étang de Lindre.

		LE1	LE2	LE3	Total	Concentrations moyennes
1998	eau (m ³)	3 029 046	4 958 858	2 077 146	10 065 049	
	MES (kg)	58 208	130 930	89 080	278 218	27,6 mg.L ⁻¹
	MVS (kg)	13 199	28 502	16 001	57 703	5,7 mg.L ⁻¹
	Nkj (kg)	2 933	6 146	2 402	11 481	1,141 mg.L ⁻¹
	Ptot (kg)	577	1 546	575	2 697	0,268 mg.L ⁻¹
	NO ₃ ⁻ (kg)	7 904	5 794	707	14 404	1,431 mg.L ⁻¹
	NO ₂ ⁻ (kg)	118	174	46	338	0,034 mg.L ⁻¹
	NH ₄ ⁺ (kg)	655	1 051	519	2 225	0,221 mg.L ⁻¹
	P o-P (kg)	360	940	299	1 599	0,159 mg.L ⁻¹
	DCO (kg)	70 767	163 272	62 970	297 009	29,51 mg.L ⁻¹
	DBO ₅ (kg)	6 836	11 805	7 077	25 719	2,56 mg.L ⁻¹
	Cl ⁻ (kg)	68 156	99 519	20 620	188 294	18,7 mg.L ⁻¹
	SO ₄ ²⁻ (kg)	1 506 480	2 080 546	249 828	3 836 854	381 mg.L ⁻¹
	TAC (eq)	16 695	20 627	6 387	43 709	4,34 meq.L ⁻¹
	Ca ²⁺ (kg)	538 627	768 471	107 316	1 414 413	140,5 mg.L ⁻¹
	Mg ²⁺ (kg)	239 741	307 978	73 939	621 658	61,8 mg.L ⁻¹
	Na ⁺ (kg)	31 944	54 963	11 418	98 325	9,8 mg.L ⁻¹
	K ⁺ (kg)	12 528	25 619	4 721	42 869	4,3 mg.L ⁻¹
	Chl <i>a</i> (g)	7 106	121 362	22 291	150 759	15,0 µg.L ⁻¹
	Phéo (g)	6 048	51 268	26 519	83 835	8,3 µg.L ⁻¹
1999	eau (m ³)	709 171	2 003 248	879 243	3 591 662	
	MES (kg)	38 177	71 192	215 630	325 000	90,5 mg.L ⁻¹
	MVS (kg)	6 661	21 620	69 338	97 619	27,2 mg.L ⁻¹
	Nkj (kg)	751	2 336	1 772	4 859	1,353 mg.L ⁻¹
	Ptot (kg)	175	573	1 113	1 861	0,518 mg.L ⁻¹
2000	eau (m ³)	4 997 962	5 895 593	2 047 421	12 940 976	
	MES (kg)	336 377	232 488	76 924	645 790	49,9 mg.L ⁻¹
	MVS (kg)	52 861	46 006	21 086	119 952	9,3 mg.L ⁻¹
	Nkj (kg)	6 269	5 427	2 695	14 392	1,112 mg.L ⁻¹
	Ptot (kg)	1 578	1 984	740	4 302	0,332 mg.L ⁻¹

4.2 ASSEC D'HIVER.

4.2.1 Etang de Petit-Villers (1997).

Alors que l'étang est vide, l'eau exportée par la vanne de fond laissée ouverte est caractérisée par des concentrations élevées en MES et nutriments (Fig. 36). Les concentrations observées en aval sont alors supérieures à celles observées en amont (test de Wilcoxon pour échantillons appariés ; $p < 0,001$). Lors d'une période pluvieuse telle que celle du troisième jour d'assec (précipitations : 1,5 mm), les concentrations dans l'eau exportée augmentent.

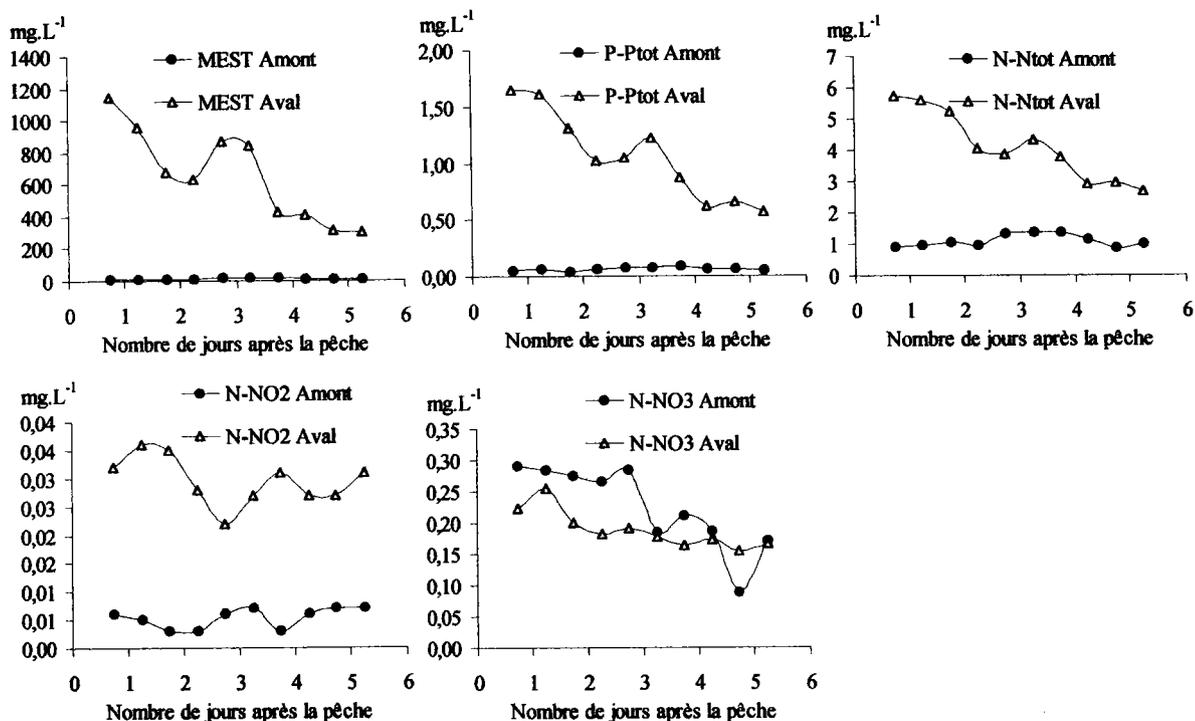


Fig. 36 : Concentrations en MES et nutriments dans l'eau importée et exportée de l'étang de Petit-Villers durant la phase d'assec de 1997.

Au cours de ces six jours d'assec, le bilan entrée/sortie de l'étang se traduit par une exportation de MES, Ptot, Ntot, N-NO_2^- et N-NO_3^- estimée respectivement à 856 kg, 1,3 kg, 4,4 kg, 0,03 kg et 0,1 kg (Tab. 44).

Tab. 44 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang durant l'assec de l'étang de Petit-Villers.

	Eau (m^3)	MES (kg)	P-Ptot (kg)	N-Ntot (kg)	N-NO_2^- (kg)	N-NO_3^- (kg)
Amont	512	6,0	0,03	0,57	0,003	0,12
Aval	1 094	861,5	1,34	5,00	0,033	0,22

4.2.2 Etang de Rorbach.

Au cours des 21 heures d'assec ayant succédé à la vidange d'octobre 1999, le débit en aval de l'étang est estimé à $6,25 \text{ L.s}^{-1}$. Les concentrations moyennes en MES, P-Ptot, N-Nkj, N-NO_2^- et N-NO_3^- sont respectivement estimées à $1 223 \text{ mg.L}^{-1}$, $2,430 \text{ mg.L}^{-1}$, $6,023 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,026 \text{ mg.L}^{-1}$ et $0,251 \text{ mg.L}^{-1}$.

Aucun apport d'eau n'est observé durant cette période.

Les exportations de MES, P-Ptot, N-Nkj, N-NO_2^- et N-NO_3^- sont respectivement estimées à 578 kg, 1,1 kg, 2,8 kg ; 0,01 kg et 0,12 kg.

4.2.3 Etang de Grand-Villers.

Au cours des 24 heures d'assec, les concentrations en MES, P-Ptot et N-Ntot dans l'eau sont estimées respectivement à $38,6 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,117 \text{ mg.L}^{-1}$ et $0,985 \text{ mg.L}^{-1}$ en amont de l'étang et $1 585,3 \text{ mg.L}^{-1}$, $1,848 \text{ mg.L}^{-1}$ et $9,447 \text{ mg.L}^{-1}$ en aval. Les masses de MES, P-Ptot et N-Ntot

importées par le ruisseau amont sont estimées respectivement à 86,4 kg, 0,3 kg et 2,2 kg. Les masses exportées sont de 3 547 kg, 4,1 kg et 21,1 kg respectivement.

4.2.4 Etang de Lansquenet.

Au cours l'assec, l'eau exportée de l'étang est plus chargée en MES et nutriments (Fig. 37). La teneur en MO des particules exportées est cependant plus faible en aval de l'étang. Au cours de cette phase, les mesures de débits ne sont pas réalisées avec une fréquence régulière. Cependant le débit d'eau en aval de l'étang s'avère supérieur à la somme des débits mesurés en amont lors de chaque mesure indiquant d'autres apports provenant du bassin versant et un ressuyage des sédiments.

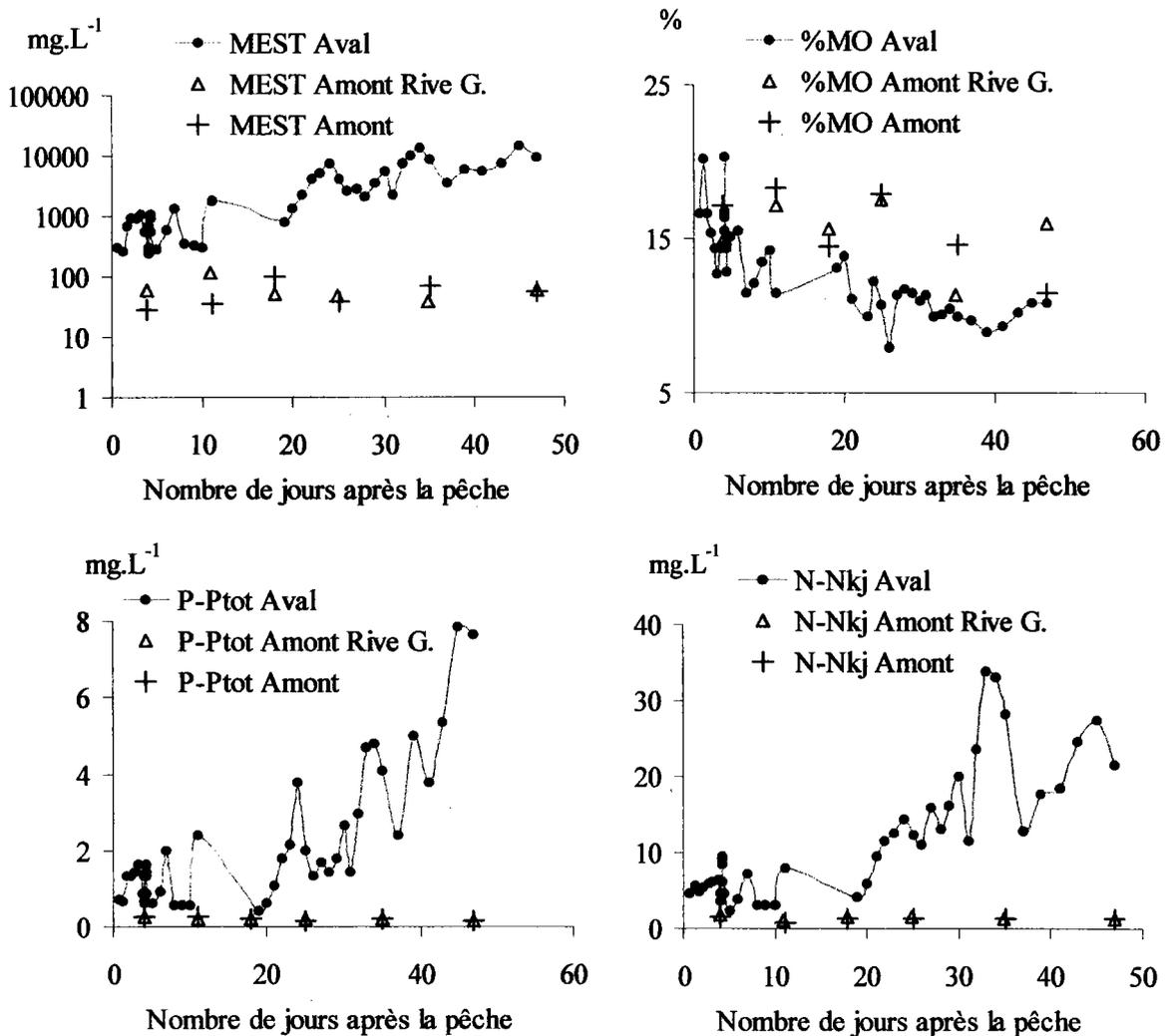


Fig. 37 : Concentrations en MES, P-Ptot et N-Nkj et teneurs en MO des particules importées et exportées de l'étang de Lansquenet durant l'assec.

4.2.5 Etang de Zommange.

En 1998, la vidange de l'étang de Zommange se termine le 27 octobre. La vanne reste ensuite ouverte trois jours. Au cours des premières 24 heures, des précipitations très importantes sont observées (47 mm). Les concentrations en MES dans l'eau exportée sont estimées au cours de la première nuit à plus de 25 g.L⁻¹. L'estimation des flux à partir des concentrations mesurées en MES et nutriments sur l'eau prélevée automatiquement et les

débites mesurés en continu au point de prélèvement LE3, indiquent une exportation très importante de MES et de nutriments (Tab. 45).

Suite aux importantes précipitations, l'exportation de matière et d'eau vers l'aval se caractérise par l'écoulement de deux phases distinctes constituées d'une part, de vase s'écoulant à la vitesse de quelques centimètres par seconde, surmontée d'autre part, d'une lame d'eau fortement chargée en MES. La teneur en eau moyenne de la couche de vase est estimée à 90,2%. Les teneurs en MO, P-Ptot et N-Ntot des sédiments exportés dans cette couche sont respectivement de 13,2 %, 1,2 mg.L⁻¹ et 2,9 mg.L⁻¹. L'eau s'écoulant superficiellement est caractérisée par des concentrations en MES, Ntot et Ptot estimées respectivement à 1,412 mg.L⁻¹, 1,620 mg.L⁻¹ et 2,850 mg.L⁻¹.

L'estimation des flux de MES et de nutriments exportés, au cours de la phase d'assec, à partir des mesures ponctuelles journalières de qualité d'eau et de débit, réalisées sur les deux phases permettent d'obtenir des résultats proches de ceux obtenus précédemment (Tab. 45).

Tab. 45 : Masses de MES et nutriments exportées au cours des trois jours d'assec de l'étang de Zommange en 1998.

Mode de calcul	MES (kg)	MVS (kg)	P-Ptot (kg)	N-Ntot (kg)	N-NH ₄ ⁺ (kg)	DCO (kg)
Prélèvements automatiques	141 700	18 500	140	414	26,9	26 200
Mesures ponctuelles sur deux phases	133 000	17 600	177	372	-	-

4.3 ORIGINE DES PARTICULES REMISES EN SUSPENSION AU COURS DE LA VIDANGE.

L'évolution de la hauteur de l'interface eau-sédiment est très variable selon le point de prélèvement. La Fig. 38 présente les profils bathymétriques transversaux de l'étang de Rorbach à 40, 200 et 300 m en amont de la digue avant et après la vidange. Les profils après vidange sont estimés à partir de la bathymétrie mesurée avant vidange corrigée des hauteurs de dépôts et d'érosion observées à chaque point de mesure.

Au cours de la vidange de l'étang de Rorbach en octobre 1999, cette évolution s'est traduite par des zones d'érosion atteignant 30 mm d'épaisseur et des dépôts maxima de 21 mm. L'érosion la plus importante intervient au niveau du chenal principal lors de mesures réalisées sur le transect localisé 200 m en amont de la digue. La zone du chenal où est effectuée la pêche n'a pas été échantillonnée car le positionnement du matériel est incompatible avec le passage des seines.

Au niveau du transect le plus éloigné de la digue, les dépôts ont atteint au maximum 7 mm alors que l'érosion maximale observée au niveau du chenal a atteint 11 mm.

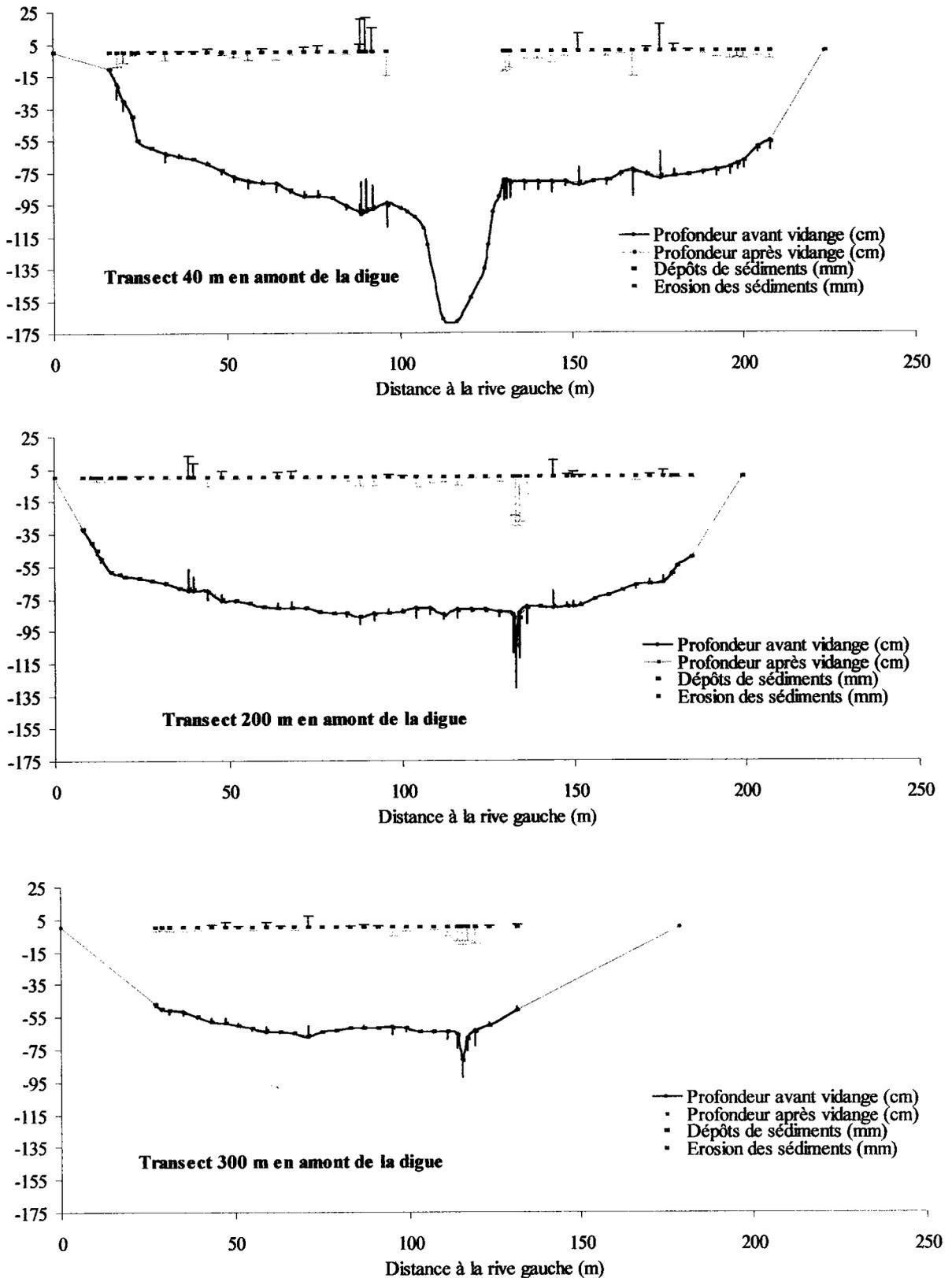


Fig. 38 : Profils bathymétriques transversaux 40, 200 et 300 m en amont de la digue de l'étang de Rorbach et évolution (érosion / dépôt) de la hauteur de sédiment durant la vidange d'octobre 1999. La surface végétalisée par les helophytes (- - -) n'est pas représentée.

4.4 BILAN ANNUEL.

4.4.1 Etang de Petit-Villers.

Les moyennes et la variabilité des différents paramètres étudiés au cours des phases d'assec, de remplissage et de production en amont et en aval de l'étang de Petit-Villers sont présentées dans le Tab. 46. Les concentrations en MES, Ntot et Ptot en aval de l'étang sont significativement (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,005$) plus importantes qu'en amont au cours de la phase d'assec. Au cours du remplissage, aucune exportation d'eau n'est effectuée.

Durant la phase de production, les teneurs en MES, Ntot et Ptot dans l'eau sont significativement (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,005$) plus élevées en amont de l'étang que dans l'eau exportée.

Tab. 46 : Caractéristiques des variables mesurées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Petit-Villers entre le 17 avril 1997 et le 31 mars 1998.

Phase	Points de prélèvements	Variables	Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec débit=0 (non pris en compte)
Assec	1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	1,1	0,3	0,8	1,8	10	-
		MES	mg.L ⁻¹	11,4	2,5	8,2	15,3	10	0
		Ptot	mg.L ⁻¹	0,063	0,013	0,042	0,082	10	0
		Ntot	mg.L ⁻¹	1,089	0,184	0,867	1,347	10	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,225	0,067	0,089	0,292	10	0
	2 (Sortie)	Débit	L.s ⁻¹	2,3	0,7	1,6	3,6	10	-
		MES	mg.L ⁻¹	655,3	293,2	298,4	1144,2	10	0
		Ptot	mg.L ⁻¹	1,055	0,391	0,562	1,642	10	0
		Ntot	mg.L ⁻¹	4,113	1,109	2,670	5,740	10	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,188	0,030	0,154	0,254	10	0
Remplissage	1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	11,7	9,7	1,0	26,3	6	-
		MES	mg.L ⁻¹	45,0	30,3	8,4	85,1	6	0
		Ptot	mg.L ⁻¹	0,113	0,030	0,075	0,155	6	0
		Ntot	mg.L ⁻¹	1,740	0,318	1,284	2,063	6	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,475	0,192	0,287	0,821	6	0
	2 (Sortie)	Débit	L.s ⁻¹	0	0	0	0	6	-
		Débit	L.s ⁻¹	10,0	10,7	0,0	36,2	46	-
		MES	mg.L ⁻¹	56,1	40,0	8,5	141,5	33	13
		Ptot	mg.L ⁻¹	0,100	0,039	0,052	0,185	33	13
		Ntot	mg.L ⁻¹	1,471	0,386	0,711	2,061	33	13
Production	1 (Entrée)	N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,407	0,205	0,181	0,967	33	13
		Débit	L.s ⁻¹	9,2	10,3	0,0	35,1	46	-
		MES	mg.L ⁻¹	20,7	10,2	5,2	49,2	29	17
		Ptot	mg.L ⁻¹	0,075	0,019	0,054	0,118	29	17
		Ntot	mg.L ⁻¹	0,909	0,160	0,704	1,411	29	17
	2 (Sortie)	N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,197	0,137	0,015	0,452	29	17

La somme des apports et exportations d'eau, MES, Ntot, N-NO₃⁻ et Ptot durant les phases d'assec, de remplissage et de production du cycle d'exploitation de l'étang de Petit-Villers sont

présentées dans le Tab. 47 et comparées aux entrées et sorties au cours des phases de vidanges de 1997 et 1998.

Tab. 47 : Apports et exportations d'eau, MES, Ntot, N-NO₃⁻ et Ptot durant les quatre phases du cycle d'exploitation de l'étang de Petit-Villers.

		Vidange 1997	Assec	Remplissage	Production	Vidange 1998
Point 1 (Entrée)	Eau (m ³)	877	513	19 058	278 510	18 139
	MES (kg)	10	6	1 094	18 945	2 104
	Ntot (kg)	0,9	0,6	35,2	425,0	34,9
	Ptot (kg)	0,1	0,0	2,4	30,2	2,8
	N-NO ₃ (kg)	0,22	0,12	9,10	121,17	8,60
Point 2 (Sortie)	Eau (m ³)	16 870	1 094	0	254 646	34 729
	MES (kg)	1 261	862	0	5 489	7 764
	Ntot (kg)	22,5	5,0	0,0	221,9	107,9
	Ptot (kg)	2,4	1,3	0,0	18,1	12,9
	N-NO ₃ (kg)	1,01	0,22	0,00	46,58	9,50

4.4.2 Etang de Rorbach.

Les caractéristiques de la qualité de l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des différentes phases du cycle d'exploitation sont présentées dans les Tab. 48 à Tab. 51. Au cours de la période s'étalant du 1^{er} octobre 1999 au 22 septembre 2000, l'étang de Rorbach est vidangé trois fois, laissé en assec durant une journée, rempli deux fois et est en phase de production à deux reprises.

Tab. 48 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des trois vidanges réalisées entre le 1^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.

	Paramètre	Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec un débit nul (non pris en compte)	
Vidange du 13/10/99 au 19/10/99	Point 1 (Entrée)	Débit	-	-	-	-	7	-	
	Point 2 (Sortie)	Débit*							
		MES	mg.L ⁻¹	351	473	53,1	2102	31	0
		% MO	%	18,7	5,6	12,8	35,2	31	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	2,008	1,861	0,784	8,841	31	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,665	0,896	0,227	4,318	31	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,229	0,044	0,171	0,371	31	0
N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,015	0,007	0,007	0,036	31	0		
Vidange du 02/03/00 au 19/03/00	Point 1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	12,7	8,5	4,0	35,0	18	-
		MES	mg.L ⁻¹	27,8	10,5	18,4	61,6	18	0
		% MO	%	15,7	1,0	14,2	18,1	18	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,801	0,165	0,641	1,346	18	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,139	0,017	0,114	0,178	18	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,299	0,035	0,241	0,364	18	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,004	0,003	0,000	0,010	18	0
	Point 2 (Sortie)	Débit*							
		MES	mg.L ⁻¹	88,4	123	24,6	520,2	22	0
		% MO	%	17,0	0,8	14,8	17,9	22	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,360	1,284	0,648	5,371	22	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,232	0,226	0,107	1,021	22	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,296	0,042	0,237	0,381	22	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,025	0,005	0,018	0,034	22	0
Vidange du 13/09/00 au 22/09/00	Point 1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	16,3	5,1	11,4	26,6	10	-
		MES	mg.L ⁻¹	46,8	22,1	28,6	97,2	10	0
		% MO	%	12,8	1,6	10,8	15,6	10	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,052	0,213	0,839	1,477	10	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,163	0,033	0,121	0,211	10	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,245	0,097	0,168	0,465	10	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,005	0,003	0,000	0,008	10	0
	Point 2 (Sortie)	Débit*							
		MES	mg.L ⁻¹	213	344	19,0	1136	12	0
		% MO	%	13,0	4,2	7,5	20,6	12	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,485	1,132	0,781	4,664	12	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,382	0,430	0,172	1,562	12	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,390	0,026	0,338	0,427	12	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,020	0,007	0,012	0,032	12	0

* : alternance de débits estimés par jaugeages au cours des deux premières étapes de la vidange et à partir de données bathymétriques au cours de la pêche.

Tab. 49 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours de la journée d'assec réalisée entre le 1^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.

	Paramètre	Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec un débit nul (non pris en compte)	
Assec du 20/10/99	Point 1 (Entrée)	Débit	-	-	-	-	3	-	
	Point 2 (Sortie)	Débit*		6,3	3,2	2,9	9,3	3	-
		MES	mg.L ⁻¹	1 267	221	1 046	1 487	3	0
		MO	%	14,5	0,5	13,9	14,8	3	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	6,246	0,885	5,478	7,214	3	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	2,533	0,421	2,154	2,986	3	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,258	0,021	0,234	0,275	3	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,027	0,004	0,023	0,031	3	0

 Tab. 50 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des deux phases de remplissage réalisées entre le 1^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.

	Paramètre	Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec un débit nul (non pris en compte)	
Remplissage du 21/10/99 au 29/11/99	Point 1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	17,5	13,0	1,8	34,2	7	-
	Point 2 (Sortie)	MES	mg.L ⁻¹	43,3	25,1	18,9	87,3	7	0
		% MO	%	13,5	1,4	11,4	15,1	7	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,090	0,476	0,654	1,948	7	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,348	0,090	0,234	0,467	7	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,502	0,124	0,296	0,674	7	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,002	0,001	0,001	0,004	7	0
		Débit	L.s ⁻¹	-	-	-	-	7	-
Remplissage du 20/03/00 au 02/04/00	Point 1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	34,4	33,4	8,0	87,9	5	-
		MES	mg.L ⁻¹	34,4	26,1	18,4	79,4	5	0
		% MO	%	15,9	2,2	13,1	18,4	5	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,963	0,304	0,743	1,451	5	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,145	0,042	0,099	0,214	5	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,270	0,032	0,234	0,312	5	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,003	0,001	0,002	0,004	5	0
	Point 2 (Sortie)	Débit	L.s ⁻¹	-	-	-	-	5	-

Tab. 51 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des périodes de production étudiées entre le 1^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.

		Paramètre	Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec un débit nul (non pris en compte)
Production du 30/11/99 au 01/03/00	Point 1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	54,7	36,7	18,4	104,4	8	0
		MES	mg.L ⁻¹	62,8	41,5	21,6	154,8	8	0
		% MO	%	14,2	1,3	11,8	15,7	8	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,309	0,570	0,815	2,548	8	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,198	0,114	0,084	0,416	8	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,434	0,091	0,312	0,613	8	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,003	0,003	0,000	0,008	8	0
	Point 2 (Sortie)	Débit	L.s ⁻¹	54,4	39,2	6,8	124,1	8	0
		MES	mg.L ⁻¹	31,7	13,8	18,5	58,2	8	0
		% MO	%	19,1	5,1	12,3	27,8	8	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,885	0,326	0,412	1,425	8	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,153	0,050	0,098	0,238	8	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,348	0,132	0,184	0,545	8	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,003	0,02	0,001	0,007	8	0
Production du 03/04/00 au 12/09/00	Point 1 (Entrée)	Débit	L.s ⁻¹	20,6	20,2	0,0	75,3	24	-
		MES	mg.L ⁻¹	30,5	20,5	1,3	72,2	23	1
		% MO	%	22,4	12,2	12,1	72,3	23	1
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,039	0,321	0,674	1,645	23	1
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,153	0,071	0,048	0,284	23	1
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,224	0,084	0,149	0,545	23	1
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,006	0,003	0,000	0,012	23	1
	Point 2 (Sortie)	Débit	L.s ⁻¹	17,1	15,4	0,0	53,7	23	-
		MES	mg.L ⁻¹	23,4	15,9	3,8	62,0	20	3
		% MO	%	26,0	12,4	9,8	60,6	20	3
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,934	0,268	0,584	1,694	20	3
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,200	0,095	0,072	0,387	20	3
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,152	0,108	0,044	0,553	20	3
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,005	0,003	0,001	0,011	20	3

Sur l'ensemble de la période d'étude, l'eau en aval de l'étang présente des concentrations en MES, N-Nkj, P-Ptot et N-NO₂⁻ significativement plus importantes que celles de l'eau prélevée en amont de l'étang (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,005$). Si l'on exclue les périodes de vidange, seules les teneurs en MES sont plus importantes qu'en amont ($p < 0,05$) alors que les concentrations en nitrates sont significativement plus faibles en aval ($p < 0,01$). Les particules exportées sont très significativement ($p < 0,001$) plus riches en matière organique.

Le bilan entrée/sortie des masses de matière et de nutriments en amont et en aval de l'étang indique que les phases de vidange (et d'assec) sont des périodes d'exportations, alors que les phases de remplissage et de production induisent une rétention (Tab. 52).

Tab. 52 : Apports (V_{e-R} et $V_{théo-e-R}$) et exportations (V_2) d'eau, MES, Ntot, $N-NO_3^-$ et Ptot durant les différentes phases du cycle d'exploitation de l'étang de Rorbach entre le 1^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.

	13/10/99		21/10/99	30/11/99	02/03/00	20/03/00	03/04/00	13/09/00	
	au	20/10/99	au	au	au	au	au	au	
	19/10/99		29/11/99	01/03/00	19/03/00	02/04/00	12/09/00	22/09/00	
	Vidange	Assec	Remplis.	Product.	Vidange	Remplis.	Product.	Vidange	
Entrée*	eau (m ³)	0	0	54 239	543 309	23 988	59 768	318 656	15 518
	MES (kg)	0	0	2 739	40 755	772	3 018	10 856	782
	MVS (kg)	0	0	359	5 635	121	422	1 944	97
V_{e-R}	N-Nkj (kg)	0	0	67,1	798,6	20,8	67,8	340,0	16,9
	P-Ptot (kg)	0	0	17,6	123,3	3,5	9,6	45,9	2,6
	$N-NO_3^-$ (kg)	0	0	26,69	231,96	7,53	16,84	73,67	3,65
	$N-NO_2^-$ (kg)	0	0	0,12	1,77	0,09	0,14	1,98	0,07
Entrée**	eau (m ³)	0	0	56 374	476 508	11 830	55 349	287 914	10 620
	MES (kg)	0	0	2 847	37 851	381	2 795	9 607	535
	MVS (kg)	0	0	373	5 208	60	391	1 743	66
théorique	N-Nkj (kg)	0	0	69,7	733,8	10,3	62,8	309,2	11,6
$V_{théo-e-R}$	P-Ptot (kg)	0	0	18,3	115,0	1,7	8,9	41,4	1,8
	$N-NO_3^-$ (kg)	0	0	27,74	207,54	3,7	15,59	67,51	2,50
	$N-NO_2^-$ (kg)	0	0	0,12	1,48	0,05	0,13	1,78	0,05
Sortie	eau (m ³)	54 053	473	0	466 245	74 826	0	241 091	69 500
	MES (kg)	6 806	578	0	16 669	2 984	0	4 909	4 188
	MVS (kg)	1 351	89	0	3 384	513	0	1 072	570
V_2	N-Nkj (kg)	64,3	2,8	0	442,2	59,9	0	209,0	70,2
	P-Ptot (kg)	18,4	1,1	0	74,6	10,4	0	42,2	14,3
	$N-NO_3^-$ (kg)	10,70	0,12	0	175,52	51,50	0	30,07	26,70
	$N-NO_2^-$ (kg)	0,54	0,01	0	1,47	1,79	0	1,17	1,11

* : V_{e-R} : Volume entrant calculé à partir des débits au point 1 divisé par 0,85 (85 % du bassin versant alimentant l'étang de Rorbach étant drainé par le tributaire passant par le point 1).

** : $V_{théo-e-R}$: Volume entrant théorique calculé à partir des débits en aval de l'étang + ETP + fuites + variation du niveau de l'étang au cours de la période d'étude

4.4.3 Etang de Lansquenet.

Cet étang n'a pas été vidangé en 1999. Par conséquent, le bilan entrée/sortie de la qualité de l'eau au cours de la phase de remplissage n'a pas été possible. Entre le 1^{er} octobre 1999 et le 24 septembre 2000, cet étang est resté rempli. Le bilan des apports et exportations de matière au cours de la phase de vidange débuté le 24 septembre 2000 ne peut donc être comparé qu'à celui estimé durant la phase de production.

Entre le 1^{er} octobre 1999 et le 24 septembre 2000, l'étang de Lansquenet est resté rempli. Les concentrations en amont et en aval de l'étang de Lansquenet en MES, MVS, Ntot, NO_3^- , NO_2^- et Ptot au cours des six premiers mois de cette période sont présentées dans le Tab. 53 et dans le Tab. 54 pour les six mois suivants.

Tab. 53 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Lansquenet entre le 1^{er} octobre 1999 et le 1^{er} avril 2000.

		Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec Q=0 (non prise en compte)	
octobre, novembre et décembre 1999	Entrée	MES	mg.L ⁻¹	380	508	18,5	2 102	39	7
	bassin versant de Rorbach	% MO	%	18,6	5,6	12,3	35,2	39	7
	V ₂	N-Nkj	mg.L ⁻¹	2,177	2,092	0,412	8,841	39	7
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,749	0,970	0,112	4,318	39	7
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,262	0,092	0,171	0,545	39	7
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,015	0,008	0,001	0,036	39	7
	Entrée	MES	mg.L ⁻¹	61,3	32,0	26,4	112,6	7	1
	autre que bassin versant de Rorbach	% MO	%	12,2	1,0	10,8	14,2	7	1
	V _{3e}	N-Nkj	mg.L ⁻¹	2,080	1,244	0,714	3,689	7	1
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,474	0,117	0,324	0,641	7	1
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,562	0,148	0,347	0,781	7	1
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,004	0,002	0,001	0,006	7	1
	Sortie	MES	mg.L ⁻¹	18,4	13,8	6,2	44,5	8	0
	V ₄	% MO	%	34,5	18,6	14,5	77,1	8	0
	N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,079	1,112	0,524	3,817	8	0	
	P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,607	0,348	0,268	1,291	8	0	
	N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,540	0,115	0,422	0,741	8	0	
	N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,008	0,004	0,002	0,012	8	0	
janvier, février et mars 2000	Entrée	MES	mg.L ⁻¹	77,8	113	19,4	520	32	5
	bassin versant de Rorbach	% MO	%	17,2	1,709	14,2	23,6	32	5
	V ₂	N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,281	1,169	0,648	5,371	32	5
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,216	0,207	0,098	1,021	32	5
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,291	0,051	0,184	0,393	32	5
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,021	0,010	0,001	0,034	32	5
	Entrée	MES	mg.L ⁻¹	67,4	31,5	34,8	124	7	0
	autre que bassin versant de Rorbach	% MO	%	14,9	1,2	13,6	16,4	7	0
	V _{3e}	N-Nkj	mg.L ⁻¹	2,288	0,835	0,964	3,536	7	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,427	0,180	0,185	0,746	7	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,451	0,109	0,297	0,578	7	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,004	0,003	0,000	0,008	7	0
	Sortie	MES	mg.L ⁻¹	15,5	6,7	6,3	24,6	7	0
	V ₄	% MO	%	20,4	6,8	14,0	33,6	7	0
	N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,817	0,175	0,607	1,134	7	0	
	P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,228	0,080	0,134	0,374	7	0	
	N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,277	0,105	0,126	0,397	7	0	
	N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,003	0,001	0,002	0,006	7	0	

Tab. 54 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Lansquenet entre le 1^{er} avril 1999 et le 24 septembre 2000.

		Unités	Moy.	E.T.	Min.	Max.	n (pris en compte)	n avec Q=0 (non prise en compte)	
avril, mai et juin 2000	Entrée bassin versant de Rorbach V ₂	MES	mg.L ⁻¹	22,9	13,3	5,9	49,2	10	2
		% MO	%	24,1	8,8	9,8	34,2	10	2
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,857	0,256	0,584	1,264	10	2
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,121	0,042	0,072	0,224	10	2
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,112	0,049	0,044	0,184	10	2
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,004	0,002	0,001	0,008	10	2
	Entrée autre que bassin versant de Rorbach V _{3e}	MES	mg.L ⁻¹	33,4	16,7	12,1	64,1	12	1
		% MO	%	19,2	4,4	14,1	26,5	12	1
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,755	0,370	0,240	1,187	6	1
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,227	0,092	0,097	0,364	6	1
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,240	0,109	0,104	0,387	6	1
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,005	0,003	0,001	0,010	6	1
	Sortie V ₄	MES	mg.L ⁻¹	8,0	1,1	6,3	10,2	12	1
		% MO	%	29,2	8,6	8,1	41,9	12	1
N-Nkj		mg.L ⁻¹	0,904	0,205	0,667	1,215	7	1	
P-Ptot		mg.L ⁻¹	0,228	0,109	0,124	0,427	7	1	
N-NO ₃ ⁻		mg.L ⁻¹	0,103	0,024	0,067	0,134	7	1	
N-NO ₂ ⁻		mg.L ⁻¹	0,008	0,006	0,002	0,018	7	1	
juillet, août et septembre 2000	Entrée bassin versant de Rorbach V ₂	MES	mg.L ⁻¹	127,3	267,2	3,8	1 136	22	1
		% MO	%	19,7	13,0	7,5	60,6	22	1
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,270	0,872	0,781	4,664	22	1
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,335	0,318	0,172	1,562	22	1
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,300	0,136	0,102	0,553	22	1
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,013	0,009	0,001	0,032	22	1
	Entrée autre que bassin versant de Rorbach V _{3e}	MES	mg.L ⁻¹	30,6	17,4	8,9	74,7	13	0
		% MO	%	22,4	5,8	16,2	35,6	13	0
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	0,307	0,080	0,216	0,432	7	0
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,125	0,019	0,098	0,154	7	0
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,308	0,144	0,124	0,541	7	0
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,007	0,004	0,002	0,013	7	0
	Sortie V ₄	MES	mg.L ⁻¹	17,2	8,7	4,0	34,1	13	1
		% MO	%	69,9	21,1	39,4	98,1	13	1
		N-Nkj	mg.L ⁻¹	1,380	0,402	0,927	2,349	11	1
		P-Ptot	mg.L ⁻¹	0,691	0,082	0,510	0,818	11	1
		N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,284	0,141	0,171	0,658	11	1
		N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,010	0,012	0,003	0,042	11	1

Au cours de l'ensemble de la période d'étude (1^{er} octobre 1999 - 24 septembre 2000), l'étang de Lansquenet était en phase de production. Quelle que soit la saison prise en compte, les teneurs en MES en amont de l'étang au point de prélèvements 2 et 3 sont significativement (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) plus élevées en amont qu'en aval (Tab. 53 et Tab. 54). La teneur en MO des particules est significativement ($p < 0,01$) plus élevée en aval de l'étang durant l'automne 1999 et l'été 2000. Les teneurs en nitrates et nitrites ne présentent généralement pas de variation significative entre les concentrations mesurées en amont et en aval de cet étang.

Selon les deux modes de calculs (direct ou théorique), les volumes d'eau ainsi que les masses de matière et de nutriments exportés de l'étang de Lansquenet sont relativement peu différents (Tab. 55). Les différences entre les deux modes de calcul sont minimum au cours de la période de janvier à avril 2000 où les divergences entre les deux méthodes n'excèdent pas 6,0 % quels que soient les paramètres pris en compte. Selon l'élément analysé, les variations atteignent 25,3 à 30,5 % pour la période d'avril à juillet 2000 et 23,3 à 36,9 % pour les mois de juillet à septembre.

Sur l'ensemble de la période d'étude, le bilan des entrées et sorties montre un bilan négatif pour tous les paramètres étudiés (Tab. 55).

Tab. 55 : Apports (V_{e-L}) et exportations (V_4 ou $V_{théo-4}$) d'eau, MES, Ntot, $N-NO_3^-$ et Ptot durant la période de production de l'étang de l'étang de Lansquenet entre le 1^{er} octobre 1999 et le 24 septembre 2000.

		1 ^{er} oct. 99 au 31 déc. 99	1 ^{er} janv. 00 au 1 ^{er} avr. 00	2 avr. 00 au 4 juil. 00	5 juil. 00 au 24 sept. 00	Total	Vidange
Entrées V_{e-L}	eau (m ³)	474 959	664 504	290 634	267 492	1 697 589	306 448
	MES (kg)	31 688	36 967	21 440	8 585	98 680	13 516
	MVS (kg)	5 129	5 792	3 356	1 554	16 011	1 720
	N-Nkj (kg)	856	1 143	592	196	2 788	258
	P-Ptot (kg)	165	207	119	52	543	32
	$N-NO_3^-$ (kg)	234	249	98	64	647	102
	$N-NO_2^-$ (kg)	2,3	3,8	1,6	2,4	10,2	2,3
Sortie V_4	eau (m ³)	279 482	719 582	293 734	92 966	1 385 765	634 727
	MES (kg)	5 885	12 673	2 333	1 618	22 508	39 620
	MVS (kg)	1 167	2 334	692	1 151	5 344	12 892
	N-Nkj (kg)	199	569	245	110	1 124	1 605
	P-Ptot (kg)	99	177	55	64	394	514
	$N-NO_3^-$ (kg)	156	220	32	25	433	193
	$N-NO_2^-$ (kg)	1,2	2,3	1,8	1,3	6,6	13,3
Sortie** théorique $V_{théo-4}$	eau (m ³)	297 674	702 946	234 341	138 071	1 373 032	
	MES (kg)	6 534	12 631	1 850	2 566	23 580	
	MVS (kg)	1 258	2 394	547	1 760	5 958	
	N-Nkj (kg)	211	554	195	163	1 124	
	P-Ptot (kg)	102	173	43	94	412	
	$N-NO_3^-$ (kg)	166	208	26	36	436	
	$N-NO_2^-$ (kg)	1,2	2,2	1,3	1,7	6,4	

** : $V_{théo-4}$: Volume sortant théorique calculé à partir des débits entrants (V_{e-L}) et soustraction de l'ETP, les fuites théoriques et la variation du niveau de l'étang au cours de la période d'étude.

5 DISCUSSION.

5.1 VIDANGES.

5.1.1 Exemple de la vidange d'un petit étang de 2 ha : trois étapes distinctes.

Les concentrations en MES, N-Ntot et P-Ptot dans l'eau exportée durant la vidange de l'étang de Petit-Villers (2 ha) nous permettent d'observer trois étapes distinctes (Fig. 23 et Fig. 24). La première est caractérisée par des concentrations en MES supérieures à 1 g.L^{-1} durant environ deux heures. La seconde, dont la durée est beaucoup plus importante, est caractérisée par des concentrations en MES inférieures à 1 g.L^{-1} . La troisième, qui correspond aux trois dernières heures de vidange, présente des concentrations maximales. Ces trois étapes sont comparables en partie, à celles observées par d'autres auteurs lors de vidanges de réservoirs hydroélectriques (Gosse, 1991 ; Merle et al., 1994 ; Poirel et al., 1994). Ces auteurs observent généralement lors de l'ouverture de la vanne de fond, un pic de MES lié au dégagement des sédiments devant la vanne. Ensuite après quelques heures, l'eau retrouve des caractéristiques similaires à l'eau de fond du lac. Puis en fin de vidange, lors du passage du culot de vase (Bouchard, 1998), les quantités de MES augmentent de façon importante et très soudaine.

Au cours des vidanges, de fortes corrélations entre Ntot, Ptot et les concentrations en MES sont observables :

En 1997 (Petit-Villers) :	P-Ptot = 0,0012 MES + 0,0755	$r^2 = 0,9751$	n = 60
	N-Ntot = 0,0027 MES + 1,7086	$r^2 = 0,8972$	
	N-Nkj = 0,0027 MES + 1,5974	$r^2 = 0,9013$	
En 1998 (Petit-Villers) :	P-Ptot = 0,0013 MES + 0,0825	$r^2 = 0,9908$	n = 65
	N-Ntot = 0,003 MES + 2,2434	$r^2 = 0,9825$	
	N-Nkj = 0,003 MES + 1,9675	$r^2 = 0,9841$	

Seuls six paramètres (MES, %MO, Ntot, Ptot, NO_3^- et NO_2^-) ont été analysés sur l'ensemble des prélèvements et ont été pris en compte pour les Analyses en Composantes Principales sur l'eau exportée durant les vidanges de l'étang de Petit-Villers (Fig. 39).

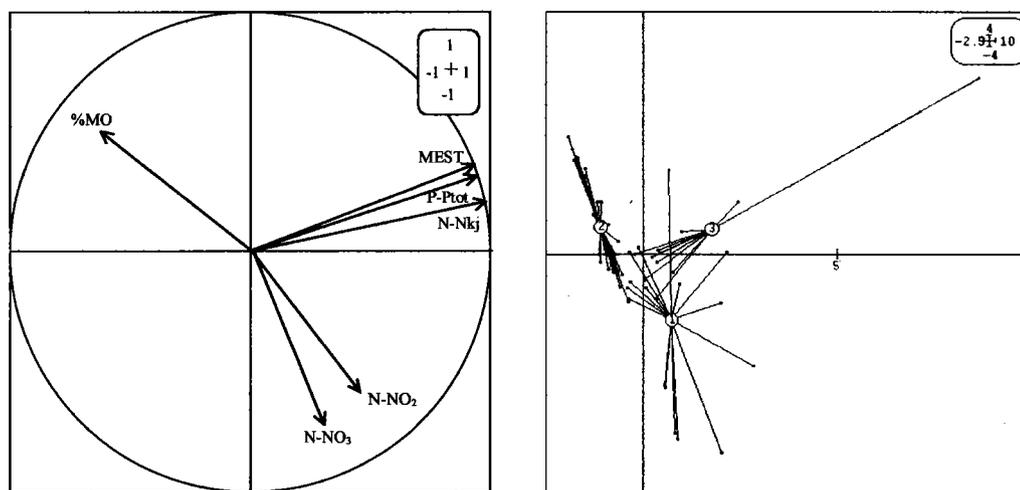


Fig. 39 : Cercle de corrélation et présentation des individus des trois étapes de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1997.

Les deux premiers vecteurs propres expriment 79% de la dispersion des variables, 56% de la variance totale étant représentés sur le premier facteur. Trois groupes de paramètres se différencient : - la teneur en matière organique des particules exportées ;
 - les teneurs en nutriments totaux et en MES ;
 - la teneur en nutriments dissous.

La présentation des individus suivant les deux premiers axes de la Fig. 39, permet de préciser les tendances générales de la qualité de l'eau exportée aux cours des premières (①), dernières (③) heures de la vidange et durant le reste de la vidange (②). Il apparaît que les échantillons prélevés au cours de la période intermédiaire s'opposent à ceux prélevés au début et à la fin de la vidange. Cette opposition indique une teneur en matière organique des particules exportées plus importante au cours de l'étape intermédiaire. Ce phénomène s'explique vraisemblablement par une exportation au cours de cette période de matières particulières provenant principalement de la colonne d'eau et composées en partie de plancton. La position sur le second axe des échantillons collectés au cours de la pêche (③) traduit un enrichissement de l'eau exportée en MES, Ntot et Ptot (formes particulières) alors que les teneurs en azote dissous (NO_3^- et NO_2^-) ne semblent pas permettre d'individualiser les échantillons prélevés au cours de cette dernière étape.

5.1.1.1 Première étape: l'étape d'ouverture (deux premières heures de vidange).

La phase de vidange débute par l'ouverture de la vanne de fond d'évacuation de l'eau qui provoque l'exportation d'eau chargée en MES. Ces particules sont constituées de sédiments qui se sont accumulés à proximité de la vanne depuis la dernière vidange. L'exportation d'eau au cours de la vidange d'étang s'effectuant sur quelques dizaines de mètre par un chenal exempt d'écoulement hors période de vidange (l'eau s'écoule le reste de l'année par le chenal du déversoir), les sédiments accumulés dans cette portion du chenal lors de la dernière vidange et exondés depuis lors, sont en partie mis en suspension durant les premières heures de la vidange.

En 1997, 159 kg de sédiment et 270 m³ d'eau (Tab. 22) ont été exportés durant les deux premières heures de vidange contre seulement 62 kg et 249 m³ en 1998 (Tab. 23). Cette différence est liée aux multiples ouvertures de la vanne en 1997 qui ont entretenues l'exportation de MES. Ces ouvertures volontairement brusques et répétées avaient pour objectif d'exporter le sédiment accumulé à proximité de la vanne et de permettre ainsi un écoulement aisé de l'eau durant le reste de la vidange. Cette pratique, couramment utilisée en pisciculture, a induit au cours des deux premières heures de vidange, l'exportation supplémentaire de 97 kg de MES soit 7,7% de la totalité des MES exportées en 1997. En 1997, la concentration en MES a dépassé à plusieurs reprises la valeur limite de 1 g.L⁻¹ (Fig. 23).

En 1998, sur nos conseils et afin de réduire le phénomène de chasse du sédiment, la vanne n'a pas été ouverte brusquement. Les concentrations en MES sont alors restées inférieures à 1 g.L⁻¹ et les exportations de MES, Ntot et Ptot au cours des deux premières heures de vidange ont été réduites respectivement de 61, 40 et 59 %.

Ce phénomène d'exportation de sédiments lors de l'ouverture de la vanne de fond a été observé lors des vidanges de barrages hydroélectriques (Merle et al., 1994 ; Poirel et al., 1994). Les concentrations observées lors de cette étude sont inférieures aux valeurs généralement mesurées lors de l'ouverture de la vanne de grands barrages qui peuvent atteindre près de 4 g.L⁻¹ (Merle et al., 1994). Cette différence peut s'expliquer par une accumulation plus importante de sédiments à proximité de la vanne de fond des grands réservoirs due à une fréquence de vidange généralement décennale alors qu'elle est annuelle pour 64% des étangs lorrains (Le Quere et Marcel, 1999). Ce pic de MES n'est pas

systématiquement observé lors des vidanges de grands réservoirs. Lors de la vidange du réservoir de Guerlédan, Gosse (1991) n'a pas observé de concentrations supérieures à 40 mg.L⁻¹ lors de l'ouverture. Cependant, une vérification du fonctionnement de la vanne de fond avait été effectuée quelques jours avant la vidange (Gosse, comm. pers.). Le sédiment accumulé à proximité de la vanne a probablement été exporté lors de cette vérification.

5.1.1.2 Seconde étape: Evacuation de l'eau.

Durant la seconde étape de la vidange, le niveau de l'étang est baissé progressivement jusqu'à atteindre le niveau de pêche soit environ 2% du volume total de l'étang. Au cours de cette seconde étape, les augmentations de concentration en MES les plus importantes (Fig. 23) sont liées aux changements d'ouverture de la vanne effectués par le pisciculteur. Les augmentations d'ouverture de la vanne de fond se traduisent alors par un accroissement des teneurs en MES dans l'eau (Fig. 23) et par une diminution de la teneur en MO des particules exportées (Fig. 27), indiquant probablement l'exportation de particules provenant de couches de sédiments plus profondes.

En 1997, au cours de cette seconde étape, les concentrations en MES au point 2 ont atteint au maximum la valeur de 64 mg.L⁻¹. Les concentrations moyennes correspondent à celles généralement observées dans les rivières situées sur substrat argileux (Nisbet et Verneaux, 1970). Les concentrations observées sont considérées comme compatibles avec la vie cyprinicole des étangs et ruisseaux étudiés (Mouille, 1982). Selon le système d'évaluation de l'eau des cours d'eau (Agences de l'Eau, 1999), ces concentrations correspondent à une potentialité biologique "passable" mais à une inaptitude à l'aquaculture. En effet, les MES ont des effets néfastes durant l'incubation et l'alevinage. Elles sont aussi des effets indirects sur le grossissement, comme par exemple, la consommation d'oxygène (Agences de l'Eau, *loc. cit.*). Robbe (1975) précise que des concentrations de 50 mg.L⁻¹ en MES ne sont pas gênantes pour les poissons d'eau douce sauf pour le chabot que l'on ne rencontre pas où les concentrations excèdent 20 mg.L⁻¹. Les concentrations au point 2 dépassent cependant la limite de 25 mg.L⁻¹ préconisée par les directives CEE pour la protection des eaux douces (CEE, 1978).

En 1997, durant la seconde étape de la vidange de cet étang de deux hectares, les apports de MES, N-Ntot, N-NO₃⁻ et P-Ptot provenant du bassin versant ont été estimés respectivement à 4,9 kg.ha⁻¹, 0,43 kg.ha⁻¹, 0,11 kg.ha⁻¹ et 0,03 kg.ha⁻¹. Pendant cette même période, les exportations sont estimées à 293 kg.ha⁻¹, 9,6 kg.ha⁻¹, 0,48 kg.ha⁻¹ et 0,76 kg.ha⁻¹ (Tab. 22). Boyd (1978) mentionne des valeurs de 133 kg.ha⁻¹, 8,2 kg.ha⁻¹, 1,33 kg.ha⁻¹ et 0,91 kg.ha⁻¹ lors de vidanges d'étangs à poissons-chats.

En 1998, excepté durant les 20 premières heures, la vidange est effectuée en période de fortes précipitations atmosphériques qui sont à l'origine d'apports de MES provenant du bassin versant. En 1998, au cours de la seconde étape, les concentrations en MES au point 2 sont inférieures à 100 mg.L⁻¹ jusqu'à la 96^{ème} heure de vidange. A partir de la 140^{ème} heure de vidange, les concentrations dépassent la valeur de 200 mg.L⁻¹. Des études écotoxicologiques ont montré qu'une exposition prolongée du poisson à de telles concentrations peuvent provoquer un épaissement des cellules branchiales des poissons (Robbe, 1975).

Bien que la vidange soit à l'origine d'une exportation de MES vers l'aval, après 96 heures de vidange, le bilan des MES importées et exportées de l'étang (Fig. 28) est négatif et traduit une rétention de 393 kg de particules au niveau de l'étang liée soit à la sédimentation des particules soit au temps de résidence hydraulique de l'eau au sein du plan d'eau qui n'est pas encore vide. A ce niveau d'avancement de la vidange, le volume d'eau dans l'étang est supérieur à 10 000 m³. Après 110 heures de vidange, le bilan des MES est à nouveau positif. Le volume de l'étang a alors diminué et est estimé à moins de 7 800 m³. La dilution ainsi que

le temps de résidence hydraulique se réduisant, l'étang ne paraît plus avoir un rôle de décanteur mais est une source importante de sédiments pour l'écosystème aval.

Les précipitations importantes observées durant les dernières heures de la seconde étape de la vidange provoquent l'exportation de quantités très importantes de sédiments (Fig. 23). L'impact des précipitations semble d'autant plus marqué que le niveau de l'étang est réduit. Ceci résulte de la mise hors d'eau de surfaces importantes de sédiments très facilement érodables sous l'effet de la pluie.

Au cours de cette seconde étape, les apports de MES, N-Ntot, N-NO₃⁻ et P-Ptot provenant du bassin versant sont estimés respectivement à 1038 kg.ha⁻¹, 17,2 kg.ha⁻¹, 4,2 kg.ha⁻¹ et 1,4 kg.ha⁻¹ (Tab. 23) alors que les exportations sont estimées respectivement à 2 627 kg.ha⁻¹, 49,1 kg.ha⁻¹, 4,6 kg.ha⁻¹ et 4,8 kg.ha⁻¹. La balance montre alors une importante exportation de matière et de nutriments.

5.1.1.3 Troisième étape : la pêche.

La troisième étape correspond à la pêche. Les poissons sont alors concentrés dans un faible volume d'eau. C'est au cours de cette étape que les concentrations en MES dans l'eau exportée sont maximales (Fig. 23).

En 1997, la concentration moyenne et la masse exportées de MES sont estimées à 1,5 g.L⁻¹ et 259 kg.ha⁻¹ respectivement (Tab. 22).

En 1998, la teneur moyenne dans l'eau a été évaluée à 4,1 g.L⁻¹ et 1224 kg.ha⁻¹ de MES (Tab. 23).

Les conséquences de fortes concentrations en MES, sur la vie piscicole, peuvent être accentuées par de faibles teneurs en oxygène dissous dans l'eau (Garric et al., 1990). Au cours des vidanges de 1997 et 1998, les concentrations moyennes en oxygène dissous au point 2 étaient de 3.2 et 4.3 mg.L⁻¹ durant la pêche (29 et 39% de saturation respectivement). Mouille (1982) et Arrignon (1991) précisent que la survie des cyprinidés nécessite une teneur en O₂ supérieure à 5 mg.L⁻¹ durant au moins huit heures sur 24. Les Salmonidés sont beaucoup plus exigeants. Garric et al. (1990) ont montré que 10% des truites soumises à une concentration en MES de 6 g.L⁻¹ dans une eau peu oxygénée (3 mg.L⁻¹), succombent en moins de trois heures. Les rivières salmonicoles ou de tête de bassin versant sont donc les plus sensibles aux variations du taux d'oxygène (DIREN, 2001).

Les concentrations en MES observées en étangs sont inférieures aux valeurs observées au cours des dernières heures de vidanges des réservoirs hydroélectriques. Lors de vidanges des réservoirs, la valeur de 30 g.L⁻¹ est dépassée lors de 20% des vidanges et des taux supérieurs à 80 g.L⁻¹ sont parfois observés ponctuellement (Poirel et al., 1994). Les concentrations plus élevées lors de vidanges de réservoirs sont probablement liées à la fréquence de vidange plus faible, responsable d'une accumulation plus importante de sédiment. De plus, le fond des réservoirs présente des pentes généralement plus importantes que celles des étangs. Cette caractéristique favorise le glissement lent d'un talus de vase (Gosse, 1991) qui se retrouve au niveau de la vanne lors du passage du culot et provoque l'exportation d'une eau très chargée en MES.

Les concentrations élevées en MES observées lors des vidanges de l'étang étudié sont dues à l'action combinée de l'activité des poissons augmentée par le stress, du passage de la seine et de l'érosion du sédiment de l'étang par les fortes précipitations.

En 1997 et 1998, près de 40 et 30% des MES respectivement et seulement 2% du volume de l'étang ont été exportés pendant cette étape (Fig. 29). Plus de 8% de N_{tot} et 25% du P_{tot} sont rejetés durant les trois dernières heures de vidange.

5.1.2 Comparaison avec des étangs de superficies diverses (2 à 620 ha).

5.1.2.1 Analyse en composantes principales.

L'ACP de la qualité de l'eau exportée durant les trois étapes de la vidange (premières heures des vidanges ①, étape d'évacuation de l'eau ② et pêche ③) regroupe l'ensemble des vidanges au cours desquelles les paramètres MES, %MO, N_{tot} , P_{tot} , NO_3^- et NO_2^- ont été étudiés (Petit-Villers 1997 et 1998 ; Rorbach 1998, mars et octobre 1999, mars et septembre 2000 ; Grand-Villers 1998 ; Lansquenet 2000 ; Zommange 1998 et 1999).

Le premier et le second vecteur propre expriment respectivement 60,2 et 19,1% de la dispersion des variables (Fig. 40). Ces deux vecteurs représentent alors 79,3 % de la variance totale.

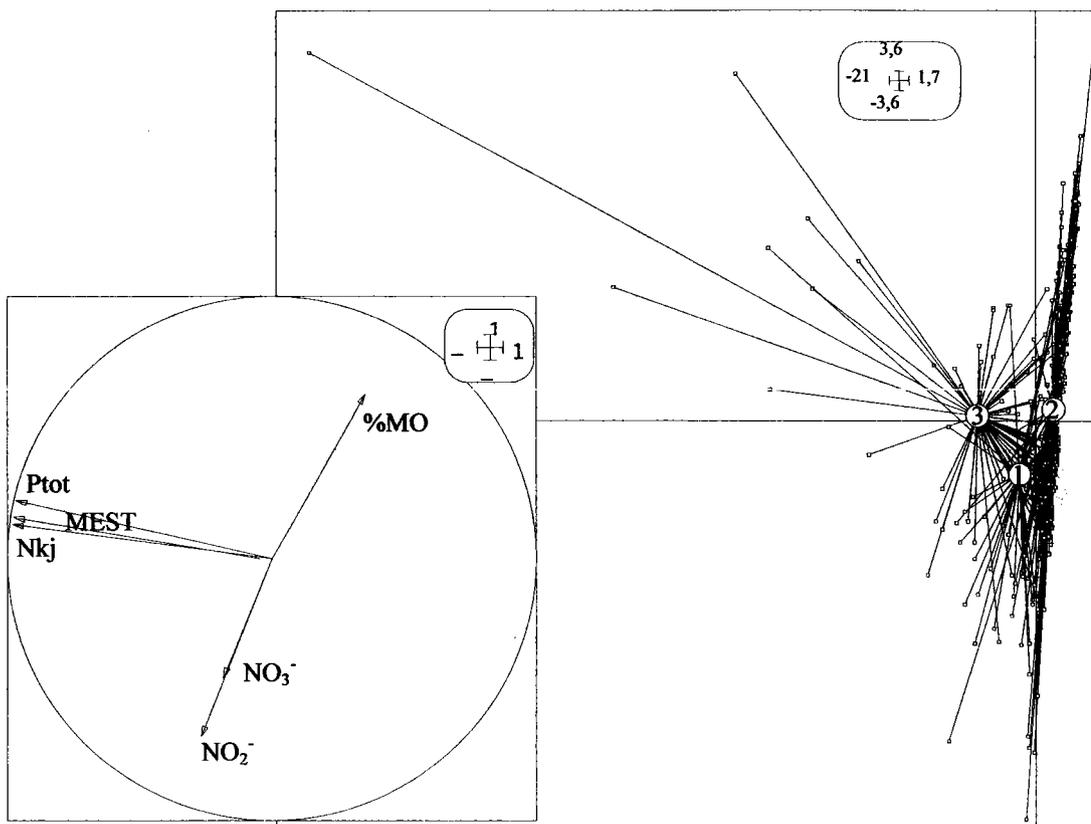


Fig. 40 : Cercle de corrélation et présentation des individus des trois étapes de l'ensemble des vidanges des étangs de Petit- et Grand-Villers, Rorbach, Lansquenet, et Zommange.

Le regroupement des paramètres selon trois associations (1 : MES, P_{tot} et N_{kj} ; 2 : NO_2^- et NO_3^- ; 3 : % MO) est également marqué comme nous avons pu l'observer pour la vidange de l'étang de Petit-Villers étudiée séparément.

La prise en compte des résultats des diverses vidanges conduit cependant à un accroissement de la dispersion des individus au sein d'un même groupe. La tendance observée lors de l'étude de l'étang de Petit-Villers semble tout de même généralisable à l'ensemble des vidanges.

Les prélèvements collectés au cours de l'étape d'évacuation de l'eau s'opposent aux prélèvements collectés en début et fin de vidange. Cette différenciation résulte principalement d'une richesse en MO plus élevée des particules exportées au cours de la seconde étape qui s'explique par l'exportation de MES provenant principalement de la colonne d'eau. Les particules exportées en début et fin de vidange ont quant à elles des origines sédimentaires et proviennent de couches plus profondes aux caractéristiques plus proches de celles du substrat.

5.1.2.2 Observation d'une étape d'ouverture.

L'évaluation de la qualité de l'eau au cours des premières heures de vidange (étape d'ouverture) n'a fait l'objet d'une fréquence élevée d'analyse que lors des vidanges de Petit-Villers (2 ha) en 1997 et 1998, de Rorbach (7 ha) en octobre 1999 et de Zommange (66 ha) en 1998. Les exportations de MES au cours des quelques heures succédant l'ouverture de la vanne représentent respectivement 12,6 et 15,8 % des exportations totales durant les vidanges de Petit-Villers en 1997 et de Rorbach en octobre 1999 (Tab. 56).

L'exportation au cours des deux premières heures de la vidange de Petit-Villers en 1998 étant effectuée sans action de chasse, ne représente qu'une proportion faible des rejets totaux qui ont été accentués par des précipitations importantes.

L'exportation au cours des trois premières heures de la vidange de l'étang de Zommange, dont la vidange s'effectue dans un premier temps par une vanne de surface, représente moins de 0,3 % des exportations estimées au cours de la vidange. L'eau exportée au cours des 24 premières heures de la vidange de l'étang de Zommange présente cependant des teneurs encore relativement élevées en MES (76 mg.L⁻¹ après 24 heures de vidange) (Fig. 32). Les proportions des MES, N_{tot} et P_{tot} exportées au cours de cette première journée de vidange représentent cependant moins de 1,1 % des exportations totales. Lors des vidanges de l'étang de Lindre, alors que les séquences d'échantillonnage n'ont commencé que le lendemain de l'ouverture de la vanne, les concentrations en MES maximales observées lors de ce premier prélèvement sont de 21,2 mg.L⁻¹. L'exportation d'eau chargée en sédiment au début de vidange d'étang ne semble pas être une étape de durée très importante quelle que soit la superficie de l'étang. Cette étape n'aura par conséquent que de très faibles répercussions sur le bilan d'exportation observé lors de vidange d'étangs de superficie importante dont la durée de vidange est plus longue. Les concentrations élevées atteignant près de 1 g.L⁻¹ peuvent cependant être préjudiciables à la vie piscicole au sein du milieu récepteur aval.

Tab. 56 : Pourcentages d'eau, MES, N_{tot} et P_{tot} exportés au cours des deux premières heures de la vidange de trois étangs de superficie variable.

	eau	MES	P total	N total
Petit-Villers (2 ha) : 1997	1,6 %	12,6 %	7,1 %	4,3 %
Petit-Villers (2 ha) : 1998	0,7 %	0,8 %	0,5 %	0,5 %
Rorbach (7 ha) : octobre 1999	3,3 %	15,8 %	10,9 %	7,7 %
Zommange (66 ha) : 1998	< 0,1 %	< 0,2 %	< 0,3 %	< 0,2 %

5.1.2.3 Evolution des paramètres étudiés au cours de la vidange.

Afin de tester statistiquement les différences de concentrations dans l'eau exportée au cours des étapes d'évacuation et de pêche, les résultats obtenus lors de six vidanges (au cours desquelles plus de cinq analyses d'eau ont été réalisées durant l'étape de pêche) ont été testés. Ces résultats indiquent une différence significative pour de nombreux paramètres (Tab. 57).

Tab. 57 : Seuil de significativité de différence de moyennes entre les concentrations de divers paramètres mesurés au cours des étapes d'évacuation de l'eau (n_1) et de pêche (n_2) (Test de Kolmogorov-Smirnov).

	n_1	n_2	MES	% MO	Ptot	Nkj	NO_2^-	NO_3^-	o-P	SO_4^{2-}	Cl^-
Petit-Villers 97	31	12	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	ns	ns	<0,001		
Petit-Villers 98	43	12	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	ns	<0,001			
Lansquenet 00	25	6	<0,001	<0,05	<0,001	<0,001	ns	ns			
Zommange 98	64	6	<0,001	<0,001	<0,05	<0,001	ns	ns	<0,001	<0,001	<0,05
Lindre 99	40	20	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001					
Lindre 00	31	37	<0,001	<0,001	<0,05	<0,05					

Nitrites et nitrates.

Les teneurs en nitrites (Fig. 25 ; Fig. 31 et Fig. 32), bien que fluctuant largement durant l'ensemble des vidanges, ne présentent pas de véritables tendances à l'augmentation en fin de vidange. Aucune différence significative n'est observée entre les concentrations mesurées durant l'étape d'évacuation de l'eau et de la pêche (Tab. 57). Ces résultats confirment le parallèle entre nos résultats et la tendance observée par Schwartz et Boyd (1994) lors de vidange d'étangs de pisciculture intensive. Ces auteurs observent de teneurs faibles (0,001 à 0,004 mg.L^{-1}) durant l'étape d'évacuation de l'eau et une augmentation légère durant la pêche pour atteindre des valeurs de 0,007 mg.L^{-1} .

Contrairement aux résultats obtenus par Boyd (1978) et Schwartz et Boyd (1994) qui n'observent aucune évolution remarquable des teneurs en nitrates au cours de vidanges d'étangs d'élevages intensifs de poissons-chats, nos résultats montrent une augmentation progressive des teneurs en NO_3^- lors de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998 (Fig. 25). La différence entre les concentrations observées durant l'évacuation de l'eau et la pêche est hautement significative (Tab. 57). Cette évolution qui n'est pas observée lors de la vidange de ce même étang en 1997 peut être expliquée par d'importants apports de N-NO_3^- provenant du bassin versant en 1998 (Tab. 23). Les étangs étudiés par Boyd (1978) et Schwartz et Boyd (1994) sont alimentés également par l'eau provenant du bassin versant. Boyd (loc. cit.) signale la présence de précipitations atmosphériques au cours de ces observations alors qu'aucune information à ce sujet n'est indiqué par Schwartz et Boyd (1994). Il n'est alors pas possible de conforter l'hypothèse de la relation existante entre l'évolution des teneurs en nitrates et le renouvellement de la masse d'eau au cours de la vidange.

Cette hypothèse est cependant confirmée par les teneurs et les apports élevés observés en amont des étangs de Petit-Villers et Rorbach lors de périodes pluvieuses et par les concentrations plus faibles observées en aval de l'étang lors de vidange hors période pluvieuse (Fig. 25 ; Tab. 28). Une augmentation progressive des teneurs en NO_3^- dans l'eau exportée est également observée lors de la vidange de l'étang de Lindre en 1998. Ceci s'explique par des apports d'eau chargée en nitrates dont la solubilité est très importante (Anderson et Lepisto, 1998 ; Harriman et al., 1998), entraînant un enrichissement de l'eau de l'étang tout au long de la période de vidange. Lors de la vidange de l'étang de Lindre en 1998, les concentrations moyennes en nitrates étaient de 0,41 mg.L^{-1} durant les 45 premiers jours. Suite aux apports d'eau conséquents provenant du bassin versant qui ont entraîné une remontée du niveau de l'étang (Fig. 20), les teneurs en NO_3^- dans l'eau exportée ont dépassé 1 mg.L^{-1} en moyenne.

o-P, NH₄⁺ et pH.**Teneurs en o-P.**

L'évolution des teneurs en o-P dans l'eau exportée est très variable selon la vidange étudiée. Au cours de la vidange de Petit-Villers, les concentrations restent stables durant l'ensemble de l'étape d'évacuation de l'eau (moyenne de 0,014 mg P.L⁻¹) et n'augmentent que durant la pêche pour atteindre des concentrations de 0,08 mg P.L⁻¹ (Fig. 26). Cet accroissement des concentrations lors de la pêche a été observé par Boyd (1978) et Schwartz et Boyd (1994). Il s'explique par la remise en suspension massive des sédiments et à un apport d'eau interstitielle riche en P de o-P. Une tendance similaire est observée au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers (Fig. 31) et de l'étang de Rorbach (Tab. 25 ; Tab. 26 et Tab. 28).

Au cours des vidanges de Zommange (Fig. 32) et de Lindre en 1998 (Fig. 33), l'évolution est inverse. On observe alors pour ces deux étangs respectifs, des teneurs de 0,35 mg P.L⁻¹ et 0,40 mg P.L⁻¹ en début de vidange et des teneurs de 0,02 mg P.L⁻¹ et 0,09 mg P.L⁻¹ en fin de vidange. Ceci est probablement lié au fait que l'eau exportée en début de vidange correspond à une eau de qualité proche de celle de l'étang (l'eau de ces deux étangs étant caractérisée par des teneurs élevées en phosphore) alors qu'en fin de vidange l'eau exportée est en grande partie dépendante de la qualité de l'eau provenant des précipitations et du ruissellement survenus durant la vidange.

Valeurs de pH.

Le pH n'a été suivi durant la totalité des vidanges qu'en 1997 en aval de l'étang de Petit-Villers (Fig. 26) et en 1998 en aval de l'étang de Zommange (Fig. 32). Ce paramètre présente des valeurs maximales au cours de l'étape d'évacuation de l'eau. Une réduction d'une unité pH est observée entre les maxima mesurés durant la période d'évacuation de l'eau et les valeurs observées durant la pêche. Ceci peut s'expliquer par l'exportation au cours de cette étape d'une eau aux caractéristiques proches de la colonne d'eau, comme il l'a été observé également lors de l'étape d'évacuation de l'eau de grandes retenues (Poirel et al., 1994), et à l'activité photosynthétique qui y règne. La réduction des valeurs du pH lors de la pêche peut être expliquée par la consommation d'oxygène liée au processus de dégradation de la MO (Francisco et al., 1999) et au métabolisme important du poisson. Ces résultats sont similaires à ceux observés par Schwartz et Boyd (1994) mesurant la réduction de 1,5 unité pH au cours de la vidange d'étangs intensifs. Cette réduction du pH lors du passage du culot de vase en fin de vidange est également observée lors de vidange de retenue (Poirel et al., 1994 ; Francisco et al., 1999).

Teneurs en NH₄⁺

Les teneurs en N-NH₄⁺ montrent une nette augmentation au cours de la pêche (Fig. 26 ; Fig. 31 et Fig. 32). Cette tendance est comparable à celle observée par Boyd (1978) lors de la vidange d'étangs à poissons-chats et s'explique par la remise en suspension des sédiments et un accroissement du métabolisme des poissons. Lors des vidanges de l'étang de Zommange en 1998 et 1999, les concentrations atteignent respectivement les valeurs maximales de 1,14 et 1,79 mg.L⁻¹. Boyd (1978) et Schwartz et Boyd (1994) observent respectivement des concentrations moyennes en N-NH₄⁺ de 2,34 et 1,5 mg.L⁻¹. Des teneurs supérieures à 3 mg.L⁻¹

sont observées lors de la vidange de la retenue de Pareloup (Merle et al., 1994). Ces teneurs élevées observées durant la vidange de grandes retenues sont liées au taux de remise en suspension atteignant 20 g.L^{-1} et à une qualité d'eau déjà chargée en NH_4^+ dès le début de la vidange (Merle et al., 1994). Les teneurs n'ont pas dépassées $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,81 \text{ mg.L}^{-1}$ et $0,54 \text{ mg.L}^{-1}$ lors des vidanges respectives des étangs de Petit-Villers, Rorbach et Grand-Villers. Ces concentrations plus faibles sont probablement à attribuer à une densité de poisson moindre en pisciculture extensive et par conséquent à une répercussion plus faible de leur métabolisme sur l'excrétion d'azote.

Le seuil de 3 mg.L^{-1} de NH_4^+ , fixé par le décret 99-736 du 27 août 1999, n'a quant à lui jamais été dépassé durant les vidanges au cours desquelles ce paramètre a été étudié (Petit-Villers 1997, Grand-Villers 1998, Rorbach 1998, Rorbach mars et octobre 1999 et Zommange 1998). Située sur substrat calcaire et présentant un pH basique (Fig. 26), l'eau des étangs étudiés présente en général des taux d'ammoniaque non ionisée (NH_3) inférieurs aux seuils de toxicité de $0,016$ et $0,021 \text{ mg.L}^{-1}$ d' NH_3 préconisés pour la pisciculture (EIFAC, 1970 ; USEPA, 1976 ; Forster et Smart, 1979 ; Francisco et al., 1999). Le seuil de $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ est cependant atteint durant 30 minutes lors de la pêche de l'étang de Rorbach en octobre 1999. Ces concentrations restent cependant inférieures aux valeurs limites de $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ requises pour la vie du poisson (CEE, 1978) et très inférieure à la CL50 à long terme indiquée par Pihan et Landragin (1985) estimé à $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de N- NH_3 pour ces conditions de vidanges (26 % de saturation en O_2 dissous durant la pêche).

Au cours de la vidange de l'étang de Zommange en 1999, les teneurs moyennes en NH_3 ont été estimées respectivement à $0,012$ et $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ au cours de la première et de la seconde journée de pêche. Un taux maximum de $0,22 \text{ mg.L}^{-1}$ a été mesuré durant les 80 dernières minutes de pêche. Le dépassement de ces seuils peut principalement être évité par le choix des dates de vidange en périodes automnale, hivernale et printanière évitant ainsi une température de l'eau supérieure à 10°C . De plus, la diminution des valeurs de pH au cours de l'étape de pêche, favorise l'équilibre en faveur de la forme ionisée NH_4^+ et au détriment de la forme toxique non ionisée.

Les taux plus élevés de NH_3 observés lors de la vidange de Rorbach et de Zommange en octobre 1999 sont donc principalement à attribuer d'une part à un substrat naturellement basique, et d'autre part à une date de vidange avancée entraînant des températures de l'eau proche de 10°C , des pH supérieurs à 7,5 - 8 et une production primaire encore relativement importante.

MES, Ptot, Nkj, DBO₅, DCO et teneur en MO.

Comme il l'a été noté lors de l'étude de l'étang de Petit-Villers, les concentrations en MES, Ntot, Nkj et Ptot présentent des maxima au cours de l'étape de pêche (Fig. 23 ; Fig. 24 ; Fig. 31 ; Fig. 32; Fig. 34 et Fig. 35). Ces teneurs élevées sont liées à l'activité humaine lors du passage des seines, à l'accroissement de l'activité du poisson qui est alors concentré dans un faible volume d'eau et à des phénomènes de remise en suspension du sédiment par écoulement de l'eau et par glissement de talus au niveau du fossé de pêche. Au cours de l'étape de pêche, cet accroissement des concentrations en MES dans l'eau exportée se traduit par un dépassement quasi systématique du seuil limite de 1 g.L^{-1} . Ce seuil n'a cependant jamais été dépassé au cours des vidanges de l'étang de Lindre.

L'augmentation de la DBO₅ et de la DCO est également observée lors de l'étape de pêche. Ces facteurs sont estimés respectivement à 4,7 et 73,5 mg.L⁻¹ durant l'étape d'évacuation de l'eau et atteignent 24 et 291 mg.L⁻¹ au cours de la pêche de l'étang de Rorbach en 1998. Lors de la vidange de l'étang de Zommange en 1998, les DBO₅ et DCO ont été estimées respectivement à 4,25 et 33,3 mg.L⁻¹ au cours de l'étape d'évacuation de l'eau et à 21,3 et 318 mg.L⁻¹ au cours de la pêche. Ces valeurs sont comparables à celles observées lors de vidanges d'étangs intensifs (Boyd, 1978 ; Schwartz et Boyd, 1994) et sont à attribuer à une forte remise en suspension des sédiments riches en MO.

La teneur en MO des particules exportées au cours de la pêche est cependant plus faible que durant l'étape d'évacuation de l'eau (Fig. 27 ; Fig. 32 ; Fig. 34 et Fig. 35). Cette teneur plus faible en MO au cours des dernières heures de vidange associée avec un volume d'eau plus faible, limite probablement la consommation d'O₂ par le processus de dégradation de la MO. Cette réduction du % MO est également observée lors de vidange d'étangs d'élevage de crevettes (Teichert-Coddington et al., 1999) dont les particules exportées sont composées à 49% de MO en début de vidange et de seulement 20 à 22 % durant les dernières heures. Cette évolution s'explique par une exportation progressive au cours de la vidange, des sédiments superficiels du fond de l'étang plus riche en MO et provenant de cellules phytoplanctoniques, de débris végétaux et animaux et de résidus de nourriture non consommés en élevage intensif (Teichert-Coddington et al., 1999).

Autres paramètres.

Aucune évolution notable de la conductivité, du TAC, des concentrations en cations (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) et anions majeurs (SO₄²⁻, Cl⁻) n'est observable durant l'étape d'évacuation de l'eau (Fig. 26 et Fig. 31). Ces paramètres indicateurs de la minéralisation (conductivité et TAC) présentent également une forte augmentation durant les dernières heures de vidange. Ces accroissements résultent probablement de la remise en suspension par les seines de particules de sédiment provenant de couches plus profondes, aux caractéristiques plus proches de celles du substrat plus riche en éléments majeurs (Campy et Meybeck, 1995) et moins riche en matière organique (Banas, 1997 ; Cyr, 1998). Cette hypothèse semble confirmée par des teneurs en matière organique plus faibles des particules exportées au cours des premières et dernières heures de la vidange.

La teneur en MO des particules baisse progressivement au cours de la vidange ou atteint un maximum après quelques jours de vidange et baisse ensuite progressivement (Fig. 27 ; Fig. 32 ; Fig. 33 ; Fig. 34 et Fig. 35). Cette augmentation de la teneur en MO des particules au cours des premiers jours de la vidange, observée lors de la vidange de l'étang de Zommange et de Lindre en 1998, coïncide avec l'augmentation de la teneur en Chl *a* dans l'eau (Fig. 32 et Fig. 33). Ceci s'explique par l'exportation au cours de l'étape d'évacuation, d'une eau aux qualités proches de celles du plan d'eau et donc riche en phytoplancton et en Chl *a*.

Dans un second temps, la teneur en Chl *a* et MO de l'eau de l'étang diminue suite aux apports d'eau par précipitations et ruissellement. On observe alors une réduction des concentrations de ces deux paramètres dans l'eau exportée. Cette réduction des concentrations en Chl *a* peut également être expliquée par une augmentation de la turbidité entraînant une réduction de l'activité photosynthétique. Au cours de la vidange de l'étang de Zommange en 1998, 50 % des exportations en Chl *a* ont été observés entre le 10^{ème} et le 26^{ème} jour de vidange. Cette observation d'une exportation massive de pigments chlorophylliens durant la première moitié de la vidange a été également observée lors de la vidange de Lindre en 1998,

où environ 40 % des exportations de Chl *a* ont eut lieu entre le 13^{ème} et le 22^{ème} jour. Les teneurs en phéopigments présentent quant à elles un pic maximum lors de la pêche. Cette augmentation est liée à la remise en suspension de sédiment dont la teneur élevée en pigments chlorophylliens dégradés a été signalée dans d'autres lacs peu profonds (Cyr, 1998).

Rôle des précipitations.

La qualité de l'eau observée au cours des pêches de l'étang de Petit-Villers (1997 et 1998) et de Zommange (1998 et 1999) semble indiquer que l'intervention de précipitations atmosphériques au cours de l'étape de pêche conduit à un accroissement des exportations de MES et de nutriments (Tab. 22 et Tab. 23) ainsi qu'à une augmentation des concentrations en MES dans l'eau exportée (Fig. 23 ; Tab. 39). Contrairement aux résultats observés par Poirel et al. (1994) lors de vidange en période de crue, nous n'observons pas d'effet de dilution des matières particulières par les apports d'eau provenant du bassin versant. Boyd (1978) indique un accroissement des teneurs en MES et nutriments dans l'eau des échantillons collectés en période pluvieuse. Cette observation peut s'expliquer par le fait que les sédiments des étangs ont généralement une teneur en matière organique ainsi qu'une teneur en eau supérieures à celles des réservoirs, ce qui leurs procurent une stabilité moins importante et sont par conséquent plus aisément érodables lors de précipitations. Poirel et al. (1994) précisent cependant que malgré l'effet de dilution, les masses de sédiments exportées sont plus importantes en période pluvieuse suite à l'érosion des sédiments exondés.

Au cours des pêches de l'étang de Zommange, nous observons des teneurs plus importantes en MO des particules exportées, N-NH₄⁺, P de o-P et Chl *a* dans l'eau évacuée en absence de précipitation (année 1999). Ces paramètres liés à la productivité de l'étang (% MO et Chl *a*) et à l'accroissement du métabolisme des poissons (NH₄⁺ et o-P), présentent des concentrations moindres en 1999. Ces résultats semblent indiquer que, la dilution par les eaux de précipitations et de ruissellement, a des répercussions sur la qualité de l'eau exportée, bien que ne conduisant pas à une baisse des teneurs en MES dans l'eau. Ce phénomène est également observé lors de la vidange de l'étang de Lindre en 1998. Le 28 octobre, lors de fortes précipitations, les concentrations en MES augmentent alors que l'on observe une réduction de la teneur en MO des particules exportées ainsi que des concentrations en P_{tot} et N_{kj}.

5.1.2.4 Quantification des exportations de matière et de nutriments durant les vidanges.

Variations intra-étangs.

La vidange de l'étang de Petit-Villers dans des conditions météorologiques différentes (0 et 50,5 mm) a conduit à une exportation de sédiment estimée à 630 et 3 880 kg.ha⁻¹ (Tab. 58). Pour un même étang, l'exportation de sédiment peut donc varier d'un facteur supérieur à 6. L'augmentation des exportations de matière et de nutriments au cours d'événements pluvieux et d'intervention de crue en étape finale de vidange a été observée dans la retenue de Guerlédan (Gosse, 1991). Les précipitations sont signalées comme étant un facteur important à prendre en compte lors des vidanges de retenues (Merle et al., 1994 ; Poirel et al., 1994). La venue d'une crue alors qu'une partie des sédiments de la retenue est exondée peut conduire à un important ruissellement et à l'effondrement de talus de sédiments exposés hors de l'eau (Poirel et al., 1994 ; Bouchard, 1998).

Tab. 58 : Masses de MES, Nkj et Ptot exportées au cours de la vidange d'étangs.

Vidange	Durée (j)	P (mm)	MES (kg.ha ⁻¹)	Exportations totales	
				P-Ptot (kg.ha ⁻¹)	N-Nkj (kg.ha ⁻¹)
Petit-Villers 1997	6	0	630	1,2	11,2
Petit-Villers 1998	7	50,5	3 880	6,5	54,5
Rorbach mars 1999	12	36	1 400	3,1	15,8
Rorbach oct. 1999	6 (3)*	0	972	2,6	9,2
Rorbach mars 2000	18	20	426	1,5	8,6
Rorbach sept. 2000	9 (6)*	36	598	2,0	10,0
Grand-Villers 1998	16	25	742	1,9	18,9
Lansquenet 2000	33	92	1 165	15,1	47,2
Zommange 1998	49	142	1 075	6,0	22,0
Lindre 1998	116	303	833	10,2	55,2
Lindre 1999	101	160,5	433	11,4	43,0
Lindre 2000	112	329,5	2 616	14,4	74,0

(*) le chiffre entre parenthèse indique le nombre de jours d'ouverture de la vanne

L'observation de l'impact des précipitations sur les masses exportées de sédiments n'est cependant pas systématique. L'exportation de MES lors de la vidange de l'étang de Rorbach en octobre 1999 est estimée à 972 kg.ha⁻¹ alors qu'aucune précipitation n'est mesurée durant l'ensemble de la vidange. L'année suivante, on observe pour une date de vidange programmée un mois plus tôt, le rejet vers l'aval de 598 kg.ha⁻¹ alors que les précipitations sont estimées à 36 mm durant l'ensemble de la vidange. Aucune précipitation n'a cependant été observée au cours de la pêche. La vidange d'octobre 1999 est cependant effectuée en un laps de temps très court. Afin d'atteindre le niveau de pêche, trois jours d'ouverture de vanne sont suffisants.

Le débit d'évacuation de l'eau est plus important en 1999, mais aussi la vitesse d'abaissement du niveau de l'eau qui est deux fois plus rapide. Ce paramètre conditionne la remise en suspension des sédiments dans le bouchon vaseux et la stabilité des sédiments déposés sur les berges (Poirel et al., 1994). La vitesse de baisse du plan d'eau est cependant généralement un ordre de grandeur moins important lors de la vidange d'étang (0,5 à 2 cm.h⁻¹ en moyenne contre 5 à 10 cm.h⁻¹ lors de vidanges de retenues). En fin de vidange d'étangs, lorsque la surface en eau se réduit, la vitesse d'abaissement peut cependant atteindre 20 cm.h⁻¹. La stabilité des vases riches en MO, ce qui est le cas des sédiments d'étangs, est moins importante (Bouchard, 1998). Ce facteur pourrait considérablement influencer la remise en suspension de sédiments lors de vidange d'étangs réalisée en un laps de temps restreint.

Le facteur de variations entre les exportations maximales et minimales estimées lors des quatre vidanges de l'étang de Rorbach est supérieur à trois. Cet écart est cependant plus restreint que celui observé lors de la vidange de l'étang de Petit-Villers. Nous pouvons cependant remarquer que durant la vidange de l'étang de Rorbach en 1998, au cours de laquelle les débits n'ont pas été estimés, les concentrations en MES dans l'eau pendant l'étape d'évacuation ont été estimées à 218 mg.L⁻¹ en moyenne (Tab. 25). Cette concentration est plus de deux fois supérieures aux maxima observés durant les autres vidanges de ce même étang (Tab. 26 ; Tab. 28 ; Tab. 30 et Tab. 32). Ne disposant que de peu d'informations sur les conditions de vidange de l'étang en 1998, il nous est difficile de déterminer l'origine de telles concentrations de MES dans l'eau exportée. Nous pouvons cependant estimer l'exportation minimale de MES au cours de cette vidange à partir du volume d'eau minimum rejeté équivalent au volume de l'étang (estimé à environ 53 000 m³). L'exportation de MES au cours de cette vidange a donc été supérieure à 1 650 kg.ha⁻¹. Cette exportation porte donc le facteur

de variations entre les exportations minimales et maximales à un facteur environ égal à quatre pour l'étang de Rorbach.

La vidange de l'étang de Lindre a été suivie trois années successives. La superficie et le volume important de cet étang conduisent à une durée de vidange supérieure à trois mois. Le déroulement de la vidange est alors conditionné largement par les conditions météorologiques qui peuvent, comme en 1998, empêcher une vidange complète. Les exportations de MES au cours de ces trois vidanges sont comprises entre 433 et 2 616 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, ce qui représente un facteur de variation de six, équivalent aux variations observées lors de la vidange de l'étang de Petit-Villers. Les exportations minimales de MES observées au cours de la vidange de l'étang de Lindre sont de 433 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 1999 dont 330 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ au cours de la période d'évacuation de l'eau. Cette vidange s'est déroulée dans des conditions de faibles précipitations (160,5 mm d'eau en trois mois) ce qui est plus faible que les précipitations moyennes enregistrées sur 30 ans durant la période 1971 – 1990 (194 mm). La période de pêche, au cours de laquelle les concentrations en MES et nutriments dans l'eau sont maximales, a alors duré 25 jours contre 38 en 2000, limitant ainsi les exportations au cours de cette étape.

Variations inter-étangs.

Exportations totales.

L'exportation de nutriments semble être plus importante pour les étangs de grande superficie (Tab. 58). Excepté pour la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998 au cours de laquelle les exportations de matière et de nutriments ont été particulièrement importantes, les vidanges d'étangs de superficie inférieure à 14 hectares ont conduit à des exportations de Ptot comprises entre 1,2 et 3,1 $\text{kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ et des exportations de Nkj comprises entre 8,6 et 18,9 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Pour les étangs de superficie supérieure, elles ont respectivement été estimées entre 6,0 et 15,1 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ et entre 22,0 et 74,0 $\text{kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ceci s'explique d'une part par le fait que les étangs de grande superficie sont généralement placés plus en aval sur le réseau hydrographique et donc alimentés par des eaux plus riches en nutriments et d'autre part par le fait que les grands étangs ont une profondeur plus importante. Cela se traduit alors par une exportation d'un volume d'eau plus important par hectare vidangé et donc par une exportation supérieure en forme dissoute et particulaire à qualité d'eau égale.

Sur l'ensemble des étangs étudiés de superficies variées (2, 7, 14, 34, 66 et 620 ha) aucune relation évidente n'apparaît entre la superficie de l'étang et les masses de sédiment exportées par unité de surface. Ainsi pour le plus petit des étangs étudiés (2 ha), les exportations de MES sont estimées à 630 et 3 880 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ alors que pour l'étang de Lindre (620 ha) elles sont comprises entre 433 et 2 616 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Le minimum d'exportation par unité de surface a été observé lors de la vidange de l'étang de Rorbach en mars 2000 avec 426 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Cette vidange a été effectuée avec un faible débit qui a conduit à une baisse très lente du niveau de l'étang (0,3 $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ en moyenne).

L'allongement de la durée de vidange conduit cependant à un risque important de survenue de précipitations alors que les sédiments sont exondés. Malgré une durée de vidange de 18 jours, les précipitations au cours de la vidange de l'étang de Rorbach en mars 2000 n'ont été que de 20 mm. Pour l'ensemble des vidanges étudiées, les masses de sédiments exportés sont comprises entre les valeurs extrêmes de 426 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Rorbach en mars 2000) et 3 880 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Petit-Villers en 1998). Ces exportations semblent globalement moins importantes que celles observées lors de vidanges d'étangs intensifs, estimées à 2 628 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ par Boyd (1978) et entre 2 867 et 16 300 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ par Schwartz et Boyd (1994). Ces exportations plus importantes

en étangs piscicoles intensifs sont probablement dues à, une production de déchets plus élevée liée à un apport de nourriture artificielle qui n'est que partiellement consommée, et à un métabolisme des poissons plus conséquent lié à une densité élevée. Au cours de la vidange d'un étang de 32 ha d'élevage semi-intensif de carpe, l'exportation de MES a été estimée à $1875 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Szabo, 1994). Ces résultats sont proches de l'exportation de MES mesurée au cours de la vidange de l'étang de Lansquenet dont la superficie est proche ($1\ 165 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Les concentrations moyennes en MES dans l'eau exportée durant les vidanges des étangs d'élevage semi-intensif de carpe situés sur le bassin versant du Lac Balaton (résultats du Laboratoire de la Protection de l'Environnement de Pecs (Hongrie), cités par Szabo, 1994) indiquent des teneurs comprises entre 19 et $562 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ avec une moyenne de $106 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Considérant une profondeur moyenne des étangs de 1 m, l'exportation de sédiment au cours de ces vidanges peut être estimée en moyenne à $1\ 060 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (minimum de $190 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; maximum de $5\ 620 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). L'exportation de sédiments au cours de vidanges d'étangs semi-intensifs semble donc être très variable. Nos résultats (minimum de $426 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; maximum de $3\ 880 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) obtenus en étangs extensifs, semblent être proches de ceux provenant de l'étude d'étangs semi-intensifs.

Marcel (1996b) indique une concentration moyenne de $135 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ lors de la vidange d'un étang d'élevage de carpe de 4 hectares, ce qui correspond approximativement à l'exportation de $1\ 350 \text{ kg}$ de MES par hectare.

Au cours de notre période d'étude, nous avons estimé l'exportation de MES lors de la vidange de 2 006 hectares d'étangs au total. Sur l'ensemble des vidanges, 2 561 tonnes de MES ont été rejetées vers l'aval. L'exportation moyenne de sédiments lors de la vidange d'étangs extensifs est alors estimée à $1\ 276 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Cette moyenne est très proche des valeurs observées lors de vidanges d'étangs semi-intensifs (Szabo, 1994 ; Marcel, 1996) et semble légèrement inférieure à celles observées en étangs intensifs (Boyd, 1978 ; Schwartz et Boyd, 1994).

Malgré le nombre important d'étude de vidanges de grandes retenues en France (Gosse, 1991 ; Merle et al., 1994 ; Poirel et al., 1994), les flux totaux de sédiments exportés lors de cette phase sont rarement mentionnés. L'exportation de MES lors de la vidange de la retenue de Pareloup a été estimée à $5\ 950 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Merle et al., 1994). La vidange de cette retenue a fait l'objet d'un suivi particulier et d'un recours important aux scientifiques et techniciens qui a permis de limiter l'atteinte à l'environnement aquatique (Merle et al., 1994). Le rejet de MES en aval des grandes retenues semble plus important que lors de vidange d'étangs piscicoles. Cette exportation de MES plus importante est probablement liée à une fréquence de vidange moins importante, à des pentes du fond plus marquées et à un volume d'eau exporté par unité de surface plus conséquent que lors de vidange de milieux peu profonds.

Prise en compte des intrants dans les bilans particuliers.

La vidange d'un étang de superficie importante conduit à un allongement de la durée de vidange. Les étangs de Petit-Villers (2 ha), Rorbach (7 ha), Grand-Villers (14 ha), Lansquenet (34 ha), Zommange (66 ha) et Lindre (620 ha) ont respectivement été vidés en 6 à 7, 3 à 18, 16, 33, 49 et 101 à 116 jours. Une longue période de vidange conduit alors à une augmentation du risque de précipitations et à des apports d'eau et de matière provenant du bassin versant. L'établissement d'un bilan entrées/sortie est cependant difficile sur des étangs de taille importante (Lansquenet, Zommange et Lindre) car une proportion importante des apports provenant du ruissellement et des précipitations directes peut difficilement être

estimée. De plus, les étangs de grande superficie sont généralement alimentés par divers ruisseaux qui nécessitent également un suivi de qualité d'eau durant la totalité de la vidange.

L'estimation des débits et de la qualité de l'eau des ruisseaux d'alimentation a été réalisée durant les vidanges des étangs de Petit-Villers en 1997 et 1998, Rorbach en mars et octobre 1999 et en mars et septembre 2000, Grand-Villers ainsi que durant la vidange de l'étang de Lansquenet. Les bilans entrées/sortie au cours de ces vidanges nous indiquent des exportations de MES respectivement estimées à 626, 2 830, 667, 972, 333, 503, 606 et 975 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Les flux estimés en amont des étangs de Petit-Villers, Rorbach, Grand-Villers et Lansquenet ne prennent cependant en compte que respectivement, 96, 85, 84 et 64 % de la superficie du bassin-versant.

Les apports de MES au cours des vidanges des étangs de Lindre en 1998, 1999 et 2000 ont respectivement été estimés à 449, 524 et 1 042 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Tab. 43). L'ensemble de ces apports n'est cependant pas nécessairement exporté en aval de l'étang car une fraction, probablement très importante mais non connue, est retenue au niveau des digues secondaires. Le bilan entrées/sortie au cours des vidanges de l'étang de Lindre se traduit alors par une exportation de MES estimée à 384 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 1998 et à 1 575 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 2000.

En 1999, les mesures indiquent un bilan négatif qui se traduit par la rétention de MES estimée à 91 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Le bilan des entrées est cependant basé sur des mesures réalisées avec une fréquence faible bimensuelle. En 1999, l'une de ces mesures effectuées au niveau du point de prélèvement LE3 (Fig. 19) est réalisée alors que l'étang de Zommange situé en amont est en assec et que les sédiments exondés sont érodés par le ruisseau. Les concentrations en MES dans le ruisseau du Speck ont été estimées alors à 1,38 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La prise en compte de cette mesure dans l'estimation des flux entrants conduit alors à intégrer d'importants apports provenant des étangs en amont vidangés en cette période de l'année. Ces résultats permettent alors d'apprécier l'importance des flux de matière alimentant l'étang et contrebalançant les flux estimés en aval sur une période de vidange aussi longue que celle de l'étang de Lindre. Une large proportion des MES apportée à l'étang au cours de la vidange est de plus retenue en amont des digues immergées. Dans des conditions de fortes précipitations atmosphérique, malgré la vidange, l'étang peut alors jouer un rôle d'écrêteur de crue et induire un bilan particulière négatif. Ce phénomène a également été observé lors de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998 (Fig. 28). La présence de batardeaux sur l'étang de Lindre est susceptible d'accentuer d'avantage ce mécanisme.

5.1.2.5 Fraction exportée durant la pêche.

Au cours des différentes vidanges étudiées, seule la vidange de l'étang de Lindre en 1998 n'a pas conduit à une pêche du poisson à l'aide de seines tractées en amont de la digue dans le faible volume d'eau restant dans le chenal principal. Le poisson a alors été pêché dans une masse d'eau plus importante, principalement à partir d'embarcations. Les exportations totales de MES, Ptot et Nkj au cours de cette vidange ont respectivement été estimés à 833 ; 10,2 et 55,2 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ces exportations sont supérieures à celles observées pour le même étang en 1999 (respectivement 433 ; 11,4 et 43,0 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) mais plus faibles qu'en 2000 (respectivement 2 616 ; 14,4 et 74,0 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

En 1999 et 2000, respectivement 23,6 et 66,9% des exportations de MES sont mesurées au cours de l'étape de pêche. Les exportations très importantes observées au cours de la pêche de l'étang de Lindre en 2000 sont principalement liées à une durée de pêche très longue (38 jours). En 1999, au cours de la période de pêche qui a duré 25 jours, la majorité du volume d'eau provenant des précipitations et des ruissellements sur le bassin versant est retenue au niveau des digues immergées de l'étang.

L'érosion des sédiments et le creusement du lit de la rivière dans les sédiments exondés, observés lors des crues survenant durant les vidanges de grands barrages (Gosse, 1991 ; Poirel

et al., 1994) sont alors limités. L'existence de batardeaux en amont de la digue principale de grande retenue est parfois mise à profit afin de limiter les répercussions des vidanges sur le milieu aval (EDF, 2000). L'objectif essentiel de ce type de digue préexistante est de mettre à profit durant la vidange sa capacité de rétention pour bloquer les sédiments. Lors de la vidange de la retenue de Rophemel (Côtes-d'Armor, France), un batardeau a spécifiquement été construit afin de retenir une fraction importante des sédiments (EDF, 2000).

Au cours de la vidange de 2000, le niveau de pêche a été atteint aussi rapidement qu'en 1999 (Fig. 20). Durant cette période, les concentrations en MES dans l'eau exportée étaient nettement supérieures en 2000 (36,4 mg.L⁻¹ contre 12,8 mg.L⁻¹ en 1999). Cette charge plus élevée dans l'eau exportée peut s'expliquer par l'érosion des sédiments exondés suite aux précipitations plus importantes en 2000. La pêche de l'étang en 2000 a duré 38 jours, ce qui représente un accroissement de la durée de pêche de 65% par rapport à 1999. Les exportations de MES ont été multipliées par 17. En ne prenant en compte que les 25 premiers jours de pêche en 2000 (équivalent à la durée de pêche de 1999), les rejets durant ces 25 jours restent cependant 11 fois plus importants qu'en 1999. Cet accroissement de la durée de pêche ainsi que des rejets en 2000 s'expliquent par d'importantes fuites d'eau au niveau des digues secondaires. Cet apport d'eau conséquent sur les sédiments exondés, a entraîné une érosion des sédiments, se traduisant par une augmentation des teneurs en MES dans l'eau. En 2000, quatre millions de m³ d'eau supplémentaires ont été évacués vers l'aval durant la vidange. La mise en assec de l'étang de Lindre afin de remettre en état les digues immergées est envisagée en 2002.

Excepté lors de la vidange de l'étang de Lindre en 2000, moins de 2,2% du volume d'eau exportée durant les vidanges sont rejetés durant la pêche. L'exportation de MES au cours de cette étape représente une fraction importante des exportations totales (Tab. 59). De 5,2 à 44% des MES (67% pour Lindre 2000), de 3,2 à 29,6% du Ptot et de 2,7 à 9,8% de Nkj (27,3% pour Lindre 2000). L'exportation de formes dissoutes semble par contre s'effectuer plus régulièrement tout au long de la vidange (Fig. 29).

Tab. 59 : Durée de la pêche et exportations de MES et de nutriments durant cette étape exprimées en % des exportations totales.

	Durée (j)	Eau	MES	Ptot	Nkj
Petit-Villers 1997	0,5	2,0	41	29,6	9,8
Petit-Villers 1998	0,5	1,7	31,5	25,4	8,0
Rorbach mars 1999	0,5	0,8	11,9	6,8	5,9
Rorbach oct., 1999	0,5	1,6	15,4	10,9	7,6
Rorbach mars 2000	0,5	0,7	5,2	3,2	3,2
Rorbach sept., 2000	0,5	0,7	10,9	4,4	2,7
Grand-Villers 1998	0,5	0,8	15,2	7,1	5,9
Lansquenet 2000	2	2,5	30,4	9,8	8,0
Zommange 1998	2	2,0	44,0	9,4	7,4
Lindre 1999	25	2,2	23,6	3,4	3,4
Lindre 2000	38	27,1	66,9	25,6	27,3

Ces résultats sont comparables à ceux observés lors de la vidange d'autres types de plans d'eau. Boyd (1978) et Schwartz et Boyd (1994) ont observé respectivement que 95 et 50% des MES étaient exportées avec les derniers 5% d'eau lors de vidanges d'étangs piscicoles intensifs. Boyd (1978) a estimé que 11% du Ntot et 19% du Ptot sont exportés durant l'étape de pêche lors de vidange d'étang à poissons-chats.

Afin de limiter l'impact des vidanges sur le milieu récepteur, ces auteurs proposent soit de ne pas rejeter l'eau de l'étang au cours de la pêche et de pêcher le poisson à l'aide de filets en amont de la digue, soit de décharger l'eau durant la pêche dans un bassin de décantation situé en aval immédiat afin de permettre la rétention de la majorité des MES. Le volume de ce bassin doit correspondre au volume d'eau exportée durant la pêche auquel doit être ajouté un volume correspondant aux apports d'eau engendrés par les précipitations éventuelles. Ce type d'infrastructure permettrait de réduire l'exportation de MES durant la vidange d'étangs piscicoles extensifs de près de 30% pour certaines vidanges. Schwartz et Boyd (1995) ont cependant estimé que des bassins de décantations doivent avoir des superficies égales à 0,7 à 2,7 fois celle de l'étang et des durées de résidence hydraulique de 1 à 4 jours afin d'obtenir une rétention efficace de MES et de nutriments. Banas et al. (2000) ont cependant observé la rétention de 53% des MES et environ 30% du Ptot et du Nkj en aval d'un marécage naturel (2 ha et 6 heures de temps de résidence hydraulique) situé en aval d'un petit étang de 2 ha. L'utilisation de bassins de décantation en aval de retenues hydroélectriques en phase de vidange s'avère également être une technique efficace afin de limiter les MES exportées mais surtout afin de ne pas dépasser les seuils de MES limites maxima autorisés dans l'émissaire. Une réduction de plus de 10 fois des concentrations en MES dans l'eau de la rivière aval peut alors être observée (Gosse, 1991).

La pêche sans évacuation de l'eau n'est quant à elle possible qu'en absence d'apport d'eau provenant du bassin versant. En présence de précipitations importantes, l'impact des précipitations pourrait être minimisé en évitant à l'eau provenant du bassin versant de transiter par le chenal traversant l'étang. Durant les dernières heures de la vidange, il serait alors nécessaire de dévier l'eau provenant du bassin versant dans un fossé de dérivation contournant l'étang.

5.2 PHASE D'ASSEC.

Au cours de notre période d'étude (1997-2000), aucune véritable phase d'assec traditionnelle au cours des mois estivaux, n'a été mise en place sur les étangs étudiés. La pratique de l'assec, bien que courante dans certaines régions françaises telles que les Dombes, est peu usitée en Lorraine et n'est pratiquée au moins une fois tous les cinq ans que sur 21% des étangs lorrains (Le Quere et Marcel, 1999).

Sur notre site d'étude, les phases d'assec étudiées ont été de très courte durée (1 à 47 jours). Plus qu'un assec, cette période correspond à quelques jours au cours desquels la vanne de fond est laissée ouverte après la vidange. Ces assecs d'hiver diffèrent des assec d'été destinés à assécher les vases du fond de l'étang afin de favoriser la minéralisation des sédiments et d'assainir ceux-ci.

L'eau exportée de l'étang au cours de cette phase est alors plus chargée en MES et nutriments que celle provenant des apports du bassin versant (Fig. 36 et Fig. 37). Ceci s'explique d'une part par un écoulement superficiel de l'eau sur les sédiments exondés entraînant une érosion de la couche de vase, et d'autre part par un écoulement de l'eau interstitielle des sédiments. Les exportations d'eau sont alors plus importantes que les apports.

Au cours des six jours d'assec de l'étang de Petit-Villers en 1997, 1 094 m³ d'eau ont été exportés de l'étang alors que l'apport par le ruisseau amont a été estimé à 512 m³. Au cours de cette même période le bilan entrée/sortie indique respectivement l'exportation de 855,5 kg, 1,31 kg, 4,43 kg, 0,03 kg et 0,1 kg de MES, P-Ptot, N-Ntot, N-NO₂⁻ et N-NO₃⁻ (Tab. 44). Au cours de ces cinq jours d'assec, une masse de MES équivalente à 68% des exportations totales mesurées durant les six jours de la vidange précédente, a été exportée. Les exportations de Ptot et Ntot sont respectivement équivalentes à 55 et 20% des exportations observées durant la vidange.

Les masses de MES, Ptot et Ntot exportées au cours des 21 heures d'assec de l'étang de Rorbach en octobre 1999 sont respectivement équivalentes à 8,5%, 6,0% et 3,9% des exportations totales observées durant la totalité de la vidange précédente.

Quant aux rejets durant les 24 heures d'assec de l'étang de Grand-Villers, ils sont respectivement équivalents à 35, 15 et 8% des exportations de MES, Ptot et Ntot mesurées durant la phase de vidange. La phase d'assec peut au même titre que la vidange être la source d'importantes exportations de matières et de nutriments en un laps de temps très court.

Les précipitations généralement importantes en cette période de l'année (automne et printemps) semblent, de plus, avoir un impact sur les concentrations en MES et nutriments dans l'eau exportée. On observe lors du troisième jour d'assec de l'étang de Petit-Villers une augmentation de ces concentrations simultanément aux seules précipitations (1,5 mm) ayant été observées durant cette phase (Fig. 36). Excepté le troisième jour, on observe durant l'assec de l'étang de Petit-Villers au printemps 1997 (Fig. 36), une baisse progressive des concentrations en MES, Ptot et Ntot dans l'eau exportée alors que pendant l'assec d'automne de l'étang de Lansquenet (Fig. 37) les teneurs augmentent. Ceci s'explique par la fréquence de précipitations plus importantes observées au cours de l'automne et de l'hiver dans le cas de l'étang de Lansquenet alors que la réduction des précipitations et l'élévation de la température au printemps conduisent à un assèchement plus rapide des sédiments exondés sur l'étang de Petit-Villers.

L'impact des précipitations sur l'exportation de MES alors que le plan d'eau est vide et que la vanne de fond est laissée ouverte, représente l'un des risques principaux d'exportation de sédiments lors des vidanges décennales des grands barrages (Poirel et al., 1994). Des crues importantes ont été observées dans quelques cas et ont pu engendrer des problèmes d'environnement avec des entraînements conséquents de sédiments. Poirel et al. (1994) précisent cependant que les risques sont généralement très limités sur le plan chimique, les sédiments ayant déjà été oxydés au contact de l'air. Les concentrations en MES observées sont parfois beaucoup plus élevées qu'au moment du passage du culot lors de la vidange elle-même et peuvent être dommageables pour la faune à l'aval avec un effet léthal immédiat et un colmatage du lit des rivières à plus long terme (Poirel et al., 1994). Gosse (1991) recommande, afin d'éviter ce risque lié aux précipitations, de se placer en période de faible hydraulité. Appliquant cette consigne lors de la vidange de la retenue de Guerlédan, la phase d'assec a eu un impact limité comparativement au passage du culot et les concentrations maximales ont atteint 600 mg.L^{-1} au cours de cette période alors que des concentrations de $6,5 \text{ g.L}^{-1}$ ont été observées durant le passage du culot.

La phase d'assec de l'étang de Zommange en 1998 coïncide avec une période de très fortes précipitations (47 mm au cours des premières 24 heures). L'érosion des sédiments totalement exondés a alors conduit à l'écoulement d'un lit de vase de plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur, colmatant le lit du ruisseau aval et s'écoulant à la vitesse de quelques centimètres par seconde. Au cours des trois jours d'assec, les rejets de MES, Ptot et Ntot ont été estimés à plus de 133 000, 140 et 372 kg. Une masse de MES près de deux fois plus importante que celle déchargée durant les 48 jours de vidange précédents a alors été rejetée dans le milieu récepteur aval.

L'exportation de sédiment au cours de la phase d'assec (si celle-ci est maintenue en période de fortes précipitations atmosphériques) semble présenter un risque toxique plus marqué pour le milieu récepteur aval que la phase de vidange elle-même et engendre un colmatage évident du lit de la rivière. Les risques engendrés par cette phase sont présentés par Poirel et al. (1994) comme particulièrement importants lors de la vidange des grandes retenues. La réduction des risques chimiques signalée par ces auteurs, est liée à une oxydation des sédiments lors de leur mise à l'air durant l'assec. Cette réduction semble peu probable lors des

vidanges étudiées, étant donné la faible durée de l'assec et la richesse en eau et en MO des sédiments d'étangs. Les risques engendrés par cette phase suite à la vidange d'étangs sont signalés par Lutun (1979) qui estime à 600 m³ l'exportation de vase durant l'assec d'un étang sans préciser la durée de cette phase. Ce même auteur signale dans le cas d'un étang en dérivation, l'exportation liée à la présence d'une source dans l'assiette de l'étang, d'une eau dont les concentrations en MES atteignent 13,18 g.L⁻¹, faisant passer les MES dans l'eau du ruisseau de 17 mg.L⁻¹ à 267 mg.L⁻¹.

5.3 ORIGINE DES PARTICULES REMISES EN SUSPENSION AU COURS DE LA VIDANGE.

Au cours des différentes vidanges étudiées, l'exportation maximale de MES par unité de surface a été observée lors de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998. Près de 3,9 tonnes de MES par hectare ont été exportées. La teneur en eau de la couche superficielle (1^{er} cm) des sédiments des étangs étudiés est généralement comprise entre 85 et 92%. L'exportation de 3,9 tonnes de sédiment correspond approximativement, pour une teneur en eau de 90%, à l'exportation de 39 m³ de sédiments soit une épaisseur moyenne de 3,9 mm de sédiment sur l'ensemble de l'étang. Au cours de la vidange de l'étang de Rorbach, en octobre 1999, l'exportation de sédiment a été estimée à 972 kg.ha⁻¹, ce qui correspond environ à l'exportation d'une épaisseur de vase de 1 mm sur l'ensemble de l'étang.

L'observation de l'évolution de l'interface eau-sédiment au cours de la vidange de l'étang de Rorbach en octobre 1999 nous permet de noter sur l'étang des zones d'érosion et des zones de dépôts de sédiments. Le chenal ainsi que sa proximité semblent être une zone préférentielle de remise en suspension (Fig. 38). Les sédiments déposés dans la partie aval du chenal principal, où les seines sont utilisées lors de la pêche, constituent probablement une source importante de MES exportées lors de la vidange. Il n'a cependant pas été possible d'échantillonner cette zone.

Sur le transect localisé à 200 m en amont de la digue et parallèlement à celle-ci, les dépressions visibles à 88 et 112 m de la rive gauche, formées par les chenaux secondaires constituent également des zones d'érosion où l'on observe une érosion atteignant respectivement 5 et 6 mm, alors qu'elle atteint 30 mm au niveau du chenal principal.

La proximité des chenaux peut constituer la zone principale d'érosion. Elle peut y être supérieure à celle observée dans le chenal lui-même. Ceci s'explique par une pente plus importante et un écoulement de l'eau plus rapide au niveau des chenaux, favorisant la remise en suspension et le phénomène de glissement de talus (Bouchard, 1998).

Excepté au niveau des chenaux, les zones de plus forte pente ainsi que les zones culminant le fond de l'étang semblent constituer les zones préférentielles d'érosion. Les dépressions formant des creux dans le relief du fond de l'étang constituent quant à elles des zones d'accumulation de particules. Ces particules s'accumulant au niveau des dépressions proviennent :

- d'une part du flux secondaire de sédimentation constitué par les particules de sédiments provenant d'autres zones de l'étang, mises en suspension et se déposant à nouveau ;
- d'autre part du glissement de talus de sédiments provenant de zones situées à proximité.

Le glissement du talus semble être stoppé au niveau des dépressions du relief. L'accumulation de sédiment provenant du glissements progressifs des couches superficielles des sédiments du fond et du glissement semble se confirmer par la proximité des zones d'érosion et des zones d'accumulation. On observe ainsi, au niveau du transect localisé 40m en amont de la digue, une érosion de la zone latérale située entre 188 et 208 m de la rive gauche

et un dépôt au niveau des douze mètres situés en contre bas (172 – 184 m de la rive gauche). Les sédiments érodés du sommet situé à 168 m de la rive gauche se sont probablement accumulés en grande partie en contre bas au niveau de la dépression située à 152 m de la rive gauche.

Les zones situées à la périphérie de l'étang constituent dans l'ensemble une zone d'érosion. Cette érosion se limite cependant aux couches très superficielles du fond (1^{er} mm) constituées par les sédiments non stabilisés et facilement érodables.

Ces résultats semblent indiquer que la phase de vidange est constituée d'une étape importante de remise en suspension des sédiments du fond. Les reliefs les plus marqués du fond de l'étang sont alors érodés. L'évolution moyenne du fond de l'étang indique une très faible accumulation (0,1 mm) au niveau du transect 40 m, alors qu'une érosion estimée à 0,8 et 1,0 mm est observée sur l'ensemble des transects situés respectivement à 200 et 300 m de la digue.

Ces estimations de l'érosion du fond de l'étang sont en accord avec les résultats obtenus par estimation des masses de MES exportées lors des vidanges (érosion estimée à 1 mm).

5.4 BILAN ANNUEL.

5.4.1 Qualité de l'eau.

La phase d'assec, comme la phase de vidange, est une période d'exportation de MES et de nutriments (cf. Chapitre II ; Paragraphes 4.1. et 4.2.).

La phase de remplissage en étang barrage correspond à une période de rétention totale des apports d'eau, de matière et de nutriments provenant du bassin versant. Ces étangs ont par conséquent un impact très fort sur l'hydrologie de la rivière puisqu'ils conduisent à l'assèchement du cours d'eau aval (DIREN, 2001).

Au cours de la phase de remplissage de l'étang de Petit-Villers, la rétention de MES, N_{tot} et P_{tot} est environ équivalente aux exportations observées au cours de la vidange de 1997 (Tab. 47). La vidange de 1998, réalisées en conditions de fortes précipitations atmosphériques, a induit cependant une exportation de MES, N_{tot} et P_{tot} respectivement sept, trois et cinq fois plus importante que les masses retenues durant la phase de remplissage.

Les masses de nitrates retenues au cours de cette étape sont neuf fois plus importantes que celles exportées durant la vidange de 1997 et équivalentes à celles rejetées durant la vidange de 1998.

L'estimation des apports de MES et de nutriments provenant du bassin versant au cours de deux phases de remplissage et la comparaison avec les exportations mesurées au cours des phases de vidange de l'étang de Rorbach indiquent globalement une équivalence entre les masses retenues durant le remplissage et les exportations durant les vidanges (Tab. 52). Seule la vidange d'octobre 1999 a induit une exportation de MES et de MVS respectivement deux et trois fois plus importante que les masses apportées au cours des périodes de remplissage. Les exportations de N-NO₂⁻ durant les vidanges sont quant à elles, de cinq à dix fois plus élevées que les apports estimés durant le remplissage. Cette forme de l'azote est généralement en faible concentration dans les eaux superficielles de tête de bassin versant (Beaupied, 1980 ; Labroue et al., 1995). L'augmentation de la teneur en nitrites en aval des étangs de pisciculture n'est pas systématique. Elle a été observée dans 34 cas sur 78, alors qu'une diminution est observée dans 29 cas (DIREN, 2001). Cette augmentation peut s'expliquer par un déficit en oxygène dissous au niveau des sédiments induisant une augmentation des teneurs en N-NO₂⁻ lors de l'exportation des sédiments s'opérant durant la vidange.

Au cours de la phase de production de l'étang de Petit-Villers (9 mai 1997 au 31 mars 1998), les concentrations en MES, N-Ntot, N-NO₃⁻ et N-NO₂⁻ (Tab. 46) en amont de l'étang sont significativement plus élevées qu'en aval (test de Kolmogorov-Smirnov, p<0,005).

Du 30/11/1999 au 01/03/2000, l'étang de Rorbach est plein. Cette phase, bien que correspondant à une phase de production telle que définie par la Fig. 4, correspond à une période de stockage du poisson durant l'hiver. Le choix de l'utilisation de l'étang de Rorbach comme étang d'hivernage est principalement lié à son important rapport Ad/Ao (surface du bassin versant / surface étang) qui lui permet d'être rapidement remis en eau au printemps. Cet étang est cependant moins profond et a une superficie plus importante que celles recommandées par Huet (1970) pour les étangs d'hivernage.

Aucune différence significative n'est observée (test de Kolmogorov-Smirnov, p>0,05) entre la qualité de l'eau mesurée en amont et en aval de l'étang. En cette période de l'année, la production piscicole ainsi que toute productivité végétale ou animale est restreinte. De plus, les importants apports d'eau au cours de ces trois mois on induit un temps de renouvellement des eaux estimé à 10,5 jours contre 35 jours pour la période de production du 03/04/00 au 12/09/00 de ce même étang et de 20,5 jours pour l'étang de Petit-Villers entre le 9 mai 1997 et le 31 mars 1998. L'utilisation de nutriments par les divers compartiments biologiques au sein des étangs est par conséquent moindre.

Au cours de la seconde période de production observée sur l'étang de Rorbach (03/04/00-30/11/00), seules les concentrations en N-NO₃⁻ sont significativement (test de Kolmogorov-Smirnov, p<0,001) plus faible en aval de l'étang qu'en amont. Une réduction de la teneur en nitrates est généralement observée en aval des étangs. Ce mécanisme se vérifie dans 62 étangs sur 80 à partir de données bibliographiques (DIREN, 2001). L'effet de diminution des concentrations est d'autant plus marqué que la teneur dans les eaux d'alimentation est élevée (DIREN, *loc. cit.*). Dans la plupart des cas, l'augmentation de la teneur en N-NO₃⁻ n'est observée qu'en dehors de la saison estivale et pour des concentrations amont et aval inférieures à 5 mg.L⁻¹. Hargreaves (1998) indique que l'exportation d'azote à partir d'étangs de pisciculture peut conduire à la dégradation du milieu récepteur. Ziemann et al. (1992) observent une augmentation des concentrations en Ntot et N-NH₄⁺ et une réduction des nitrates en aval d'étangs de pisciculture de poissons ou de crevettes. Cette évolution est également observée en aval d'étangs à poissons-chats (Tucker et Lloyd, 1985).

Seules les concentrations en MES présentent une diminution systématique en aval de l'étang de Lansquenet (test de Kolmogorov-Smirnov, p<0,05).

Cette évolution s'explique par une décantation dans la masse d'eau lentique, des particules allochtones charriées par les tributaires. Håkanson (1995) a montré que la rétention de particules est plus importante au sein des plans d'eau de longueur, volume et temps de rétention plus élevés. Les exportations d'eau au cours de la période d'étude (1^{er} oct. 99 – 24 sept. 00) permettent d'estimer le temps moyen de renouvellement des eaux dans l'étang de Lansquenet à 108 jours. Ce temps de rétention relativement élevé permet la sédimentation des particules allochtones, induisant une réduction des concentrations en MES en aval.

Ces résultats sont comparables à ceux observés par Bonacci (1992) qui signale en aval de la retenue hydroélectrique de Varazdin, un transport de MES 2,4 fois plus faible en aval du barrage qu'avant sa construction. Szenknect (1993) signale que les taux de MES à l'amont de la retenue de Naizin (3 ha), atteignent au maximum 240 mg.L⁻¹ contre seulement 100 mg.L⁻¹ en aval. Par contre cet auteur précise que les concentrations en MES en amont et en aval ne sont pas significativement différentes hors période de crue.

Il semble que plus la charge en MES du cours d'eau en amont est importante, plus le rôle décanteur joué par le plan d'eau est significatif (DIREN, 2001).

Dans d'autres cas, le plan d'eau émet des MES en produisant de la matière organique (DIREN, *loc. cit.*). Lutun (1979) observe une augmentation de la turbidité de 15 à 40 JTU en aval d'un plan d'eau. Febrey et al. (1979) montrent une augmentation de 21 à 25 mg.L⁻¹ de MES en aval d'un étang en dérivation et Palisson (1974) mesure un doublement (de 6 à 12 mg.L⁻¹) des concentrations en MES entre le point le plus amont et le plus aval sur une série de cinq plans d'eau localisés sur un tronçon de 2 km.

D'après la synthèse bibliographique reprenant des mesures ponctuelles réalisées en amont et en aval de 27 plans d'eau on observe (DIREN, 2001):

- un abattement systématique et important des concentrations en MES lorsque le cours d'eau amont présente plus de 50 mg.L⁻¹ de MES ;
- un abattement des concentrations en MES ou plus rarement une faible augmentation lorsque le cours d'eau amont présente entre 20 et 50 mg.L⁻¹ de MES ;
- un effet beaucoup plus variable mais modéré pour des concentrations en MES inférieures à 20 mg.L⁻¹ dans le cours d'eau amont.

Les ruisseaux alimentant les étangs étudiés sont caractérisés par des concentrations moyennes en MES généralement supérieures à 50 mg.L⁻¹. Ces concentrations correspondent selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970) aux concentrations généralement observées sur substrat argileux comme c'est le cas de notre site d'étude

Conformément à l'évolution générale des MES observée lors de la traversée d'un plan d'eau (DIREN, 2001), les teneurs en MES de nos étangs en eau sont plus faibles en aval qu'en amont. Les étangs situés sur ce type de substrat ont alors un effet de décanteur au cours de leur période de production.

5.4.2 Rétenion et exportation de matière et de nutriments.

Hors période de vidange (assec, remplissage et production), le bilan entrée-sortie indique une accumulation dans l'étang de Petit-Villers d'environ 6 850 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de MES, 117 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de N-Ntot dont 42 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de N-NO₃⁻ et de 6,6 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de P.

Pour l'ensemble du cycle d'exploitation (vidange, assec, remplissage et production), le bilan entrée-sortie est fortement influencé par les conditions de vidange en période pluvieuse (1998) ou sèche (1997). Sur l'année d'étude, l'étang de Petit-Villers présente un bilan déficitaire indiquant la rétention globale de 4 020 à 6 220 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de MES, 80 à 106 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de N-Ntot et 1,6 à 5,5 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de P-Ptot selon la vidange (1997 ou 1998) prise en compte dans le calcul de bilan (Tab. 47).

Ces valeurs sont proches de la rétention observée au sein de l'étang de Rorbach au cours des deux cycles d'exploitation réalisés en moins d'un an (21/10/99 au 19/03/00 et 20/03/00 au 22/09/00) comprenant chacun une phase de remplissage, production et vidange (Tab. 52). Selon le mode de calcul des flux d'eau (cf. Chapitre II ; Paragraphe 3.8.3.4.), la rétention est estimée à 3 609 à 4 310 kg.ha⁻¹ de MES, 329 à 434 kg.ha⁻¹ de MVS, 65 à 86 kg.ha⁻¹ de N-Ntot dont 5,8 à 10,9 kg.ha⁻¹ de N-NO₃⁻ et 6,5 à 8,7 kg.ha⁻¹ de P-Ptot sur une période d'étude de 11 mois.

Les vidanges de 1997 et 1998 de l'étang de Petit-villers ont respectivement conduit à l'exportation en quelques jours (6 et 7 respectivement) de 6 et 35 % des MES, 5 et 22 % du Ntot et 7 et 36 % du Ptot charriés par le ruisseau amont durant l'ensemble du cycle piscicole.

Selon la vidange de l'étang de Rorbach prise en compte (octobre 1999, mars 2000 ou septembre 2000), de 5 à 13 % des MES, 5 à 7 % du N_{tot} et 5 à 10 % du P_{tot} apportés à l'étang durant l'ensemble de la période d'étude (13/10/1999 au 22/09/2000) ont été rejetés en 6 à 18 jours.

Au cours de la période de près d'un an s'étalant du 1^{er} octobre 1999 au 22 septembre 2000, alors que l'étang de Lansquenet est resté rempli, selon la méthode d'estimation des flux utilisée, la rétention a été estimée à environ 2 210 à 2 240 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de MES, 300 à 315 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de MVS, 55 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de N-N_{tot} dont environ 6,2 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de N-NO₃⁻ et 3,9 à 4,4 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de P-P_{tot}.

En prenant en compte la vidange du 24 septembre 2000, les rétentions de MES, N-N_{tot} et N-NO₃⁻ ne sont plus que d'environ 1 450, 12,6 et 3,6 kg.ha⁻¹ respectivement alors que le bilan indique une exportation d'environ 10 kg.ha⁻¹ de P-P_{tot} et de 15 à 32 kg.ha⁻¹ de MVS. Ce bilan est cependant erroné par l'impossibilité d'estimer les rétentions au cours de la phase de remplissage.

Ces taux de rétention de MES estimés entre 2 210 et 6 220 kg.ha⁻¹.an⁻¹ selon l'étang sont proches de la valeur inférieure publiée par Meybeck (1995) pour les lacs alpins (6 500 à 160 000 kg.ha⁻¹.an⁻¹), mais plus importants que les taux mesurés par Marion et Brient (1998) dans le lac peu profond de Grand-Lieu (90 à 220 kg.ha⁻¹.an⁻¹).

En lac peu profond, avec un faible temps de résidence de l'eau comparé aux lacs alpins, l'accumulation de sédiment est limitée (Meybeck, 1995). De plus en lac large et peu profond, les particules sédimentaires sont en partie remises en suspension par les vagues et le vent, par conséquent la rétention de particules est réduite (Marion et Brient, 1998).

Dans nos étangs, l'efficacité de rétention des particules apportées par les tributaires au cours des phases de production, alors que l'étang est en eau, est estimée à 71 % pour l'étang de Petit-Villers, entre 49 et 59 % pour l'étang de Rorbach et à plus de 76 % pour l'étang de Lansquenet. Elle n'est plus que de 36 à 62 % sur un cycle d'exploitation complet de l'étang de Petit-Villers et est estimée entre 47 et 51 % sur l'ensemble de deux cycles d'exploitation de l'étang de Rorbach. Le taux de rétention n'est plus que d'environ 50 % pour l'étang de Lansquenet si les exportations de MES engendrées par la vidange du 24 septembre 2000 sont prises en compte, cependant la rétention de MES liée à la phase de remplissage n'est pas prise en compte dans ce cas.

Ces taux de rétention sont supérieurs à ceux de 20 % observés dans le lac de Grand-Lieu (Marion et Brient, 1998). Ce taux plus faible dans ce lac large et peu profond peut s'expliquer par une importante remise en suspension des sédiments du fond dans ce type de retenue, limitant ainsi la rétention de particules.

Les taux observés dans nos étangs sont du même ordre de grandeur que ceux estimés en marais et compris entre 23 et 93 % (Johnston, 1991).

La rétention d'N-N_{tot} estimée selon l'étang au minimum à 55 kg.ha⁻¹.an⁻¹ durant la phase de production de Lansquenet et au maximum à 106 kg.ha⁻¹.an⁻¹ au cours d'un cycle d'exploitation complet prenant en compte la vidange de 1997 de l'étang de Petit-Villers. Ces taux sont un ordre de grandeur supérieur à ceux donnés par Johnston (1991) en marais (6,6 à 13,3 kg.ha⁻¹.an⁻¹) et de deux à trois fois plus importants que ceux estimés à 35 kg.ha⁻¹.an⁻¹ par Nøges et al. (1998) en lac large et peu profond (lac Vortsjarv). Les rétentions d'azote

observées dans nos étangs sont proches de celles mesurées par Marion et Brient (1998) pour Grand-Lieu (100 - 150 kg.ha⁻¹.an⁻¹).

La rétention de N-Ntot et N-NO₃⁻ au cours des phases de production est estimée respectivement à 48 et 63 % dans l'étang de Rorbach et 55 et 33 % dans l'étang de Lansquenet. Selon le mode de calcul utilisé pour l'estimation des flux, la rétention de N-Ntot est estimée à 34 et 40 % au cours de la première phase de production (hiver) et à 37 et 42 % au cours de la seconde phase de production (été). La rétention d'azote nitrique est quant à elle estimée respectivement à 15 et 24 % en hiver et 55 à 59 % en été.

Ces taux diffèrent peu de la rétention de N-Ntot observée par Marion et Brient (1998) dans le lac de Grand-Lieu (32 et 62 %). Par contre, la rétention de nitrates est plus faible que dans ce lac large où elle atteint 86 %. La variation de ce taux au cours des deux phases de production de l'étang de Rorbach indique que la rétention est plus importante en été. Cette rétention est alors principalement liée à un mécanisme de dénitrification ou de consommation par le phytoplancton ou les macrophytes qui est effective au cours de cette période de l'année. Cependant, la dénitrification n'ayant pas été estimée au sein de nos étangs, il n'est pas possible d'interpréter ces processus qui conduisent à la rétention d'azote en étang.

La rétention de P est estimée, selon la vidange prise en compte, entre 1,6 et 5,5 kg.ha⁻¹ au cours de la totalité du cycle d'exploitation dans l'étang de Petit-Villers. Selon le mode de calcul des flux utilisé, elle est estimée à 6,5 et 8,7 kg.ha⁻¹ au cours des deux cycles réalisés entre le 21/10/99 et le 22/09/00 dans l'étang de Rorbach et atteint 3,9 à 4,4 kg.ha⁻¹ au cours de la phase de production de l'étang de Lansquenet.

Ces valeurs sont un ordre de grandeur plus important que ceux décrits par Nöges et al (1998) dans le lac Vortsjarv (0,48 kg.ha⁻¹.an⁻¹) et par Marion et Brient (1998) dans Grand-Lieu en 1996 (0,9 kg.ha⁻¹.an⁻¹). Elles sont cependant nettement plus faibles que celles données par Alaoui-Mhamdi et al. (1996) pour le réservoir Marocain Driss I (118 kg.ha⁻¹.an⁻¹), et diffèrent peu des résultats de Marion et Brient (1998) au cours de leur première année d'étude (5,6 kg.ha⁻¹.an⁻¹ en 1994). Ces résultats ne sont pas étonnants et sont liés aux relations existantes entre le phosphore et les MES (Probst, 1985). Une importante rétention de MES est généralement observée en lacs profonds (Meybeck, 1995) alors qu'elle est moindre en milieu peu profond (Nöges et al., 1998), il en est par conséquent généralement de même pour le phosphore.

Dans l'ensemble, selon la vidange prise en compte de 9 à 42 % des MES, 11 à 36 % de l'Ntot et 19 à 84 % du Ptot retenus durant le reste du cycle d'exploitation sont exportés durant la vidange de l'étang de Petit-Villers.

Sur l'étang de Rorbach, au cours de la vidange de mars 2000, 8 à 11 % des MES, 17 à 23 % de l'Ntot et 10 à 15 % du Ptot retenus pendant les phases de remplissage et de production précédentes, sont exportés.

Ces taux atteignent lors de la vidange de septembre 2000, 38 à 49 % des MES, 30 à 39 % de l'Ntot et 88 à 154 % du Ptot. Le cycle piscicole estival complet conduit alors à un bilan positif de phosphore, l'étang est dans ce cas particulier une source de P pour le milieu aval.

Nos résultats indiquent cependant que les étangs étudiés jouent principalement un rôle de piège à matière et à nutriments. De plus la rétention semble plus efficace au cours de l'hiver.

Nos résultats s'opposent à ceux de Kovacs (cité par Szabo, 1994) qui observe dans cinq étangs de pisciculture une exportation de 23 à 65 kg.ha⁻¹.an⁻¹ d'Ntot et de 6,0 à 9,6 kg.ha⁻¹.an⁻¹ de Ptot. Kovacs (*loc. cit.*) observe une rétention d'azote (14 kg.ha⁻¹.an⁻¹) pour un seul des cinq

étangs étudiés alors que Szabo (1994) observe des concentrations en nutriments systématiquement plus faibles en aval qu'en amont d'étangs d'élevage piscicole semi-intensif.

Contrairement aux étangs piscicoles semi-intensifs étudiés par Kovacs (*loc. cit.*), l'absence d'apport de nourriture et de fertilisant en étangs piscicoles extensifs conduit à une utilisation des sources naturelles d'éléments nutritifs à des fins de production. Cette utilisation des ressources naturelles ainsi que les mécanismes de sédimentation liés à la présence d'une surface en eau lenticule induit une rétention de matière et de nutriments au sein de ces milieux.

6 CONCLUSIONS.

Les masses de MES et de nutriments exportées au cours de la vidange d'étangs sont très variables. La vidange d'étangs de pisciculture extensive conduit à une exportation de 426 à 3 880 kg.ha⁻¹ de MES, de 1,2 à 15,1 kg P.ha⁻¹ de phosphore total et de 9 à 74 kg N.ha⁻¹ d'azote Kjeldahl. Ces exportations semblent comparables à celles observées lors de vidanges d'étangs semi-intensifs (Szabo, 1994 ; Marcel, 1996) et inférieures à celles mesurées lors de vidanges d'étangs de pisciculture intensive (Boyd, 1978 ; Schwartz et Boyd, 1994) ou de grands barrages (Merle et al., 1994).

Divers paramètres influençant les rejets de sédiment peuvent modifier l'impact de la vidange sur le milieu récepteur. Ainsi, l'activité et les choix de gestion du pisciculteur (débit d'exportation de l'eau, durée de la pêche) ainsi que les conditions météorologiques peuvent accroître l'exportation de matière et de nutriments. L'étude d'étangs de superficie variée n'a pas montré de corrélation entre les masses de matières et de nutriments exportées et la superficie des plans d'eau.

Afin de réduire les exportations au cours de la vidange, certaines mesures préventives peuvent être prises. Une réduction de la durée de pêche au cours de laquelle les poissons sont collectés ainsi qu'un ralentissement de la vitesse d'abaissement du niveau du plan d'eau durant la vidange peuvent être envisagés. Cependant cette dernière mesure induit une augmentation des risques de précipitations atmosphériques qui peuvent être responsables d'une importante exportation supplémentaire de MES arrachés aux sédiments exondés.

Certains aménagements tels que la présence de bassins de décantation en aval de l'étang, destinés à recevoir l'eau riche en MES et nutriments rejetée durant la pêche permettraient de réduire considérablement les risques pour le milieu récepteur.

La possibilité de dériver l'eau provenant du bassin versant alors que les sédiments sont exondés éviterait l'exportation supplémentaire de MES liée à l'érosion du lit. Ce risque est inexistant dans le cas de vidange d'étang en dérivation.

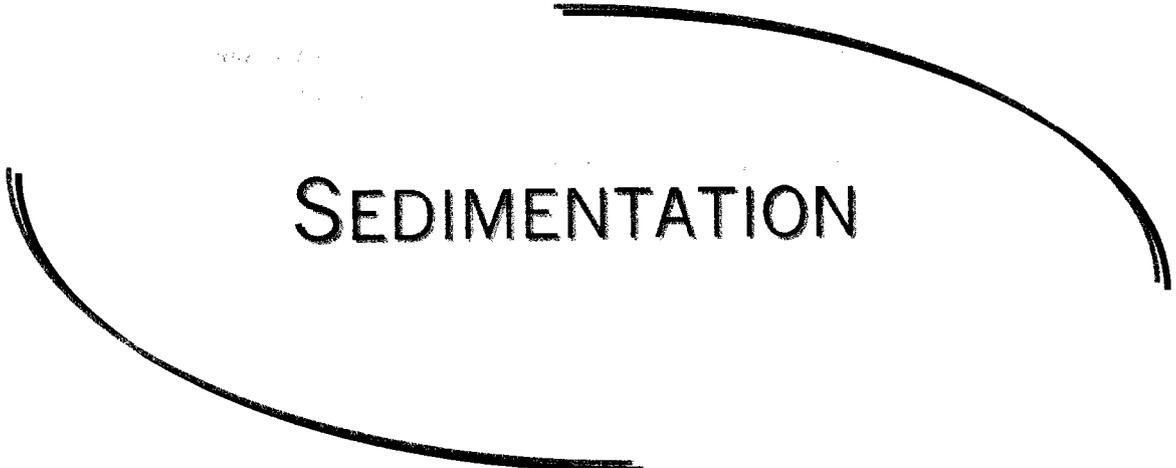
La vidange et la période d'assec qui la succède, sont des périodes d'exportations massives de sédiments et de nutriments en un laps de temps relativement court. Les risques d'eutrophisation du milieu récepteur causés par cet apport de nutriments ne sont cependant probables qu'en phase de vidange printanière (le développement excessif du phytoplancton suite aux vidanges automnales étant exclu). L'estimation de la biodisponibilité des nutriments rejetés sous formes particulières, et parfois accumulés sous forme de réserve sédimentaire déposée dans le milieu récepteur aval, permettrait d'évaluer l'éventuelle utilisation différée de ces ressources lors de la prochaine saison de production phytoplanctonique ou macrophytique.

Les quantités de MES, d'azote et de phosphore totaux déchargées durant la vidange représentent respectivement 5 à 35 % ; 5 à 22 % et 5 à 36 % des masses totales charriées par le ruisseau en amont des trois étangs étudiés durant l'ensemble de l'année.

L'établissement d'un bilan entrée/sortie durant un cycle complet de deux étangs indique que malgré l'exportation remarquable de sédiments durant la vidange, les étangs induisent une rétention de particules et de nutriments, réduisant par conséquent les risques d'eutrophisation du milieu aval liés à la charge en nutriments du cours d'eau.



Chapitre III



SEDIMENTATION

1 INTRODUCTION

Les trappes à sédiment sont la seule technique permettant d'étudier les flux verticaux de particules et d'estimer la rétention de matière en milieux aquatiques stagnants (Rosa et al. 1994). Les autres méthodes telles que la datation ou l'utilisation d'un carottier ne permettent que d'apprécier le taux d'accumulation de particules sur le fond. Seules les trappes rendent possible l'estimation du flux total de sédimentation. Le flux total est la somme du flux primaire qui résulte de la sédimentation de nouvelles particules (production autochtone et allochtone) et de la remise en suspension de particules déjà sédimentées, qui forme le flux secondaire (Evans et Håkanson, 1992). L'acquisition d'une meilleure connaissance de ces deux types de flux est indispensable afin d'estimer ultérieurement le rôle de ces processus de dépôts et de remises en suspension dans les phénomènes d'adsorption et de désorption de nutriments et de toxiques en milieu aquatique (Bloesch et Uehlinger, 1986).

L'étude du flux sédimentaire total repose généralement sur l'usage de techniques de routine destinées à étudier les milieux aquatiques profonds (Bloesch et Uehlinger, 1990 ; Evans et Håkanson, 1992 ; Rosa et al., 1994 ; Yacobi et Ostrovsky, 2000). Actuellement, les connaissances sur les flux de sédimentation ne peuvent être déduites qu'à partir d'études réalisées en milieux profonds (Hargreaves, 1998) ou à partir de quelques rares études menées en milieux peu profonds (Fennessy et al, 1994 ; Nöges et al., 1999 ; Banas et al., 2002a). L'estimation du flux total dans les milieux peu profonds utilise souvent des méthodes qui peuvent être critiquées (Kozerski, 1994 ; Banas et al., 2001b). La plupart des informations obtenues à partir des recherches en lacs profonds et environnements marins est directement applicable en milieux peu profonds. Néanmoins, les modèles sédimentaires développés en lacs sont inadaptés en étangs et petits réservoirs (Verstraeten et Poesen, 2000). Les mécanismes spécifiques de sédimentation liés à la faible profondeur des milieux étudiés ne peuvent être révélés que par de nouvelles études.

Dans le but d'étudier le flux sédimentaire total en étang piscicole, nous avons développé de nouvelles trappes adaptées à la faible profondeur du milieu étudié.

Dix neuf trappes ont été utilisées sur deux étangs dans le but de savoir si les flux de sédimentation et les sources des particules sédimentant dépendaient de la saison malgré l'importance du flux secondaire généralement observé en milieu peu profond. La variabilité spatiale qualitative et quantitative des particules sédimentant a été estimée durant 19 mois.

Parallèlement, l'analyse quantitative et qualitative des particules collectées, ainsi que l'utilisation d'un second type de trappes (trappes plates) avaient pour objectif de permettre l'appréciation de la contribution du flux sédimentaire secondaire au sein de ces milieux.

1 ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE.

1.1 PARTICULES SEDIMENTAIRES ET MATIERE EN SUSPENSION EN PLAN D'EAU.

1.1.1 Sources des matériaux particuliers et leur évolution.

Les particules en suspension et sédiments déposés sur le fond d'un plan d'eau ont des origines variées liées à l'environnement énergétique du lac et à son interaction avec la cuvette lacustre (Sly, 1978). Les particules apportées au plan d'eau (apports allochtones) ou formées en son sein à partir de la matière dissoute (particules autochtones), sont alors de tailles et de natures très variées (Jones et Bowser, 1978). Les particules allochtones peuvent être d'origine minérale ou organique. La contribution respective de ces deux types de particules dépendra de l'occupation des sols sur le bassin versant, de la topographie et de la nature du substrat (Campy et Meybeck, 1995). Les particules autochtones sont majoritairement constituées de matière organique (Campy et Meybeck, *loc. cit.*).

1.1.1.1 Origines de la matière organique.

Les débris végétaux provenant des plantes se développant sur le bassin versant du plan d'eau et en son sein sont la principale source de matière organique des sédiments aquatiques. Moins de 10 % de la matière organique incorporant les sédiments sont d'origine animale (Meyers et Ishiwatari, 1995).

Les végétaux peuvent être divisés en deux groupes :

- les végétaux non vasculaires telles que les algues qui ne possèdent pas de tissus cellulosiques ;
- les plantes vasculaires qui possèdent ce type de tissu telles que l'herbe, les arbustes et les arbres.

Ce second type de végétal existe sur le bassin versant, mais se développe aussi dans les zones les moins profondes du plan d'eau. La contribution respective de ces deux types de végétaux dépend de la morphologie du plan d'eau, de la topographie du bassin versant et de l'abondance relative des plantes dans le plan d'eau et ses environs. La matière organique présente dans les sédiments peut dans certains milieux aquatiques avoir pour origine principale les végétaux autochtones et dans d'autres la végétation allochtone. Andren et Strand (1981) ont montré qu'approximativement 90 % du carbone organique contenu dans l'eau du Lac Michigan ont une origine algale, 5 % proviennent des apports par les affluents et les 5 % restant proviennent d'apports éoliens et des précipitations atmosphériques. Golterman (1995) précise qu'en pleine eau, la production primaire lacustre est à 95-99 % d'origine phytoplanctonique. Seuls les plans d'eau peu profonds ou les marécages peuvent présenter des productions macrophytiques conséquentes mais ne représentant jamais plus de 50 % de la production primaire.

Les bactéries et autres micro-organismes dans l'eau et les sédiments, dégradent continuellement la matière organique. Bien que les bactéries soient capables de photo- ou de chimiosynthèse, les sédiments des plans d'eau contiennent généralement suffisamment de matière organique pour que la décomposition hétérotrophe domine.

1.1.1.2 *Altération de la matière organique.*

De nombreux processus d'altération de la matière organique entrent en jeu durant le temps relativement court séparant son entrée dans le milieu aquatique de son incorporation dans les sédiments. Eadie et al. (1984) ont montré que seulement 6 % du carbone de la matière organique formée en surface dans le lac Michigan (USA) atteignent les sédiments du fond à 100 m de profondeur. En milieu aquatique moins profond, l'altération de la matière organique est réduite par la courte durée de sédimentation au cours de laquelle la matière organique est soumise à oxydation (Meyers et Ishiwatari, 1995). Les sédiments des lacs peu profonds ont par conséquent une teneur en matière organique plus importante que les lacs profonds.

La matière organique continue à être sujette à altération et destruction sur le fond, de plus la mise en suspension permet d'exposer à nouveau la matière organique à l'oxydation bactérienne au sein de la colonne d'eau. Cette remise en suspension de la matière organique sur le fond peut être importante et représenter près de dix fois le flux primaire de matière organique (Eadie et al, 1984). La multiplicité des sources de matière organique et des processus de dégradation conduit à des vitesses de dégradation et de recyclage très variables qui peuvent nécessiter des mois et pour certaines fractions de la matière organique plusieurs années (Golterman, 1995).

1.1.1.3 *Informations préservées par le rapport C/N.*

La matière organique terrestre, correspondant aux particules allochtones apportées au plan d'eau, peut se différencier de la matière organique lacustre (particules autochtones) à partir de son rapport C/N dans les sédiments. La présence ou l'absence initiale de cellulose dans le végétal influence le rapport C/N de la particule sédimentaire. Les plantes non vasculaires ont un ratio atomique C/N faible compris entre 4 et 10 (Meyers et Ishiwatari, 1995). Les plantes vasculaires, contenant de la cellulose, ont un ratio C/N supérieur ou égal à 20. Les lacs pour lesquels la contribution des particules allochtones dans le flux sédimentaire est faible en comparaison à la productivité primaire du plan d'eau, présentent un faible ratio C/N dans les sédiments. Meyers et Benson (1988) observent dans le lac Walker caractérisé par de faibles apports allochtones, un ratio C/N égale à 8 dans les sédiments de surface. Dans le lac Michigan, le ratio C/N des particules des sédiments du fond et des particules remises en suspension est égal à 8 (Meyers et al. 1984 ; Meyers, 1994), celui des particules qui sédimentent est estimé à 9 (Meyers et al., 1984).

Dans le lac Mangrove (Hatcher et al., 1982) et le lac Bosumtwi (Talbot et Johannessen, 1992) caractérisés par d'importants apports allochtones les rapports C/N des sédiments du fond sont respectivement estimés à 13 et 14. Ces rapports suggèrent un mélange de particules allochtones et autochtones (Meyers et Ishiwatari, 1995) généralement observé dans beaucoup de lacs.

La dégradation de la matière organique peut modifier la composition élémentaire de la MO. Cette diagénèse conduit à un accroissement du ratio C/N de la matière organique des sédiments (Hedges et al., 1985 ; Meyers et Ishiwatari, 1995). Meyers et al. (1984) et Meyers (1994) observent ainsi un rapport C/N plus important dans les particules sédimentant (C/N = 9) que pour les sédiments du fond ou particules remises en suspension (C/N = 8) et attribuent cette différence significative à la dégradation de la MO au sein des sédiments.

Ce mécanisme de dégradation de la MO conduisant à une réduction du ratio C/N résulte de l'immobilisation bactérienne de l'azote et de la reminéralisation du carbone, ceci est également observé dans les sols (Sollins et al., 1984). Cette modification de la composition élémentaire de la matière organique sédimentaire n'est cependant pas suffisamment importante pour

supprimer la différence initiale du C/N des plantes vasculaires et non vasculaires (Ertel et Hedges, 1985 ; Meyers et Ishiwatari, 1995). Divers exemples de ratio C/N présentés par Meyers et Ishiwatari (1995) sont réunis au sein du Tab. 60.

Tab. 60 : Rapports (C/N) atomique et massique de différentes sources de matière organique alimentant les sédiments des lacs (d'après Meyers et Ishiwatari, 1995).

Source	C/N (atomes)	C/N (masses)	Références
Plantes terrestres			
Chêne blanc, bois, récent	276	237	Hedges et al. (1985)
Chêne blanc, bois, 25 000 ans	111	95	Hedges et al. (1985)
Aulne roux, bois, récent	264	226	Hedges et al. (1985)
Aulne roux, bois, 25 000 ans	106	91	Hedges et al. (1985)
Epicéa, bois, récent	546	468	Hedges et al. (1985)
Epicéa, bois, 25 000 ans	541	464	Hedges et al. (1985)
Epicéa blanc, bois, récent	190	163	Meyers et Ishiwatari (1995)
Epicéa blanc, bois, 25 000 ans	218	187	Meyers et Ishiwatari (1995)
Saule, feuilles, récentes	38	33	Meyers (1990)
Coton, feuilles, récentes	22	19	Meyers (1990)
Pin, aiguilles, récentes	42	36	Meyers (1990)
Epicéa blanc, aiguilles, récent	43	37	Meyers et Ishiwatari (1995)
Epicéa blanc, aiguilles, 25 000 ans	46	39	Meyers et Ishiwatari (1995)
Plantes lacustres			
Phytoplancton, population lacustre	6	5	Meyers (1994)
Phytoplancton, sans Diatomées	6	5	Dauta et Feuillade (1995)
Phytoplancton, lac Michigan	7	6	Meyers (1994)
Phytoplancton, lac Walker	8	7	Meyers (1990)
Phytoplancton, lac Biwa	6-7	5-6	Nakai et Koyama (1991)
Diatomées, <i>Asterionella formosa</i>	9	8	Bourbonniere (1979)
Algues vertes, <i>Chlamydomonas</i> sp.	7	6	Bourbonniere (1979)

1.1.2 Transports primaires et secondaires.

Les transports et dépôts de particules allochtones nouvellement apportées au plan d'eau et de particules autochtones récemment formées dans la colonne d'eau constituent le transport primaire de particules au sein du plan d'eau (Fig. 41).

Les mouvements et sédimentation de matière provenant de la reprise par les flux d'eau, de particules anciennes déjà déposées une première fois sur le fond constituent le transport secondaire (Evans et Håkanson, 1992, Rosa et al. 1994). Les conditions de dépôt et de reprise des particules sur le fond déterminent directement les transports primaires et secondaires de sédiments en milieu aquatique.

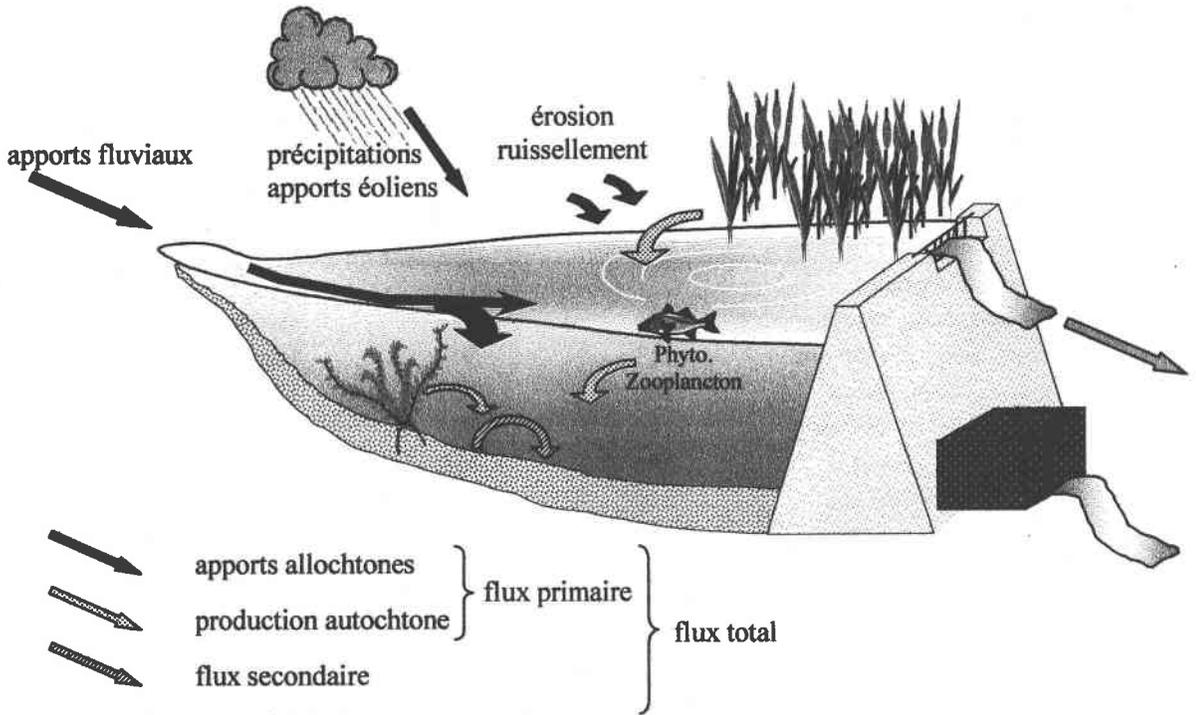


Fig. 41 : Flux primaire et secondaire de particules en étang.

Le flux sédimentaire total (gross sedimentation) est constitué par la somme des particules sédimentaires provenant du flux primaire (apports allochtones et production autochtone) et du flux secondaire (particules provenant de la remise en suspension des sédiments) (Evans et Håkanson, 1992).

L'accumulation de sédiments résultant du dépôt primaire de particules dont sont soustraites les particules remises en suspension (flux secondaire), constitue la sédimentation résultante (net sedimentation).

De plus, l'accumulation réelle de sédiments sur le fond dépendra des phénomènes de dégradation et de transformation de la matière s'opérant au sein des sédiments.

En milieu lacustre, le débouché d'une rivière constitue l'un des centres de transport et de dépôt primaire parmi les plus actifs (Campy et Meybeck, 1995). La pénétration du courant chargé en matière en suspension dans la masse d'eau plus calme détermine une brusque chute de la vitesse horizontale des particules donc une sédimentation plus active. Les particules allochtones charriées par la rivière intègrent alors le milieu aquatique lentique et le compartiment sédimentaire.

Dans certaines zones de l'espace lacustre, des conditions existent pour une déstabilisation et une reprise des sédiments déposés. Ces conditions induisent alors un transport secondaire des particules. D'une manière générale, cette reprise affectera surtout les sédiments accumulés près des bordures lacustres pour les entraîner vers les zones profondes (Imboden et Wüest, 1995 ; Koren et Klein, 2000). L'énergie nécessaire à la déstabilisation est fournie par les vagues et les courants dans les zones de faible profondeur et par la gravité sur les flancs des talus de propagation (Campy et Meybeck, 1995). La mise en suspension des sédiments du fond est généralement plus importante dans les grands lacs larges et bien mélangés que dans les lacs de petite taille (Meyers et Ishiwatari, 1995). Le flux secondaire dans les plans d'eau de faible superficie peut cependant être très important lorsque la profondeur est faible (Nöges et al., 1999).

1.1.3 Conditions de dépôt et de reprise des particules sédimentaires.

Le transport et le mouvement des particules dans un plan d'eau dépendent directement :

- des mouvements de l'eau liés au courant, aux réajustements thermiques saisonniers et nycthémeraux, aux apports par les affluents, etc.
- de la géomorphologie de la cuvette ;
- de la manière dont ces particules sont livrées au plan d'eau (plus ou moins grande turbidité des affluents, apports éoliens, ravinement des berges, etc.) ;
- de la nature des particules (teneur en eau et en matière organique, granulométrie, etc.).

La sédimentation des particules en suspension dans l'eau est soumise aux lois de la physique qui conditionnent leur chute dans le milieu liquide. La formule de Stokes donne les vitesses limites de chute dans un liquide sans mouvement en fonction de l'accélération de la pesanteur, de la densité et du diamètre des particules, de la densité et de la viscosité du liquide. On obtient la formule suivante :

$$v = \frac{2}{9} gr^2 (\rho - \rho') \mu^{-1} \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} v : \text{vitesse de sédimentation (m.s}^{-1}\text{)} \\ r : \text{rayon de la particule considérée sphérique (m)} \\ \rho : \text{densité de la particule (kg.m}^{-3}\text{)} \\ \rho' : \text{densité du milieu environnant (kg.m}^{-3}\text{)} \\ \mu : \text{viscosité du milieu environnant (kg.m}^{-1}\text{.s}^{-1}\text{)}. \end{array}$$

Cette formule n'est valable que pour des particules supposées sphériques de diamètre inférieur à 90 μm . Destinée à obtenir une approximation de la vitesse de sédimentation des particules dans un milieu aquatique lentique, son application pratique est difficile dans un système aussi complexe et hétérogène que les plans d'eau. Cette formule s'applique en effet à des particules de nature homogène (densité, taille, forme cylindrique) ainsi que pour un liquide non turbulent, ce qui n'est jamais réellement le cas en milieu aquatique naturel (Kozerski et Leuschner, 1999).

Lorsque la forme de la particule s'écarte de la sphéricité, le rapport surface/volume augmente, accroissant les forces de frictions. Il faut alors ajouter à la formule de Stokes un terme correcteur ou coefficient de forme F (Angeli et al., 1995). On obtient alors $v = \frac{2}{9} gr^2 (\rho - \rho') \mu^{-1} F^{-1}$.

Le diagramme de Hjulström, adapté par Postma (1967), est plus couramment utilisé afin d'estimer les conditions de sédimentation ou de mise en suspension des particules en fonction de la vitesse horizontale du courant. Trois domaines peuvent ainsi être définis : le dépôt, le transport et l'érosion (Fig. 42). Pour les particules les plus fines, l'érosion des sédiments est fonction de leur teneur en eau. Elle est plus facile pour des teneurs en eau importantes alors que la mise en suspension de particules consolidées à plus faibles teneurs en eau nécessite des courants importants. Lam et Jacquet (1976) estiment qu'un courant d'eau de 2 à 3 cm.s^{-1} peut être suffisant pour mettre en suspension des particules d'argiles ou de limons déposées sur le fond d'un plan d'eau.

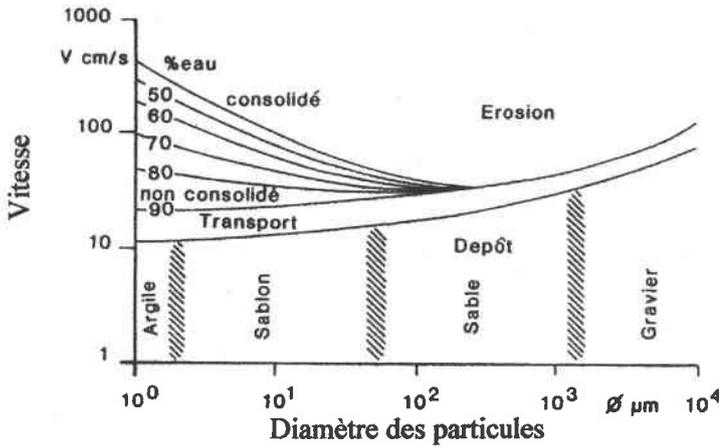


Fig. 42 : Diagramme de Hjulström indiquant les conditions de mouvement de particules dans un courant en fonction de leurs tailles et de leurs teneurs en eau (Postma, 1967).

La mobilisation des particules des sédiments du fond par l'action des vagues et des courants dépend de la granulométrie et de la compaction des sédiments selon la Fig. 42. L'application des conditions retracées par ce diagramme implique que les sédiments du fond n'aient pas été consolidés ou rendus plus cohérents par diverses dispositions locales (réseau racinaire, agrégats végétaux, etc.).

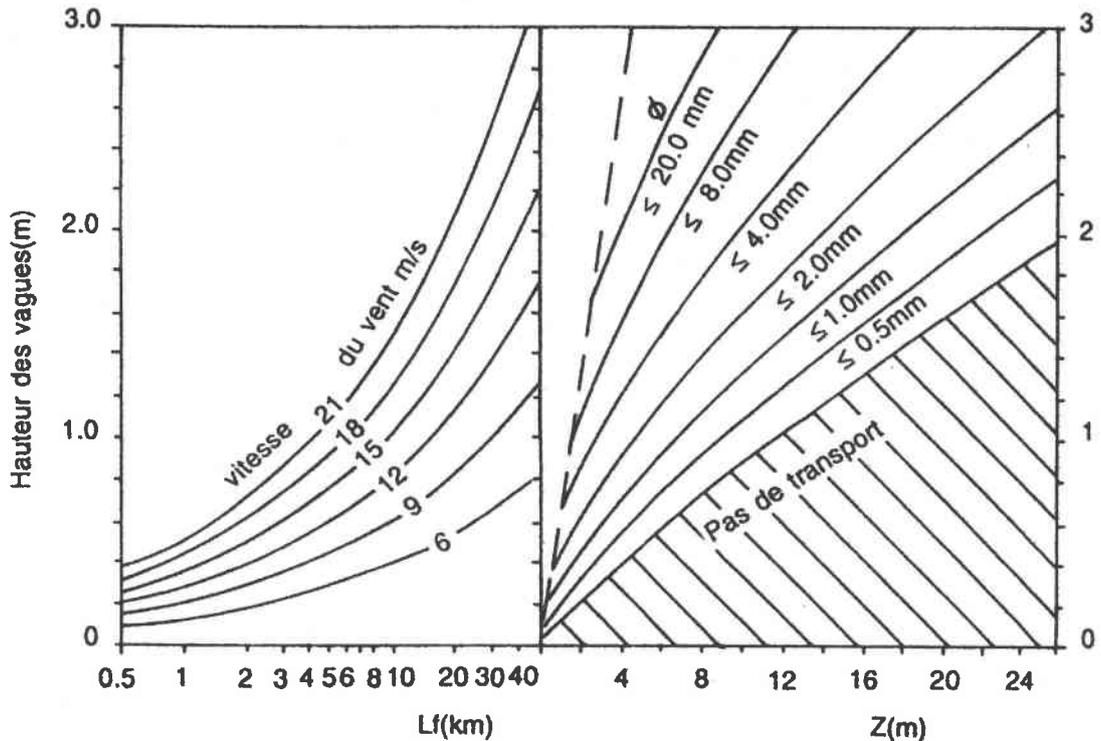


Fig. 43 : A gauche : hauteur des vagues en fonction de la course du vent (L_f) et de sa vitesse. A droite : taille des particules mises en mouvement selon la profondeur (z) et la hauteur des vagues (Håkanson et Janson, 1983).

Selon la taille des vagues, leur action s'exerce sur le fond du plan d'eau à des profondeurs plus ou moins importantes. La dimension des vagues est elle-même dépendante de la vitesse

du vent et de la distance parcourue par celui-ci sur le plan d'eau (Fig. 43). Plus la course du vent (ou fetch) sera importante, plus la taille des vagues sera conséquente et susceptible d'engendrer un mouvement des particules du fond. La taille des particules remobilisées dépend de la relation profondeur-hauteur des vagues.

Une sélection des particules mise en suspension peut s'effectuer par reprise préférentielle des particules les plus fines.

1.2 SEDIMENTATION ET RETENTION DES PARTICULES EN SUSPENSION.

1.2.1 Milieux aquatiques lenticques : piège ou source de matière ?

Les milieux aquatiques lenticques et leur important compartiment sédimentaire peuvent jouer le rôle de piège à particules et à nutriments mais sont aussi parfois une source pour le milieu aval. L'estimation du rôle de ces milieux sur les flux de matière et de nutriments a fait l'objet de nombreux travaux (Viner, 1976 ; Marion et Brient, 1998 ; Bravard et al., 2000 ; Sanchez-Carillo et al., 2001) mais la question reste posée. En réalité l'influence du milieu aquatique lenticque peut varier selon la nature du plan d'eau, au cours des saisons et d'une année à l'autre (Golterman, 1995). Le rôle essentiel du compartiment sédimentaire et particulaire dans la rétention et le transport de nutriments est étudié depuis plusieurs années (Golterman, 1976 ; Søndergaard et al., 1992) et est maintenant évident (Labroue et al., 1995 ; Chalar et Tundisi, 2001). Une connaissance approfondie des processus de rétention des éléments particulaires vecteur de nutriments et de polluants s'avère indispensable afin de comprendre le devenir des éléments nutritifs et l'évolution trophique des plans d'eau (Bloesch, 1996 ; Koski-Vahala et al., 2000)

Afin d'estimer la rétention ou l'exportation de matière liée à la présence d'un milieu aquatique lenticque sur un cours d'eau, diverses méthodes sont employées :

- l'estimation des flux de matière entrant et sortant du plan d'eau, en considérant le milieu aquatique comme une "boite noire", permet de déterminer les masses de particules et de nutriments retenus ou rejetés du milieu. Cette méthodologie n'apporte cependant aucune information sur les processus de transformation, de production ou de sédimentation de la matière au sein du plan d'eau (Fig. 44). Le bilan basé sur la soustraction des apports fluviaux aux exportations à l'exutoire néglige souvent les apports directs par précipitation, le ruissellement et la production autochtone (Rosa et al., 1994 ; Campy et Meybeck, 1995). L'estimation du bilan s'effectue de plus à partir de mesures généralement ponctuelles du débit (Q) et de concentrations (C) dans l'eau induisant des erreurs d'estimation qui peuvent être minimisées selon le mode de calcul des flux (Moutin et al., 1998).

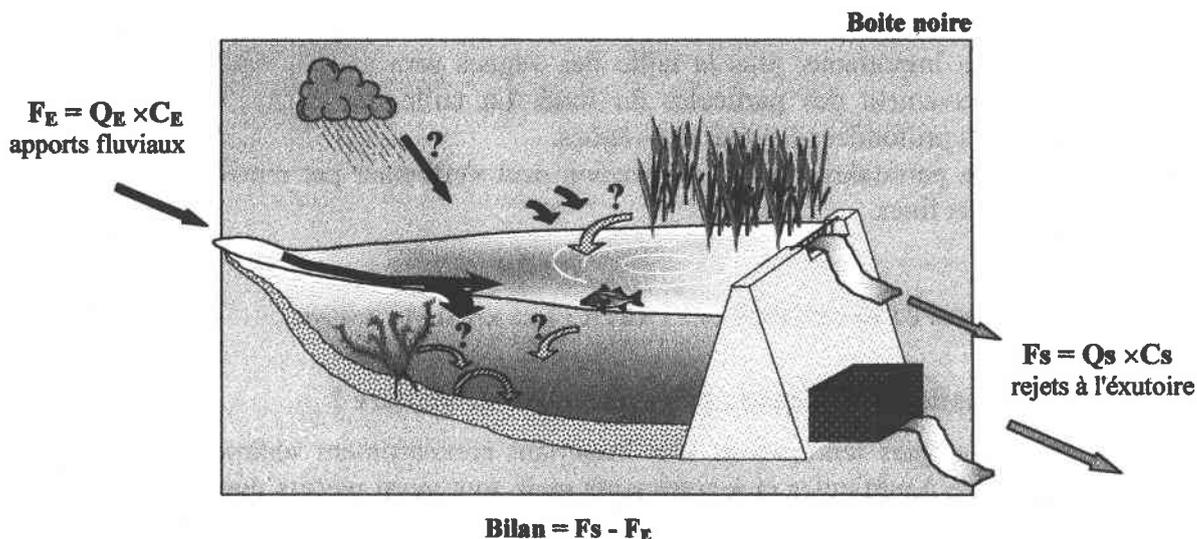


Fig. 44 : Schématisation des processus non pris en compte lors de l'établissement d'un bilan de flux de matière à partir de mesures de débit en entrée et sortie (Q_E et Q_s) et de concentrations de divers paramètres (C_E et C_s).

- l'estimation du taux de sédimentation à l'aide de trappes à sédiment permet plus précisément de connaître les masses de matière et d'éléments particulières rejoignant le compartiment sédimentaire. Cette technique présente l'avantage d'intégrer les flux durant toute la période de déploiement des trappes. Le flux sédimentaire estimé correspond cependant à la somme des flux sédimentaires primaires et secondaires. Il est alors difficile de distinguer les particules sédimentant pour la première fois en un point donné du plan d'eau des particules sédimentant pour la seconde fois ou plus et provenant de la remise en suspension de matière (déjà comptabilisées par une autre trappe située en un autre point).

Weyhenmeyer et al. (1995) différencient les particules produites dans la colonne, des particules provenant des sédiments du fond grâce à leur teneur en matière organique. En étang comme en lac, le sédiment du fond est généralement moins riche en MO que les particules provenant de la production autochtone (Campy et Meybeck, 1995 ; Boyd, 1995). Cette différenciation des particules provenant des flux primaires et secondaires n'est efficace qu'à la condition que le flux primaire se limite à une sédimentation de particules autochtones. Les apports du bassin versant doivent alors être négligeables.

Les radionucléides tel que le ^7Be (demi-vie de 50,3 j) qui se dégrade par conséquent rapidement dans la matière organique détritique des sédiments sont utilisés selon le même principe par Cornett et al. (1994). Le ^{137}Cs qui s'est accumulé dans les sédiments lors d'événements nucléaires peut également être utilisé afin d'observer une remise en suspension des sédiments (Santchi et al., 1990), sa présence dans les sédiments collectés par les trappes indique alors une origine sédimentaire alors qu'une faible teneur en ^{137}Cs attestera d'une origine récente des particules (flux primaire). L'utilisation de radionucléides ne permet d'obtenir que des résultats relatifs sans permettre une quantification précise des flux primaires et secondaires (Bloesch, 1994).

En milieu lentique profond (lacs profonds et océans), l'utilisation de multiples trappes disposées à diverses profondeurs permet d'obtenir une approximation du flux secondaire (Rosa et al., 1983 ; Håkanson et al., 1989). Cette technique se base sur le fait que les trappes situées à proximité du fond collectent les particules provenant des

flux primaires et secondaires alors que les trappes situées plus haut dans la colonne d'eau (juste sous la thermocline) sont considérées comme dépourvues de particules originaires de la remise en suspension des sédiments du fond. Il est cependant difficile de déterminer avec certitude le niveau de référence à partir duquel la remise en suspension des sédiments du fond n'a plus de répercussion sur les masses de sédiments collectées (Bloesch, 1994).

- l'estimation de l'accumulation de sédiments dans un plan d'eau par carottage nécessite une période d'étude suffisamment longue pour permettre d'observer une variation de l'épaisseur de la couche de sédiment. L'utilisation de carottes associées à la datation nécessite que la durée d'étude permette de prendre en compte un événement repère de date connue ou que la période d'étude soit suffisante pour permettre de quantifier une décroissance isotopique de l'élément marqueur tel que le ^7Be , le ^{210}Pb ou le ^{14}C (Campy et Meybeck, 1995). Bloesch et Evans (1982) et Binford et Brenner (1986) ont de plus mis en évidence que la datation peut engendrer une sous-estimation du taux d'accumulation par dilution, en particulier dans les plans d'eau recevant des apports allochtones conséquents ou en milieu eutrophe dans lesquels la sédimentation de particules organiques est importante.

La datation et le carottage ne permettent cependant pas d'estimer les flux réels de sédimentation mais une accumulation résultant de divers processus : flux primaires, flux secondaires, dégradation et compaction des sédiments.

1.2.2 les trappes à sédiment.

L'usage des trappes à sédiment constitue la seule technique permettant d'estimer le flux particulière de sédimentation dans la colonne d'eau sur de courtes périodes d'étude. L'utilisation de trappes afin d'estimer les taux de sédimentation a fait l'objet de critiques (Bloesch et Burns, 1980 ; Kozerski, 1997). Ces travaux se basent sur la comparaison de résultats obtenus à l'aide de trappes et d'autres méthodes telles que la datation ou l'établissement du bilan entrée-sortie.

La mise en suspension des sédiments du fond est souvent considérée comme constituant le principal facteur interférant avec les mesures effectuées à l'aide de trappes ou par datation (Rosa et al., 1994). L'intégration des flux secondaires (reprise des sédiments du fond) dans le taux de sédimentation estimé par les trappes, ne doit cependant pas être considéré comme un biais mais comme une fraction du flux de sédimentation total (Banas et al., 2002b). L'utilisation de trappes doit alors avoir pour objectif d'estimer un flux total de sédimentation dans le milieu aquatique étudié. Il n'est alors pas possible de considérer l'utilisation de trappes, de la datation ou du carottage comme "Valable ou Fausse" car ces techniques sont destinées à mesurer des processus différents (Rosa et al., 1994 ; Bloesch, 1996).

1.2.2.1 Formes des trappes et efficacité de collecte.

L'efficacité des trappes à estimer un flux de sédimentation est souvent mise en question car crainte d'une surestimation du flux liée à la réduction des turbulences naturelles de l'eau à proximité et dans les trappes.

L'utilisation de divers réceptacles (containers plats, bouteilles, bocaux, sacs plastiques, entonnoirs et cylindres avec couvercles ou cols) afin de collecter les particules en cours de sédimentation a également conduit à biaiser l'estimation du flux en le sur- ou sous-estimant. Gardner (1980), Bloesch et Burns (1980) et Butman (1986) ont montré que l'utilisation de

containers en forme de bouteille induit une surestimation des flux de particules alors que les entonnoirs le sous-estiment. En laboratoire, les containers plats ne collectent que 2 à 12 % du flux total de particule, l'utilisation d'entonnoirs entraîne une sous-estimation de 10 à 75 % du flux de particules alors que l'utilisation de bouteilles conduit à surestimer le flux de deux à dix fois (Rosa et al., 1994).

Afin de minimiser l'erreur induite, l'influence des trappes sur les flux d'eau et de particules doit être la plus faible possible. De plus, l'intérieur de la trappe doit constituer une zone d'eau calme en contact direct avec la colonne d'eau sus-jacente et permettre aux particules de sédimenter sans perturbation. Le fond de la trappe doit être dépourvu de turbulence, évitant ainsi toute remise en suspension. Des travaux récents révèlent que seule une trappe cylindrique de dimension appropriée permet de mesurer correctement le flux vertical de particules (Fig. 45). Un cylindre ouvert à son extrémité supérieure, caractérisé par un rapport hauteur/diamètre (h/d) supérieur à cinq en milieu lentique et supérieur à dix en milieu lotique permet de réunir ces conditions (Bloesch et Burns, 1980 ; Boyce et al., 1990).

Il a également été mis en évidence que la vitesse du courant du fluide et que le nombre de Reynolds (Re_t) affectent l'efficacité de collecte de la trappe.

$$Re_t = u_f \cdot D / \nu \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} u_f = \text{vitesse du fluide à la hauteur du sommet de la trappe ;} \\ D = \text{diamètre interne de la trappe ;} \\ \nu = \text{viscosité du fluide.} \end{array}$$

L'augmentation de la vitesse du courant et du nombre de Reynolds induit une réduction de l'efficacité de collecte (Butman, 1986 ; Baker et al., 1988).

En milieu naturel, afin de minimiser l'erreur d'estimation, le cylindre doit avoir un diamètre supérieur à quatre (Evans et Håkanson, 1992) ou cinq centimètres (Blomqvist et Kofoed, 1981, Bloesch, 1996). Blomqvist et Kofoed (1981) observent une sous-estimation des petites particules minérales de forte densité et une surestimation du flux de grosses particules organiques lors de l'utilisation de trappes de diamètre inférieur. Ces auteurs expliquent ce phénomène par la formation d'un vortex central créé par le flux d'eau dans les cylindres de faible diamètre engendrant une sélection des particules selon leur densité. Rosa et al. (1994) stipulent cependant que cette sélection n'est probablement observée que pour des variations de densité de particules non rencontrées en milieu naturel et attribuent ce biais à la variation du ratio entre la surface des parois et le volume des tubes.

Par conséquent, la trappe idéale destinée à étudier les milieux lentiques à une hauteur minimale de 25 cm et doit lors de sa mise en place, être efficacement stabilisée perpendiculairement à la direction du courant car son inclinaison entraînerait une augmentation de l'aire de collecte. Généralement une position verticale de la trappe est adéquate.

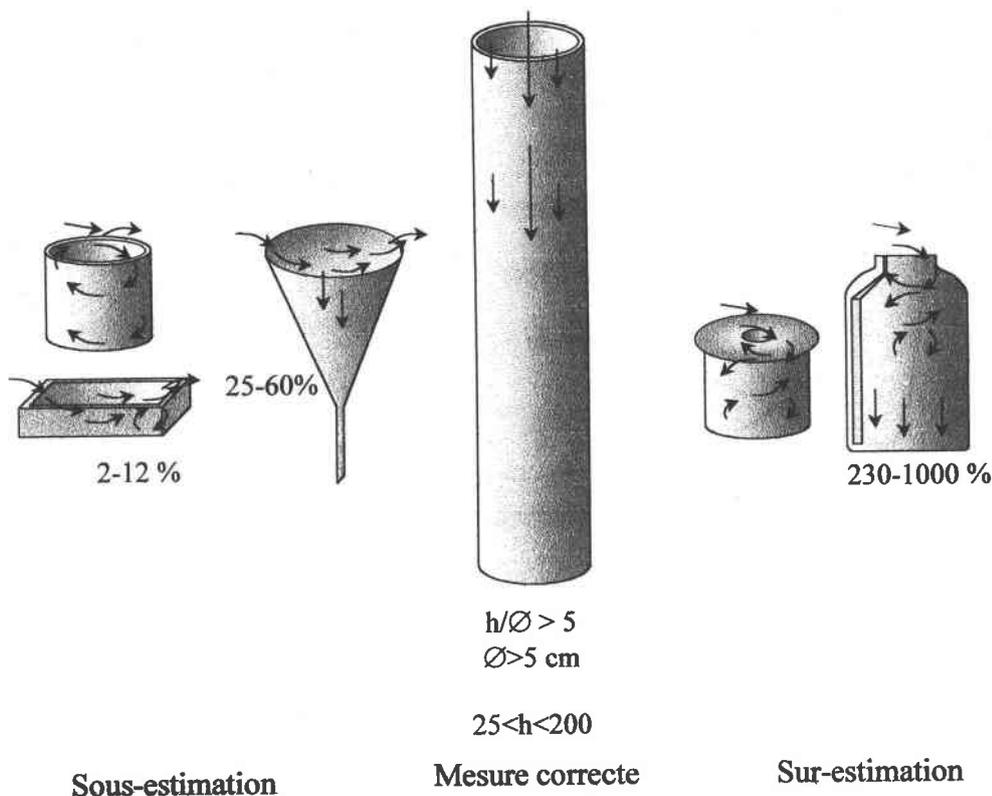


Fig. 45 : Formes de trappes utilisées, biais (fraction collectée en % du flux réel) engendrés lors de leur utilisation et perturbation du flux de particule généralement observé en milieu turbulent (Gardner W.D., 1977 ; Bloesch et Burns, 1980).

L'utilisation de trappes à sédiment répondant à ces conditions, positionnées parallèlement afin de tester les variations entre réplicats, montrent un coefficient de variation inférieur à 15 % en incluant les erreurs lors du traitement ultérieur du sédiment (Rosa et al., 1994).

1.2.2.2 Applications des trappes en milieux profonds et peu profonds.

L'utilisation de trappes de type cylindrique, de rapport $h/\varnothing=5$ recommandé en milieu lentique ou $h/\varnothing=10$ en milieu lotique, conduit à négliger une fraction importante de la colonne d'eau en plan d'eau peu profond (Fig. 46). Ces trappes dont le diamètre minimal doit être de 5 cm ont donc respectivement une hauteur de 25 et 50 cm. Pour un milieu aquatique d'un mètre de profondeur en moyenne, respectivement 50 et 25 % de la colonne d'eau ne sont pas échantillonnés avec des trappes de rapport $h/\varnothing = 5$ et 10.

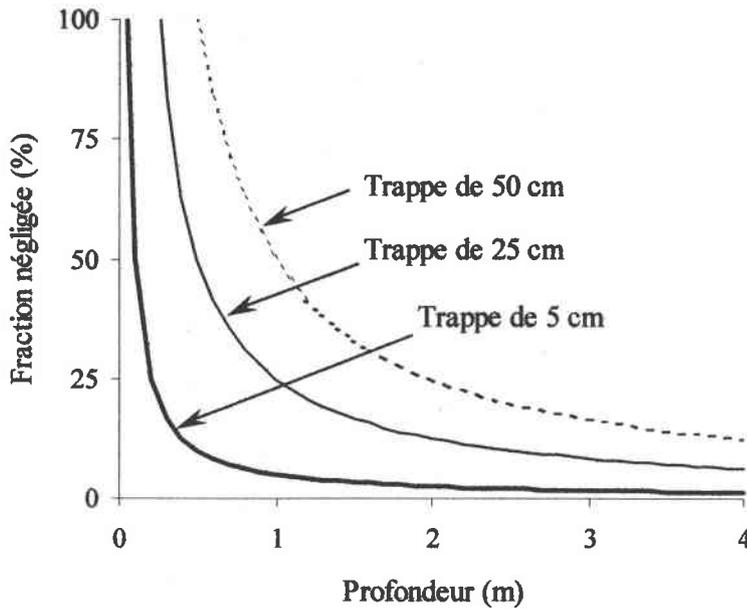


Fig. 46 : fraction de la colonne d'eau non échantillonnée en fonction de la profondeur du plan d'eau et de la taille des trappes à sédiment.

En milieu océanique ou en lac profond, le sommet de la trappe peut être mis en place sous la couche de production de particules et ainsi estimer la totalité du flux de sédimentation primaire. Par conséquent, l'utilisation de trappes cylindriques n'entraîne en milieu profond qu'une très faible erreur d'estimation du flux sédimentaire.

En milieu peu profond, où la production peut s'effectuer sur toute la hauteur de la colonne d'eau (Huet, 1970 ; Capblancq, 1995), les flux ne peuvent pas être estimés par ce type de trappes posées sur le fond. L'erreur commise est proportionnelle au produit de la fraction de colonne d'eau négligée par le pourcentage de production effective dans la hauteur d'eau non échantillonnée. Cette erreur d'estimation diminue avec la profondeur à laquelle la trappe est située (Fig. 47), mais ne tend vers zéro que lorsque le sommet de celle-ci est situé au niveau des sédiments (Kozerski, 1997). Cependant, dans ce dernier cas, la trappe pourrait être comblée suite à un mouvement latéral et de déversement des sédiments. L'exposition de la trappe à quelques centimètres du fond semble donc idéale. Une trappe dont le sommet serait situé à moins de 5 cm de la surface des sédiments négligerait au maximum 5 % de la colonne d'eau pour un plan d'eau de 1 m de profondeur moyenne (Fig. 46).

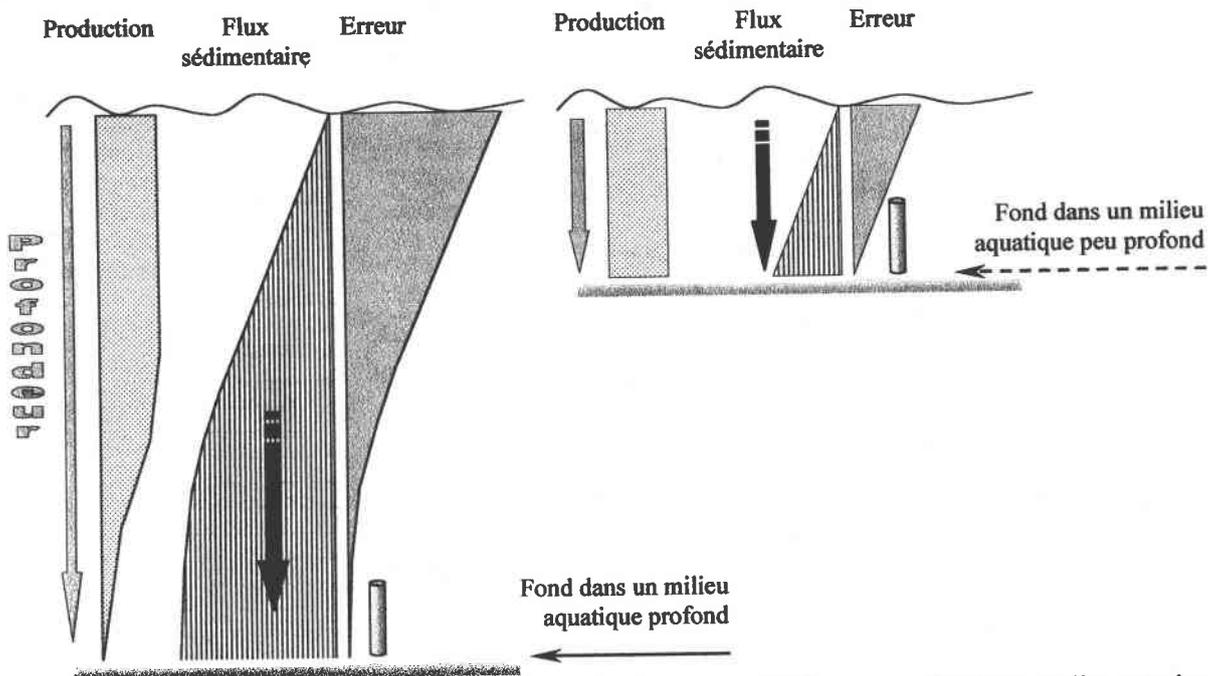


Fig. 47 : Distribution verticale du flux de particules non cohésives : production, sédimentation et erreur d'estimation du flux sédimentaire liée à l'utilisation de trappes cylindriques classiques en milieu profond et peu profond (d'après Kozerski, 1997).

1.2.2.3 Trappes plates.

Afin d'estimer la sédimentation résultant du dépôt total de particules dont on soustrait le flux secondaire, Flower (1991) utilise des trappes cylindriques de faible rapport h/\varnothing . Ce faible rapport a pour conséquence de ne pas créer au sein de la trappe un milieu quiescent. Cette configuration permet aux turbulences existant naturellement à proximité du fond du plan d'eau de ne pas être entravées par la trappe et d'agir sur les particules déposées. Flower (1991) estime ainsi ce qu'il considère comme le "flux réel" de sédimentation. Il montre alors que le flux calculé à partir des résultats obtenus avec ces trappes est équivalent à l'accumulation naturelle de sédiment estimée par carottage et datation.

Par comparaison avec les résultats obtenus à l'aide de trappes cylindriques dont le rôle est de collecter le flux de sédimentation total, Flower (1991) obtient par différence une estimation du flux secondaire (Fig. 48). Cette estimation nécessite cependant de considérer que le flux secondaire est quantitativement homogène sur la zone échantillonnée. Cependant il est probable qu'il n'y ait pas égalité entre le flux secondaire de la 1^{ère} et de la 2nd étape (Fig. 48). Dans ce cas le taux de sédimentation résultant est quantitativement égale au flux primaire plus ou moins la variabilité spatiale du flux secondaire auxquels doivent être déduits les phénomènes de dégradation des particules déposées.

L'utilisation complémentaire de deux types de trappes ayant respectivement un ratio h/\varnothing supérieur à 5 et très inférieur à 5, semble constituer l'une des méthodologies les plus intéressantes afin de quantifier les flux totaux et secondaire en milieu aquatique (Bloesch, 1994).

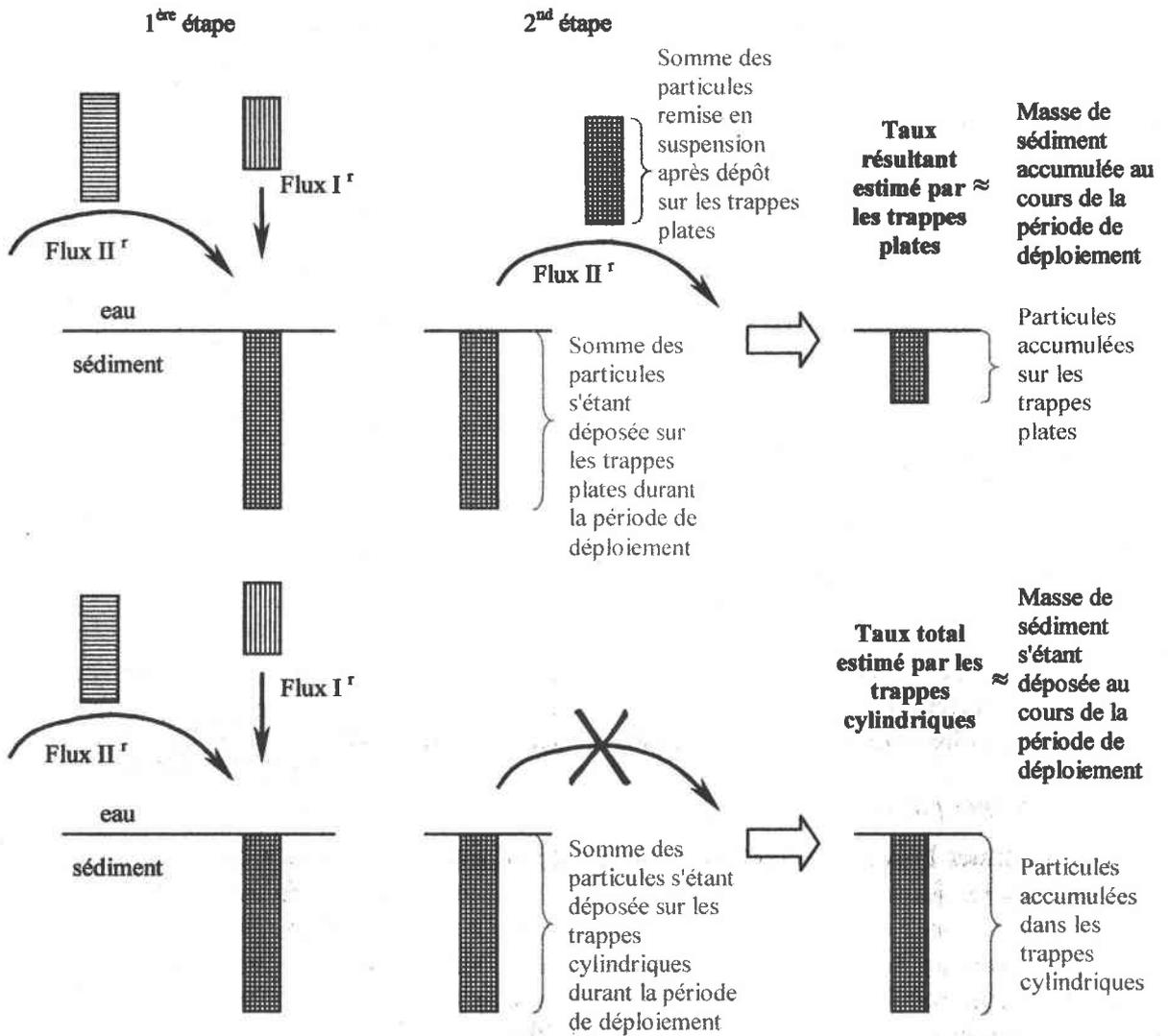


Fig. 48 : Schématisation comparative des fonctionnements des trappes cylindriques et trappes plates. En haut : Trappes plates avec possibilité de remise en suspension. En bas : Trappes cylindriques avec remise en suspension des particules collectées impossible.

Gardner (1980) puis Kozerski et Leuschner (1999) indiquent que la perte de matériel particulaire au cours de la récupération des trappes plates constitue le principal problème technique lié à l'utilisation de cet appareillage.

Kozerski et Leuschner (1999 et 2000) afin de remédier à ce problème ont développé récemment un nouveau modèle de trappes plates dont, la surface de collecte circulaire et les sédiments piégés, sont lentement descendus au sein d'un cylindre puis recouvert d'un couvercle. Ces trappes sont destinées à étudier la sédimentation résultante en milieux aquatiques caractérisés par des faibles vitesses du courant d'eau (Fig. 49).

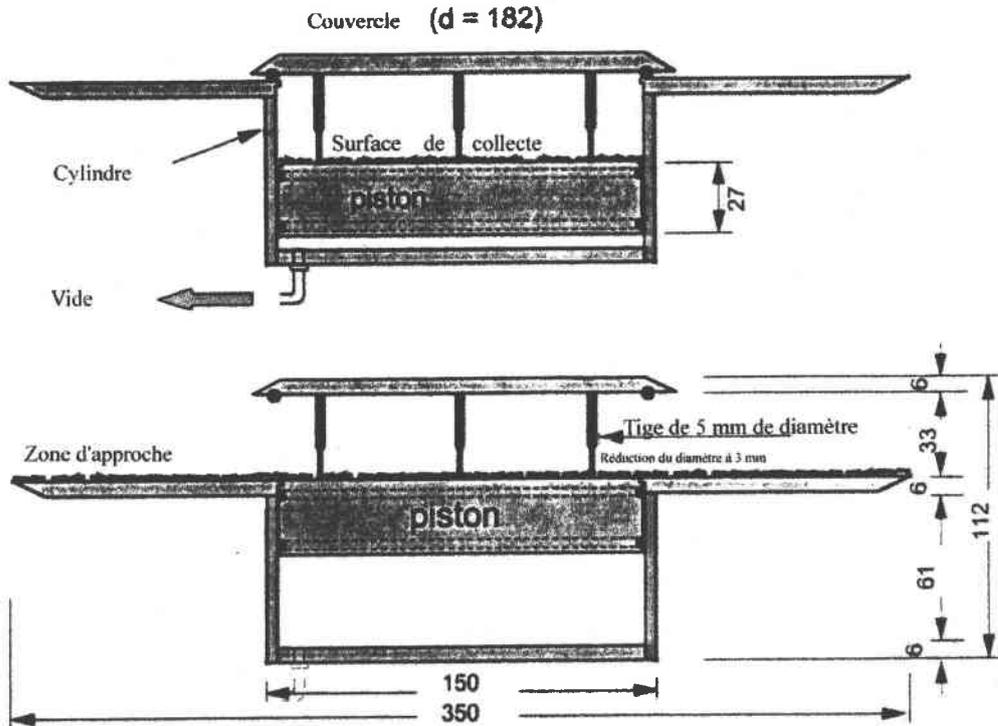


Fig. 49 : Schéma des trappes plates développées pour les milieux aquatiques à courant d'eau faible (d'après Kozerski et Leuschner, 1999 et Kozerski, comm. pers.). En haut : configuration fermée. En bas : configuration déployée.

Kozerski et Leuschner (1999) ont déterminé en laboratoire et sur le terrain, les dimensions idéales de ces trappes afin de relier l'accumulation de sédiment estimée à l'aide de bilans entrée-sortie aux taux de collecte obtenus par ces trappes. La présence d'une zone d'approche de 350 mm de diamètre est indispensable afin d'établir des conditions hydrodynamiques non perturbées au niveau de la surface de collecte de 150 mm de diamètre.

Lors de la récupération des trappes, la surface de collecte est lentement descendue dans le cylindre par ouverture d'une valve permettant de mettre en dépression le compartiment sous le piston. Les sédiments sont alors confinés dans le cylindre qui est hermétiquement clos par le couvercle.

Le couvercle est constitué d'un disque de 182 mm de diamètre et d'une épaisseur de 6 mm. Il est solidarisé à la surface de collecte par trois tiges de 5 mm de diamètre. Le diamètre de ces tiges est réduit à 3 mm au niveau du contact avec la surface de collecte afin de minimiser les perturbations engendrées par leur présence.

En configuration déployée, le couvercle est situé 33 mm au-dessus de la surface de collecte. La trappe a une hauteur totale de 112 mm. La distance entre le couvercle et la surface de collecte a été déterminée afin de permettre à l'ensemble des particules sédimentant de se déposer sur la surface de collecte sans être perturbé par la présence du couvercle. Ces conditions sont réunies lorsque la distance (H) est supérieure au ratio de la vitesse de sédimentation (V_s) verticale sur la vitesse du courant horizontal (V_h) multiplié par le diamètre du couvercle (d) additionné d'une distance de sécurité (d_s) : $H > d \times (V_s/V_h) + d_s$ (Kozerski et Leuschner, 1999). L'épaisseur de sédiment déposé sur la zone de collecte induira également une réduction de la distance séparant le couvercle de la zone de collecte qu'il faut

prendre en compte dans la distance de sécurité. La distance nécessaire entre ces deux parties de la trappe dépendra donc de la vitesse de déplacement de la masse d'eau dans le milieu étudié, de la nature des particules sédimentant dont dépend la vitesse de sédimentation verticale et de la durée d'étude dont dépend l'épaisseur de sédiments accumulés.

Une distance de 33 mm s'est révélée suffisante pour l'utilisation de ce type de trappes dans la rivière Spree en Allemagne généralement caractérisée par des vitesses horizontales du courant de 10 à 50 cm.s^{-1} et une vitesse de sédimentation maximale de 0,0013 cm.s^{-1} (Kozerski et Leuschner, 1999). Lors d'études en laboratoire (Kozerski et Leuschner, 2000) ont montré une bonne efficacité de ces trappes pour des courants horizontaux compris entre 3,5 et 16 cm.s^{-1} .

Les trappes plates sont alors un nouvel outil d'étude permettant d'intégrer durant une période de déploiement le flux de particules résultant du flux primaire moins le flux secondaire. L'intérêt de ce type de trappes n'est pas de supplanter l'utilisation de trappes cylindriques mais d'être utilisées en complément. Les secondes sont destinées à estimer un flux total alors que les premières dont le rôle est de déterminer la sédimentation résultante doivent être utilisées sur le fond afin de recréer les conditions naturelles du milieu (Bloesch, comm. pers.).

La présence du couvercle rend cependant totalement impossible l'utilisation des trappes plates développées par Kozerski et Leuschner (1999) en absence de courants horizontaux ou en milieux aquatiques caractérisés par des variations de la direction des flux.

La différence des taux de sédimentation estimés soit par les trappes plates présentées par Kozerski et Leuschner (1999) soit par des trappes cylindriques de 70 mm de diamètre et de rapport hauteur/diamètre égale à 8 ont été testés (Gust et Kozerski, 2000). Les taux estimés par les trappes cylindriques sont systématiquement plus élevés qu'avec les trappes plates. Cet écart augmente avec la vitesse du courant avec un rapport de 4,4 pour des vitesses de 2,1 cm.s^{-1} et atteignant 27,2 pour une vitesse de 6,2 cm.s^{-1} . Cette évolution met en évidence l'effet de la contrainte de cisaillement du flux d'eau qui provoque la remise en suspension des particules déposées sur les trappes plates comme sur le fond du plan d'eau.

1.2.3 Choix du nombre de stations.

Le transport des particules allochtones et autochtones, depuis leur mise à disponibilité dans le milieu aquatique jusqu'à leur sédimentation définitive ou temporaire (transport secondaire), varie selon le type de plan d'eau mais aussi dans le temps et l'espace pour un même milieu aquatique (Campy et Meybeck, 1995 ; Koren et Klein, 2000). Le taux de sédimentation est une caractéristique extrêmement variable d'un lac à l'autre et au sein d'un même lac. On commet généralement deux types d'approximation dans l'étude de cette variable (Campy et Meybeck, 1995) :

- en déterminant le taux de sédimentation à l'aide de trappes ou de carottes prises au centre des lacs et en considérant cette valeur comme représentative de l'ensemble, on sous-estime généralement la valeur moyenne ;
- en estimant le taux de sédimentation moyen, à partir d'un bilan des entrées et sorties de MES, on néglige les apports internes qui peuvent être dominants et on considère la période du bilan comme représentative à long terme.

La solution très rarement utilisée car trop onéreuse, consiste à mesurer les taux de sédimentation sur toute la cuvette du plan d'eau avec une densité de station dépendant de la complexité du système étudié (Vernet et al., 1984 cité par Campy et Meybeck, 1995). Il

semble qu'en lac, cette variation dépende de la morphologie et de la position géographique du plan d'eau étudié (Campy et Meybeck, 1995).

L'étude de la variation horizontale du taux de sédimentation en lac est rarement étudiée. Son étude et la compréhension des mécanismes responsables de ces différences sont un réel besoin afin de permettre de les estimer et de les prédire (Bloesch et Uehlinger, 1986). La variabilité spatiale du taux de sédimentation fait également l'objet d'un manque évident de connaissance en milieu océanique (Gardner et al., 1997). L'importance de la variation spatiale du taux de sédimentation en lac fait l'objet de débats (Rosa et al., 1994). Divers auteurs observent en lac une variation spatiale importante du taux de sédimentation liée à des mécanismes de dépôts littoraux, remise en suspension, transports horizontaux et dépôts secondaires (Mueller, 1964 ; Davis, 1973 ; Serruya, 1977 ; Bloesch, 1982, Bloesch et Uehlinger, 1986 ; Dillon et al., 1990, Nöges et al., 1999 ; Koren et Klein, 2000).

Certains auteurs n'observent aucune variation spatiale en lac (Lawacz, 1969 ; Moeller et Likens, 1978) alors que d'autres auteurs spécifient que ces variations n'existent que durant de courts laps de temps (Evans et Håkanson, 1992). L'utilisation d'une seule trappe disposée au centre du plan d'eau (deux ou trois trappes sur l'ensemble du plan d'eau pour les lacs de superficie importante) semble permettre d'estimer efficacement le taux de sédimentation en lac (Bloesch et Uehlinger, 1986 ; Evans et Håkanson, 1992 ; Weyhenmeyer et Bloesch, 2001). La disposition d'une trappe au centre du lac correspond généralement à la volonté d'estimer le taux de sédimentation en zone profonde afin de limiter la prise en compte de la remise en suspension qui est généralement négligeable en ce point du plan d'eau (Bloesch et Uehlinger, 1986). Cette pratique n'apporte alors aucune information sur les mécanismes de sédimentation primaire et secondaire (Bloesch, 1995).

2 MATERIEL et METHODES.

2.1 ANALYSE STATISTIQUE.

Les comparaisons de moyennes sont réalisées à l'aide du test de Wilcoxon pour échantillons appariés lorsque les échantillons composant les moyennes sont comparables par couples sinon, le test de Kolmogorov Smirnov est utilisé.

Les analyses multivariées sont effectuées à l'aide du logiciel ADE-4 Version W1.0.

2.2 MISE AU POINT ET CALIBRATION DE NOUVELLES TRAPPES.

2.2.1 Trappes cylindriques destinées aux milieux peu profonds : estimation du flux de sédimentation totale.

Les étangs piscicoles sont des plans d'eau de faible profondeur. L'utilisation de trappes à sédiment cylindriques classiques maintenues dans la colonne d'eau ou déposées sur le fond est inadaptée car une fraction importante de la colonne d'eau ne serait pas échantillonnée. Afin d'estimer dans ces milieux peu profonds le flux total de particule incorporant le compartiment sédimentaire, nous avons développé de nouvelles structures de trappes respectant les conditions de dimensions, définies par Gardner (1977), Bloesch et Burns (1980) et Boyce et al. (1990), nécessaires à un échantillonnage correct de ces flux.

2.2.1.1 *Forme des trappes cylindriques enfouies.*

La structure est constituée de cylindres ayant un rapport hauteur/diamètre égal à dix. Afin d'échantillonner la quasi-totalité de la colonne d'eau, la structure amovible s'insère dans un réceptacle permanent mis en place dans les sédiments durant la phase d'assec des étangs étudiés (Fig. 50 et Fig. 51).

Le réceptacle, de forme tronconique, est solidarisé au substrat à l'aide de pieux métalliques (amarres cadastrales de 600 mm FAYNOT®). Le fond du réceptacle est muni en son centre d'un guide de positionnement vertical constitué d'une corde gainée d'un tube PVC. Le guide est fixé solidement au centre du réceptacle par sertissage en force et collage dans un disque PVC placé sous le fond du réceptacle. La fixation de la corde est assurée par la présence d'un nœud situé sous le fond du réceptacle, l'empêchant de coulisser dans le guide PVC. Le gainage PVC de la corde n'est indispensable qu'en présence de rongeurs qui risqueraient de la couper.

Une cale circulaire de 1 cm d'épaisseur est placée sur la partie supérieure du réceptacle afin de minimiser la surface de contact entre le disque PVC et le réceptacle. Une couronne protectrice fixée au réceptacle et constituée d'un disque PVC de 600 mm de diamètre recouvre les sédiments du fond et permet de limiter la remise en suspension lors du dépôt des trappes.

La structure amovible est constituée de sept cylindres fixés par leur partie apicale à une plaque de maintien horizontal en PVC expansé de densité inférieure à 1. Les extrémités inférieures des tubes sont obstruées à l'aide de capes amovibles en polyéthylène alors que leur sommet reste ouvert. Un huitième cylindre lesté dans sa partie inférieure constitue l'axe central de la structure et permet le coulisement sur le guide de positionnement.

La stabilité verticale de la structure lors des phases de pose et de retrait est assurée par le lest important dans la partie inférieure du tube central, par la faible densité de la plaque de maintien et par la répartition symétrique des sept cylindres autour de l'axe central. La structure amovible est récupérée à l'aide de trois cordes de deux millimètres de diamètre munies d'un flotteur et attachées à la plaque de maintien.

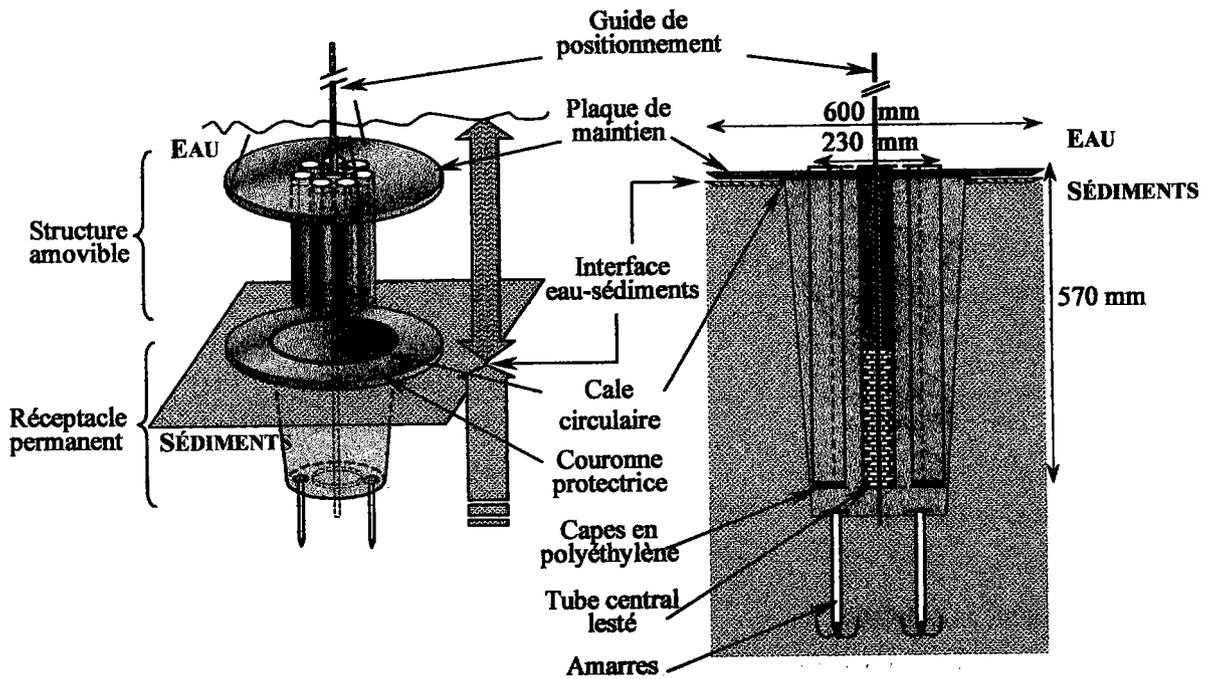


Fig. 50 : Structure des trappes à sédiment cylindriques enfouies. A gauche : Configuration lors de la mise en place. A droite : Configuration de fonctionnement.

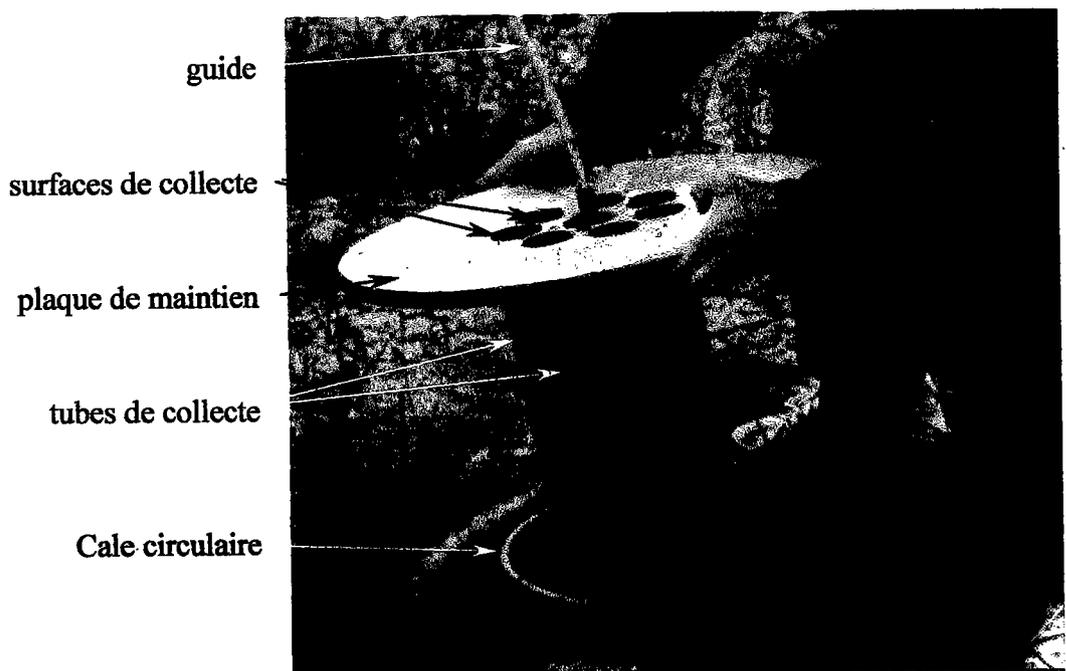


Fig. 51 : Trappes à sédiment cylindriques enfouies et retirées six mois après la dernière campagne lors d'assecs.

2.2.1.2 Expériences et analyses.

Site d'expérimentation.

Les expériences nécessaires à la conception des nouvelles trappes sont réalisées au niveau de quatre points de prélèvement au sein des étangs de Rorbach et de Lansquenet d'une superficie respective de 7 et 34 ha et de profondeur maximale égale à 2,5 et 3 mètres (Fig. 52).

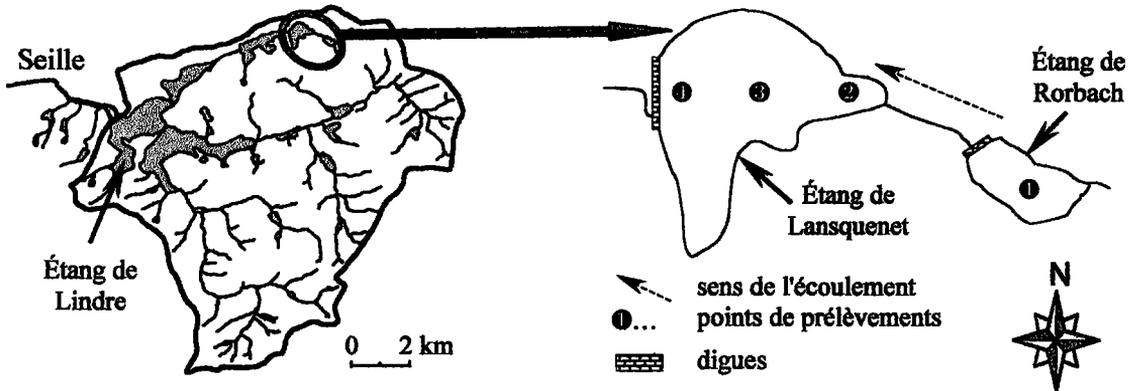


Fig. 52 : Localisation des points d'échantillonnage.

Influence du diamètre des tubes.

Lors d'une première expérimentation, dix tubes de diamètre interne compris entre 11 et 133,6 mm (à savoir : 11 ; 15,4 ; 26 ; 34 ; 44 ; 57 ; 74 ; 94 ; 118,6 et 133,6 mm) et de rapport hauteur/diamètre (h/d) égal à dix sont testés. Les sommets des tubes sont placés durant 24 heures à un mètre sous la surface au point 4 (Fig. 52).

Influence de l'épaisseur de la paroi.

Les tubes en PVC disponibles dans le commerce existent avec des parois d'épaisseur diverses pour un diamètre interne équivalent. Une paroi épaisse fournit une forte rigidité au tube et par conséquent, une plus grande précision de mise en place lors du dépôt des trappes enfouies.

Afin de sélectionner des tubes de rigidité maximale ou suffisante, l'influence de l'épaisseur de la paroi des tubes est testée au point 4. Les sommets des tubes sont mis en place à 1,5 m sous la surface pour une durée de 24 heures. Lors d'une première expérience, trois séries de tubes (diamètre externe 32, 50 et 110 mm) de rapport h/d=10 sont testées pour trois épaisseurs de paroi différentes.

Lors d'une seconde expérience, des tubes de diamètre interne de 24,8 et 38,8 mm ont été usinés par nos soins afin de disposer de paroi plus épaisses, atteignant 50 et 100 mm.

Influence de la position des tubes de collecte.

Des structures complètes, constituées de tubes de collecte de 57 mm de diamètre et 570 mm de haut sont testées lors de sept campagnes. Ces structures ont la particularité d'être constituées de trois tubes de collecte dont le sommet affleure la plaque de maintien et de

quatre tubes dont le sommet non-affleurant est situé à 10 mm au-dessus de la plaque. Ces structures sont alors mises en place aux points de prélèvements 1, 2 et 3 (Fig. 52) pour une durée de 30 jours.

Comparaisons avec des trappes classiques.

Six campagnes comparatives entre le dispositif décrit ci-dessus et des trappes cylindriques traditionnelles de 57 mm de diamètre et de rapport h/d égal à cinq sont réalisées au point 1. Le sommet des tubes de la structure se situe à moins de 5 cm au-dessus des sédiments alors que ceux des trappes classiques sont à 28,5 cm du fond. Les trappes, de deux types, sont distantes de moins d'un mètre l'une de l'autre afin de minimiser les variations spatiales et sont installées 24 heures.

2.2.1.3 Mode opératoire.

Lors de leur mise en place, les trappes sont remplies d'eau prélevée dans l'étang et filtrée sur filtre Whatman GF/C. Après une période d'exposition, chaque échantillon collecté est centrifugé 20 minutes à 4000 g, le culot est séché durant 24 h à 105°C puis pesé. La teneur en matière organique est obtenue par calcination à 525°C durant 12 h de sédiment préalablement séché à 105°C. La couche supérieure et non compactée des sédiments de l'étang est prélevée à moins de deux mètres des trappes à l'aide d'un carottier de type CEMAGREF (CEMAGREF, 1980). Toutes les expérimentations sont réalisées en triplicats. Les masses de sédiment sont exprimées en matière sèche ($\text{g ms.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$).

2.2.2 Trappes plates destinées aux milieux lentiques.

Afin de déterminer sur de courtes périodes d'études les taux de sédimentation résultant du flux primaire déduit du flux secondaire deux types de trappes plates sont utilisés.

2.2.2.1 Trappes plateaux.

Forme des trappes.

Ce premier type de trappes plates est constitué d'un cylindre de 320 mm de diamètre et 20 mm de haut (rapport $h/\varnothing = 0,06$). La surface de collecte est de $0,0804 \text{ m}^2$. Ces trappes sont déployées au niveau de points de prélèvements peu profonds (< 80 cm). Un guide métallique central de 80 cm de haut et de 5 mm de diamètre permet à un couvercle de clore le cylindre et d'éviter la perte de sédiments lors de la récupération des trappes (Fig. 53).

Le couvercle est constitué d'un disque de PVC de 350 mm de diamètre et 10 mm d'épaisseur et d'un tube de guidage fixé perpendiculairement au centre du disque. Le tube de guidage de 6 mm de diamètre interne et de 100 mm de long a pour rôle de permettre au couvercle de coulisser le long du guide dans une position perpendiculaire à celui-ci. Le disque est percé de multiples trous de 2 mm de diamètre permettant à l'eau de s'écouler au travers et facilitant ainsi le dépôt. Une membrane de PVC souple fixée partiellement à la face supérieure du disque laisse passer l'eau lors du dépôt du couvercle et s'accrole à celui-ci lors de la récupération de la trappe jouant ainsi le rôle d'une valve.

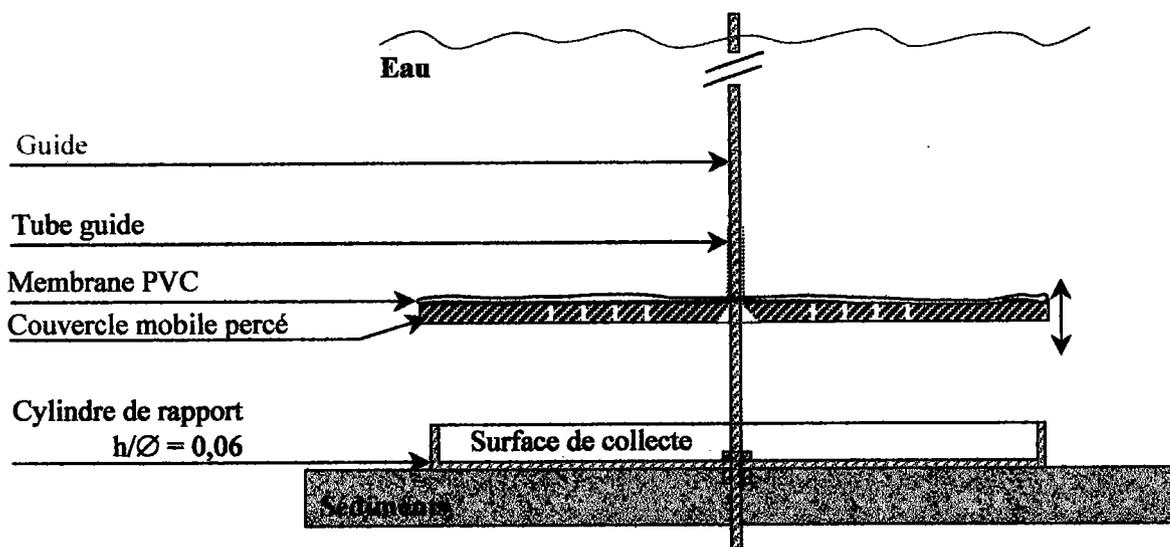


Fig. 53 : Trappe de type "plateau" constituées d'un cylindre de rapport $h/\varnothing = 0,06$, d'un guide et d'un couvercle amovible (coupe longitudinale).

L'usage de ce type de trappe est cependant limité à des eaux très peu profondes et cet appareillage ne peut être récupéré qu'en absence de vent car le dépôt du couvercle nécessite une approche précise et très progressive.

Mode opératoire.

Les sédiments confinés dans le plateau sont ensuite transvasés dans un récipient puis centrifugés à 4000 g durant 20 minutes.

Les culots de centrifugation sont séchés à 105°C, puis refroidis en dessiccateur sous vide d'air, pesés et finement broyés. A partir de la fraction préalablement séchée à 105°C, la teneur en matière organique des sédiments collectés est déterminée par calcination à 525°C et est exprimée en pourcentage de matière sèche.

2.2.2.2 Trappes plates souples.

Forme des trappes.

Un second type de trappes plates est développé afin de résoudre les problèmes méthodologiques liés à l'utilisation des trappes plateaux. A savoir :

- impossibilité de récolter les trappes lors de conditions météorologiques difficiles ;
- présence d'un guide de 5 mm de diamètre pouvant créer une perturbation des dépôts sur une surface de 12 mm de diamètre (Kozerski et Leuschner, 1999) ;
- possibilité de perturbation de la trappe par la faune liée à des collisions avec le guide ;
- présence des parois du cylindre (20 mm) pouvant entraîner une perturbation des flux naturels à proximité du fond, bien que Flower (1991) ait observé une bonne corrélation entre les résultats obtenus à l'aide de trappes plateaux et l'établissement de bilans entrée-sortie.

Notre second type de trappes plates est conçu selon des dimensions proches de celles déterminées par Kozerski et Leuschner (1999) et Kozerski et Leuschner (2000). Un disque PVC de 153,5 mm de diamètre et 20 mm d'épaisseur constitue la surface de collecte (S_c) (Fig. 54 et Fig. 55). La surface de collecte est donc de $0,0185 \text{ m}^2$.

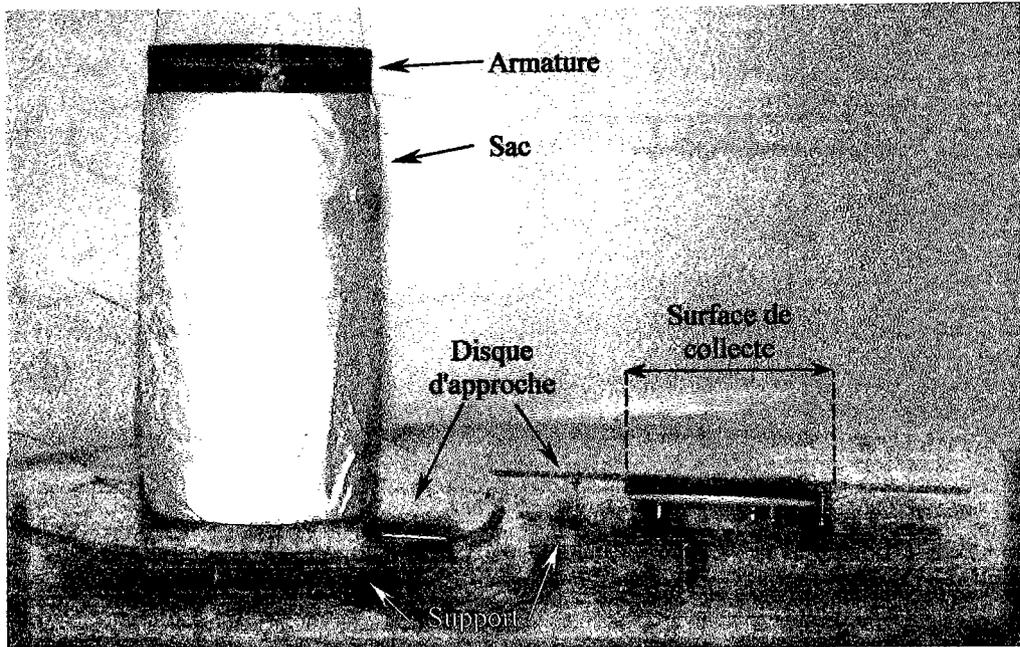


Fig. 54 : Photographie de trappe plate de type "souple". Vue déployée (à gauche) et structure sans sac (à droite).

Un disque d'approche (D_a) de 350 mm de diamètre externe, de 160,1 mm de diamètre interne et de 5 mm d'épaisseur assure des conditions hydrodynamiques non perturbées sur la surface de collecte. Un espace inter-disque de 3,2 mm permet d'y insérer une armature (A_r) constituée d'un cylindre de 153,6 mm de diamètre interne, 160 mm de diamètre externe et 20 mm de haut. Un sachet polyester de 400 mm de haut et 165 mm de diamètre est collé par sa partie apicale à l'armature et par sa partie basale au disque support (S_u).

L'ajustement vertical des surfaces supérieures de l'armature, du disque d'approche et de la surface de collecte est assuré par les boulons support et les boulons de fixation réglables. Une couche de Parafilm® accolée à l'armature garantit l'étanchéité de l'espace inter-disque entre l'armature, le disque d'approche et la surface de collecte.

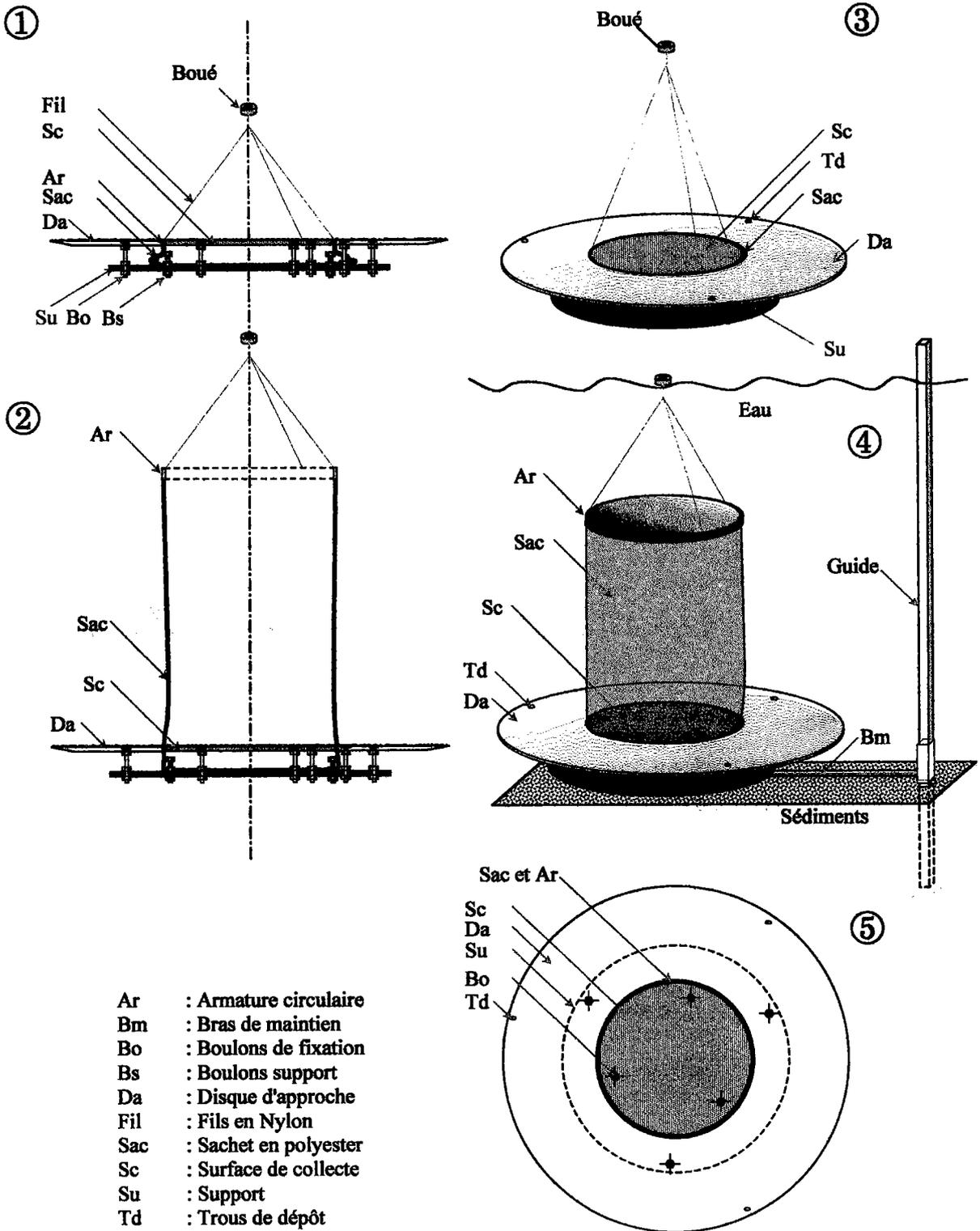


Fig. 55 : Schémas de trappe plate de type "souple". ① : Configuration de fonctionnement en vue de coté. ② : Configuration de récupération en vue de coté. ③ : Schéma en fonctionnement. ④ : Schéma avec bras de maintien lors de la récupération. ⑤ : Vue de dessus.

En configuration de fonctionnement, les surfaces supérieures de l'armature, du disque d'approche et de la surface de collecte sont situées sur un même plan parallèle aux sédiments

du fond. Seuls les trois fils de Nylon reliant la trappe à la bouée sont situés au-dessus de la surface de collecte (Fig. 55 ①). Le sachet en polyester (Sac) est alors plié au sein de l'espace situé entre le support (Su) et les disques de collecte (Sc) et d'approche (Da).

Mode opératoire.

Le dépôt des trappes s'effectue selon deux protocoles :

- un guide de 1,5 m de haut est placé de telle sorte que la goupille d'arrêt placée sur celui-ci soit située à moins de deux centimètres de l'interface eau-sédiment (Fig. 55 ④). L'enfoncement du guide est déterminé à l'aide d'une perche munie d'un capteur infrarouge relié à une sonnerie indiquant la pénétration du capteur dans la vase. La trappe est ensuite déposée à l'aide d'un bras de maintien (Bm) de 40 cm de long fixé au centre du support (Su) et coulissant sur le guide. La trappe est alors positionnée à un centimètre au-dessus des sédiments, évitant ainsi toute remise en suspension des sédiments du fond.
- la trappe est déposée à l'aide de trois cordes reliées au disque d'approche par trois crochets dont les têtes passent au travers des trous de dépôt (Td). Les crochets se décrochent lors du contact de la trappe avec le sédiment.

Afin d'éviter tout risque de déploiement involontaire du sachet durant la période d'étude, la bouée maintenant les fils Nylon à la surface est fixée au guide ou à une tige.

La collecte de la trappe est effectuée par traction exercée sur les fils en Nylon. L'armature est alors extraite de l'espace inter-disques entraînant avec elle le déploiement du sachet de forme cylindrique. Les sédiments collectés au cours de la période d'étude sont alors maintenus et partiellement remis en suspension au sein des 8,5 L d'eau retenus par le sachet cylindrique.

L'eau surnageante limpide est ensuite extraite du cylindre. L'eau restante et les sédiments collectés sont ensuite placés dans un récipient à 4°C pendant une phase de décantation. Le volume d'eau surnageant est extrait et estimé. Le culot de sédiment est alors centrifugé à 4000 g durant 20 minutes.

Lors de chaque collecte de trappe, un prélèvement d'eau est effectué à proximité des trappes. Cet échantillon est centrifugé à 4000 g durant 20 minutes.

Les culots de centrifugation (eau et contenu des trappes) sont séchés à 105°C, refroidissent en dessiccateur sous vide d'air, et sont pesés puis finement broyés. A partir de ces particules séchées à 105°C est estimée la teneur en MO par calcination à 525°C.

Les masses de MES présentes dans l'eau retenue par le sachet lors de la relève des trappes sont déduites des masses de sédiments déposés sur les trappes.

2.2.2.3 Comparaison des trappes plateaux et trappes plates souples.

Afin d'observer la variation d'efficacité de la collecte des particules entre les trappes plateaux et les trappes plates souples, une série de cinq trappes plateaux et quatre trappes souples est déployée durant 72 heures à proximité du point de prélèvement 1 situé au centre de l'étang de Rorbach (Fig. 52). Un espace de 3 mètres est laissé entre chaque trappe afin de minimiser la récolte de particules provenant de la remise en suspension de sédiments du fond, de particules s'étant déposées sur les disques d'approche des trappes souples, ou de toutes autres origines liées à la remise en suspension accidentelle de sédiments (au cours du dépôt ou

de la récupération des trappes voisines). L'ensemble des trappes est alors réparti sur une surface carrée de six mètres de coté.

Les masses sèches de particules collectées sont estimées par séchage à 105°C et la teneur en MO par calcination à 525°C des particules préalablement séchées.

2.2.2.4 Comparaison des taux estimés à l'aide de trappes souples avec et sans guide.

A proximité du point de prélèvement 1 (Fig. 52), huit trappes souples sont déployées durant 96 heures. Quatre trappes sont fixées à un guide et placées à un centimètre au-dessus de la surface des sédiments. Les quatre autres trappes sont déposées directement sur la couche de sédiment à 2 m de part et d'autre du guide. Après remontée des trappes, la totalité du volume d'eau contenu dans les trappes est centrifugée à 4000 g durant 20 minutes. La masse sèche à 105°C de sédiment collecté et la teneur en MO sont ensuite estimées pour chaque trappe.

2.3 BATHYMETRIE ET EPAISSEUR DE SEDIMENT.

2.3.1 Bathymétrie des étangs de Rorbach et Lansquenet.

Afin de connaître les reliefs du fond des étangs de Rorbach et Lansquenet, des mesures de la hauteur d'eau sont réalisées sur les deux étangs en avril et mai 1999.

2.3.1.1 Mode opératoire.

La hauteur d'eau est mesurée à partir d'une embarcation à l'aide d'une perche graduée munie à son extrémité inférieure d'une planche de PVC de 0,5 m² et de densité supérieure à 1. La hauteur d'eau approximative est estimée par dépôt de la planche sur le sédiment et mesure de la hauteur d'eau moyenne (creux et sommets de vague) sur la perche.

Dans l'étang de Rorbach, une corde munie de flotteurs est tendue à l'aide d'un treuil entre les deux rives. Les transects sont réalisés parallèlement à la digue avec une fréquence de 20 m. Le long de la corde, une mesure de profondeur d'eau est réalisée tous les 4 m. Au total, plus de 850 mesures de la hauteur d'eau ont été utilisées afin de déterminer la bathymétrie de l'étang de Rorbach.

La taille de l'étang de Lansquenet n'a pas permis d'adopter ce protocole. A l'aide de bouées placées sur l'étang et d'un fil de géomètre (Topofil®), une mesure de profondeur d'eau est réalisée tous les 50 m le long de transects parallèles à la digue. La fréquence des transects est de 50 m environ. La difficulté à se repérer précisément sur un étang d'une telle superficie ne permet de disposer que d'une cartographie très approximative de la bathymétrie de l'étang basée sur 140 mesures de la profondeur d'eau.

2.3.1.2 Traitement des données.

La courbe isobathe 0 cm correspond à la hauteur d'eau au déversoir. Le tracé des courbes bathymétriques est calculé à partir d'une matrice x, y, z avec :

- x = distance du point de mesure à la droite perpendiculaire à la digue et tangente à la ligne de rive droite ;
- y = distance à la digue ;
- z = hauteur d'eau.

L'intégration selon un modèle linéaire, le tracé bathymétrique ainsi que les estimations de volume d'eau sont réalisés à l'aide du logiciel SURFER® (Golden Software, Inc. Surfer® 1994 pour Windows).

2.3.2 Epaisseur et volume des sédiments du fond.

2.3.2.1 Cartographie de l'étang de Rorbach.

Epaisseur de la couche de sédiment.

Les campagnes de mesures sont réalisées en mai 2001, juste après la vidange de l'étang.

L'épaisseur de la couche de vase est mesurée avec une fréquence de 5 m le long de transects parallèles à la digue et espacés de 20 m. La présence d'un réseau racinaire dense étant incompatible avec la mesure de l'épaisseur de la couche de sédiment, la surface de l'étang recouverte d'helophytes n'a pas été cartographiée.

La mesure de l'épaisseur de sédiment déposé sur le substrat argileux est réalisée à l'aide d'une perche graduée, munie à son extrémité inférieure d'un cône d'élargissement. La perche est introduite verticalement dans les sédiments. L'élargissement situé à la base joue alors un rôle de butée, empêchant la pénétration dans les argiles.

Afin de calibrer cet appareil, lors d'une première séance, 30 estimations de l'épaisseur de sédiment réalisées par trois opérateurs différents en dix points de prélèvements sont effectuées à l'aide de la perche et comparées à des mesures réalisées avec un carottier de type CEMAGREF (CEMAGREF, 1980). La différence de mesure entre les deux appareillages est toujours inférieure à 5 mm. La comparaison des résultats obtenus par trois opérateurs différents n'a pas montré de variation de mesure, indiquant une faible sensibilité de l'appareil à la pression verticale exercée. L'ensemble des mesures utilisées pour cartographier les dépôts sédimentaires a tout de même été effectué par le même opérateur.

Le traitement des données est identique à celui utilisé pour le tracé des courbes isobathes.

Composition des sédiments.

A l'aide d'un carottier de type CEMAGREF, 60 prélèvements comportant toute la couche de sédiments sont collectés afin de déterminer la densité ainsi que les teneurs moyennes en C, N et P des sédiments du fond. Quatre prélèvements sont réalisés sur chaque transect parallèle à la digue et équidistant de 20 m. Pour chaque transect, les prélèvements sont regroupés avant analyse. Afin de déterminer la densité des sédiments, l'échantillon prélevé est entièrement pesé et son volume est déterminé grâce au produit de la section du carottier par l'épaisseur de la couche de sédiment. Les échantillons sont homogénéisés, séchés à 105°C puis analysés. La teneur en phosphore total est déterminé par minéralisation acide. Le pourcentage massique de carbone et d'azote totaux sont estimés à l'aide d'un analyseur élémentaire Thermoquest NA1500.

2.3.2.2 Etang de Lansquenet.

Epaisseur de la couche de sédiments.

L'épaisseur moyenne de la couche de sédiments du fond est obtenue à partir de mesures réalisées en août 2000 à l'aide de la perche décrite précédemment au niveau de 400 points de mesures répartis aléatoirement sur l'ensemble de l'étang.

Densité et teneur en C, N et P.

A l'aide d'un carottier de type CEMAGREF, 60 prélèvements de la totalité de la couche de sédiments sont collectés aléatoirement sur l'ensemble de l'étang afin de déterminer les teneurs

moyennes en Ctot, Ntot et Ptot ainsi que la densité des sédiments du fond. Les échantillons sont regroupés par quatre avant analyse et subissent le même traitement que ceux de l'étang de Rorbach.

2.4 TAUX DE SEDIMENTATION TOTAL EN ETANG PISCICOLE.

2.4.1 Localisation des trappes enfouies.

Trois trappes cylindriques enfouies sont mises en place dès le mois de mars 1998 aux points de prélèvements R3, R4 et R5 (Fig. 56). Ces trappes sont utilisées jusqu'en février 1999 à des fins de calibration de ce nouveau type de structure. Par conséquent, elles n'ont pas fait l'objet d'une collecte selon une fréquence régulière au cours de cette période.

Au cours des mois de novembre et décembre 1998, 18 trappes supplémentaires sont installées sur les étangs de Rorbach et de Lansquenet. Dans Lansquenet, deux trappes (D1 et D6 ; Fig. 56) ont rapidement été mises hors d'usage ; le nombre de trappes opérationnelles est donc de 19.

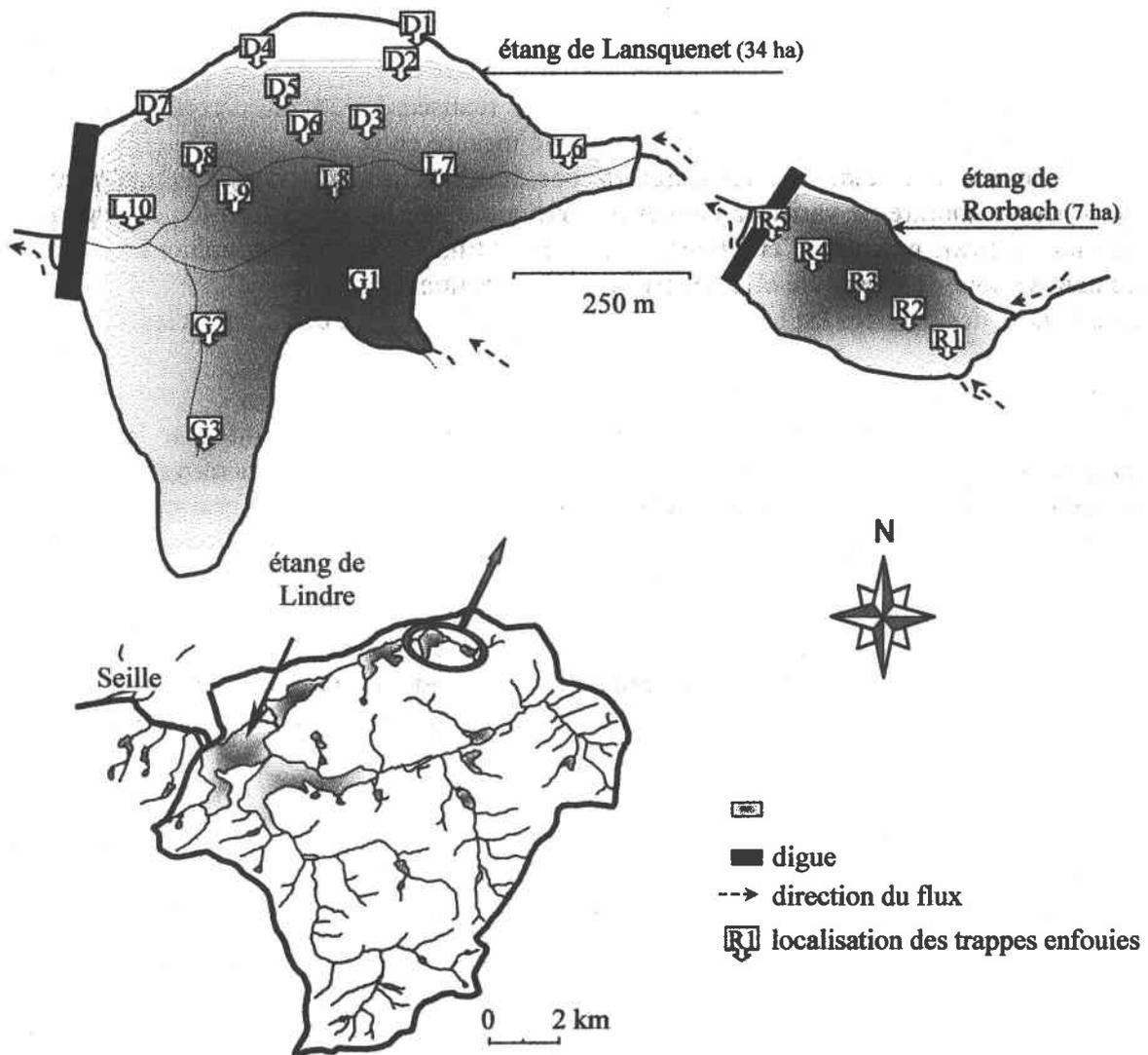


Fig. 56 : Localisation et numérotation des trappes cylindriques enfouies dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet.

2.4.2 Mode opératoire.

2.4.2.1 Fréquence de prélèvements.

A partir du mois de mars 1998 et jusqu'au mois de septembre 1999, l'ensemble des 19 trappes est collecté avec une fréquence mensuelle, exceptée en décembre 1999 où la campagne de prélèvement n'a pas été effectuée d'une part sur l'étang de Rorbach à cause de la couverture de glace et d'autre part sur l'étang de Lansquenet suite à la présence de chablis sur les chemins d'accès, conséquence de la tempête du 26 décembre 1999. Au cours des mois estivaux (juillet et août), afin de limiter la dégradation de la matière organique *in-situ*, les échantillons mensuels sont collectés au cours de deux campagnes espacées de deux semaines. Les échantillons collectés au cours de la première quinzaine du mois sont conservés à 4°C jusqu'à la seconde campagne. Les échantillons de la première quinzaine sont ensuite combinés avec ceux de la seconde avant analyse.

Lors de la collecte des trappes, le surnageant des sept cylindres est rejeté. L'échantillon regroupant le culot des cylindres est ensuite laissé décanter durant 24 h à 4°C. Le surnageant est alors extrait. Après pesée des sédiments frais, l'échantillon est centrifugé à 4000 g durant 20 minutes à une température de 4°C. Le culot est ensuite pesé puis séparé en sous échantillons de masses connues. Une partie de chaque échantillon est congelée.

2.4.2.2 Analyses des sédiments.

La teneur en eau des sédiments non congelés est estimée par différence de masse des sédiments avant et après séchage à l'étuve à 105°C durant au minimum 48 h. Les échantillons sont laissés durant trois heures dans un dessiccateur sous vide d'air avant de procéder à la seconde pesée. Les sédiments sont ensuite broyés finement en fractions inférieures à 200 µm. Avant analyse, afin de minimiser les erreurs de pesée, les sédiments broyés sont à nouveau placés dans une étuve à 105°C durant 24 h puis laissés dans un dessiccateur sous vide d'air durant trois heures. Les masses de sédiments à analyser sont pesées à l'aide d'une ultramicrobalance PERKIN ELMER de type AD-6. La teneur en matière organique des sédiments collectés est estimée par calcination à 525°C, la teneur en Ptot par minéralisation acide et la teneur en Ntot et Ctot sont déterminées à l'aide d'un analyseur élémentaire Thermoquest NA1500.

2.4.2.3 Expression des résultats.

L'ensemble des résultats est exprimé en matière sèche.

Taux de sédimentation moyens (TS).

Les taux de sédimentation moyens mesurés dans chaque étang correspondent à la moyenne des taux mesurés avec l'ensemble des trappes de l'étang et sont calculés selon la formule :

$$TS = \sum_{i=1}^n Tx_i / n \quad \text{avec :}$$

Tx_i = Taux de sédimentation de la trappe i (en $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$);

i = numéro de la trappe;

n = nombre total de trappes par étang (5 pour Rorbach, 16 pour Lansquenet).

Teneurs moyennes (TM) en MO, N, P et C.

Les teneurs moyennes (TM) en élément analysé (MO, N, P et C) pour chaque étang sont calculés selon la formule :

$$TM = \sum_{i=1}^n T_i / n \quad \text{avec :}$$

- T_i = Teneur en élément analysé des particules collectées par la trappe i (en %) ;
- i = numéro de la trappe ;
- n = nombre total de trappes par étang (5 pour Rorbach, 16 pour Lansquenet).

Taux de sédimentation moyens pondérés par la surface échantillonnée (TSP).

Dans les étangs, la disposition des trappes enfouies n'a cependant pas été réalisée selon un quadrillage régulier mais selon des transects amont-aval ou berges-centre avec l'objectif de déterminer si de tels gradients avaient des répercussions sur les masses et la nature des particules sédimentant. Par conséquent, la densité de trappes sur les étangs n'est pas homogène sur la totalité de leurs surfaces.

Afin d'estimer les taux de sédimentation moyens pondérés par la surface échantillonnée sur l'ensemble de la surface des étangs, l'étang de Rorbach et de Lansquenet ont respectivement été partagé en 5 et 16 zones. Celles-ci sont définies selon les médianes des espaces séparant deux trappes (Fig. 57 et Fig. 58).

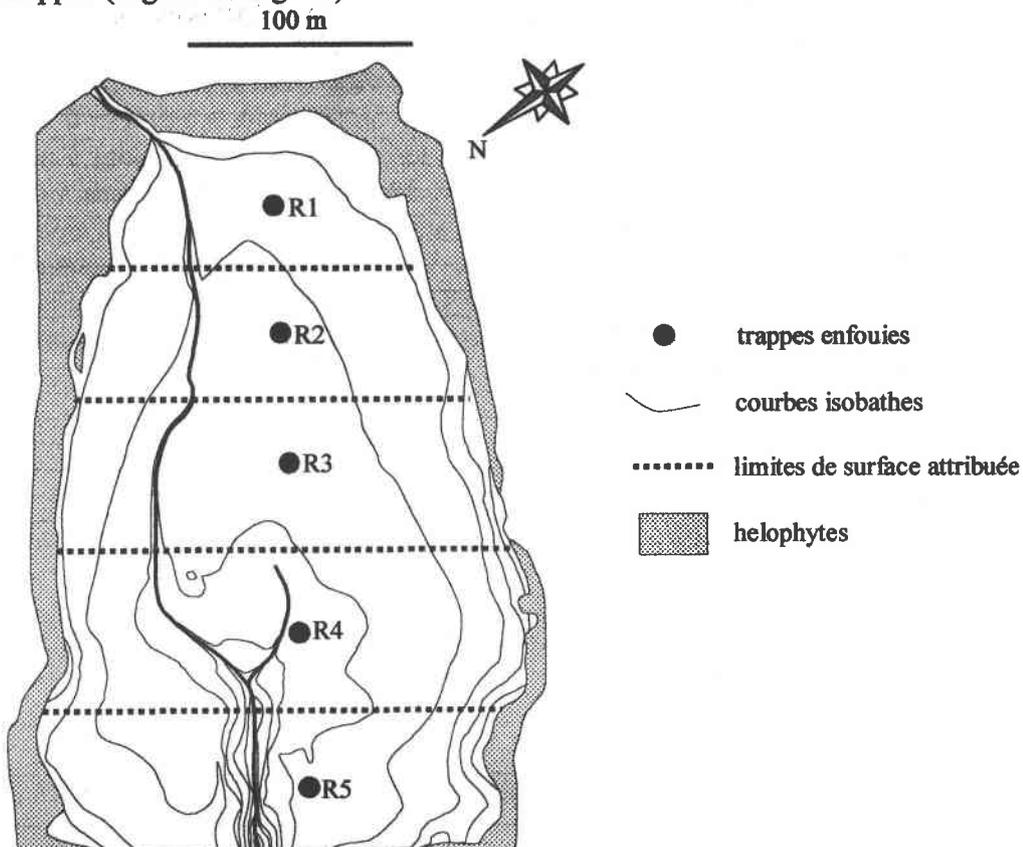


Fig. 57 : Surfaces médianes échantillonnées par chaque trappe sur l'étang de Rorbach.

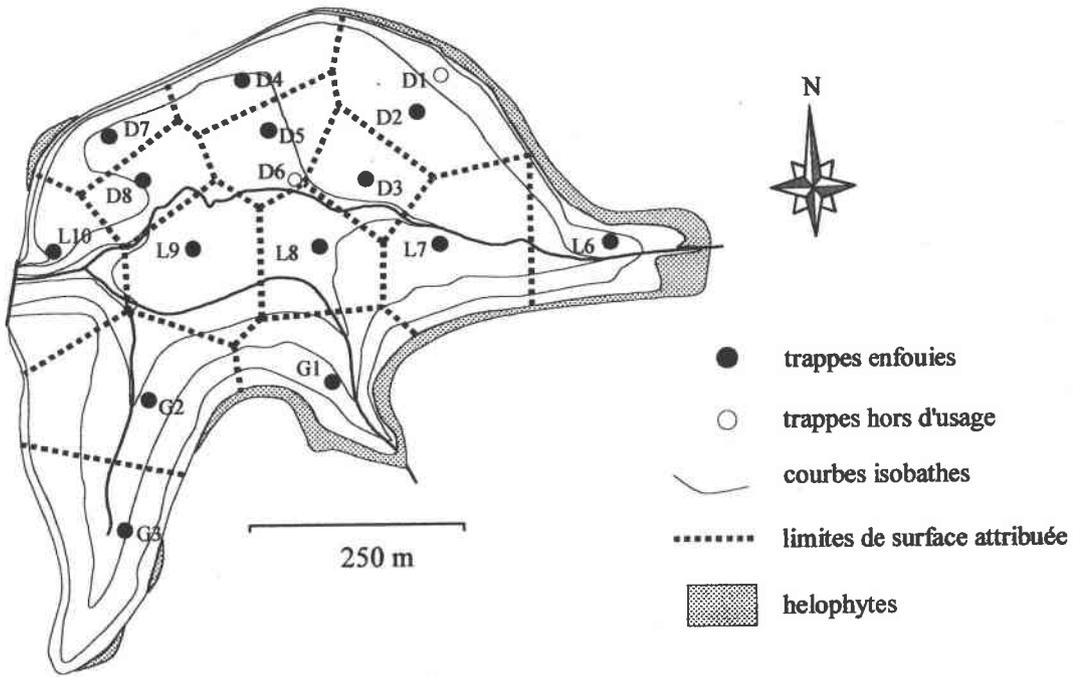


Fig. 58 : Surfaces médianes échantillonnées par chaque trappe sur l'étang de Lansquenet.

Chaque trappe est considérée comme représentative du taux de sédimentation moyen de l'ensemble de la surface qui lui est impartie. Les taux de sédimentation moyens pondérés de l'ensemble de l'étang correspondent à la somme des produits du taux de chaque trappe par la fraction de la surface de l'étang échantillonnée par la trappe.

$$TSP = \sum_{i=1}^n (Tx_i \times Surf_i) \quad \text{avec :}$$

Tx_i = Taux de sédimentation de la trappe i (en $g.m^{-2}.j^{-1}$) ;

$Surf_i$ = Fraction de la surface totale de l'étang attribuée à la trappe i (en %) ;

i = numéro de la trappe ;

n = nombre total de trappes par étang (5 pour Rorbach, 16 pour Lansquenet).

Teneurs moyennes pondérées en MO, N, P et C (TMP).

Les teneurs moyennes pondérées en MO (TMP_{MO}), N (TMP_N), P (TMP_P) ou C (TMP_C) des particules sédimentant dans chaque étang sont quant à elles calculées en pondérant pour chaque trappe la teneur en élément dans les particules collectées par la fraction de la surface échantillonnée ainsi que par le taux de sédimentation. Pour chaque élément analysé (MO, N, P ou C) et pour chaque campagne de prélèvements, les TMP sont calculées selon la formule :

$$TMP = \sum_{i=1}^n (Te_i \times Tx_i \times Surf_i) / TSP \quad \text{avec :}$$

Tx_i = Taux de sédimentation de la trappe i (en $g.m^{-2}.j^{-1}$) ;

$Surf_i$ = Fraction de la surface totale de l'étang attribuée à la trappe i (en %) ;

Te_i = Teneur en élément des particules collectées par la trappe i (en %) ;

TSP = Taux de sédimentation pondéré de l'étang étudié ;

i = numéro de la trappe ;

n = nombre total de trappes par étang (5 pour Rorbach, 16 pour Lansquenet).

Sauf indication contraire, les taux de sédimentation sont exprimés ou présentés graphiquement sans pondération afin de permettre une représentation rigoureuse des écart-types à la mesure. Par commodité, l'écart-type attribué aux moyennes pondérées correspond à celui des données brutes non-pondérées.

Taux et teneurs annuels.

La période d'étude s'est étalée de mars 1999 à septembre 2000. Par conséquent les mois de mars à septembre sont étudiés au cours de deux années successives. Les mois d'octobre, novembre et décembre ne sont étudiés qu'en 1999 et les mois de janvier et février en 2000.

En présence d'une variation saisonnière des masses et de la nature des particules sédimentant, l'estimation d'un taux de sédimentation moyen ou d'une teneur moyenne en élément sur la totalité de la période d'étude conduit à doubler l'influence des mois de mars à septembre. Afin d'éviter ce biais, les taux de sédimentation ou teneurs en éléments annuels sont estimés sur les huit périodes de 12 mois suivantes (03/99 à 02/00, 04/99 à 03/00, 05/99 à 04/00, 06/99 à 05/00, 07/99 à 06/00, 08/99 à 07/00, 09/99 à 08/00 et 10/99 à 09/00).

Le taux annuel moyen correspond à la moyenne de ces huit taux annuels. Le taux annuel moyen permet ainsi d'estimer le taux de sédimentation de l'étang concerné sur l'ensemble des douze mois de l'année en évitant que les mois étudiés deux années successives ne soient survalorisés.

2.4.3 Gestion des étangs durant les 19 mois d'étude.

Sur l'étang de Rorbach, les trappes enfouies sont nettoyées le dernier jour de la vidange afin de débiter la période de collecte des particules le 16 mars 1999 (Fig. 60). L'étude a débuté sur l'étang de Lansquenet le 1^{er} mars alors que l'étang est plein. L'ensemble des trappes enfouies est en place depuis un minimum de trois mois. Suite au délai écoulé entre la mise en place du matériel et la première campagne, les perturbations des sédiments à proximité des trappes liées aux déplacements des opérateurs sont par conséquent atténuées. Ce délai est également mis à profit afin de déterminer la procédure analytique à utiliser durant l'ensemble de l'étude.

Au cours de la période d'étude, l'étang de Rorbach est vidé à trois reprises (13-19/10/1999 ; 2-20/03/2000 et 13-22/09/2000) alors que l'étang de Lansquenet n'est pas vidangé. Le suivi hebdomadaire de la hauteur d'eau dans les deux étangs nous permet de déterminer les périodes au cours desquelles existe un écoulement d'eau au niveau du déversoir (Fig. 59).

Les campagnes de collecte des trappes ont lieu au cours des sept premiers jours de chaque mois. Les masses et la nature des sédiments collectés en début de mois sont attribuées aux particules ayant sédimenté au cours du mois précédent (Fig. 60). La campagne d'avril 1999 a ainsi été collectée début mars, etc. La campagne d'avril comprend donc une période de collecte majoritairement étalée en avril et les premiers jours de mars.

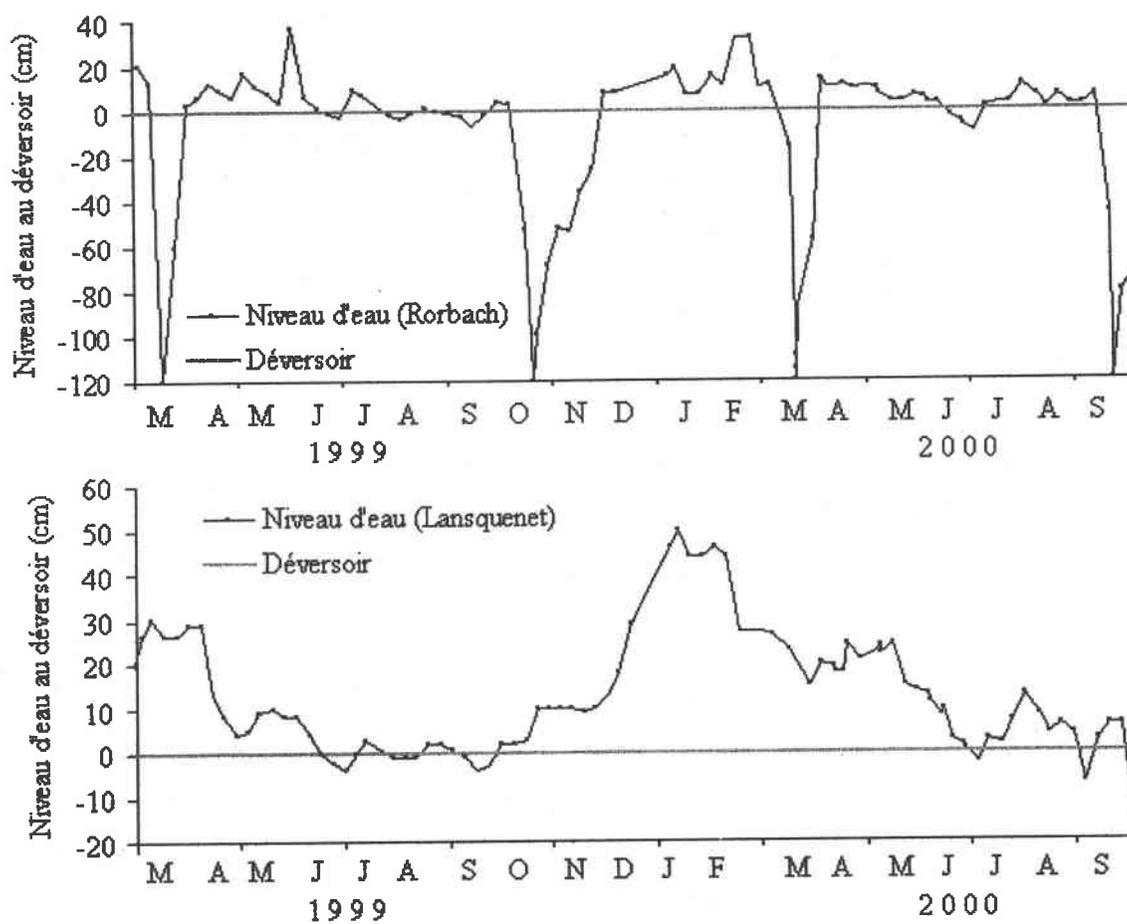


Fig. 59 : Hauteur d'eau au déversoir dans les étangs de Rorbach et Lansquenet entre le 1^{er} mars 1999 et le 1^{er} octobre 2000.

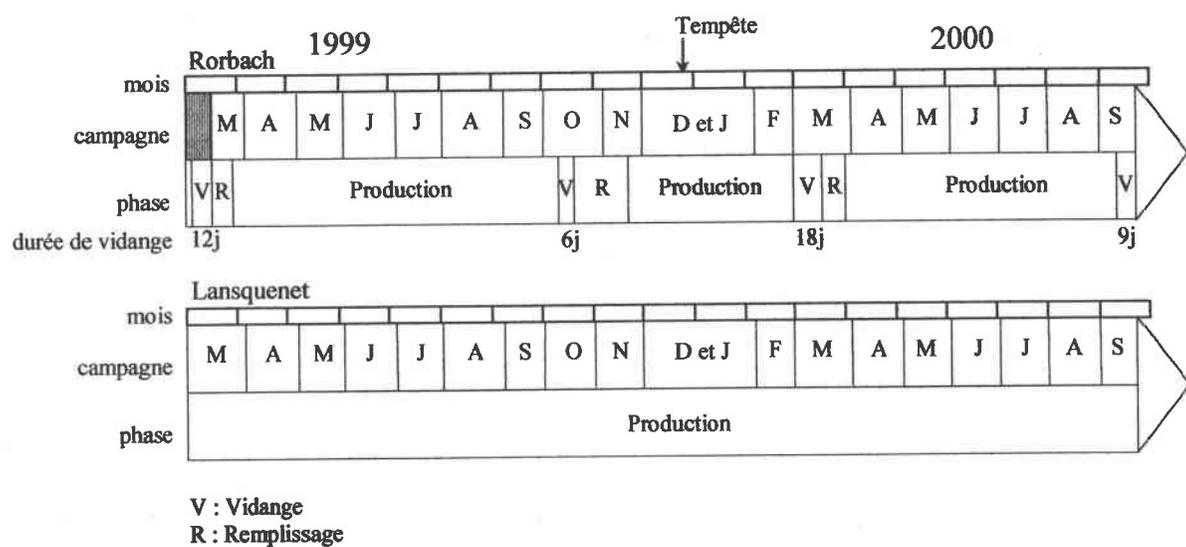


Fig. 60 : Représentation chronologique des campagnes de mesure du taux de sédimentation total et des phases de gestion piscicoles des étangs de Rorbach et de Lansquenet durant les 19 mois d'étude.

2.5 TAUX DE SEDIMENTATION RESULTANT.

2.5.1 Localisation et fréquence de collecte des trappes plateaux et trappes souples.

Du 19 octobre 1999 au 22 septembre 2000, trois trappes de type plateau sont disposées en duplicata dans l'étang de Rorbach à une distance de trois mètres des trappes enfouies, aux points R1, R3 et R5 (Fig. 56).

Du 1^{er} mars 1999 au 22 septembre 2000, quatre trappes de type souple ont été placées dans l'étang de Lansquenet à trois mètres des trappes enfouies L7, L9, D4 et G3 (Fig. 56).

Ces trappes sont collectées au cours des 24 heures précédant la relève des trappes enfouies et relevées avec une fréquence identique à celles-ci. La récupération des trappes n'a pas été possible début janvier 2000 pour les raisons évoquées précédemment (prise en glace, accès).

2.5.2 Mode opératoire et analyses.

Les trappes plateaux et souples sont déposées avec précaution sur les sédiments du fond. La remise en suspension des sédiments du fond lors du dépôt des trappes étant peu importante, l'utilisation d'un guide de maintien ne s'est pas avérée utile.

La collecte des trappes ainsi que le traitement des sédiments sont effectués selon les protocoles définis précédemment (cf. Chapitre III ; Paragraphes 3.2.2.1. et 3.2.2.2.).

2.6 ANALYSE DES SEDIMENTS DU FOND DES ETANGS.

De mars 1999 à septembre 2000, des échantillons de la couche sédimentaire superficielle (1 cm supérieur) sont collectés mensuellement à l'aide d'un carottier de type CEMAGREF (CEMAGREF, 1980) respectivement dans l'étang de Rorbach et Lansquenet en quatre et neuf points d'échantillonnage (Fig. 61). Chaque échantillon est divisé en deux sous échantillons de volume équivalent sur le terrain. La première partie est congelée en vue d'analyses ultérieures complémentaires. Pour la seconde partie, les quatre et neuf prélèvements réalisés respectivement dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet sont séchés à 105°C. La teneur en matière organique des sédiments superficiels est ensuite estimée par calcination à 525°C.

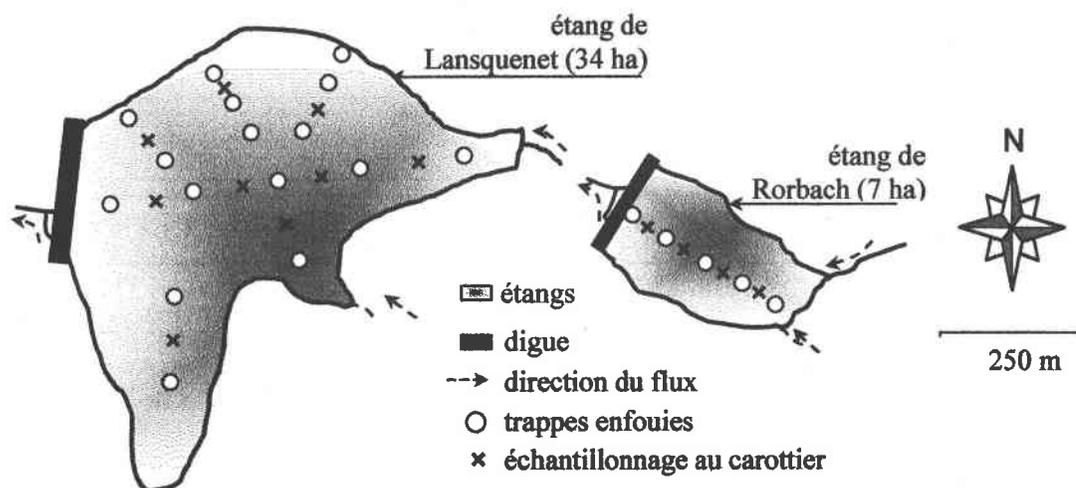


Fig. 61 : Localisation des points de prélèvement des sédiments du fond au sein des étangs de Rorbach et de Lansquenet.

2.7 HYDROPHYTES.

Les macrophytes aquatiques sont collectés sur une surface de 0,2 m² à l'aide d'un échantillonneur décrit par Marshall et Lee (1994). Entre avril et octobre, huit campagnes de 25 prélèvements sont réalisées sur l'étang de Rorbach en 1999 et sept campagnes de 20 prélèvements en 2000 (Fig. 62). Sur l'étang de Lansquenet, sept campagnes de 11 prélèvements sont réalisées en 1999 et huit campagnes de 20 prélèvements en 2000.

En 1999, l'échantillonneur utilisé n'était pas adapté au prélèvement d'hydrophyte dans une profondeur d'eau supérieure à 1,8 m. Par conséquent les zones les plus profondes de l'étang de Lansquenet n'ont pas été échantillonnées cette première année.

L'identification des principales espèces végétales est réalisée sur le site puis vérifiée au laboratoire.

La masse fraîche de végétaux à chaque point de prélèvement est estimée au laboratoire. Une fraction de végétaux de masse déterminée est séchée à l'étuve à 105°C durant au minimum 48 heures puis pesée.

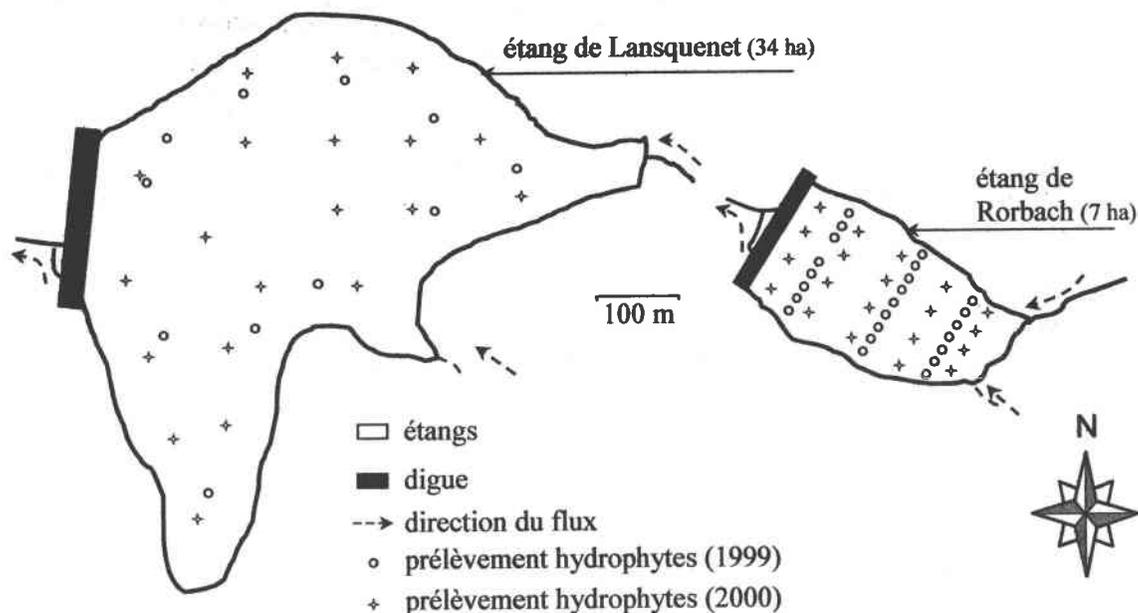


Fig. 62 : Localisation des points de prélèvement d'hydrophytes au sein des étangs de Rorbach et de Lansquenet en 1999 et 2000.

A partir de 35 échantillons prélevés en juin et juillet 1999, une fraction des végétaux séchée est ensuite broyée finement (<200 µm) avant estimation de la teneur en matière organique par calcination à 525°C durant 12 h. La composition élémentaire (C, N et P) des hydrophytes est estimée à partir de 20 échantillons collectés le 29 juin 2000 dans chaque étang. Une seconde campagne d'analyse est réalisée à partir de 20 prélèvements réalisés le 24 juillet 2000 dans l'étang de Rorbach.

Avant analyse, les échantillons sont séchés à 105°C et broyés finement. Leur teneur en P_{tot} est estimée par minéralisation acide et leur teneur en N_{tot} et C_{tot} à l'aide d'un analyseur élémentaire Thermoquest NA1500.

La masse totale d'hydrophytes est estimée pour l'ensemble de l'étang à partir de la densité moyenne mesurée sur l'ensemble des prélèvements et appliquée à la superficie hors helophyte de l'étang. La masse totale de chaque éléments contenue dans le compartiment hydrophytique est obtenue pour chaque étang et chaque génération d'hydrophytes à partir des biomasses maximales et teneurs en éléments respectives.

2.8 HELOPHYTES.

En août 2000, l'estimation de la surface recouverte par la végétation helophytique est estimée dans les deux étangs. La largeur de la ceinture végétale est évaluée selon des transects perpendiculaires aux rives et équidistants de 20 mètres. Les surfaces colonisées par la végétation helophytique sont ensuite cartographiées sur SIG et estimées.

En août 2000, la biomasse helophytique est collectée au niveau de 20 quadrats de 0,25 m² sélectionnés aléatoirement sur chaque étang. La fraction végétale détritique (nécromasse) est écartée. La fraction racinaire est séparée des fractions aquatique et aérienne avant d'être séchée à 105°C et pesée afin d'estimer la biomasse végétale.

Les fractions sèches sont ensuite broyées finement avant analyse pour détermination de la teneur en P par minéralisation acide et dosage à l'acide ascorbique et pour estimation de la concentration en C et N à l'aide d'un analyseur élémentaire Thermoquest NA1500.

2.9 CHLOROPHYLLE ET PHEOPIGMENTS DANS L'EAU DES ETANGS.

La concentration en chlorophylle *a* et en péoigments dans l'eau, est mesurée chaque semaine entre le 01/03/1999 et le 04/11/1999 et entre le 01/04/2000 et le 30/08/2000. Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégrant les 50 cm supérieurs de la colonne d'eau à la verticale du point le plus profond de l'étang comme recommandé par Barbe et al. (1990). Les échantillons sont ensuite analysés selon les protocoles AFNOR (1994).

2.10 APPORTS DE MES PROVENANT DES TRIBUTAIRES.

Du 1^{er} octobre 1999 au 22 septembre 2000, des prélèvements d'eau sont réalisés en amont des étangs de Rorbach et Lansquenet aux points de prélèvements 1, 2 et 3 (Fig. 22). Les prélèvements sont réalisés avec une fréquence minimale de 14 jours durant quelques mois de la phase de production (cf. Chapitre II ; Paragraphe 3.8.). La cadence de prélèvement est accrue au cours des phases de remplissage de l'étang et elle est maximale durant les vidanges au cours desquelles la fréquence est au minimum quotidienne (cf. Chapitre II ; Paragraphe 3.5.).

Les flux d'eau et de matière aux points de prélèvements sont calculés selon le protocole recommandé par Moutin et al. (1998) (cf. Chapitre II ; Paragraphe 3.4.).

Les apports totaux sont estimés selon la méthode décrite Chapitre II (Paragraphe 3.8.3.4.) qui permet d'estimer les entrées d'eau et de matière à l'étang de Rorbach soit par méthode :

- directe, avec calcul à partir des débits mesurés sur le tributaire principal (point 1) et appliqués à l'ensemble du bassin versant alimentant l'étang ;
- théorique, avec calcul à partir des débits mesurés à l'exutoire (point de prélèvement 2) auxquels sont ajoutés les pertes d'eau liées à l'évaporation et aux fuites théoriques et prenant en compte la variation de niveau d'eau dans l'étang.

Les apports d'eau à l'étang de Lansquenet sont estimés en additionnant les apports provenant du bassin versant de l'étang de Rorbach (point 2) et les apports provenant du reste du bassin versant obtenus à partir des débits mesurés au point 3 et appliqués à l'ensemble du bassin versant alimentant l'étang.

3 RESULTATS.

Sauf indication contraire dans le texte, les résultats massiques sont exprimés en poids sec.

3.1 MISE AU POINT ET CALIBRATION DE NOUVELLES TRAPPES DESTINEES AUX MILIEUX PEU PROFONDS.

3.1.1 Trappes cylindriques.

3.1.1.1 Influence du diamètre des tubes.

Aucune différence significative (test de Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$) des taux de collecte n'est observée pour les tubes de diamètre interne supérieur ou égal à 26 mm (Fig. 63).

Un taux de sédimentation plus faible n'a été observé qu'avec les tubes de 11 et 15,4 mm. L'ensemble des tubes de diamètre compris entre 26 et 133,6 mm semble pouvoir être utilisé indifféremment afin de concevoir nos trappes. Par commodité, des tubes de diamètre interne de 57 mm et donc de dimensions maniables pour une surface de collecte suffisante, ont été utilisés afin de concevoir les trappes enfouies.

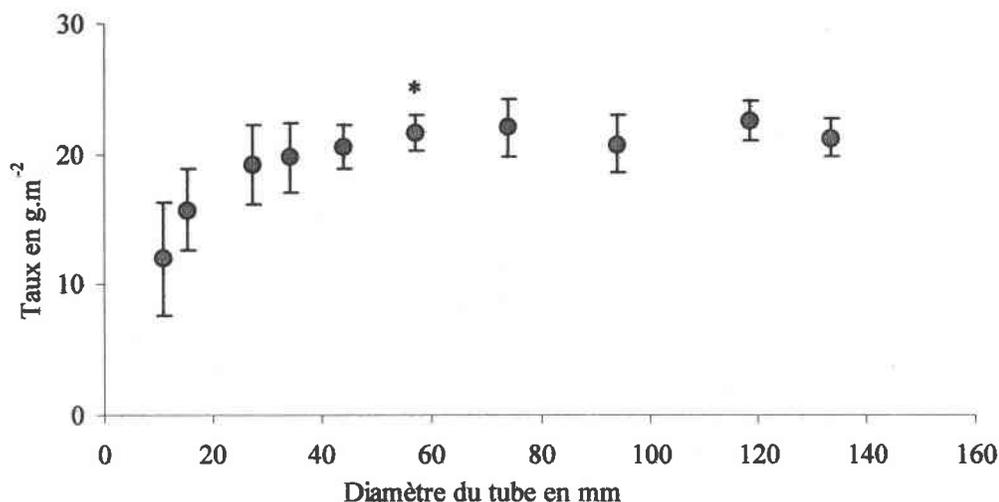


Fig. 63 : Influence du diamètre des cylindres sur l'estimation du taux de sédimentation. * : diamètre retenu.

3.1.1.2 Influence de l'épaisseur de la paroi.

Pour les tubes de diamètre externe 32 mm, le taux de sédimentation estimé à partir du cylindre de 2,4 mm d'épaisseur de paroi est significativement plus faible que ceux obtenu à partir des tubes de paroi égale à 3,0 et 3,6 mm. L'augmentation de l'épaisseur de la paroi n'influence pas le taux de collecte des tubes de diamètre externe 50 et 110 mm (Tab. 61).

Tab. 61 : Taux de sédimentation estimé à l'aide de trappes cylindriques de diamètres 32, 50 et 110 mm et trois épaisseurs de paroi différentes.

Diamètre externe (mm)	Diamètre interne (mm)	Epaisseur de la paroi	Taux de sédimentation (g.m ⁻²)	
			Moyenne	Ecart Type
32	27,2	2,4	36,6	3,0
	26,0	3,0	41,9	3,2
	24,8	3,6	43,9	3,6
50	44,0	3,0	39,9	3,3
	42,6	3,7	41,6	2,1
	38,8	5,6	42,0	4,2
110	103,6	3,2	40,9	2,8
	99,4	5,3	43,6	2,2
	93,8	8,1	41,9	2,0

Lors de la seconde expérience, aucune différence significative du taux de collecte n'est observée entre les tubes dont l'épaisseur de la paroi est comprise entre 3,6 et 100 mm.

Tab. 62 : Taux de sédimentation estimé à l'aide de trappes cylindriques de diamètres 24,8 et 38,8 mm et trois épaisseurs de paroi différentes.

Diamètre interne (mm)	Epaisseur de la paroi (mm)	Taux de sédimentation (g.m ⁻²)	
		Moyenne	Ecart Type
24,8	3,6	64,3	5,8
	50	69,2	5,2
	100	65,8	6,1
38,8	5,6	65,8	5,0
	50	71,1	5,2
	100	69,3	5,8

L'épaisseur de la paroi ne semblant pas avoir d'influence sur les taux de collecte, les tubes utilisés pour les études ultérieures ont été choisis avec une paroi de 3,0 mm pour une commodité commerciale d'approvisionnement.

3.1.1.3 Influence de la position des tubes de collecte.

Des taux de collecte significativement plus importants (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) dans les tubes affleurant à la plaque de maintien sont observés seulement lors de deux campagnes réalisées au point de prélèvement 2 (Fig. 64). Il semble alors possible qu'une fraction des particules déposées sur le disque à proximité des tubes soient collectées. L'utilisation de trappes munies de tubes non affleurant semble donc plus indiquée en situation de sédimentation importante et a été appliquée lors de notre étude.

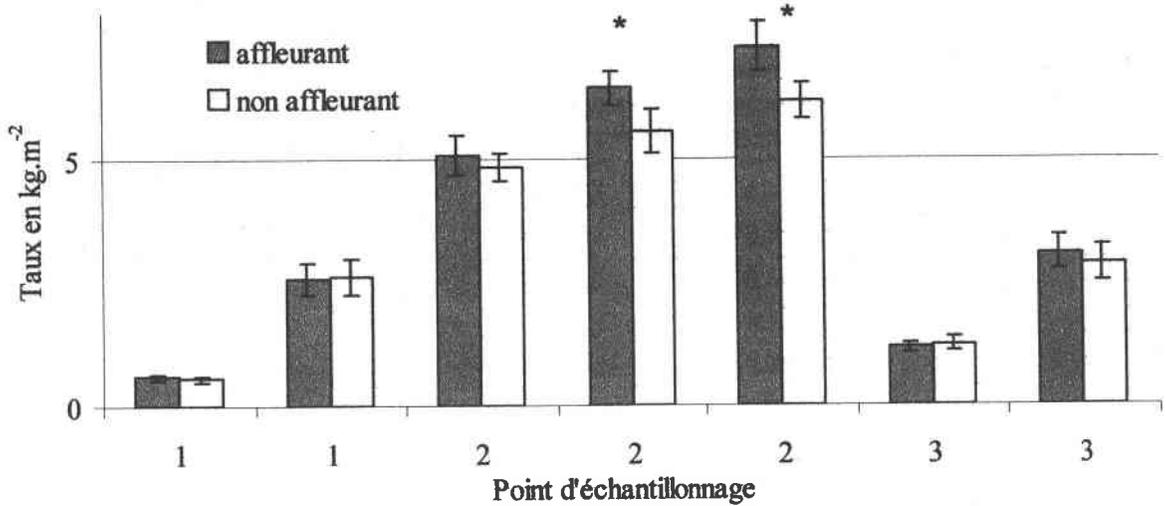


Fig. 64 : Influence de la position des tubes de collecte sur l'estimation du taux de sédimentation. * : Taux significativement différents (test t, $p < 0,05$).

3.1.1.4 Comparaisons avec des trappes classiques.

Les taux de sédimentation estimés par la structure présentée sont systématiquement plus importants (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) que ceux obtenus avec les dispositifs classiques (Tab. 63).

Tab. 63 : Comparaison des quantités de sédiments collectés par le nouveau dispositif et par les trappes classiques.

	Campagne	1	2	3	4	5	6
Taux de collecte ($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)	Nouveau dispositif	27,6	25,4	12,1	51,8	84,2	43,1
	Trappes classiques	13,4	16,2	2,5	21,6	23,4	28,1
Fraction négligée (%)		51,4	36,2	79,3	58,3	72,2	34,8

3.1.2 Trappes plates.

3.1.2.1 Comparaison des trappes plateaux et trappes souples.

Les taux de sédimentation sur 72 heures estimés à l'aide des trappes plateaux et trappes souples sont présentés dans le Tab. 64.

Ces moyennes sont estimées à partir des sédiments collectés par trois trappes plateaux car deux d'entre elles ont été perturbées lors du dépôt du couvercle. Quatre trappes souples ont été collectées. Aucune différence significative (test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,05$) entre l'efficacité de collecte et la teneur en MO des particules collectées par les trappes plateaux et les trappes souples n'est observée.

Tab. 64 : Taux de sédimentation mesurés à l'aide de trappes plateaux et de trappes souples et teneur en matière organique des particules collectées.

	Taux ($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)		% MO	
	Trappes plateaux	Trappes souples	Trappes plateaux	Trappes souples
1	5,30	5,57	14,8	15,0
2	5,46	5,04	15,0	14,8
3	5,20	5,36	14,8	15,0
4	-	5,40	-	14,8
Moyenne	5,32	5,34	14,9	14,9

3.1.2.2 Comparaison des taux estimés à l'aide de trappes souples avec et sans guide.

Aucune différence significative n'est observée entre les taux de collecte et la nature des particules collectées par les trappes déposées directement sur le fond ou à l'aide d'un bras de maintien (test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,05$) (Tab. 65).

Tab. 65 : Taux de sédimentation et teneur en matière organique des particules collectées à l'aide de trappes souples déposées à 0 et 2 cm au-dessus du fond.

	Taux ($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)		% MO	
	0 cm (sans guide)	2 cm (avec guide)	0 cm (sans guide)	2 cm (avec guide)
1	4,78	4,65	14,5	14,6
2	4,57	4,78	14,5	14,6
3	5,02	4,52	14,3	14,4
4	4,75	4,81	14,4	14,5
Moyenne	4,78	4,69	14,4	14,5

3.2 BATHYMETRIE ET EPAISSEUR DE SEDIMENT.

3.2.1 Bathymétrie et épaisseur de sédiment.

3.2.1.1 Etang de Rorbach.

Bathymétrie.

La carte bathymétrique obtenue permet d'estimer le volume de l'étang à environ 53000 m^3 lorsque le niveau d'eau atteint celui du déversoir pour une surface totale en eau de 7,1 ha. La profondeur moyenne est estimée à 0,75 m. La profondeur maximale de 2,5 m est atteinte ponctuellement au niveau du chenal situé juste en amont de la digue. Seule une zone de 0,21 ha de superficie située à proximité du chenal central et à moins de 100 m de la digue présentent des profondeurs d'eau supérieures à 1,2 m. La profondeur en eau est supérieure à 0,6 m sur 86 % de la surface en eau dépourvue d'hélophytes (Fig. 65).

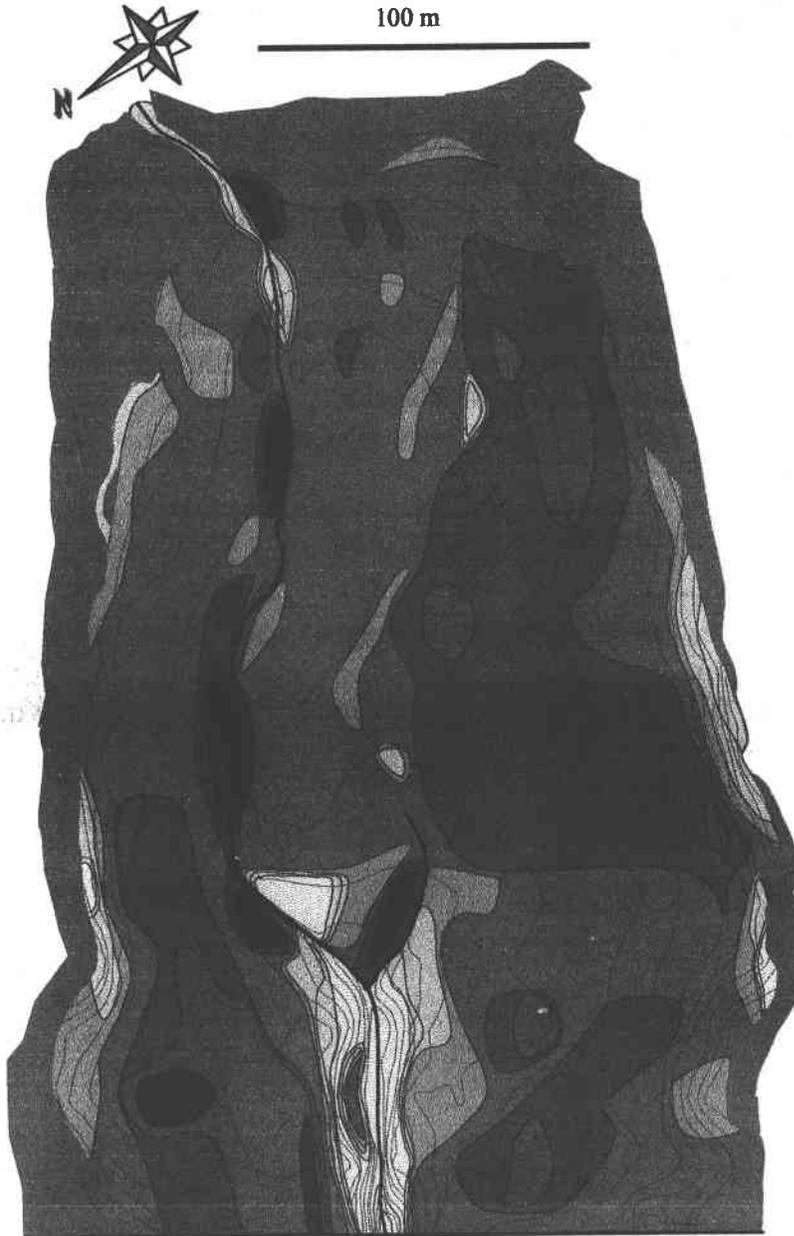


Fig. 65 : Courbes isobathes de l'étang de Rorbach.

Épaisseur de sédiment.

La cartographie de l'épaisseur de vase permet d'estimer le volume de sédiment déposé en août 2000 au fond de l'étang à environ 13 000 m³ répartis sur les 5,7 ha d'étang non recouvert d'helophytes. L'épaisseur moyenne de la couche de sédiment est par conséquent estimée à 22,8 cm.

Près de 20 % du volume total initial de l'étang estimé à 66 000 m³ sont comblés par les sédiments du fond.



Hauteurs de sédiment :

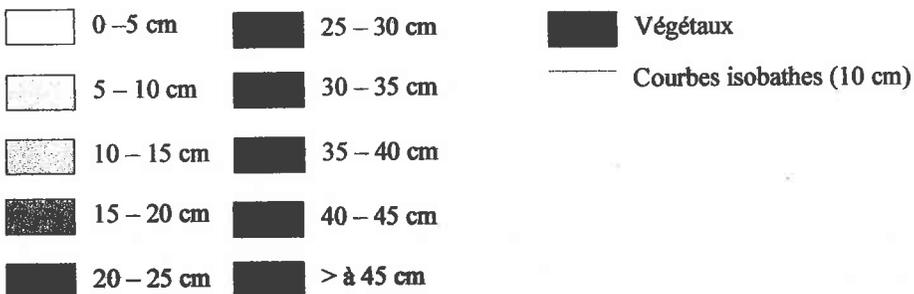


Fig. 66 : Carte de l'épaisseur de sédiment au sein de l'étang de Rorbach après la vidange du printemps 2001.

Une accumulation de sédiment comprise entre 20 et 30 cm est présente sur 70 % de la surface hors helophytes (Fig. 66) indiquant une accumulation des sédiments relativement homogène.

Certaines zones localisées à proximité du chenal présentent cependant un substrat argileux affleurant. D'autres mesures très ponctuelles indiquent des épaisseurs de sédiment supérieures à 50 cm et atteignant une épaisseur maximale de 80 cm.

Densité et teneur en C, N et P.

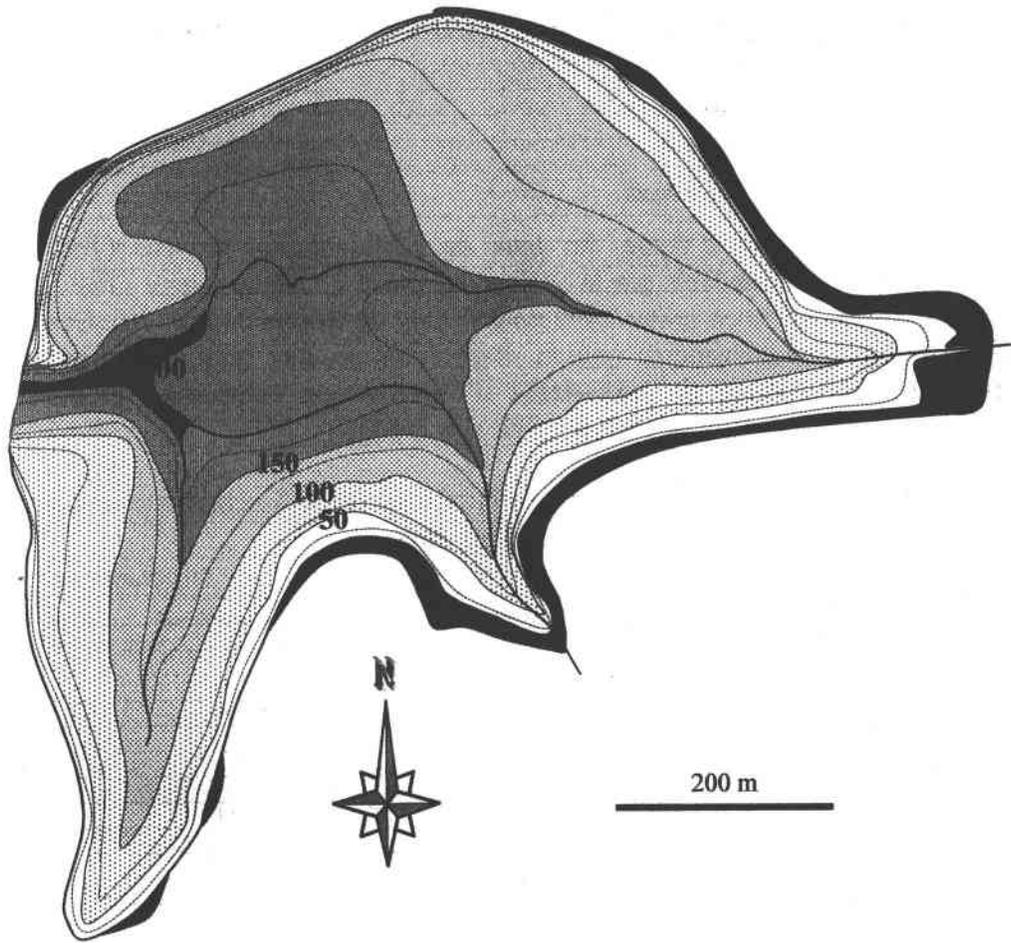
Les teneurs moyennes en Ctot, Ntot et Ptot exprimées en % de matière sèche de la couche sédimentaire est estimée à $5,72 \pm 0,045$ % de C, $0,68 \pm 0,16$ % de N et $0,099 \pm 0,009$ % de P pour l'ensemble des sédiments du fond. La densité des sédiments est estimée à $0,34 \pm 0,01$ g.cm⁻³.

Ces teneurs permettent d'estimer à 256 tonnes de carbone, 30 tonnes d'azote et 4,4 tonnes de phosphore la réserve constituée par l'ensemble du volume de sédiment déposé sur la surface hors ceinture helophytique de l'étang de Rorbach.

3.2.1.2 Etang de Lansquenet.

Bathymétrie

La carte bathymétrique obtenue permet d'estimer le volume de l'étang à environ 403 000 m³ pour une surface totale en eau de 34,2 ha. La profondeur moyenne est estimée à 1,2 m. La profondeur maximale de 3 m est atteinte ponctuellement au niveau du chenal situé juste en amont de la digue. (Fig. 67). Une profondeur supérieure à 2 m n'est observée que sur une superficie estimée à 0,6 ha.



Profondeur de l'étang :

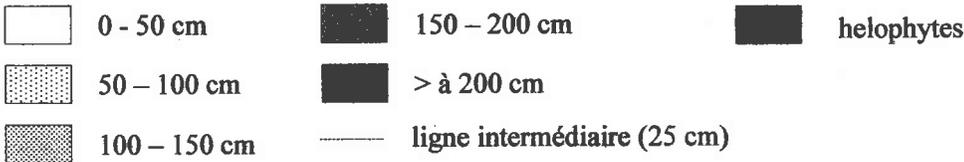


Fig. 67 : Courbes isobathes de l'étang de Lansquenet.

Épaisseur et nature des sédiments.

L'épaisseur moyenne de la couche de sédiment du fond est estimée à 23,25 cm à partir des 400 mesures réalisées en août 2000. Sur l'ensemble de la surface de l'étang de Lansquenet (hors surface colonisée par les helophytes), le volume de sédiment déposé sur le fond peut être estimé à 73 120 m³. Plus de 15 % du volume total initial de l'étang estimé à 476 000 m³ sont comblés par les sédiments du fond.

La composition élémentaire des sédiments collectés sur l'ensemble de la hauteur de cette couche exprimée en M.S. est évaluée à $6,58 \pm 0,51$ % de C_{tot}, $0,884 \pm 0,167$ % de N_{tot} et $0,165 \pm 0,012$ % de P_{tot}. La densité des sédiments est estimée à $0,31 \pm 0,01$ g.cm⁻³. La couche sédimentaire du fond de l'étang de Lansquenet dont la masse peut être estimée à près de 22670 tonnes, constitue alors une réserve de 1491 tonnes de carbone, 200 tonnes d'azote et 37 tonnes de phosphore.

3.3 ESTIMATION DU FLUX DE SEDIMENTATION TOTAL EN ETANG PISCICOLE.

3.3.1 Variations temporelles.

3.3.1.1 Taux de sédimentation total.

Au cours des 19 mois d'étude, les taux de sédimentation moyens (TS) et taux de sédimentations moyens pondérés par la surface attribuée à chaque trappe (TSP) ne diffèrent au maximum que de 15 % en juillet 1999 pour l'étang de Rorbach (Tab. 66). Ces différences limitées permettent de considérer que la disposition de nos trappes ne privilégie pas certaines zones de l'étang et permettent d'obtenir une estimation globale des flux sédimentaires sur l'ensemble de la superficie des étangs.

Tab. 66 : Taux de sédimentation moyens (TS) et taux de sédimentations moyens pondérés mesurés au cours des 19 mois d'étude sur les deux étangs.

		TS		TSP		Différence en %	
		Rorbach	Lansquenet	Rorbach	Lansquenet	Rorbach	Lansquenet
	M	56,7	31,6	62,4	31,8	10,0	0,6
	A	18,0	21,8	18,7	21,6	3,8	-0,5
1	M	14,7	10,6	13,6	10,6	-7,3	-0,3
9	J	18,3	22,9	17,8	21,3	-2,3	-7,0
9	J	43,4	44,8	36,9	44,5	-14,9	-0,8
9	A	59,3	67,0	57,7	66,7	-2,6	-0,3
	S	48,4	57,7	51,9	57,5	7,2	-0,3
	O	213,7	42,2	230,2	39,3	7,7	-6,8
	N	77,2	32,2	79,5	31,3	2,9	-2,6
	D&J	36,3	52,0	37,2	51,8	2,6	-0,4
	F	21,7	31,7	22,2	31,1	2,4	-1,9
2	M	20,3	39,4	22,3	38,4	9,7	-2,3
0	A	31,8	13,0	31,5	12,6	-1,0	-3,6
0	M	18,4	17,4	18,2	16,6	-1,3	-4,5
0	J	53,3	26,8	51,8	27,5	-2,9	2,6
	J	13,5	34,3	13,5	34,1	0,0	-0,7
	A	217,7	79,7	232,9	80,1	7,0	0,5
	S	151,5	60,7	149,4	58,9	-1,4	-2,9
	Moyennes	61,9	38,1	63,8	37,5	1,1	-1,7

Les taux de sédimentation pondérés et non-pondérés mesurés dans les deux étangs sont minima au début du printemps et maxima à la fin de l'été (Tab. 66 et Fig. 68). Sur la totalité de la période d'étude, les moyennes pondérées sont estimées à $63,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ dans l'étang de Rorbach et $37,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ dans l'étang de Lansquenet. Les moyennes non pondérées sont respectivement de $61,9$ et $38,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. En octobre 1999, le premier étang est vidangé en un laps de temps très court (six jours). Le taux de sédimentation moyen atteint $230 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ dans cet étang. En août 2000, afin de collecter une partie du stock de poisson avant la vidange, des seines sont tractées depuis des embarcations dans les deux étangs. Le taux de sédimentation moyen dans l'étang de Rorbach et Lansquenet atteignent alors respectivement 233 et $80 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

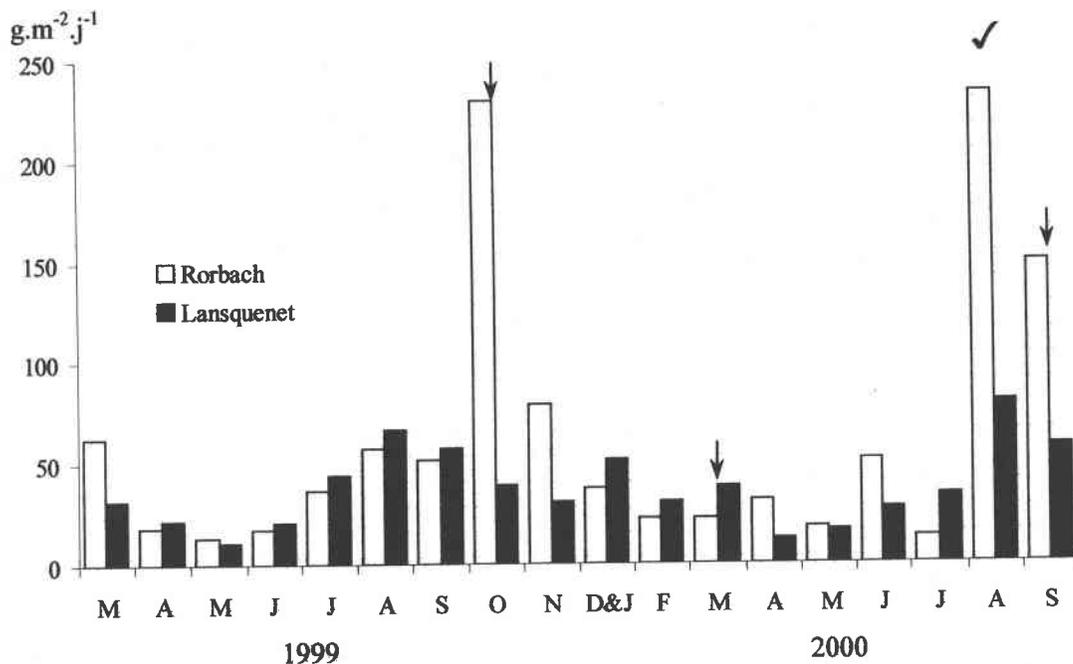


Fig. 68 : Taux de sédimentation moyens pondérés (TSP) au cours des 18 campagnes de prélèvements. Les flèches indiquent les vidanges de l'étang de Rorbach. Le symbole ✓ indique l'utilisation de seines au sein des étangs.

L'étang de Rorbach présente des variations brusques du taux de sédimentation. Les campagnes d'octobre 1999 et août 2000 sont significativement différentes (test de Wilcoxon pour échantillons appariés ; $\alpha = 0,05$) de la majorité des autres campagnes (Tab. 67). En absence d'intervention humaine (vidange, seines), des variations rapides du taux de sédimentation sont également observées. C'est le cas de la campagne de juillet 1999 qui présente un taux de sédimentation moyen significativement plus élevé que la campagne de juin 1999. Ces campagnes s'intègrent dans une phase d'accroissement progressif du taux de sédimentation de mai à août 1999.

Au sein de l'étang de Lansquenet, malgré l'absence de variations brusques du taux de sédimentation, le nombre important de trappes permet de mettre en évidence des variations hautement significatives du taux de sédimentation au cours des 19 mois d'étude (Tab. 68).

Au cours des 19 mois d'étude, des variations temporelles significatives (test de Wilcoxon pour échantillons appariés, $p < 0,05$) des taux de sédimentation sont observés sur les deux étangs (Fig. 68 ; Tab. 67 et Tab. 68). Le nombre limité de trappes sur l'étang de Rorbach ($n=5$) ne permet pas de mettre en évidence de différences hautement significatives ($p < 0,01$). Les taux de sédimentation moyens observés au cours des mois printaniers présentent cependant des taux de sédimentation significativement ($p < 0,05$) plus faibles que ceux mesurés au cours de l'été (Tab. 67). Cette différence entre les taux minima observés de mars à juin et les maxima observés de juin à octobre est bien mise en évidence au sein de l'étang de Lansquenet (Tab. 68).

Tab. 67 : Taux de sédimentation moyens ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) et comparaison inter-campagnes sur l'étang de Rorbach (*: $p < 0,05$; test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

TS $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$	1										2								
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S	
	56,7	18,0	14,7	18,3	43,4	59,3	48,4	213,7	77,2	36,3	21,7	20,3	31,8	18,4	53,3	13,5	217,7	151,5	
1	M	x																	
	A		x																
	M	*		x															
	J	*			x														
	J			*	*	x													
	A			*			x												
	S			*	*			x											
	O	*	*	*	*	*	*	*	x										
	N		*	*	*			*	*	x									
2	DJ		*	*	*			*		x									
	F	*					*	*	*	*	x								
	M	*					*	*	*	*		x							
	A	*		*	*		*	*	*	*	*		x						
	M	*					*	*	*	*	*			x					
	J							*	*	*	*				x				
	J	*				*		*	*	*	*			*			x		
	A		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x	
	S	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x

Tab. 68 : Comparaison des taux de sédimentation moyens ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement (test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

TS $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$	1										2							
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S
	31,6	21,8	10,6	22,9	44,8	67,0	57,7	42,2	32,2	52,0	31,7	39,4	13,0	17,4	26,8	34,3	79,7	60,7
1	M	x																
	A	***	x															
	M	****	***	x														
	J	*		***	x													
	J	*	***	****	**	x												
	A	****	****	****	****	*	x											
	S	****	***	****	****		***	x										
	O		**	****	*		***	*	x									
	N		*	****			****	****	*	x								
2	DJ			****						x								
	F			****		***	***	**	*		x							
	M		***	****	*		****	***			*	x						
	A	**	*		*	****	****	****	****	***	****	****	****	x				
	M	*	*		****	****	****	****	****	*	****	****	***		x			
	J				*	***	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x		
	J			***		*	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x	
	A	****	****	****	****	****		**	***	****		****	****	****	****	****	****	x
	S	***	****	****	****	****	**		***	****		****	****	****	****	***	*	*

*: $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; **** $p < 0,001$

Tab. 69 : Comparaison des teneurs moyennes en MO (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement (*: $p < 0,05$; test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

MO (%)	1										2							
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S
	14,4	21,8	19,3	29,9	25,0	18,1	18,0	14,4	12,9	13,4	15,1	15,2	11,8	18,0	18,3	22,1	19,5	15,0
1	M	x																
	A	*	x															
	M	*		x														
	J	*	*	*	x													
	J	*	*	*		x												
	A	*	*	*	*		x											
	S	*	*	*	*	*		x										
	O	*	*	*	*	*	*	*	x									
	N	*	*	*	*	*	*	*	*	x								
2	DJ	*	*	*	*	*	*	*	*	x								
	F	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x							
	M	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x						
	A	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x					
	M	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x				
	J			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x			
	J			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x		
	A			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x	
	S	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x

Tab. 70 : Comparaison des teneurs moyennes en MO (MO) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement (test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

MO (%)			1	9	9	9	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S	
	M	A	M	J	J	A	24,3	16,1	14,1	16,8	15,8	14,9	16,0	23,1	28,5	21,8	17,1	16,4	
1999	M	x																	
	A	**	x																
	M	****	****	x															
	J	***	***	*	x														
	J	****	****			x													
	A	****	*	***	**	****	x												
	S	****	***	*			****	x											
	O	*		****	****	****	***	****	x										
	N		***	****	****	****	****	****	****	x									
2000	DJ	***		****	***	***	*	***		***	x								
	F	***		****	****	****	****	****		***	*	x							
	M		*	****	****	****	****	****	*	*	**	*	x						
	A			***	****	****	**	****		***				x					
	M	****	***				***			****	***	***	***	***	x				
	J	****	***	*		*	***		***	****	***	***	***	****		x			
	J	***	*						**	***	*	**	***	***			**	x	
	A	***		****	***	****	*	****		***		*	***		***	***	**	**	x
	S	***		****	***	****	*	****		***			***		****	***	**	**	**

*: p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001

Tab. 71 : Comparaison des teneurs moyennes en C total (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement (*: p<0,05 ; test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

C (%)			1	9	9	9	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S	
	M	A	M	J	J	A	8,8	6,4	6,2	5,9	5,9	6,5	8,1	12,2	9,8	12,4	9,0	6,5	
1999	M	x																	
	A	*	x																
	M	*	*	x															
	J	*	*	*	x														
	J	*				x													
	A	*	*	*	*		x												
	S	*	*	*	*		*	x											
	O	*	*	*	*	*	*	*	x										
	N	*	*	*	*	*	*	*		x									
2000	DJ	*	*	*	*	*	*			x									
	F	*	*	*	*	*	*				x								
	M	*	*	*	*	*	*	*		*	*	x							
	A	*		*			*	*	*	*	*		x						
	M	*	*				*	*	*	*	*	*		x					
	J	*		*	*		*	*	*	*	*	*		*	x				
	J	*					*	*	*	*	*	*			*	x			
	A	*		*			*	*	*	*	*	*			*	*	x		
	S	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	x

Tab. 72 : Comparaison des teneurs moyennes en C total (%) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement (test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

C (%)			1	9	9	9	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S	
	M	A	M	J	J	A	11,9	7,2	6,7	6,8	6,9	6,5	10,2	13,8	16,5	12,9	9,0	7,5	
1999	M	x																	
	A	***	x																
	M	****	****	x															
	J	****	****	*	x														
	J	****	****	*		x													
	A	****	****	****	****	****	x												
	S	****	***				****	x											
	O	***	*	****	****	****	****	****	x										
	N	**	*	****	****	****	****	****	**	x									
2000	DJ	*		****	****	****	****	****		x									
	F	***	*	****	****	****	****	****			x								
	M	*	*	****	****	****	****	****	*			x							
	A	****	***	**	**	**	**	*	****	****	****	****	****	x					
	M	****	***	*	*	*	*	*	****	****	****	****	****	***	x				
	J	****	***	*	*	*	*	*	****	****	****	****	****	***	*	x			
	J	****	***				**	**	****	****	****	****	****	***	*	*	x		
	A	****	***	****	****	****	****	****	****	****	****	****	****	**	***	***	***	***	x
	S	***		****	****	****	****	****	****	***	*	**	***	****	****	***	****	****	****

*: p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001

Tab. 73 : Comparaison des teneurs moyennes en N total (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement (* : p<0,05 ; test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

N (%)	1										2							
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S
	0,80	1,01	1,16	1,83	1,40	0,89	1,02	0,75	0,73	0,73	0,88	1,09	0,93	1,15	1,17	1,51	0,88	0,73
1	M	x																
	A		x															
	M	*		x														
	J	*	*	*	x													
	J	*				x												
	A	*			*	*	x											
	S				*			x										
	O	*	*	*	*	*	*	*	x									
	N		*	*	*	*	*	*		x								
2	DJ		*	*	*	*	*			x								
	F				*				*	*	x							
	M	*			*		*		*	*	*	x						
	A	*			*		*		*	*	*	*	x					
	M	*			*		*		*	*	*	*	*	x				
	J								*	*	*	*	*	*	x			
	J	*							*	*	*	*	*	*	*	x		
	A																x	
	S		*		*	*		*					*	*	*	*	*	

Tab. 74 : Comparaison des teneurs moyennes en N total (%) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement (test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

N (%)	1										2							
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S
	0,85	0,82	1,26	1,70	1,58	1,15	1,70	0,96	0,85	0,86	1,02	1,09	1,23	1,55	2,15	1,79	1,08	1,02
1	M	x																
	A		x															
	M	****	****	x														
	J	****	****	***	x													
	J	****	****	***		x												
	A	***	****	***	***	****	x											
	S	****	****	***	****	****	****	x										
	O	*	*	***	****	****	***	****	x									
	N			****	****	****	****	****	*	x								
2	DJ			****	****	****	****	****		x								
	F	***	***	***	***	****	**	****	****	***	x							
	M	***	***		***	****	****	****	****	***	***	x						
	A	****	***		*	***		***	****	****	****	***	x					
	M	****	****	**			***	****	****	****	****	****	*	x				
	J	****	***	***		*	***	*	****	****	****	****	***	****	*	x		
	J	****	***	*			***		***	***	***	***	***	***	*		x	
	A	****	***	*	***	****		****	**	****	****	****	*	****	***	***	*	x
	S	**	**	*	***	****	**	****	****	****	****		***	****	****	****	***	

*: p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001

Tab. 75 : Comparaison des teneurs moyennes en P total (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement (* : p<0,05 ; test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

P (%)	1										2							
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	DJ	F	M	A	M	J	J	A	S
	0,15	0,19	0,22	0,23	0,15	0,16	0,16	0,11	0,12	0,11	0,13	0,14	0,16	0,16	0,14	0,24	0,16	0,12
1	M	x																
	A	*	x															
	M	*		x														
	J	*	*		x													
	J				*	x												
	A				*		x											
	S		*		*			x										
	O	*	*	*	*	*	*	*	x									
	N	*	*	*	*	*	*	*		x								
2	DJ	*	*	*	*	*	*	*		x								
	F	*	*	*	*			*	*	*	x							
	M		*	*	*			*	*	*	*	x						
	A		*	*	*			*	*	*	*	*	x					
	M		*	*	*			*	*	*	*	*	*	x				
	J		*	*	*			*	*	*	*	*	*	*	x			
	J	*			*			*	*	*	*	*	*	*	*	x		
	A							*	*	*	*	*	*	*	*	*	x	
	S	*	*	*	*		*	*					*	*	*	*	*	

Tab. 76 : Comparaison des teneurs moyennes en P total (%) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement (test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

P (%)	1		9		9		9		S	O	N	DJ	F	2		0		0		J	A	S
	M 0,15	A 0,17	M 0,23	J 0,27	J 0,28	A 0,20	S 0,24	O 0,20	N 0,18	DJ 0,18	F 0,18	M 0,16	A 0,16	M 0,24	J 0,29	J 0,29	A 0,20	S 0,18				
1 9 9	M	x																				
	A	*	x																			
	M	****	****	x																		
	J	****	****		x																	
	J	****	***	*		x																
	A	***	**	*	**	****	x															
	S	***	***				**	x														
	O	*	*		**	***	*	x														
	N	*		***	***	****	***	***	x													
2 0 0	DJ	*		***	***	****	***	***	*		x											
	F	***	*	****	***	****	*	***	*		x											
	M			****	****	****	****	***	**	*	*	***	x									
	A			****	****	****	***	***	*	*	*	***		x								
	M	***	***				**	*	***	***	***	***	***	***	x							
	J	***	***	*			**	*	***	***	***	***	***	***	*	x						
	J	***	***	*			***	*	***	***	***	***	***	***	*		x					
	A	**	*	*	***	****		***			**		***	***	**	***	***	x				
	S			*	***	****		***					*	**	***	****						x

*: p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001

3.3.1.2 Teneur en matière organique des particules collectées.

Sur l'ensemble des 18 campagnes, les teneurs en MO moyennes pondérées sont respectivement de 17,4 et 18,3 % dans les étangs de Rorbach et Lansquenet contre respectivement 17,9 % et 19,1 % pour les moyennes non-pondérées. La teneur en MO des particules présente un maximum au cours des campagnes estivales (Fig. 69).

Une évolution temporelle significative de la teneur en matière organique des particules sédimentant est également observée dans les deux étangs (Tab. 69 et Tab. 70). Le nombre de points de prélèvement plus important sur l'étang de Lansquenet permet de mettre en évidence des variations hautement significatives de la teneur en MO des particules collectées (test de Wilcoxon pour échantillons appariés ; p<0,001). Les campagnes de prélèvement réalisées au cours de la saison estivale présentent des teneurs en matière organique généralement très différentes des campagnes hivernales (Tab. 70). En 1999, la teneur maximale en MO est observée en juin. L'année suivante à la même période, la teneur en MO des particules collectées dans l'étang de Rorbach est significativement plus faible (18,3 % contre 29,9 %).

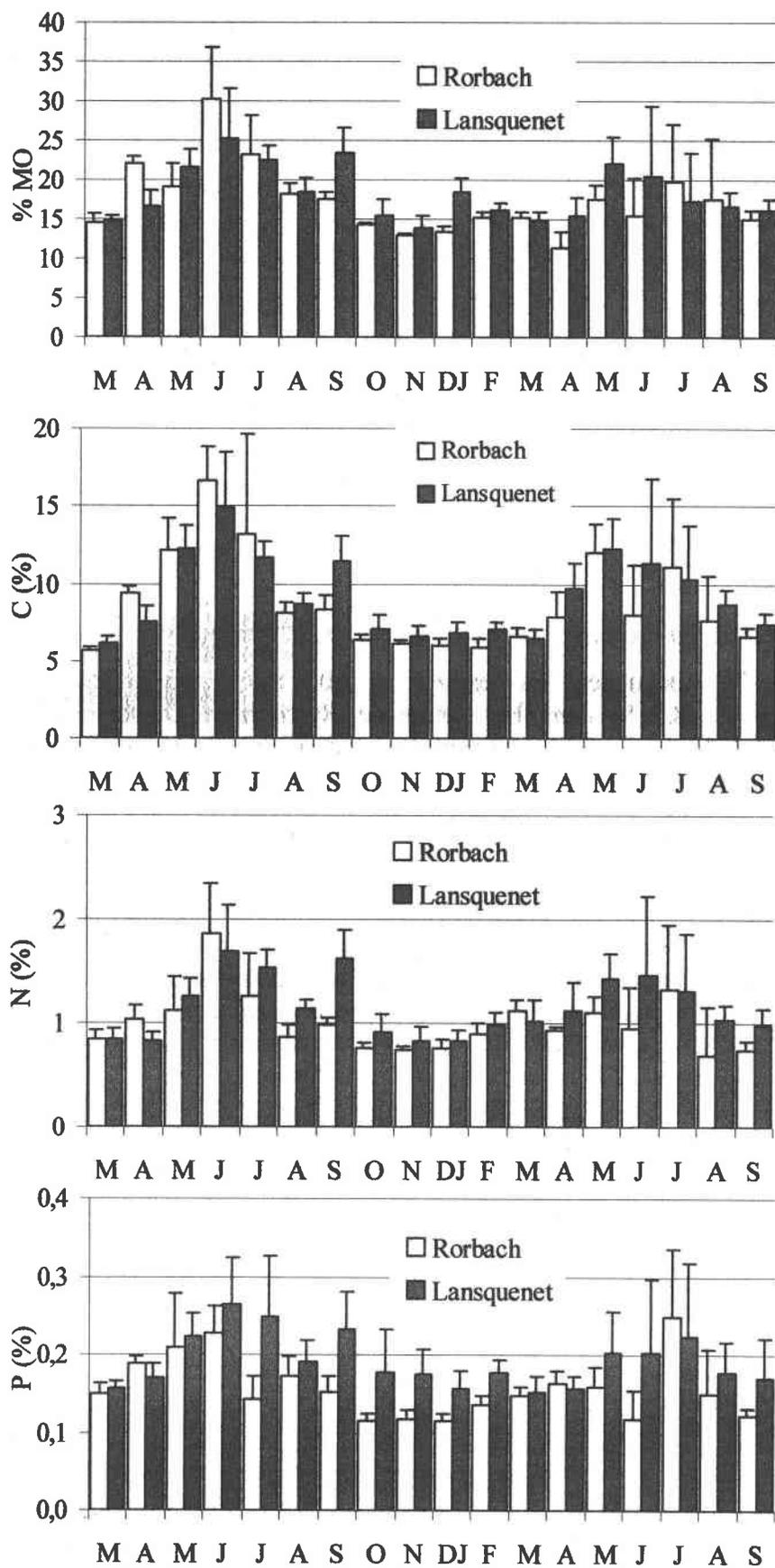


Fig. 69 : Evolution des teneurs moyennes pondérées en C, N, P et MO au cours des 18 campagnes de prélèvements sur les étangs de Rorbach et Lansquenet.

3.3.1.3 Teneurs en C, N et P total des particules collectées.

Les teneurs en C, N et P suivent la même tendance que celle observée lors de l'analyse des teneurs en MO des sédiments piégés par les trappes. Les particules collectées au cours des campagnes estivales présentent des teneurs en C, N et P supérieures à celles collectées durant la période hivernale (Fig. 69). Une évolution temporelle significative est observée pour le rapport C/N des particules collectées (Fig. 70) ainsi que pour les teneurs en C, N et P sur les deux étangs (Tab. 71 à Tab. 76).

La richesse en C des particules collectées au cours de l'été 1999 est significativement supérieure à celle mesurée durant l'été 2000.

La teneur en N des particules collectées est fortement corrélée à leur teneur en MO et C (Fig. 71). L'ensemble des 90 et 252 prélèvements réalisés respectivement dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet nous permet de déterminer les relations significative (test de signification d'un coefficient de corrélation de Pearson ; $p < 0,05$; $n_1 = 90$, $n_2 = 252$) entre teneurs en C, N, P et MO corrélées positivement deux à deux. Les équations et coefficients de régression des corrélations sont indiquées sur la Fig. 71.

Malgré les corrélations importantes entre l'évolution de la teneur en C, N, et P des particules collectées au cours de l'étude (Fig. 71), les variations ne sont pas proportionnelles pour les trois paramètres. Ainsi, une augmentation de la richesse en C et N est observée dans les deux étangs en juin 2000. Une seconde augmentation est observée en septembre 2000 dans l'étang de Lansquenet. Au cours de cette seconde augmentation, la richesse en N des particules est plus importante qu'en juin 2000, ce qui se traduit par un rapport C/N plus faible (Fig. 70).

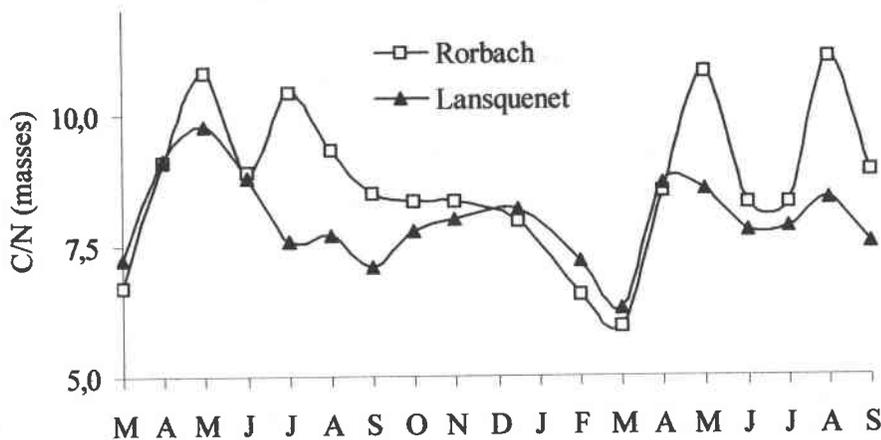


Fig. 70 : Evolution du rapport C/N des particules collectées au cours des 18 campagnes de prélèvements sur les étangs de Rorbach et Lansquenet.

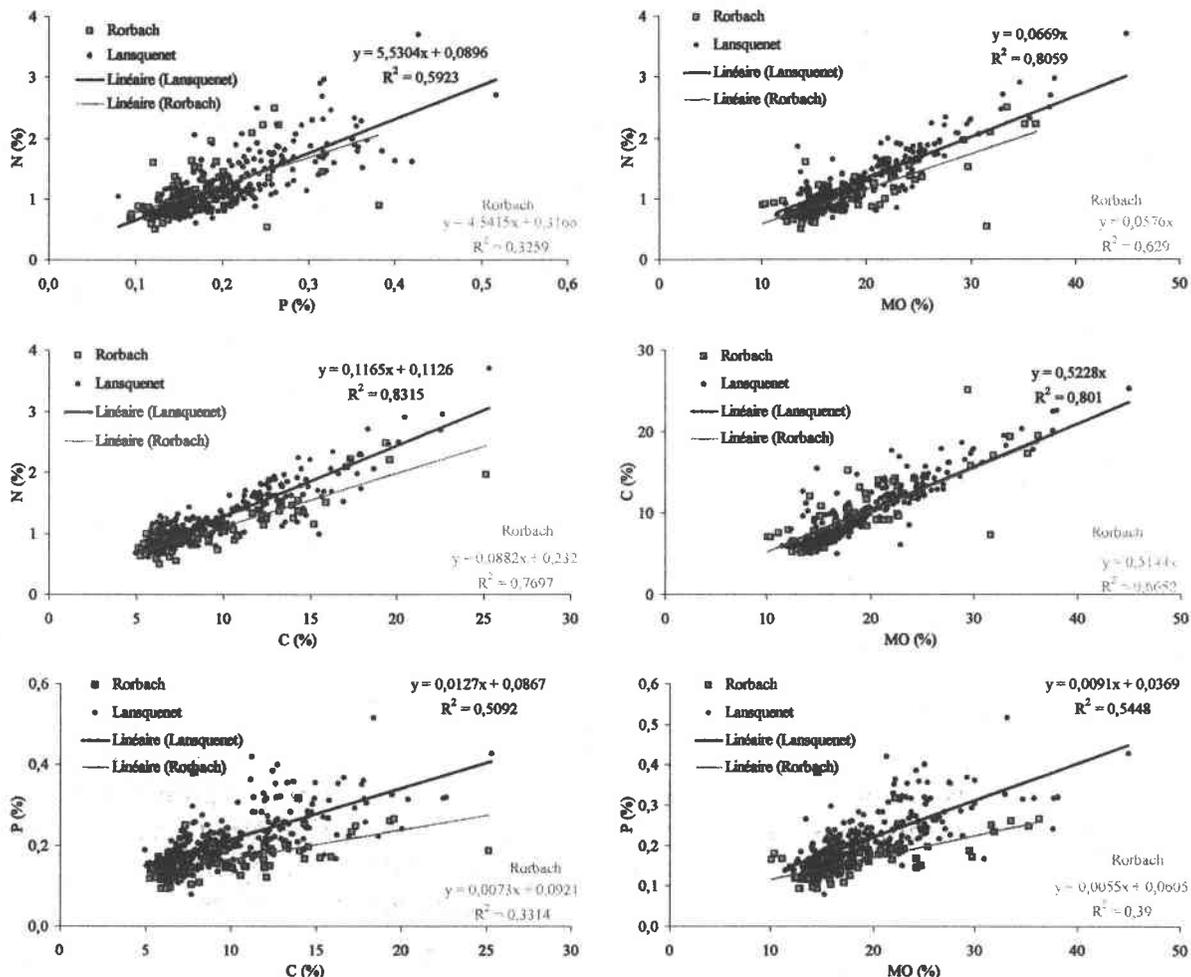


Fig. 71 : Corrélations entre teneurs en C, N, P et MO des particules collectées par les trappes enfouies au sein de l'étang de Rorbach (n=90) et Lansquenot (n=252).

3.3.1.4 Analyses en composantes principales.

Les paramètres pris en compte pour l'A.C.P. sur les sédiments collectés par les trappes enfouies au cours des 18 campagnes de prélèvements sont le taux de sédimentation (Tx), les teneurs en carbone (C), azote (N), phosphore (P) et matière organique (MO).

Le premier et le second vecteur propre expriment respectivement 70,7 et 7,6 % de la dispersion des variables. Ces deux vecteurs représentent alors 78,3 % de la variance totale.

Les corrélations importantes entre les teneurs en C, N, P et MO des particules collectées est à nouveau mis en évidence par l'orientation des paramètres sur le cercle de corrélation (Fig. 72). La différenciation des individus est alors basée sur la richesse en nutriments et matière organique des particules collectées selon le premier axe, et sur les quantités de particules sédimentées qui caractérisent le second axe.

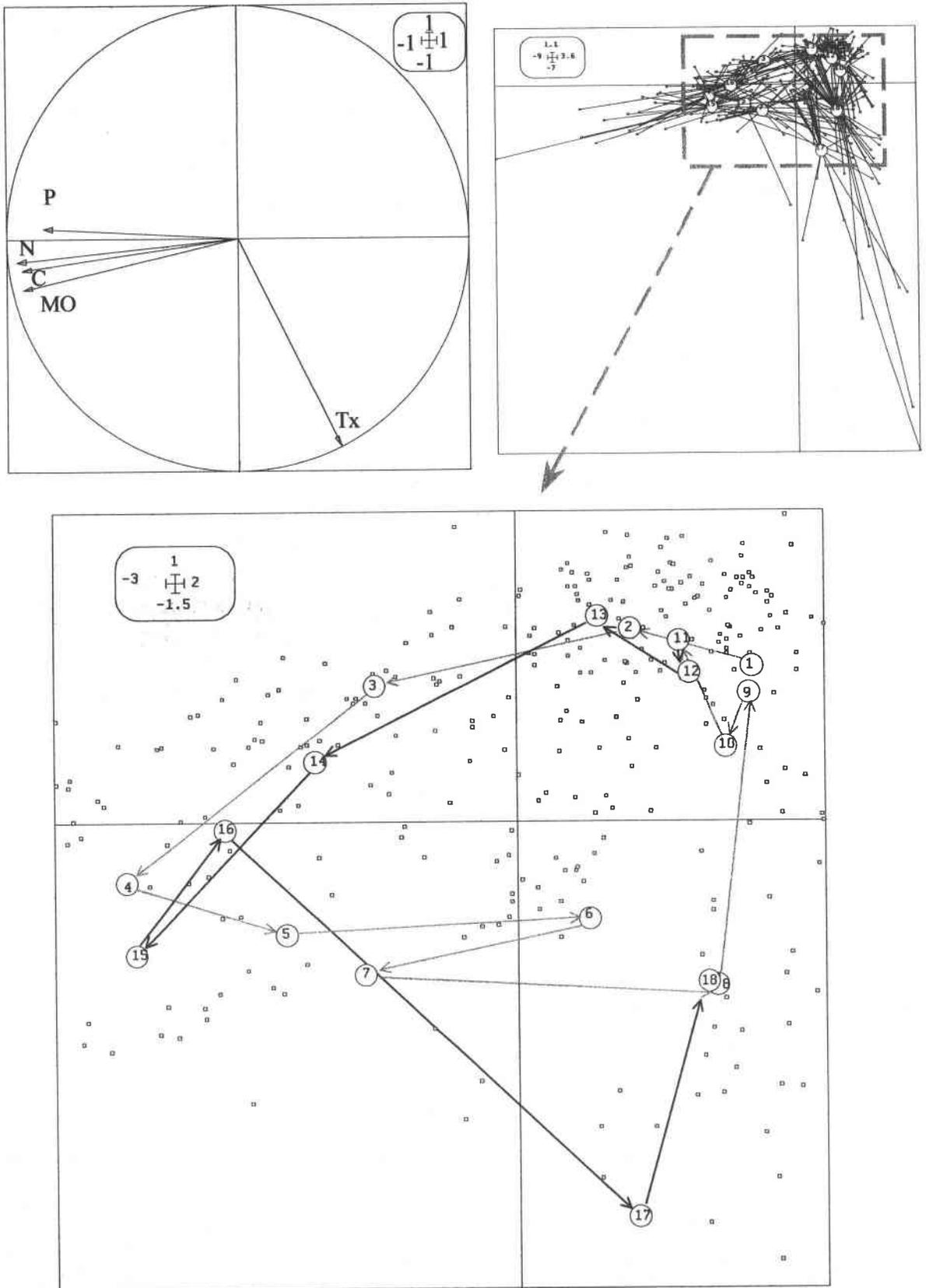


Fig. 72 : Cercle de corrélation (axe 1 et 2) et distribution des individus triés selon la campagne de prélèvement. 1-mars99, 2-avr.99, 3-mai99, 4-juin99, 5-juil.99, 6-Août99, 7-sept.99, 8-oct.99, 9-nov.99, 10-dec.janv., 11-fev.00, 12-mars00, 13-avr.00, 14-mai00, 15-juin00, 16-juil.00, 17-Août00, 18-sept.00.

L'A.C.P. des échantillons de sédiments collectés par les trappes enfouies met en évidence une évolution cyclique quantitative et qualitative de la sédimentation totale en étang. On observe ainsi un cycle complet de mars 1999 à février 2000, confirmé par une évolution comparable de mars 2000 à septembre 2000.

Au cours des deux années d'étude, les campagnes estivales se distinguent par des teneurs en matière organique et nutriments plus élevées. Les campagnes réalisées en période de vidange sont opposées aux campagnes estivales selon le premier axe, indiquant une richesse moindre en nutriments et MO des particules sédimentant. Le second axe (axe vertical) différencie la campagne de vidange printanière (mars 1999) des campagnes réalisées durant les vidanges automnales (octobre 1999 et septembre 2000), les taux de sédimentation étant plus importants au cours de ces dernières.

3.3.2 Variations spatiales.

3.3.2.1 Différences inter-étangs.

Les particules collectées sur les deux étangs au cours des 19 mois d'études indiquent des différences significatives des masses et de la nature des particules collectées entre les deux étangs (Tab. 77).

Le taux de sédimentation moyen au sein de Rorbach est significativement plus important que celui observé dans l'étang de Lansquenet. Par contre, l'analyse des taux de sédimentation moyens pondérés, basée sur la comparaison de 18 moyennes pondérées par étang (une valeur moyenne par campagne), ne permet pas de mettre en évidence de différence significative. Quantitativement, la différence entre les deux étangs est encore plus marquée pour les moyennes pondérées (TSP) que pour les taux de sédimentation non pondérés (TS) (Tab. 77).

Les particules collectées au sein de l'étang de Lansquenet présentent des teneurs en C, N et P significativement plus importantes que dans l'étang de Rorbach. Le rapport C/N des particules est significativement plus élevé au sein de l'étang de Rorbach.

Tab. 77 : Comparaison des taux de sédimentation (TS), taux de sédimentation moyens pondérés (TSP) et de la nature des particules collectées au cours de l'ensemble des relevés des trappes (test de Kolmogorov-Smirnov).

	Rorbach	n	Lansquenet	n	p
TS ($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)	61,9	90	38,1	252	$p < 0,025$
TSP ($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)	63,8	18	37,5	18	ns
MO (%)	17,9	90	19,2	252	$p < 0,001$
C (%)	9,12	90	9,85	252	$p < 0,025$
N (%)	1,04	90	1,26	252	$p < 0,01$
P (%)	0,158	90	0,212	252	$p < 0,001$
C/N	8,83	90	7,89	252	$p < 0,001$

ns : non significatif ($p > 0,05$)

La période d'étude s'étalant de mars 1999 à septembre 2000, les taux de sédimentation moyens et teneurs moyennes en MO, C, N et P calculés à partir de l'ensemble de ces données sont erronés en donnant deux fois plus de poids aux campagnes étudiées deux années successives (campagne de mars à septembre). Les taux moyens annuels calculés sur douze mois sont systématiquement plus faibles que les taux calculés sur l'ensemble de la période d'étude (Tab. 77 et Tab. 78).

Tab. 78 : Taux de sédimentation annuels moyens et teneurs moyennes annuelles des étangs de Rorbach et Lansquenet estimés sur des périodes de douze mois.

		Rorbach	Lansquenet
Taux de sédimentation annuel moyen	(g.m ⁻² .j ⁻¹)	57,0	39,4
Teneurs annuelles moyennes	MO (%)	16,8	18,7
	C (%)	8,43	9,31
	N (%)	0,98	1,21
	P (%)	0,147	0,206

3.3.2.2 Différences inter-trappes.

Le classement de l'ensemble des trappes dans l'ordre croissant en fonction du taux de sédimentation moyen indique que les trappes de Rorbach et les trappes disposées au niveau des débouchés des affluents sur l'étang de Lansquenet présentent les taux de sédimentation les plus importants (Tab. 79). Le taux le plus important est mesuré au niveau de la station la plus amont de l'étang de Lansquenet (trappe L6) alors que le taux le plus faible est mesuré dans la partie aval de ce même étang (trappe L9) (Fig. 56).

Au sein de l'étang de Rorbach, aucune différence significative du taux n'est observée entre les cinq trappes.

Bien que présentant des variations marquées au cours de l'année (Tab. 69 et Tab. 70), la teneur en MO des particules collectées ne semble pas être un facteur permettant de qualifier la variation spatiale de la sédimentation au sein des étangs (Tab. 80). Seules les stations R1, L6, L7, D3, D5 et G2 se distinguent significativement d'autres trappes par la teneur en MO des particules piégées.

Les variations inter-trappes de la teneur en C des particules collectées sont plus significative (Tab. 81) que celles de la teneur en MO. Ce paramètre ne permet cependant pas de différencier la qualité des sédiments collectés par les différentes trappes localisées sur l'étang de Rorbach. La teneur en carbone de la trappe la plus amont (R1) et la plus aval (R5) sur l'étang de Rorbach se différencie de certaines trappes de l'étang de Lansquenet par des teneurs plus faibles.

Les particules collectées dans l'étang de Rorbach (R1, R2, R3, R4 et R5) et par les trappes localisées à proximité des débouchés des affluents dans l'étang de Lansquenet (L6, L7 et G1) sont caractérisées par des teneurs en N total plus faibles (Tab. 82). La teneur en azote semble être un paramètre permettant significativement de différencier la nature des particules sédimentant dans les deux étangs.

Entre la station amont du premier étang (trappe R1) et la station la plus profonde du second (trappe L9) la différence de teneur moyenne en N_{tot} des particules collectées atteint près de 200 %.

La teneur en phosphore confirme l'enrichissement en nutriments des particules collectées au sein de l'étang de Lansquenet et déjà observé pour l'azote. Les teneurs en P les plus faibles sont également observées dans l'étang de Rorbach et aux débouchés des tributaires dans le second étang. La plupart des points de prélèvements localisés dans l'étang de Rorbach

présentent des teneurs en P significativement plus élevées que celles observées au sein de l'étang de Lansquenet (Tab. 83).

Le classement des trappes en fonction du rapport C/N des particules collectées semble indiquer un accroissement progressif de l'amont vers l'aval au sein de l'étang de Rorbach (Tab. 84). Cependant seule la trappe R2 se différencie significativement des trappes situées en aval. L'ensemble des trappes disposées sur le premier étang semble avoir un ratio supérieur à ceux observés dans le second étang. Cette différence n'est cependant pas systématiquement significative.

Au sein de l'étang de Lansquenet, il apparaît que les trappes disposées à proximité des berges (D7, L6, G1, D2, D4, G3, L7 et L10) semblent être caractérisées par un rapport C/N plus important que les trappes localisées en pleine eau (D5, G2, L9, D3, L8 et D8).

Tab. 79 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de sédimentation moyen ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) et comparaison statistique inter-stations (test de Wilcoxon pour échantillon appariés ; * : $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; **** $p < 0,001$).

TS ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)	L9	G2	L8	D3	D8	D5	L10	G3	D7	D2	D4	L7	R2	R1	R5	G1	R3	R4	L6
	20,8	22,8	24,8	27,8	29,4	31,7	32,8	32,9	33,4	33,5	34,7	47,6	51,9	55,0	59,3	61,	63,8	79,5	99,6
L9	x																		
G2		x																	
L8			x																
D3	**	*	**	x															
D8	***	*			x														
D5	****	***	*			x													
L10	****	**	*				x												
G3	***	***	**					x											
D7	****	***	****	*					x										
D2	***	**								x									
D4	***	**	***								x								
L7	****	****	****	****	****	***	***	*	***	*	*	x							
R2	**	*	*										x						
R1	***	***	***	**	*	*	*	*	*					x					
R5	*	*	*												x				
G1	****	****	****	***	***	***	***	***	*	*	**					x			
R3	***	**	***	*													x		
R4	****	***	***	**	**	*	*	*	*	*	*							x	
L6	****	****	****	****	****	****	****	****	****	****	****	****	**	***	*	***	*		x

Tab. 80 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de matière organique (%) et comparaison statistique inter-stations (test de Wilcoxon pour échantillon appariés ; * : $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; **** $p < 0,001$).

MO (%)	R1	L7	R5	G1	R3	D5	R4	D7	D4	D3	L6	G3	R2	L10	D2	L8	D8	G2	L9
	16,3	17,0	17,5	17,9	18,1	18,2	18,3	18,6	18,7	18,9	19,0	19,2	19,4	19,4	19,8	19,9	20,4	20,4	20,7
R1	x																		
L7		x																	
R5			x																
G1				x															
R3					x														
D5	*	*				x													
R4							x												
D7		**						x											
D4									x										
D3	*	***								x									
L6	*		*	*							x								
G3	***	***										x							
R2													x						
L10	**	***												x					
D2	**	*				*				*					x				
L8	***	***				*				*						x			
D8	***	***				**											x		
G2	****	****	*	*	*	**		*	*	**		****		***				x	
L9	***	***				**				*									x

Tab. 81 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de carbone total (%) et comparaison statistique inter-stations (test de Wilcoxon pour échantillon appariés ; * : $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; **** $p < 0,001$).

C (%)	R1	R5	L7	G1	L6	D5	R3	D3	R2	R4	L8	D4	G3	L10	D7	G2	D8	D2	L9
	8,5	8,6	8,6	8,7	9,1	9,2	9,2	9,4	9,6	9,7	9,9	10,1	10,1	10,1	10,2	10,3	10,4	10,8	10,9
R1	x																		
R5		x																	
L7			x																
G1				x															
L6		*			x														
D5						x													
R3							x												
D3			*					x											
R2									x										
R4										x									
L8			***								x								
D4		**	*									x							
G3	*	*	*					*					x						
L10	*		*											x					
D7	*	*	****					*		*					x				
G2	**	*	***	*		*		*	*	*						x			
D8	*		***			*				*							x		
D2	***	***	****	*	*	****	*	***	*	*	*	*	*	*	*			x	
L9	*	*	****	*		***		***		*	*	*	*	*	*				x

Tab. 82 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux d'azote total (%) et comparaison statistique inter-stations (test de Wilcoxon pour échantillon appariés ; * : p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001).

N (%)	R1 0,92	R5 1,03	R2 1,04	R3 1,06	G1 1,07	L7 1,09	L6 1,11	R4 1,13	D5 1,21	D7 1,23	D4 1,24	G3 1,25	D3 1,26	L10 1,28	L8 1,31	D2 1,33	G2 1,35	D8 1,45	L9 1,45	
R1	x																			
R5		x																		
R2			x																	
R3	*			x																
G1					x															
L7	*					x														
L6	*						x													
R4	*		*					x												
D5	***		*			*			x											
D7	**		*			**				x										
D4	***	*	**			*					x									
G3	***	*	*	*	*	*						x								
D3	***		***			***							x							
L10	***		***	*		***								x						
L8	***	*	***	*	*	***									x					
D2	***	*	***	*	*	****	*	*					*			x				
G2	***	**	**	***	**	***	**	*				***					x			
D8	***	*	***	*	*	***	*	*	***	*	*	*	*	*					x	
L9	****	*	****	**	*	***	*	*	**	*	**		***	*	*					x

Tab. 83 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de phosphore total (%) et comparaison statistique inter-stations (test de Wilcoxon pour échantillon appariés ; * : p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001).

P (%)	R1 ,132	G1 ,160	R4 ,162	R2 ,162	R3 ,164	L6 ,169	R5 ,172	L7 ,187	D4 ,197	D7 ,204	G3 ,210	D2 ,212	L10 ,215	G2 ,221	D5 ,223	D3 ,230	L8 ,234	D8 ,244	L9 ,255	
R1	x																			
G1	*	x																		
R4	***		x																	
R2	***			x																
R3	****				x															
L6	****					x														
R5	****						x													
L7	***							x												
D4	****	*	***	*	**	*			x											
D7	****		***	***	*	*		*		x										
G3	****	*	***	***	**	*		*			x									
D2	****	**	***	***	***	*						x								
L10	****	**	***	***	**	*	*	*					x							
G2	****	***	****	***	***	***	*	**	*					x						
D5	****	**	***	****	***	**	*								x					
D3	****	**	***	***	***	***	*	***	*							x				
L8	****	***	***	****	***	****	**	****	****	**	**	**	*				x			
D8	****	***	***	****	***	***	**	***	***	***	***	***	*					x		
L9	****	***	****	****	***	***	***	****	***	***	***	***	**	*	**	*				x

Tab. 84 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon le ratio massique C/N et comparaison statistique inter-stations (test de Wilcoxon pour échantillon appariés ; * : p<0,05 ; ** p<0,01 ; *** p<0,005 ; **** p<0,001).

C/N	D8 7,20	L8 7,55	D3 7,57	L9 7,61	G2 7,64	D5 7,68	L10 7,85	L7 8,00	G3 8,04	D4 8,20	D2 8,24	G1 8,25	L6 8,29	D7 8,41	R5 8,49	R4 8,52	R3 8,53	R2 9,30	R1 9,31	
D8	x																			
L8	*	x																		
D3			x																	
L9				x																
G2	*				x															
D5	*					x														
L10	*						x													
L7	**		*					x												
G3	***				*				x											
D4	***	*	**		*					x										
D2	****	***	***	**	*						x									
G1	***			*	*							x								
L6	***	**	*	*	*	*							x							
D7	***		*	*	*	*								x						
R5	***	*	*		*										x					
R4	****	**	**	*	*	*										x				
R3	****	***	***	***	**	*	*										x			
R2	****	****	****	****	***	***	****	**	**	*	*			*	*	*	***	x		
R1	****	****	***	****	***	****	****	***	***	***	***	*	*	**		*	*			x

3.3.2.3 *Analyses en composantes principales.*

Les paramètres pris en compte pour l'A.C.P. sur les sédiments collectés par les 19 trappes enfouies sont le taux de sédimentation (Tx), les teneurs en carbone (C), azote (N), phosphore (P) et matière organique (MO) ainsi que le rapport C/N des particules.

Les deux premiers vecteurs propres expriment 78,7 % de la dispersion des variables, 58,9 % de la variance totale étant représentés sur le premier axe. Le premier axe caractérise la nature des particules collectées par leur teneur en nutriments et MO alors que le second axe représente parfaitement les variations de leur rapport C/N.

Les variations quantitative et qualitative importantes des particules collectées par chaque trappe au cours des 19 mois d'étude induit une dispersion importante des individus représentant chaque point de prélèvements (Fig. 73).

localisés dans l'étang de Rorbach se distinguent des points localisés dans l'étang de Lansquenet. Les prélèvements réalisés dans la partie amont de l'étang de Rorbach (R₁ et R₂) sont totalement opposés aux points de prélèvements les plus aval et localisés en pleine eau dans l'étang de Lansquenet (L₈, L₉, D₅, D₈ et G₂).

Cette tendance est confortée par la position selon l'axe 2 (axe vertical caractérisant le rapport C/N) des stations localisées selon les transects berges-pleine eau. Quatre paires de trappes localisées selon quatre transects radiaux des berges vers le centre de l'étang sont constituées respectivement par les trappes D2-D3, D4-D5, D7-D8 et G3-G2. Les individus représentant les trappes D3, D5, D8 et G2 sont systématiquement positionnés selon l'axe 2 à une position inférieure traduisant un taux de sédimentation et un rapport C/N plus faible (Fig. 73).

3.4 SEDIMENTATION RESULTANTE.

3.4.1 Taux de sédimentation résultants.

Au cours des dix mois d'utilisation simultanée de trappes plates et trappes enfouies, les taux de sédimentation estimés par les trappes plates sont systématiquement plus faibles qu'avec les trappes enfouies. Dans l'étang de Rorbach, les taux de sédimentation estimés à l'aide de trappes plates sont de 1,3 fois (point R3, 07/00) à 23,5 fois (R1, 09/00) moins importants que les taux de sédimentation estimés par les trappes enfouies. En admettant l'égalité des flux secondaire au point d'échantillonnages et au points de remise en suspension des sédiments collectés par la trappe, le flux secondaire représente alors de 23 % (R3, 07/00) à 96 % (R1, 09/00) du flux sédimentaire total. Dans l'étang de Lansquenet ce rapport entre les taux estimés par les deux types de trappes est compris entre 1,3 (L9 et D4, 06/00) et 14,7 (L7, 09/00).

Pour les deux étangs, la moyenne des différences entre les taux de sédimentation totaux et résultant est maximale en septembre 2000 (Tab. 85). Elle est minimale pour l'étang de Rorbach et de Lansquenet respectivement en juillet et juin 2000.

Tab. 85 : Taux de sédimentation moyens estimés à l'aide de trappes enfouies (Tx_E) et trappes plates (Tx_P). Ratio moyen Tx_E/Tx_P et fraction du flux total attribuable au flux secondaire.

		1999		2000		2000		2000			
		N	D&J	F	M	A	M	J	J	A	S
Tx _E	Rorbach*	73,2	41,3	24,3	20,1	34,9	20,1	77,3	16,3	159	134
	Lansquenet**				36,7	10,0	10,2	17,3	27,9	66,0	60,0
Tx _P	Rorbach*	4,2	8,4	3,3	3,0	3,7	3,7	11,7	8,2	15,7	7,1
	Lansquenet**	-	-	-	3,7	2,5	1,5	5,2	5,0	6,5	5,6
Tx _E /Tx _P	Rorbach*	17,3	5,0	7,8	7,3	9,9	5,3	7,0	2,0	10,0	19,6
	Lansquenet**	-	-	-	9,9	4,0	7,1	3,2	6,2	10,3	10,9
Flux II' en % du flux total	Rorbach*	94	80	87	86	90	81	86	50	90	95
	Lansquenet**				90	75	86	69	84	90	91

* moyenne des points R1, R3 et R5 ; ** moyenne des points L7, L9, D4 et G3.

3.4.2 Teneur en matière organique des particules collectées.

Aucune différence significative de la teneur en matière organique des particules n'est observée entre les sédiments collectés par les trappes plates et les trappes enfouies (test t pour échantillons appariés, p<0,05). Une bonne corrélation existe entre la teneur en MO des particules collectées par les trappes enfouies (MO_{Enf}) et par les trappes plates (MO_{Pt}) décrit par l'équation : $MO_{Enf} = 0,7065.MO_{Pt} + 4,797$ ($r^2 = 0,68$, n = 116).

Quel que soit le type de trappes utilisé, une augmentation de la teneur en matière organique des particules collectées est observée dans les deux étangs au cours des mois de juin et juillet 2000 (Fig. 74 et Fig. 75).

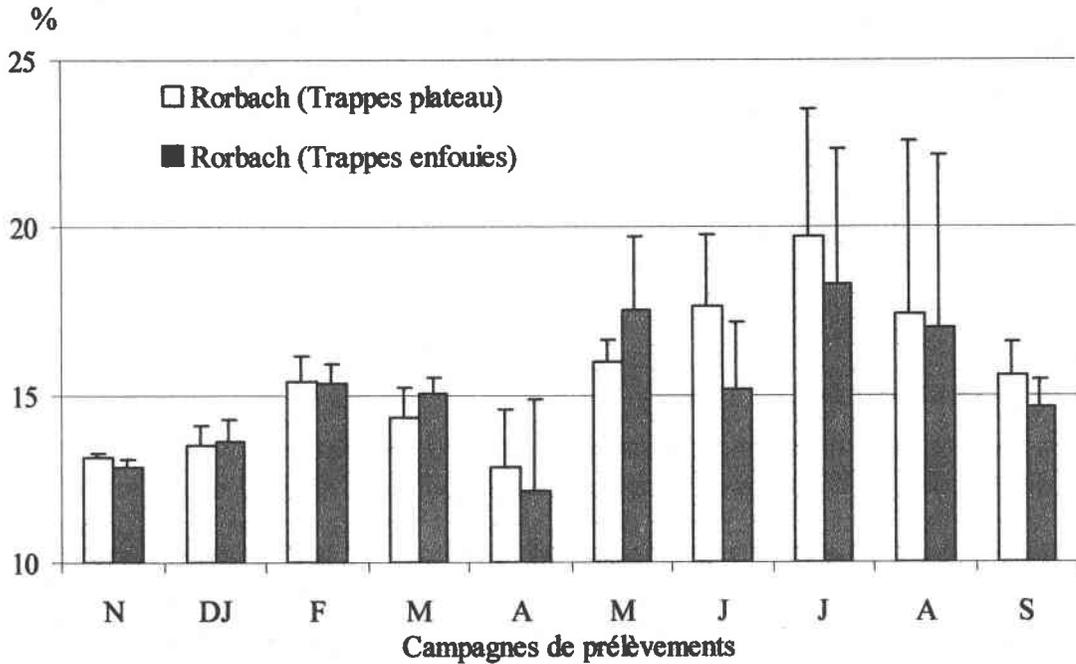


Fig. 74 : Teneur moyenne en matière organique des particules collectées par les trappes enfouies et trappes "plateau" localisées aux points de prélèvements R1, R3 et R5 (étang de Rorbach).

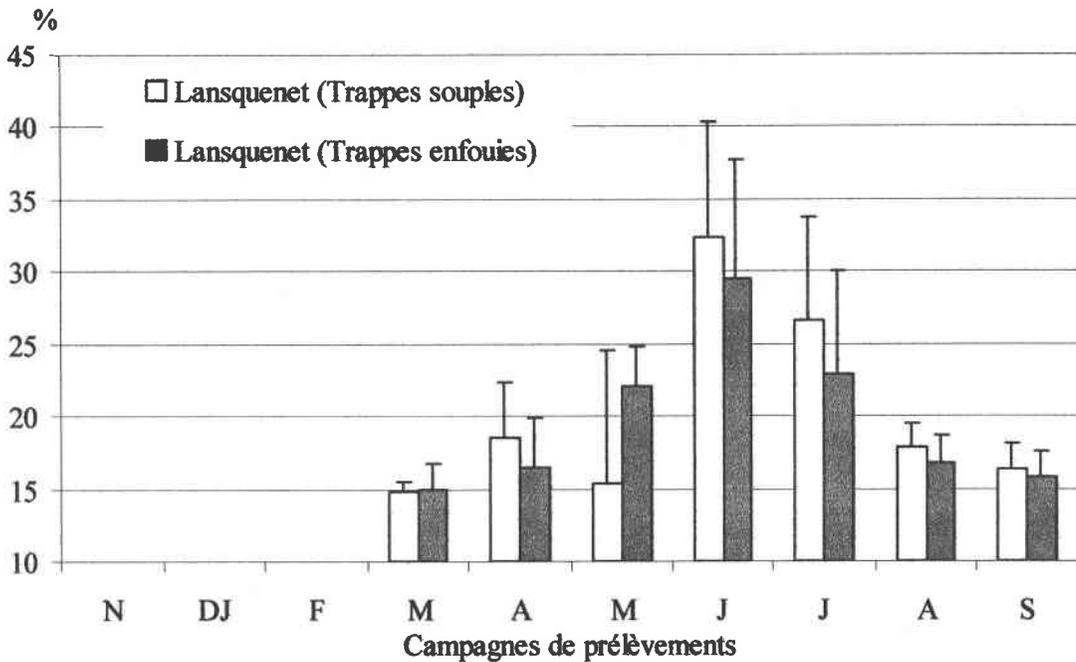


Fig. 75 : Teneur moyenne en matière organique des particules collectées par les trappes enfouies et trappes souples localisées aux points de prélèvements L7, L9, D4 et G3 (étang de Lansquenet).

3.5 SEDIMENTS DU FOND.

La teneur en matière organique des sédiments du fond des étangs de Rorbach et Lansquenet présentent des maxima au cours de la saison estivale avec respectivement 17,2 % et 16,6 % en juillet 1999 (Fig. 76). En 2000, les concentrations maximales sont observées sur l'étang de Lansquenet en juin avec 16,1 % de MO et sur l'étang de Rorbach en août avec 15,7 % de MO. En juillet et septembre 1999, deux augmentations successives de la teneur en MO des sédiments sont observées dans l'étang de Lansquenet alors qu'en 2000, après un pic observé en juin, la teneur en MO décroît progressivement.

Les teneurs minimales sont observées en avril 2000 dans l'étang de Rorbach (11,7 %) et en mars 1999 dans l'étang de Lansquenet (13,4 %).

Excepté en novembre 1999 et avril 2000 dans le premier étang, la teneur en matière organique des particules collectées par les trappes enfouies est significativement plus importante que dans les sédiments du fond (test t, $p < 0.05$).

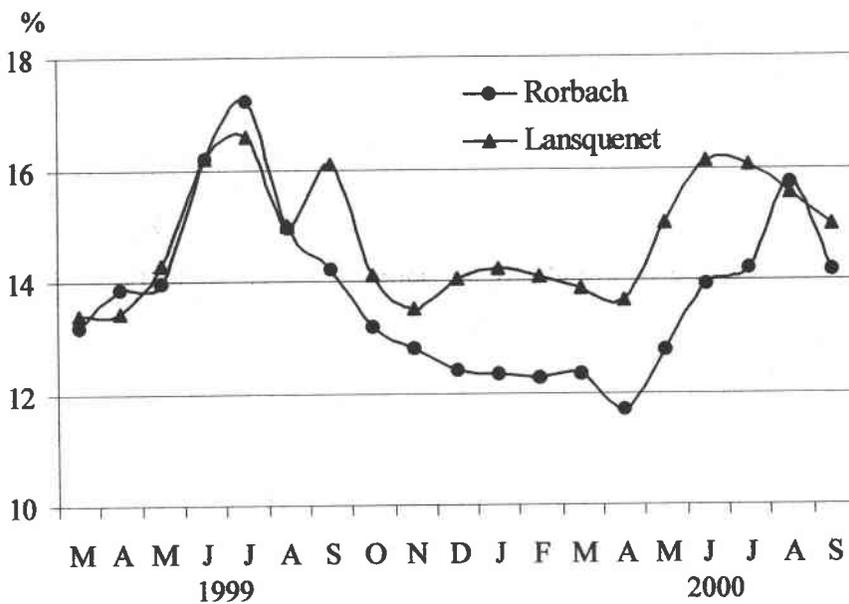


Fig. 76 : Teneur en matière organique des sédiments du fond des étangs de Rorbach et Lansquenet.

3.6 HYDROPHYTES.

3.6.1 Biomasses d'hydrophytes.

Au cours des deux années d'études, deux pré-campagnes réalisées le 3 et 17 mai 1999 ainsi que le 1^{er} et 15 mai 2000 révèlent l'absence de végétaux immergés dans les deux étangs à ces dates. Une prolifération d'hydrophytes est observée sur les deux étangs entre mai et août. Durant le développement de cette première génération d'hydrophytes, *Ranunculus circinatus* et *Potamogeton pectinatus* sont les espèces dominantes. En 1999, la biomasse maximale observée est de 581 g.m⁻² sur l'étang de Rorbach et 193 g.m⁻² sur l'étang de Lansquenet. En 2000 les biomasses de cette première génération d'hydrophyte sont plus faibles. Elles atteignent au maximum 309 g.m⁻² dans Rorbach et 99 g.m⁻² dans Lansquenet (Fig. 77).

A partir de juillet, une seconde génération d'hydrophytes (*Chara* sp. et *Ceratophyllum demersum* dans les zones les plus profondes) se développe dans l'étang de Rorbach. La biomasse maximale atteint près de 400 g.m⁻² en 1999 et 2000. Dans l'étang de Lansquenet,

aucune seconde génération n'est observée durant la dégénérescence de la première génération d'hydrophytes.

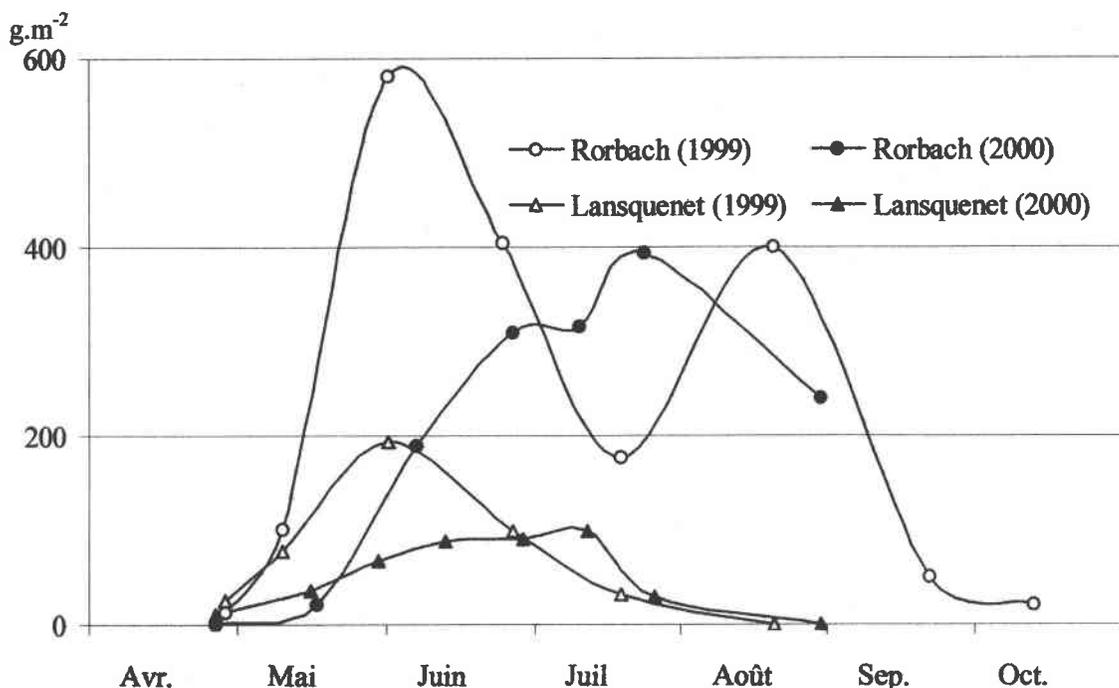


Fig. 77 : Biomasses moyennes d'hydrophytes dans les étangs de Rorbach et Lansquenet en 1999 et 2000.

3.6.2 Composition élémentaire des hydrophytes.

L'analyse de 35 échantillons d'hydrophytes prélevés en juin et juillet 1999 nous permet d'estimer la teneur en matière organique des végétaux à 76,6 %.

Les analyses élémentaires réalisées le 29 juin 2000 sur 20 prélèvements d'hydrophytes dominés par *Potamogeton pectinatus* dans chaque étang nous permet d'estimer la composition élémentaire des végétaux immergés à 31,1 % de C, 2,02 % de N et 0,31 % de P dans l'étang de Rorbach et 38,7 % de C, 2,71 % de N et 0,49 % de P dans l'étang de Lansquenet.

Le 24 juillet 2000, la composition des hydrophytes de seconde génération (*Chara* sp.) a été estimée à 28,6 % de C, 1,73 % de N et 0,12 % de P dans l'étang de Rorbach.

Les hydrophytes de première génération (Potamot) constituent en 1999 lors de leur développement maximal, une réserve de 667 kg d'azote total et de 102 kg de phosphore total dans l'étang de Rorbach et plus du double au sein de l'étang de Lansquenet (Tab. 86).

Tab. 86 : Biomasses maximales d'hydrophytes de 1^{ère} et 2nd génération et masses de C, N et P associées dans les deux étangs en 1999 et 2000.

	1999			2000		
	1 ^{ère} génération		2 nd génération	1 ^{ère} génération		2 nd génération
	Rorbach	Lansquenet	Rorbach	Rorbach	Lansquenet	Rorbach
hydrophytes (kg)	33 001	60 679	22 720	17 551	31 126	22 720
C (kg)	10 263	23 483	6 498	5 458	12 046	6 498
N (kg)	667	1 644	393	355	844	393
P (kg)	102	297	27	54	153	27

3.7 HELOPHYTES.

La ceinture végétale des deux étangs est dominée par *Phragmites australis* et secondairement par *Typha latifolia*.

La couverture helophytique recouvre 1,42 ha sur l'étang de Rorbach et 2,76 ha sur Lansquenet.

La biomasse (\pm ET) racinaire est estimée à $1\,542 \pm 378$ g.m⁻² sur Rorbach et à $1\,764 \pm 612$ g.m⁻² sur Lansquenet. La biomasse aérienne et aquatique est évaluée à $1\,735 \pm 431$ g.m⁻² sur Rorbach et à $2\,039 \pm 514$ sur Lansquenet.

Les teneurs moyennes en C, N et P dans l'ensemble de la biomasse (racinaire, aquatique et aérienne) sont présentées dans le Tab. 87.

Tab. 87 : Teneurs moyennes (\pm ET) en C, N et P de la fraction aquatique et aérienne (A) et racinaire (R) de la végétation helophytique dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet exprimées en pourcentage du poids sec.

	Rorbach		Lansquenet	
	A	R	A	R
C (%)	40,3 \pm 2,03	42,2 \pm 1,02	42,2 \pm 2,3	40,9 \pm 1,84
N (%)	1,33 \pm 0,33	0,85 \pm 0,15	1,42 \pm 0,31	0,92 \pm 0,26
P (%)	0,12 \pm 0,03	0,07 \pm 0,01	0,13 \pm 0,02	0,07 \pm 0,01

Les masses totales de C, N et P contenues dans le compartiment racinaire de la ceinture helophytique est alors estimée à 9 240 kg de C, 186 kg d'N et 15 kg de P pour l'étang de Rorbach et à 19 913 kg de C, 448 kg d'N et 34 kg de P pour Lansquenet. Les biomasses aquatiques et aériennes constituent une réserve de 9 929 kg de C, 328 kg d'N et 30 kg de P pour l'étang de Rorbach et 23 749 kg de C, 799 kg d'N et 73 kg de P pour Lansquenet.

3.8 PIGMENTS CHLOROPHYLLIENS.

Dans l'étang de Rorbach, les teneurs en pigments chlorophylliens dans l'eau (Chlorophylle *a* + Phéopigments) restent inférieures à 35 $\mu\text{g.L}^{-1}$ durant toute la durée d'étude (Fig. 78). Les concentrations sont supérieures à 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ durant plus de deux semaines à partir de fin mars 1999. La concentration maximale (32,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$) est observée en août 1999. Ensuite, des concentrations supérieures à 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ sont observées de mi-septembre à mi-octobre 1999. L'année suivante, un pic printanier, plus faible qu'en 1999, est observé à la fin avril.

En 2000, les concentrations maximales sont observées début juillet (27,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et fin août (30,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Sur l'étang de Lansquenet, la concentration en pigments chlorophylliens atteignent 51,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ début mars 1999. Les concentrations restent supérieures à 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ durant six semaines. Ensuite, des pics supérieurs à 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$ sont observés du 29 juillet au 04 août 1999, en septembre 1999 et à la fin août 2000. Les concentrations maximales (690 $\mu\text{g.L}^{-1}$) sont observées le 04 août 1999. Ces teneurs sont mesurées au cours de fleurs d'eau à *Microcystis aeruginosa* (Cyanobactérie).

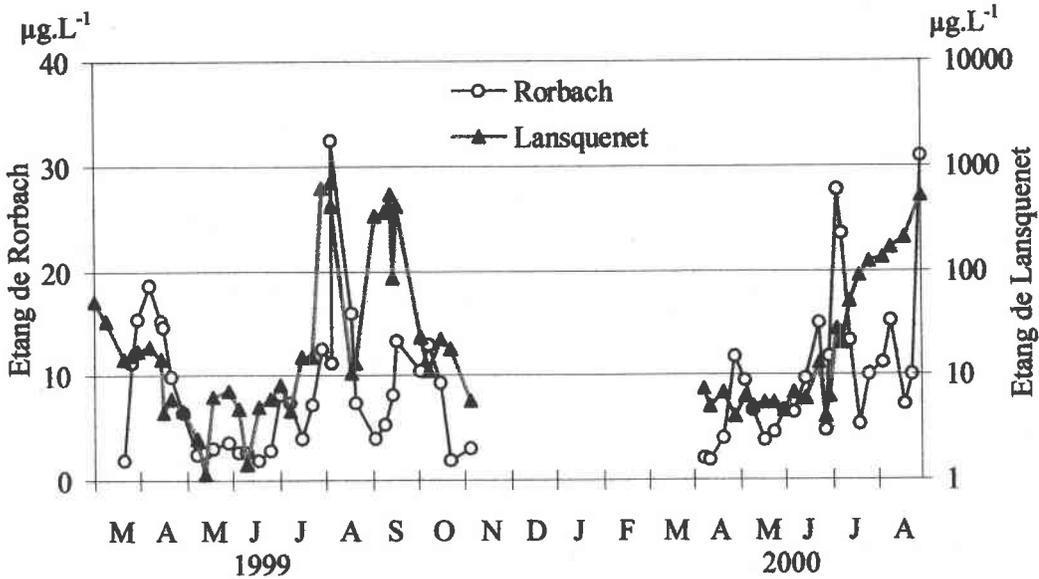


Fig. 78 : Concentrations en pigments chlorophylliens (Chlorophylle *a* + Phéopigments) dans les étangs de Rorbach et Lansquenet à la verticale du point le plus profond.

3.9 APPORTS DE MES PROVENANTS DES TRIBUTAIRES.

Au cours des 11 dernières campagnes de collectes des trappes enfouies, les mesures de débit et les prélèvements d'eau en amont de l'étang de Rorbach permettent de déterminer les principales périodes d'apports de matériel allochtone à l'étang. Au cours des deux mois intégrés par la campagne de décembre 1999 – janvier 2000, les apports de MES à l'étang de Rorbach sont estimés à plus de $6,94 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Tab. 88). Les apports minimaux sont observés durant la campagne de juin 2000 où les flux entrants sont estimés à moins de $0,07 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

Tab. 88 : Estimation par méthode directe et théorique des apports de MES vers l'étang de Rorbach durant les 11 dernières campagnes de collecte des trappes à sédiments.

	O-99	N-99	D-J	F-00	M-00	A-00	M-00	J-00	J-00	A-00	S-00
Durée (j)	37	24	68	23	33	31	32	30	28	30	21
MES Direct	0,47	1,54	7,18	3,29	1,57	2,57	1,03	0,07	0,84	0,24	0,81
($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) Théorique	0,50	1,58	6,94	2,23	1,47	2,19	0,83	0,04	0,83	0,28	0,82

Les principaux apports allochtones vers l'étang de Lansquenet sont observés au cours des campagnes hivernales et printanières (Tab. 89). Au cours de la campagne de novembre 1999, les apports allochtones vers l'étang de Rorbach sont importants et sont estimés à environ $1,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ alors qu'ils sont seulement de $0,14 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ vers l'étang de Lansquenet. Les apports minimaux vers l'étang de Lansquenet sont observés en juin 2000 avec $0,06 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

Tab. 89 : Estimation des apports totaux de MES vers l'étang de Rorbach durant les 11 dernières campagnes de collectes des trappes à sédiments.

	O-99	N-99	D-J	F-00	M-00	A-00	M-00	J-00	J-00	A-00	S-00
Durée (j)	37	24	68	23	33	31	32	30	28	30	21
MES	0,69	0,14	1,56	1,61	0,90	1,51	0,45	0,06	0,27	0,08	0,73
($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)											

4 DISCUSSION.

4.1 MISE AU POINT ET CALIBRATION DE NOUVELLES TRAPPES DESTINEES AUX MILIEUX PEU PROFONDS.

4.1.1 Trappes cylindriques.

4.1.1.1 Influence du diamètre des tubes.

Aucune différence significative des taux de collecte n'est observée pour les tubes de diamètre supérieur ou égal à 26 mm (Fig. 63), alors que Blomqvist et Kofoed (1981) observent une sous-estimation du flux sédimentaire pour des tubes de diamètre inférieur à 50 mm. Une sous-estimation du taux de sédimentation n'a été observée qu'avec les tubes de 11 et 15,4 mm. La forte teneur en particules fines des sédiments collectés (plus de 96 % d'argiles et limons) ainsi que la faible turbulence de la masse d'eau semblent permettre d'utiliser indifféremment des tubes de diamètre compris entre 26 et 133,6 mm. Cependant, seule l'utilisation de tubes de diamètre important, qui par ailleurs présentent un écart type moindre, permet de collecter une masse de sédiments suffisante pour la réalisation de dosages ultérieurs. Le diamètre des tubes qui est égal au dixième de la longueur, est cependant limité à une taille maximale dictée par des conditions pratiques de mise en place des trappes et de collecte. Les trappes utilisées ont alors été élaborées avec des cylindres de collecte de 57 mm de diamètre interne. L'utilisation de sept cylindres par trappe permet alors d'échantillonner une surface de près de $0,0179 \text{ m}^2$ et de collecter une masse de sédiment suffisante pour les analyses. Afin d'échantillonner la même surface, une trappe munie d'un cylindre unique devrait avoir un diamètre de 150 mm et par conséquent une hauteur de 150 cm qui rendrait son installation quasi impossible et son utilisation extrêmement difficile.

4.1.1.2 Influence de l'épaisseur de la paroi.

L'augmentation de l'épaisseur de la paroi ne semble pas influencer le taux de collecte des tubes de diamètre externe 50 et 110 mm (Tab. 61). Pour les tubes de diamètre externe 32 mm, on observe une augmentation significative de l'estimation du taux de sédimentation lors de l'accroissement de l'épaisseur de la paroi. L'utilisation de tubes de diamètres inférieurs à 40 mm entraîne un biais sur la mesure du taux de sédimentation (Evans et Håkanson, 1992). Nous n'observons cependant pas de sous-estimation du flux avec les tubes de diamètre externe 32 mm ayant une paroi de 3,0 et 3,6 mm. **L'influence de l'épaisseur de la paroi des tubes utilisés pourrait compenser le biais lié à l'utilisation de tubes de petits diamètres.**

L'augmentation de l'épaisseur de la paroi à 50 puis 100 mm n'influence pas d'avantage le taux de collecte (Tab. 62). Nous avons donc uniquement observé une augmentation significative du taux de collecte pour les tubes de diamètre externe 32 mm lors de l'augmentation de l'épaisseur de la paroi de 2,4 à 3,0 mm (Tab. 61). L'augmentation du taux de collecte lors de l'accroissement de la paroi de 3,0 à 3,6 mm n'est pas significatif. De plus, l'extension de la paroi de 3,6 à 50 puis 100 mm n'a pas entraîné de variation significative du taux de collecte (Tab. 62). Il semble donc que seule une variation de la paroi de quelques millimètres agit sur le taux de collecte dans un premier temps. **L'accroissement du taux de collecte alors observé peut s'expliquer par un recrutement sur de courtes distances par déversement, glissement ou saltation des particules susceptibles de sédimenter sur la paroi à proximité de la surface interne.** Nous avons de plus observé une variation qualitative des sédiments collectés par les tubes de diamètre externe 32 mm de paroi 2,4 et 3,0

mm qui présentaient respectivement des teneurs en matière organique de 17,3 et 19,3 %. Blomqvist et Kofoed (1981) attribuent la collecte préférentielle de particules organiques par les tubes de diamètre inférieur à 50 mm à l'existence de vortex créé par la trappe. Rosa et al. (1994) expliquent ce même phénomène par l'influence du ratio entre le volume interne des tubes et la surface occupée par les parois.

Nos résultats pourraient indiquer que ce recrutement provient de la collecte de particules organiques, dont la densité plus faible permet plus aisément d'être entraînée à l'intérieur du tube, après un dépôt sur la paroi à proximité de la surface interne du tube.

4.1.1.3 Influence de la position des tubes de collecte.

Des taux de collecte significativement plus importants dans les tubes affleurant la plaque de maintien sont observés seulement lors de deux campagnes réalisées au point de prélèvement 2 (Fig. 64). Ces campagnes sont caractérisées par des taux de sédimentation supérieurs à $5 \text{ kg.m}^{-2}.\text{mois}^{-1}$. De tels flux sédimentaires ne sont observés qu'exceptionnellement sur notre site d'étude, lors de conditions hydrodynamiques particulières (crue ou vidange de l'étang situé en amont). Nöges et al. (1999) ont cependant observé des taux atteignant $21 \text{ kg.m}^{-2}.\text{mois}^{-1}$ sur des milieux peu profonds soumis à des vents réguliers alors que Kozerski et Leuschner (1999) ont mesuré un dépôt maximum de $5,5 \text{ kg.m}^{-2}.\text{mois}^{-1}$ sur la rivière Spree (Allemagne). Cette surestimation par les tubes affleurant peut être due à un mouvement horizontal de la couche superficielle des sédiments déposés sur le fond.

Lors de la campagne réalisée au point 2 (Fig. 52) et présentant un taux de collecte inférieur à 5 kg.m^{-2} , aucune différence significative n'est observée entre les tubes affleurant et non-affleurant. De même, au cours des autres campagnes réalisées aux points de prélèvements 1 et 3, moins influencés par les apports d'eau provenant du bassin versant, nous n'observons pas de différence significative des taux de collecte entre les tubes. **En milieux turbulents et pour des taux de sédimentation importants, il semble cependant nécessaire de ne pas laisser les tubes de collecte affleurant la plaque de maintien afin de ne pas surestimer le taux de sédimentation.**

4.1.1.4 Comparaisons avec des trappes classiques.

Les taux de sédimentation estimés par la structure présentée sont systématiquement plus importants que ceux obtenus avec les dispositifs classiques (Tab. 63). **Les trappes standards négligent de 35 à 79 % du flux.** Le sommet des tubes du nouveau dispositif étant situé à moins de cinq centimètres des sédiments, le flux secondaire de sédiments (remise en suspension) participe probablement de façon importante aux différences observées.

Le pourcentage de sédiment négligé par les trappes standards est maximal lors de la troisième et de la cinquième campagne (Tab. 63). Lors de ces deux campagnes, aucun apport d'eau vers l'étang n'a été observé. Les particules collectées ont par conséquent une origine principalement autochtone et leur teneur en matière organique peut être utilisée comme un indicateur de la remise en suspension des sédiments du fond (Weyhenmeyer et al., 1995). Lors de la cinquième campagne, caractérisée par un vent important (19 km.h^{-1}), les sédiments collectés par les trappes classiques sont plus riches en matière organique (20,9 % contre 16,7 % pour les nouvelles trappes). Ceci laisse supposer que les particules collectées par la nouvelle structure proviennent pour une part importante de la remise en suspension des sédiments du fond de l'étang dont la teneur moyenne en matière organique est de 14,2 %.

Lors de la troisième campagne, la vitesse moyenne du vent n'était que de $3,6 \text{ km.h}^{-1}$ et l'étang était recouvert d'hydrophytes. Les conditions étaient donc peu propices à la remise en

suspension des sédiments (Barko et James, 1998 ; Bloesch, 1995). Les particules collectées par la nouvelle structure présentaient de plus une teneur plus importante en matière organique que les trappes standards (48,2 % contre 43,0 %). A cette période de l'année, le sédiment du fond était constitué à 19,0 % de matière organique. La majorité des particules collectées par le nouveau dispositif n'avait donc pas pour origine une remise en suspension des sédiments. L'observation à la loupe binoculaire des sédiments contenus dans les trappes nous a permis d'observer de nombreux fragments d'hydrophytes en décomposition, piégés par la nouvelle structure et totalement absents des trappes classiques.

En milieux aquatiques peu profonds, l'utilisation de trappes cylindriques classiques peut conduire à négliger une fraction importante de la sédimentation autochtone.

4.1.2 Trappes plates.

4.1.2.1 Comparaison des trappes plateaux et trappes souples.

Aucune différence significative (test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,05$) n'est observée entre les taux de sédimentation estimés à l'aide des trappes plateaux et des trappes souples.

Le faible nombre de trappes déployées ne permet cependant pas de déterminer statistiquement l'égalité des moyennes à un risque $\beta = 0,05$. Le respect d'une distance de sécurité de 3 m entre chaque trappe conduit à augmenter la surface échantillonnée avec le nombre de trappes et intègre par conséquent une variabilité spatiale du taux de sédimentation.

Le nombre restreint de trappes mises en place ne permet pas d'affirmer que les deux types de trappes aient une efficacité de collecte identique. Cependant, les résultats obtenus sont très proches et les différences inter-groupes (trappes plateaux / trappes souples) sont du même ordre de grandeur que les variations intra-groupes. A priori les taux de sédimentation et la nature des particules collectées ne semblent pas différer selon le type de trappes plates utilisé.

4.1.2.2 Comparaison des taux estimés à l'aide de trappes souples avec et sans guide.

Aucune différence significative (test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,05$) n'est observée entre les masses et la nature des particules collectées à l'aide des trappes placées directement sur la couche de sédiments du fond ou maintenues à un centimètre au-dessus. Malgré le nombre limité de trappes souples disponibles ne permettant pas de comparer un nombre important de réplicats ($n = 2 \times 4$), nous observons des variations de mesures inférieures à 10 % du taux de collecte. Ces résultats semblent indiquer une bonne répétabilité de la mesure.

Aucune collecte supplémentaire de particules provenant de la remise en suspension accidentelle de sédiment n'est observée malgré le dépôt des trappes directement sur le fond. **Il semble donc que les dépôts des trappes directement sur les sédiments ne perturbent pas l'estimation du taux de sédimentation.**

Le dépôt des trappes doit cependant être effectué lentement avec estimation préalable de la hauteur d'eau afin de ralentir la descente du matériel au moment du contact avec les sédiments du fond.

4.2 FLUX DE SEDIMENTATION TOTAL.

L'étang de Lansquenet n'a pas été vidangé durant l'ensemble de la période d'étude. Les fluctuations du taux de sédimentation au sein de cet étang ne peuvent pas par conséquent être attribuées à une intervention humaine liée au cycle d'exploitation (vidange, remplissage) excepté lors d'intervention sur l'étang de Rorbach situé en amont ou lors de phase de pêche au filet au sein même de l'étang telle qu'en août 2000.

4.2.1 Impact des interventions du pisciculteur.

Sur l'ensemble des 18 campagnes de prélèvements, trois d'entre elles présentent un taux de sédimentation particulièrement élevé dans l'étang de Rorbach. Des taux de 214, 218 et 151 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Taux de Sédimentation Pondérés respectifs de 230, 233 et 149 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) sont mesurés en octobre 1999, août 2000 et septembre 2000 alors que le taux de sédimentation moyen durant la période d'étude n'est que de 62 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (TSP = 64 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Ces taux importants ne peuvent pas être attribués à la sédimentation d'une quantité importante de particules allochtones charriées par les tributaires. Au cours de ces trois campagnes, les apports par les tributaires ont été estimés respectivement entre 0,47 et 0,50 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en octobre 1999, 0,24 et 0,28 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en août 00 et 0,81 et 0,82 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en septembre 2000 (Tab. 88). La sédimentation de particules autochtones ne peut contribuer que légèrement à ce flux sédimentaire total. En effet, le taux de sédimentation mesuré au cours de la seule campagne de septembre 2000 (1^{er}-22 sept.) correspond à un flux total, sur la surface totale de l'étang (hors helophytes), de 189 tonnes de matière sèche. Cette masse est équivalente à plus de deux fois la totalité du compartiment macrophytique (hydrophytes + helophytes) estimée sur l'étang.

La production phytoplanctonique ne peut pas quant à elle, être à la source d'un tel flux de particules. En conditions idéales de développement, elle atteint au maximum 40 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ sur de courtes périodes et 15 à 25 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ sur des périodes de un à trois mois (Goldman, 1979). Schroeder et al. (1991) ont estimé la sédimentation de phytoplancton en étang piscicole fertilisé, à 10 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ au maximum. Hargreaves (1998) estime cette sédimentation au maximum à 16 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (en négligeant le broutage et la dégradation au sein de la colonne d'eau) en étang de pisciculture hyper-eutrophe, présentant des concentrations en Chl *a* de 250 $\mu\text{g.L}^{-1}$ lors de fleurs d'eau à cyanobactéries.

Par conséquent, les particules collectées au cours de ces trois campagnes ne peuvent résulter majoritairement que de la remise en suspension des sédiments du fond.

En octobre 1999 et septembre 2000, l'étang de Rorbach a été vidangé. Au cours de la vidange d'étangs, toute l'eau est évacuée et les couches superficielles des sédiments du fond sont mises en suspension comme l'ont observé Boyd (1978), Le Louarn et Bertru (1991) et Schwartz et Boyd (1994).

La teneur en MO des particules collectées peut être utilisée comme indicateur de la remise en suspension des sédiments du fond en absence d'apport allochtone significatif vers le plan d'eau (Weyhenmeyer et al., 1995). En étang comme en lac, à cause de l'activité bactérienne et de la dégradation de la matière organique incorporée dans les sédiments (Meyers et Ishiwatari, 1995), les sédiments du fond ont généralement une teneur en MO plus faible que celle des particules résultant de la production autochtone (Weyhenmeyer et al., *loc. cit.*).

En octobre 1999 et septembre 2000, la teneur en MO des sédiments du fond est respectivement de 13,2 et 14,2 % dans l'étang de Rorbach et la teneur en MO des particules collectée n'est que de 14,4 et 15,0 % (Fig. 79). Ces teneurs sont faibles en comparaison à la teneur moyenne en MO des particules collectées qui est de 17,9 % (TMP = 17,4 %). **Cette diminution de la teneur en MO des particules confirme l'hypothèse d'une importante remise en suspension des sédiments du fond et d'un taux de sédimentation secondaire élevé au cours des vidanges.**

En mars 2000, l'étang de Rorbach est également vidangé. Au cours des 18 jours de vidange, l'eau de l'étang est évacuée avec un débit plus faible que durant les vidanges d'octobre 1999 et de septembre 2000. Malgré la vidange, les taux de sédimentation totaux restent inférieurs à 21 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Les exportations de MES au cours de la totalité des vidanges

d'octobre 1999, de mars et de septembre 2000 sont estimées respectivement à 97, 43 et 60 g.m⁻² (Tab. 58). L'exportation plus faible de MES au cours de la vidange de mars 2000 peut s'expliquer par une durée de vidange plus importante et une vitesse d'abaissement du niveau de l'eau deux fois moindre que durant les autres vidanges (cf. Chapitre II ; Paragraphe 3.5.2.). Poirel et al. (1994) considèrent ce dernier paramètre comme l'un des principaux facteurs conditionnant la remise en suspension des sédiments du fond lors de la vidange. De plus, les sédiments ayant une teneur en matière organique moindre ont généralement une plus faible teneur en eau et sont moins aisément remis en suspension (Cyr, 1998). Le 1^{er} centimètre supérieur de la couche de sédiments du fond présente une teneur en MO significativement plus faible en mars 2000 (12,3 %) (test de Wilcoxon pour échantillons appariés ; $p < 0,05$) que lors des vidanges d'octobre 1999 (13,2 %) et de septembre 2000 (14,2 %). Le faible taux de sédimentation total mesuré en mars 2000 semble confirmer l'hypothèse d'une remise en suspension moindre au cours de cette vidange.

Suite à la phase de vidange, l'étang est alimenté en eau et rempli par les précipitations atmosphériques et par les apports du bassin versant. Au cours des campagnes de novembre 1999 et d'avril 2000 faisant suite aux vidanges, la teneur en MO des particules collectées est encore très basse (Fig. 79). En novembre, la productivité en étang est généralement faible (Sevrin-Reyssac, 1997) et peut par conséquent se traduire par une moindre sédimentation de particules autochtones riches en MO. Cependant, le faible taux de MO dans les particules collectées par les trappes au cours de ces deux campagnes (oct. 99 et mars 00) est probablement lié au fait que l'étang de Rorbach a récemment été rempli avec de l'eau provenant du bassin versant et par conséquent pauvre en phytoplancton.

En août 2000, alors que la biomasse hydrophytique est maximale dans l'étang de Rorbach, le pisciculteur a décidé de collecter une fraction du cheptel piscicole avant la vidange à l'aide de seines tractées à partir d'embarcations. Cette pratique a conduit à la remise en suspension des sédiments du fond et à l'arrachage de fragments d'hydrophytes. A cette période, les deux principales sources de particules sédimentant sont les sédiments du fond avec une faible teneur en MO (15,7 %) et les hydrophytes (associés à des détritiques et algues périphtiques) riches en MO (76,6 %). L'accroissement de la capacité d'accueil du milieu lié à la surface des herbiers immergés en font un support très important pour le développement actif du périphton (Moeller et Wetzel, 1988 ; Testard, 1995). Pieczynska (1976) a mis en évidence l'accroissement de la surface d'accueil de 4 à 46 m².m⁻² en herbier à Potamots et Elodées. Les hydrophytes peuvent constituer une réserve et un support important de particules et d'organismes susceptibles d'être arrachés et de sédimenter suite à l'usage des seines. Il est par conséquent difficile de quantifier les différentes sources des particules collectées. L'observation visuelle du contenu des trappes nous a permis de visualiser de nombreux fragments d'hydrophytes. Le mélange de particules riches en MO (hydrophytes, périphton et détritiques) aux sédiments du fond remis en suspension conduit à une collecte de particules caractérisées par une teneur en MO intermédiaire.

L'activité du pisciculteur (vidanges et pêches au filet) a de fortes répercussions sur le flux sédimentaire total en induisant une importante remise en suspension des sédiments du fond.

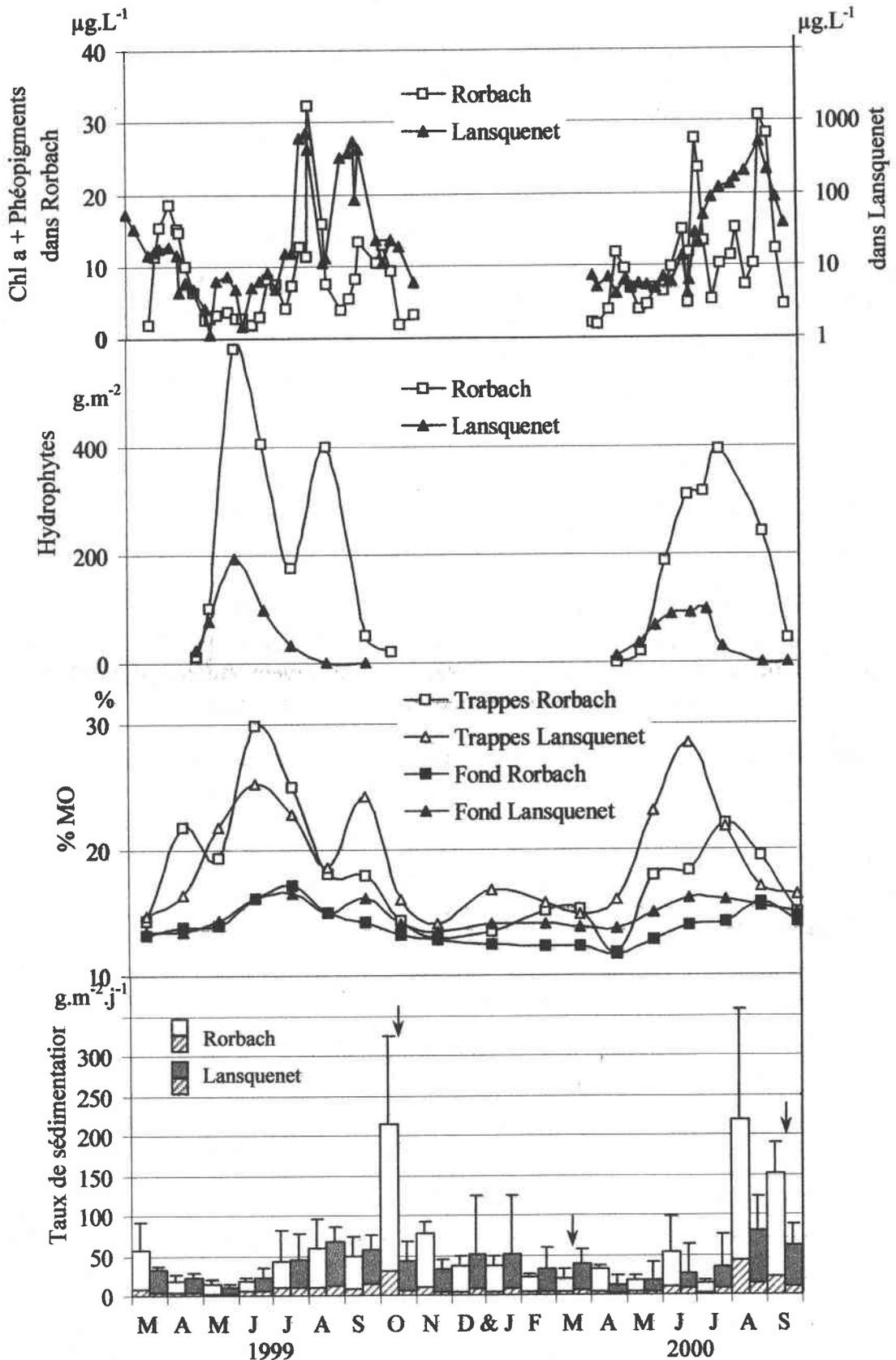


Fig. 79 : Concentrations en pigments chlorophylliens (Chlorophylle *a* + Phéopigments) dans l'eau de surface à la verticale du point le plus profond, biomasse moyenne d'hydrophytes, concentrations en MO des sédiments du fond et teneur moyenne en MO des particules collectées, taux de sédimentation moyen pondéré par la surface échantillonnée (+ ET) en poids sec. Les flèches indiquent les vidanges de Rorbach. Les hachures représentent la fraction organique.

4.2.2 Variations temporelles.

4.2.2.1 Taux de sédimentation

Ce schéma d'évolution de la sédimentation observé sur les deux étangs, minimale au début du printemps et maximale à la fin de l'été, est comparable à celui obtenu dans le lac Zug où le taux de sédimentation reflète la dynamique de production du phytoplancton, plutôt que les apports allochtones (Bloesch et Sturm 1986). En lacs peu profonds, les taux de sédimentation semblent généralement peu influencés par la saison car la majeure partie des sédiments collectés est originaire de la remise en suspension du sédiment du fond (Nöges et al., 1999 ; Bloesch, 1995). Dans ces lacs, la remise en suspension peut masquer les variations saisonnières de la sédimentation primaire.

Les variations saisonnières observées dans les étangs peuvent s'expliquer par une production élevée de matière autochtone au cours de l'été, liée à un compartiment végétal important qui induit la sédimentation de phytoplancton et de fragments de macrophytes associés au périphyton.

En mai, les taux de sédimentation sont minimaux. Ces taux faibles sont observés au cours de la période végétative des hydrophytes (Fig. 79). La présence d'hydrophytes peut réduire considérablement la remise en suspension des sédiments du fond et l'érosion induite par le vent (Fonseca et al., 1982 ; Testard, 1995 ; Barko et James, 1998). Weller (1978) indique une réduction de 36 % des courants côtiers dans le lac Wingra en présence d'herbiers immergés. James et Barko (1994) ont observé dans le lac Minnesota en présence et en absence d'une végétation dense de *Potamogeton pectinatus*, des taux de MES dans l'eau liés à la remise en suspension des sédiments du fond, près de deux fois plus faibles en présence d'herbier. Ces auteurs précisent que les taux de seston dans l'eau sont nettement inférieurs à ceux prédits par les modèles d'estimation de la remise en suspension. Ils signalent, en présence de végétaux, des teneurs en MES dans l'eau relativement faibles malgré des vents de plus de 20 km.h⁻¹. Testard (1995) précise qu'en situation d'exubérance extrême, ces herbiers s'opposent à la circulation de l'eau entre les zones littorales et pélagiques, entretenant ainsi des entités fonctionnelles autonomes, confinées, au centre desquelles la sédimentation est à prédominance organique.

De plus, le développement d'une couverture hydrophytique est généralement associé à un état d'eau claire et de faible biomasse phytoplanctonique (Dieter, 1990 ; Scheffer, 1990) limitant alors d'avantage les concentrations en MES dans l'eau et la sédimentation. Nos résultats confirment ces observations. Au cours du mois de mai 1999, les teneurs maximales en Chl *a* et Phéopigments atteignent respectivement 3,6 et 7,1 µg.L⁻¹ dans Rorbach et Lansquenet et 9,4 et 6,3 µg.L⁻¹ au maximum en mai 2000 (Fig. 79). Parallèlement, la teneur en MO des particules collectées diminue dans l'étang de Rorbach où le développement hydrophytique est près de trois fois plus important que dans l'étang de Lansquenet. Cette évolution de la teneur en MO des particules collectées par les trappes est également observée par Fennessy et al. (1994) au cours de la période de croissance de *Cladophora* sp. qui attribuent ce phénomène à une inhibition du développement phytoplanctonique par les macrophytes (*Cladophora* sp. et *Typha* sp.).

Le faible taux de sédimentation total observé en mai, s'explique par le développement des hydrophytes, limitant la remise en suspension des sédiments du fond et le développement de phytoplancton.

En juin, juillet et août 1999, le taux de sédimentation total augmente dans les deux étangs. Cette évolution a lieu simultanément à la dégénérescence de la première génération d'hydrophytes (*Potamogeton pectinatus*). Entre le 1^{er} juin et le 19 juillet 1999, les taux de sédimentation moyens ont été estimés à 28,0 g.m⁻².j⁻¹ dont 6,9 g.m⁻².j⁻¹ de matière organique dans l'étang de Rorbach et à 31,4 g.m⁻².j⁻¹ dont 7,3 g.m⁻².j⁻¹ de MO dans l'étang de Lansquenet. Durant cette période, la dégradation des hydrophytes est supérieure à la croissance. Au cours de ces 49 jours, la diminution de la biomasse hydrophytique est estimée respectivement à 8,2 et 3,3 g.m⁻².j⁻¹ dans les étangs de Rorbach et Lansquenet. La teneur moyenne en MO ayant été estimée à 76,6 %, la dégénérescence des hydrophytes est une source de 6,3 et 2,5 g.m⁻².j⁻¹ dans ces deux étangs respectifs. Cette fraction organique représente respectivement 91 et 34 % de la matière organique collectée par les trappes au sein des étangs de Rorbach et Lansquenet. Cependant, la totalité de la biomasse hydrophytique ne rejoint pas le compartiment sédimentaire car la minéralisation et le broutage de la végétation peuvent participer à la diminution de la biomasse végétale (Parsons et Matthews, 1995 ; Barko et James, 1998). Un affaissement des herbiers à Potamots et leur chute massive sur les sédiments du fond sont cependant visuellement observés sur les deux étangs au cours de cette période.

Généralement, la décomposition de blooms à cyanobactéries ou à chlorophycées est considérée comme étant la source principale de matière organique en décomposition conduisant aux conditions anoxiques (Lin, 1986 ; Sevrin-Reyssac, 1997). Nos résultats montrent que **la décomposition des macrophytes peut également être une source notable de matière organique**. Durant la période de dégradation des macrophytes en juin, la teneur en MO des particules collectées par les trappes atteint 29.9 % alors que la teneur en MO des sédiments du fond est toujours inférieure à 17.2 %. Cela montre qu'une fraction importante des particules sédimentant est due à la production primaire. De plus, de nombreux fragments de macrophytes sont observés visuellement dans les trappes.

Une seconde augmentation de la teneur en MO des particules collectées est observée en septembre 1999. Cette augmentation coïncide avec la dégradation de la seconde génération d'hydrophyte sur l'étang de Rorbach. Au cours de cette même période, des teneurs très élevées en pigments chlorophylliens, due à des blooms de *Microcystis aeruginosa*, sont observées dans l'étang de Lansquenet (Fig. 79).

4.2.2.2 Nature des particules collectées

Corrélations entre paramètres.

Les fortes corrélations observées entre les teneurs en C, N, P et MO des particules collectées (Fig. 71) se traduisent par une évolution en partie comparable pour l'ensemble des paramètres au cours des 19 mois d'étude (Fig. 69). Les teneurs en MO, C, N et P des particules collectées sont maximales au cours des mois de mai, juin et juillet au cours des deux années.

Fennessy et al. (1994) comparant les résultats d'une campagne hivernale à cinq campagnes réalisées de mai à septembre en marécages, observent une teneur maximale en P et MO des particules collectées en fin d'été. Ils dénotent une relation entre les teneurs en MO et P des particules, bien que le coefficient de régression soit plus faible ($r^2=0,31$; $n=18$) qu'au cours de notre étude ($r^2=0,39$; $n=90$ dans Rorbach et $r^2=0,54$; $n=252$ dans Lansquenet). Ces auteurs expliquent cette évolution par une production autochtone maximale en fin d'été, la sédimentation de phosphore augmente alors proportionnellement par l'intermédiaire de détritiques et de cellules algales mortes qui sédimentent sur le fond.

L'élément le mieux corrélé à la teneur en MO est la teneur en C ($r^2=0,67$; $n=90$ et $r^2=0,83$; $n=252$ respectivement dans Rorbach et Lansquenet) (Fig. 71).

L'accroissement simultané des teneurs en MO, C, N et P des particules collectées par les trappes en été est la conséquence de la sédimentation de particules autochtones riches en MO et nutriments.

Périodicité saisonnière des fluctuations.

L'évolution saisonnière de la composition chimique des particules collectées est observable pour l'ensemble des paramètres MO, C, N et P. Comme pour le taux de sédimentation, le nombre restreint de trappes implantées sur l'étang de Rorbach ne permet pas d'observer des variations hautement significatives ($p<0,01$) mais les variations saisonnières significatives ($p<0,05$) entre campagnes semblent suivre un schéma proche de celui observé dans l'étang de Lansquenet. Bien que des variations saisonnières soient observables pour l'ensemble des paramètres (Fig. 69 et Tab. 71 à Tab. 76), **le meilleur indicateur de ces fluctuations semble être la teneur en C des particules collectées qui présente une augmentation marquée au cours des mois estivaux** (Fig. 69). On observe alors des teneurs significativement plus importantes ($p<0,05$ dans Rorbach et $p<0,001$ dans Lansquenet) durant les mois de mai à août 1999 et 2000 que durant les mois d'octobre 1999 à mars 2000.

L'évolution cyclique de ces variations est mise en évidence par l'analyse en composantes principales des 342 prélèvements (Fig. 72). On observe alors une similarité des campagnes de mars à avril 1999 et de novembre 1999 à avril 2000. Ces campagnes se différencient par des taux de sédimentation relativement faibles mais surtout par des teneurs en MO, C, N et P basses. A l'opposé de ces campagnes, sur le premier axe caractérisant la nature des particules, les campagnes de juin et juillet présentent des particules riches en nutriments et MO. Les campagnes intermédiaires (printanières et automnales) se différencient par des taux de sédimentation plus importants en automne que durant la période précédant le développement hydrophytique.

Une variation inter-annuelles significative semble être observable pour certaines campagnes réalisées à la même période en 1999 et 2000. Au sein de l'étang de Rorbach, une différence significative de la teneur en C est ainsi observée entre 1999 et 2000 pour les campagnes de mars, juillet et septembre (Tab. 71) et à nouveau en mars et septembre pour la teneur en N (Tab. 73). **Les différences en mars et septembre entre les deux années d'étude peuvent s'expliquer par une différence des pratiques piscicoles avec vidange de l'étang de Rorbach en mars et septembre 2000** et absence de vidange en mars et septembre 1999, les trappes n'ayant été mises en place qu'après la fin de la vidange de mars 1999. Des variations inter-annuelles sont également observables au sein de l'étang de Lansquenet (Tab. 72 ; Tab. 74 et Tab. 76). Ces variations d'une année à l'autre sont cependant généralement moins marquées que les variations saisonnières observées.

Malgré les teneurs en C et N différentes, l'analyse en composantes principales des résultats obtenus au cours des 18 campagnes nous indique une similarité des campagnes de mars 1999 et 2000. La nature des particules collectées en mars se différencie des campagnes estivales par des teneurs en MO, C, N et P plus faibles.

Les campagnes de septembre 1999 et 2000 se distinguent par la nature des particules collectées avec des teneurs en MO, C, N et P plus élevées en absence de vidange (1999). En 1999, le développement phytoplanctonique au sein de l'étang de Rorbach est probablement à l'origine de particules plus riches en MO et nutriments alors que le flux secondaire important

en phase de vidange induit la collecte de particules pauvres en MO, C, N et P. On observe de plus au sein de l'étang de Lansquenet, une baisse de la concentration en pigments chlorophylliens (Fig. 79) alors que l'étang de Rorbach est vidangé en septembre 2000. Cette réduction de la teneur en Chl *a* et phéopigments dans l'eau de l'étang aval peut être engendrée par la disparition de la fleur d'eau à cyanobactéries développée en août dans cet étang. Les perturbations hydrologiques engendrées par la vidange de l'étang amont (Rorbach) sont susceptibles d'être défavorables au développement cyanobactérien dont la sensibilité au régime hydrique est maintenant bien connue (Nalewajko et Murphy, 1998 ; Banens et David, 1998). La vidange avancée pendant l'année 2000 a probablement permis d'éviter ce développement de *Microcystis aeruginosa*. **Une telle pratique n'est cependant pas recommandée car une température de l'eau trop élevée au moment de la vidange est néfaste pour la vie piscicole** (Huet, 1970; Schlumberger, 1998).

Origine des particules.

Les teneurs moyennes en C, N et P des sédiments du fond des étangs sont plus faibles d'une part, que celles mesurées au sein des deux étangs dans les compartiments hydrophytiques et helophytiques et d'autre part, que la composition élémentaire du phytoplancton (Tab. 90). Cependant la composition élémentaire du phytoplancton peut varier considérablement en particulier si le phosphore limite le développement algal comme c'est souvent le cas en milieu oligotrophe (Gächter et Bloesch, 1985). En milieu eutrophe comme les étangs, les variations des rapports C/P et C/N du phytoplancton s'écarte relativement peu du rapport théorique C/P=106 (en atome) basée sur la composition stœchiométrique C:N:P=106:16:1 de Redfield et al. (1963).

Tab. 90 : Teneurs en C, N et P et rapport C/N massique de divers compartiments au sein des étangs de Rorbach et Lansquenet.

Compartiment	Etang	C (%)	N (%)	P (%)	C/N (masses)
Sédiment du fond	Rorbach	5,72	0,68	0,099	8,4
	Lansquenet	6,58	0,884	0,165	7,4
Hydrophytes 1 ^{ère} génération	Rorbach	31,1	2,02	0,31	15,4
	Lansquenet	38,7	2,71	0,49	14,3
2 nd génération	Rorbach	28,6	1,73	0,12	16,5
Helophytes fraction aérienne	Rorbach	40,3	1,33	0,12	30,3
	Lansquenet	42,2	1,42	0,13	29,7
Phytoplancton *		≈ 50	7 - 10	0,5 - 1	≈ 6

* : d'après Dauta et Feuillade (1995), Golterman (1995) et Redfield et al. (1963).

Par conséquent, en absence d'apport allochtone significatif (Tab. 88 et Tab. 89) en comparaison aux taux de sédimentation mesurés, l'augmentation des teneurs en MO, C, N et P des particules collectées par les trappes est à attribuer à la sédimentation de particules autochtones provenant du flux sédimentaire primaire.

L'augmentation de la teneur en MO en mai s'explique par le développement d'hydrophytes dans les deux étangs, réduisant les turbulences responsables de la remise en suspension des sédiments et limitant la circulation de l'eau. Cette entrave à la circulation d'eau se traduit au niveau des étangs par des courants dominants au niveau des chenaux et fossés principaux du fond de l'étang où le développement macrophytique est plus limité. Au sein des zones d'herbier, on observe une réduction de la remise en suspension et des apports de particules par

les flux d'eau d'où une diminution des flux sédimentaires (James et Barko, 1994 ; Barko et James, 1998). Le développement du réseau racinaire stabilise la couche de sédiment et limite les flux secondaires de sédimentation (Coops et al., 1996, Sand-Jensen, 1998).

Le développement de courant préférentiel au niveau des chenaux de l'étang limitant les apports allochtones vers les herbiers ainsi que la réduction des flux secondaires de sédimentation se traduit par un faible taux de sédimentation total au cours des mois de mai (Fig. 79). Cette réduction du taux de sédimentation accompagnée de la sédimentation de particules riches en MO au sein des herbiers induit une augmentation de la teneur en MO, C, N et P des particules collectées par les trappes. Les faibles teneurs en pigments chlorophylliens en cette période de l'année et l'état d'eaux claires observé permet de supposer que la majorité des particules autochtones sédimentant a une origine hydrophytique ou détritique et périphytique associée à la végétation submergée.

Les rapports C/N des particules collectées au cours de cette campagne atteignent respectivement 10,8 et 9,8 dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet en 1999 (respectivement 10,8 et 8,5 en mai 2000) (Fig. 70). Ce rapport confirme la sédimentation conséquente de particules d'origine hydrophytique (C/N = 15,4 dans Rorbach et 14,3 dans Lansquenet) associées à un flux sédimentaire secondaire de particules à faible rapport C/N (C/N = 8,4 et 7,4 respectivement dans Rorbach et Lansquenet) et à faible teneur en MO.

L'utilisation de trappes plates (mesure de la sédimentation résultante) en parallèle aux trappes enfouies (mesure du flux total) nous permet d'apprécier l'importance du flux secondaire en étang. On observe alors au cours des mois d'avril à juillet 2000, durant le développement hydrophytique, une réduction de la différence entre les taux mesurés par ces deux types de trappes (Tab. 85) confirmant la moindre importance des flux secondaires dans le flux total de sédimentation à cette période de l'année. Le rapport moyen entre les taux de sédimentation totaux et résultants est minimal en juin dans l'étang de Lansquenet ($TxE/TxP = 3,2$) et en juillet dans l'étang de Rorbach ($TxE/TxP = 2,0$). Ces campagnes correspondent respectivement au développement des herbiers à Potamots dans Lansquenet et à Characées dans Rorbach. Ce rapport reste inférieur à 7 durant toute la période de développement des hydrophytes dans Rorbach.

Malgré la tempête du 26 décembre 1999, un ratio de 5,0 est observé au cours de la campagne de décembre 99-janvier 00. Ce faible rapport peut s'expliquer par l'influence de la couverture temporaire de glace à cette période de l'année dont la présence limite l'action du vent et des vagues sur les sédiments du fond (Imboden et Wüest, 1995).

La différence maximale entre les taux estimés par ces deux types de trappes est maximale dans les deux étangs en septembre 2000 alors que l'étang de Rorbach est vidangé. Ces résultats confirment l'existence d'une remise en suspension importante des sédiments du fond lors de vidanges et permettent d'attribuer une origine sédimentaire (flux secondaire) à 95 % des particules constituant le flux sédimentaire total estimé au point R1, R3 et R5 (étang de Rorbach) au cours de la vidange de septembre 2000.

Au cours des mois de juin et juillet, les taux de sédimentation des particules collectées augmentent. Ces particules sont également riches en C, N, P et MO (Fig. 69). Cette teneur en MO, C, N et P permet de leur attribuer une origine autochtone phytoplanctonique, hydrophytique ou périphytique toujours associée à un flux sédimentaire secondaire moindre de particules pauvres en nutriments et MO. La fraction autochtone des particules constituant les flux sédimentaires est alors maximale et se traduit par des teneurs atteignant près de 30 % de MO, 16,6 % de C, 1,9 % de N et 0,26 % de P.

En septembre 1999 alors que la couverture hydrophytique est totalement dégradée dans l'étang de Lansquenet, une seconde augmentation de teneur en MO, C, N et P des particules collectées est observée. Cette sédimentation de particules riches en MO s'accompagne d'une diminution du rapport C/N égal à 7,1 (Fig. 70). Ceci permet d'attribuer une origine phytoplanctonique aux particules issues du flux primaire de sédimentation accompagnée d'un flux secondaire de particules provenant du fond de l'étang dont le rapport C/N a été estimé à 7,4. Ce second pic de MO intervient au cours de la période de développement de *Microcystis aeruginosa* identifiées par M. LEITAO (comm. pers.) dans l'étang de Lansquenet, se traduisant par des concentrations en pigments chlorophylliens (Chl *a* + Phéopigments) élevées (Fig. 79).

Au sein de nos étangs piscicoles, le flux sédimentaire est constitué de particules à faibles teneurs en MO et nutriments, provenant d'apports allochtones et de la remise en suspension des sédiments du fond au cours de la saison pluvieuse (novembre à avril). Lors du développement des hydrophytes, la richesse en nutriment des particules collectées augmente mais les taux de sédimentation sont minima, indiquant une réduction de la remise en suspension. Un taux élevé de sédimentation de particules riches en MO, C, N et P est observé en juin et juillet, lors de la dégradation de la couverture végétale. En automne, l'activité du pisciculteur (vidange et pêche) induit un accroissement conséquent de la remise en suspension conduisant à la sédimentation de particules à faibles teneurs en MO et nutriments.

4.2.3 Variations spatiales.

La disposition des trappes à sédiments enfouies (Fig. 56) avait pour objectif de permettre l'estimation des variations spatiales qualitative ou quantitative du flux sédimentaire total en étang selon des transects amont-aval dans les deux étangs et selon des radiales berges-centre dans Lansquenet.

4.2.3.1 Différences inter-étangs.

Taux de sédimentation.

Håkanson (1995) a montré que la rétention des particules par un lac est d'autant plus efficace que sa longueur, son volume ou le temps de rétention d'eau sont importants. Cependant cet auteur a mis également en évidence l'influence du pré-piégeage sur la rétention de particules dans des plans d'eau disposés en série, le milieu aquatique aval recevant moins de particules allochtones que celui situé en amont.

Malgré une superficie plus faible, **le taux de sédimentation moyen est significativement plus important (test t, $p < 0,05$) dans le premier étang que dans le second étang** ($61,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ contre $38,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ soit des TSP de 63,8 et $37,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Si les campagnes d'octobre 1999, août 2000 et septembre 2000, au cours desquelles l'activité humaine a accru les taux de sédimentation, ne sont pas prises en compte, la différence entre les deux étangs n'est pas significative ($35,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ contre $34,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$; test t, $p > 0,05$).

Ce taux de sédimentation total plus important dans Rorbach résulte probablement d'un flux secondaire plus important au sein de ce plan d'eau dont la profondeur est moindre. La différence entre les deux étangs n'est cependant significative que lorsque les campagnes caractérisées par une pression du pisciculteur forte sont prises en compte. **Le flux secondaire**

est particulièrement important lors d'interventions du pisciculteur dans l'étang de Rorbach, qui de par sa superficie plus faible, est plus sensible à l'activité anthropique.

Pour l'étang de Rorbach, les apports de MES provenant du bassin versant sont estimés en moyenne à 2,33 ou 2,16 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ au cours de ces 18 mois d'étude (Tab. 88). Le taux de sédimentation total dans ce même étang est 27 à 29 fois plus important. Ce rapport est de 47 (Tab. 89) pour l'étang de Lansquenet. Ces résultats mettent en évidence la faible participation de la sédimentation de particules allochtones dans le flux sédimentaire total. La fraction plus faible des particules allochtones constituant le flux sédimentaire total de l'étang de Lansquenet s'explique par sa situation en aval de l'étang de Rorbach, une superficie plus importante et un rapport Ad/Ao plus faible. Cette situation entraîne un pré-piégeage des particules dans l'étang amont (Håkanson, 1995) et des apports moindres provenant du bassin versant.

La sédimentation totale en étang est donc principalement due à la sédimentation de particules autochtones et au flux de sédimentation secondaire.

Les taux moyens annuels et teneurs moyennes annuelles calculés sur des périodes de douze mois permettent de ne pas donner un poids deux fois plus important aux mois de mars à septembre qui ont été étudiés deux années au cours de la période d'étude. Les taux et teneurs annuels sont plus faibles que ceux estimés à partir de l'ensemble des données (Tab. 77 et Tab. 78) car les mois printaniers et estivaux sont caractérisés par la sédimentation de particules plus riches en MO et nutriments (cf. Chapitre III ; Paragraphe 5.2.2.). L'existence de variations saisonnières quantitatives et qualitatives des flux sédimentaires nécessiterait afin de permettre une comparaison avec d'autres études que l'ensemble des taux soit calculé à partir de données annuelles. Nous pouvons cependant signaler que malgré des variations saisonnières marquées, les différences existantes entre deux sites d'études semblent être beaucoup plus importantes. A défaut de période d'étude basée sur une année exacte, la comparaison inter-sites permet de différencier des écosystèmes aux fonctionnements sédimentaires très différents.

Les taux de sédimentation moyens mesurés dans les étangs étudiés sont de trois à 200 fois supérieurs à ceux généralement observés en lac (Bloesch, 1982 ; Bloesch et Uehlinger, 1986 ; Evans et Håkanson, 1992). Des taux plus importants sont généralement observés en milieux peu profonds. L'importance de ces taux est généralement attribuée à une importante remise en suspension des sédiments du fond (Bloesch et Uehlinger, 1986 ; Nöges et al., 1999). Fennessy et al. (1994) mesurent des taux moyens de sédimentation en marécages compris entre 16,2 et 35 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Ces taux sont de plus probablement sous-estimés suite à l'utilisation de trappes à sédiment classiques de 20 cm de haut laissées sur le fond. Nous avons montré (cf. Chapitre III ; Paragraphe 4.1.1.) que l'utilisation de trappes classiques en étangs piscicoles conduisait à négliger 35 à 79 % du flux sédimentaire total.

Douglas et Rippey (2000) observent en lac (Lac Neagh, 383 km^2 , profondeur moyenne de 8,9 m) des taux de sédimentation totaux équivalents à ceux observés dans nos étangs (53,2 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Ces taux sont 25 fois plus importants que la productivité primaire du lac. Une fraction importante du flux sédimentaire total en lac est également à attribuer à la remise en suspension des sédiments.

Malgré l'utilisation de trappes classiques, Nöges et al. (1999) observent en lac large et peu profond des taux compris entre 26 et 700 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Des taux élevés peuvent s'expliquer par une très forte remise en suspension des sédiments en milieu fortement soumis aux vents à cause de son importante superficie (Bukata et al., 1975 ; Carper et Bachmann, 1984 ; Luettich et al., 1990 ; Hanlon et al., 1998), l'importance des vagues responsables de la remise en

suspension des sédiments étant d'autant plus grande que la course du vent sur le plan d'eau est importante (Håkanson et Janson, 1983).

Wyban et Sweeney (1989) estiment le taux de sédimentation à $800 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en élevage intensif de crevettes. Schroeder et al. (1991), en élevage de crevettes semi intensif, collectent de 200 à $500 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ de particules. Ils attribuent ce taux très élevé à une forte remise en suspension des sédiments du fond mais également à une importante production de matière organique au sein de la colonne d'eau en milieu d'élevage.

Malgré la faible profondeur des étangs étudiés, les taux de sédimentation totaux mesurés sont proches de ceux observés en lacs peu profonds. **La remise en suspension des sédiments du fond en étangs extensifs semble donc moins élevée qu'en lac large et peu profond ou en milieu d'élevage intensif** dans lesquels les taux de sédimentation totaux et secondaire sont très importants.

Nature des particules.

L'analyse statistique des 342 échantillons de sédiments collectés indique une différence significative de la teneur en C et N entre les particules sédimentant dans les deux étangs et une différence hautement significative de la teneur en MO, P et du rapport C/N des particules (Tab. 77).

Les particules collectées dans l'étang de Lansquenet sont plus riches en C, N, P et MO. Cette différence entre les deux étangs peut avoir diverses origines.

La disposition en série de ces deux étangs permet au plan d'eau le plus amont (Rorbach) d'intercepter (phénomène de pré-piégeage) une partie des apports de particules allochtones (Håkanson, 1995) généralement moins riches en MO et nutriments que les particules autochtones (Campy et Meybeck, 1995). La géologie homogène constituant les bassins hydrographiques de ces deux plans d'eau ainsi qu'une occupation des sols assez similaire (cf. Chapitre I) permet de penser que les particules allochtones provenant du bassin versant serait de nature proche pour les deux étangs si les eaux de Rorbach ne se déversaient pas dans Lansquenet. De par l'existence de l'étang de Rorbach situé en amont, l'étang de Lansquenet est alimenté par une eau enrichie en MO, les MES rejetées de Rorbach étant constituées d'une fraction organique plus importante que celle provenant du bassin versant en amont (cf. Chapitre II ; Paragraphe 4.4.3.). En aval d'un étang, un enrichissement en MO et un ensemencement en phytoplancton du milieu récepteur aval est généralement observé (Le Louarn et Bertru, 1991 ; DIREN, 2001).

Les corrélations mises en évidence entre les teneurs en MO, C, N ou P des particules collectées dans les deux étangs indiquent que pour une teneur en MO identique, les particules collectées dans Lansquenet sont plus riches en N et P (Fig. 71). Cette différence peut s'expliquer par les variations de teneurs en C, N et P entre les diverses sources de MO. Golterman (1995) indique que le phytoplancton est en moyenne cinq fois plus riche en N et P que les macrophytes. Une teneur plus élevée en N et P du phytoplancton et plantes lacustres en comparaison à la végétation terrestre est également indiquée par divers auteurs (Vollenweider, 1969 ; Meyers et Ishiwatari, 1995, Pourriot et Meybeck, 1995). Cette teneur plus importante en N se traduisant par un rapport C/N plus important de la MO allochtone en comparaison à la MO autochtone (Golterman, 1995 ; Meyers et Ishiwatari, 1995, Bronk et al., 1998). La contribution plus importante de la MO allochtone à la sédimentation observée dans

l'étang de Rorbach est confirmée par le rapport C/N des particules très significativement plus important dans le premier étang (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,001$, $n_1 = 90$; $n_2 = 252$).

De plus, la contribution du phytoplancton comme source de MO sédimentaire dans un plan d'eau est généralement d'autant plus importante que le rapport Ad/Ao (surface du bassin versant sur surface du plan d'eau) est faible (Meybeck, 1995 ; Meyers et Ishiwatari, 1995). Le rapport Ad/Ao plus faible de l'étang de Lansquenet (Ad/Ao = 17) par rapport à celui de Rorbach (Ad/Ao = 48) le prédispose à être alimenté par une fraction plus faible de particules organiques terrestres ou helophytiques au bénéfice de particules phytoplanctoniques et hydrophytiques.

Malgré la dispersion importante des individus liée à la variation temporelle de la sédimentation sur l'ensemble des trappes étudiées, la présentation en analyses en composantes principales (Fig. 73), des individus (triés par points de prélèvements) de l'étang de Rorbach s'oppose à ceux de Lansquenet dans le plan composé par les axes 1 (teneur en C, N, P et MO) et 2 (rapport C/N). Les trappes localisées dans l'étang de Rorbach se caractérisent à nouveau par un taux de sédimentation et un rapport C/N plus élevés et des teneurs en MO, C, N et P plus faibles.

Les particules collectées dans l'étang amont sont caractérisées par des teneurs en C, N et P plus faible et par un rapport C/N plus élevé que dans le second étang. **Cette différence traduit la participation plus importante des particules allochtones à la sédimentation totale dans l'étang amont.** Elle s'explique par un pré-piégeage dans l'étang amont, par des apports allochtones plus élevés par unité de surface liés au rapport Ad/Ao et par une production phytoplanctonique plus forte dans l'étang aval.

4.2.3.2 Différences inter-trappes.

Bien qu'une opposition entre les points de prélèvements de Rorbach et de Lansquenet soit observée lors de la réalisation de l'analyse en composantes principales, cet outil nous permet d'observer une similarité entre les points R3, R4 et R5 les plus en aval dans Rorbach et les points L6, L7 et G1 placés aux débouchés des tributaires dans Lansquenet (Fig. 73).

De plus, un positionnement des individus amont-aval selon un gradient croissant du taux de sédimentation et de teneur en nutriments et MO est observable au sein de l'étang de Lansquenet. Les points L6, L7, L8 et L9 localisés selon l'axe longitudinale de l'étang de Lansquenet sont d'autant plus séparés des individus de Rorbach que le point de prélèvement est localisé vers l'aval. Seul le point L10 localisé le plus en aval de Lansquenet ne suit pas cette tendance. Ce dernier point est localisé à quelques mètres de la digue. Il est probable que les taux de sédimentation et la nature des particules collectées en ce point soient fortement influencés par l'activité anthropique (proximité du fossé de pêche et de la zone de mise à l'eau des embarcations). Les interventions du pisciculteur sont alors susceptibles d'engendrer un accroissement de la remise en suspension des sédiments se traduisant par un taux de sédimentation plus élevé et des teneurs en MO et nutriments des particules collectées plus faibles.

L'évolution des particules collectées d'amont vers l'aval, traduit l'influence croissante de l'étang sur la production de particules organiques autochtones à forte teneur en nutriments et faible rapport C/N. La production phytoplanctonique qui peut être à l'origine

de ces caractéristiques semble contribuer de façon plus importante au flux sédimentaire total en pleine eau qu'à proximité des tributaires. Cette hypothèse est confirmée par le positionnement le long de l'axe 2 (rapport C/N) des stations localisées sur les différents transects berges-pleine eau dans l'étang de Lansquenet traduisant un taux de sédimentation et un rapport C/N plus faibles pour les stations les plus éloignées des berges (Fig. 73).

Les natures différentes des particules collectées en pleine eau (richesses plus élevée en C, N et P et rapport C/N moindre) en comparaison des stations localisées à proximité des berges confirment le gradient amont-aval déjà observé.

Des gradients amont-aval et berges-centre, de la nature des particules constituant le flux sédimentaire total sont observés dans le plus grand étang. Ce gradient traduit l'influence croissante de la production autochtone en aval et en pleine eau dans les étangs de pisciculture.

Cette évolution spatiale de la nature des particules selon un gradient berges-centre a été observée dans le lac Kinneret par Ostrovsky et al. (1997), Ostrovsky et Yacobi (1999) et Yacobi et Ostrovsky (2000). Ces auteurs ont mis en évidence un enrichissement régulier en pigments chlorophylliens des sédiments du fond selon un transect berges-pleine eau, traduisant l'importance croissante, en pleine eau, de la dégradation du phytoplancton dans le flux de MO vers les sédiments du fond. Yacobi et Ostrovsky (2000) émettent l'hypothèse d'une sédimentation secondaire plus importante dans les zones les plus profondes induisant une accumulation de MO et de pigments dans les sédiments. Cette accumulation aux niveaux des zones les plus profondes est généralement observée en lac large en période de stratification thermique (Håkanson et Jansson, 1983 ; Sandilands et Mudroch, 1983, Roget et al., 1993). La topographie des étangs étudiés (Fig. 65 et Fig. 67) n'est pas à même d'induire ce type de mouvement préférentiel des flux de sédiments. L'estimation de l'épaisseur de sédiments accumulés au sein de l'étang de Rorbach (Fig. 66) montre qu'au sein de ces milieux l'accumulation de sédiment n'est pas maximale au niveau des zones les plus profondes. **Les mécanismes régissant l'accumulation des sédiments en lac ne semblent donc pas applicables en étang.**

Yacobi et Ostrovsky (2000) signalent également l'existence de déficit en oxygène au niveau des sédiments situés dans les zones profondes susceptible de ralentir la dégradation de la MO comme le signalent Den Heyer et Kalff (1998).

L'existence de conditions anoxiques au sein de l'étang de Lansquenet observées au cours de la période estivale pourrait également participer à ralentir la dégradation de la MO dans cet étang accentuant les différences de teneur en MO des sédiments du fond et des particules collectées par rapport à l'étang de Rorbach moins profond (Fig. 79).

Etang de Rorbach.

Aucune différence significative (test de Wilcoxon pour échantillons appariés, $p > 0,05$) du taux de sédimentation ou de la teneur en MO et C des particules collectées par les cinq trappes disposées dans Rorbach n'est observée sur l'ensemble de la période d'étude.

La trappe R1 située le plus en amont se différencie significativement (Tab. 82) des trappes R3 et R4 par une teneur moins importante en N alors que R2 présente une teneur en N significativement différente de R4. Seule la trappe R1 se distingue des quatre autres points de prélèvements de l'étang de Rorbach par une teneur en P moins importante (Tab. 83).

Il n'est pas alors possible de confirmer au sein de cet étang une augmentation progressive d'amont vers l'aval de la teneur en nutriments et MO des particules collectées, liée à un enrichissement en MO autochtone. Bien que le rapport C/N des particules collectées augmente exactement selon un axe amont-aval (Tab. 84), les différences ne sont significatives qu'entre R1 et R3 et entre R2 et les trois trappes les plus aval (R3, R4 et R5).

Nos résultats ne nous permettent pas de mettre en évidence de véritable gradient quantitatif ou qualitatif de la sédimentation totale au sein de l'étang de Rorbach. Cette absence de différence peut être liée à la faible superficie du plan d'eau et à sa bathymétrie relativement homogène (Fig. 65) permettant une production hydrophytique et phytoplanctonique ainsi qu'une sédimentation des particules allochtones sur l'ensemble du plan d'eau. L'absence de zone préférentielle marquée d'accumulation de sédiments (Fig. 66) confirme cette homogénéité globale des phénomènes sédimentaire dans cet étang.

Ces résultats semblent comparables à ceux observés en lacs (Evans et Håkanson, 1992) ou aucune variation spatiale du taux de sédimentation n'est observée sur de longues périodes. Ces observations permettent de penser que pour l'étude globale de la sédimentation à long terme, une seule trappe à sédiment soit suffisante pour estimer efficacement le flux sédimentaire (Evans et Håkanson, *loc. cit.*). Cependant, un écart type important est observé au sein de l'étang de Rorbach lors de nombreuses campagnes (Fig. 69 et Fig. 79). Bloesch et Uehlinger (1986) ont montré que sur de courtes périodes d'étude (15 jours), la variabilité spatiale du taux de sédimentation en lac est importante avec des différences importantes entre zones profondes et peu profondes. Dillon et al. (1990) ont observé des variations toutes aussi importantes sur un laps de temps identique en lac peu profond mais sans aucune relation avec la profondeur, suggérant alors que l'utilisation d'une seule trappe pour étudier l'ensemble du plan d'eau est inadéquate.

L'étude du flux sédimentaire à long terme au sein de l'étang de faible superficie (Rorbach) semble pouvoir être basée sur le suivi d'une trappe à sédiment unique. Pour la compréhension des mécanismes sédimentaires à court terme (mensuel) de multiples trappes sont nécessaires.

Etang de Lansquenet.

Le taux de sédimentation total au sein de l'étang de Lansquenet présente, contrairement à l'étang de Rorbach, des variations quantitatives et qualitatives inter-trappes très marquées. Ces résultats confirment l'impossibilité d'estimer correctement en étang comme en lac (Bloesch, 1982, Nöges et al., 1999) le flux sédimentaire dans son ensemble à partir d'une ou deux trappes.

Les taux de sédimentation les plus importants sont observés en amont de l'étang et en particulier au niveau des trappes localisées à proximité des tributaires (L6, G1 et secondairement L7) (Tab. 79). Les taux mesurés au niveau des trappes G1 ($61,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) et L6 ($99,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) sont respectivement plus de 1,5 et 2,5 fois supérieurs au taux moyen mesuré sur l'ensemble de l'étang ($37,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Le débouché d'une rivière constitue l'une des principales zones de dépôt primaire en lac (Campy et Meybeck, 1995). La pénétration du courant chargé en matière en suspension dans la masse d'eau lenticque conduit à une sédimentation plus active. Les particules allochtones charriées par la rivière intègrent alors le milieu aquatique lenticque. Koren et Klein (2000) observent des taux de sédimentation près de sept fois plus importants au débouché de la rivière Jordan qu'au centre du lac Kinneret (Israël)

alors que Bloesch et Uehlinger (1986) observent un taux plus de trois fois plus important au débouché de l'affluent qu'au centre du lac Hallwill (Suisse).

Les trois trappes localisées à proximité des tributaires (L6, L7 et G1) sont caractérisées par des taux de sédimentation significativement supérieurs à ceux de l'ensemble des autres trappes, le taux mesuré en L6 étant lui-même supérieur à la totalité des autres trappes.

Les stations L8, L9 et G2, localisées au centre de l'étang présentent des taux de sédimentation non différents entre eux (Tab. 79). La sédimentation observée au niveau de ces points de prélèvements est significativement plus faible que celle observée aux autres stations (excepté pour les points L8 et D8 qui ne diffèrent pas). Les trappes D2, D3, D4, D5, D7, D8, G3 et L10, ne sont pas significativement différentes les unes des autres excepté pour les points D3 et D7 (test de Wilcoxon pour échantillons appariés, $p < 0,05$).

Il est alors possible de distinguer, à partir du taux de sédimentation moyen, trois zones principales de sédimentation :

- une première zone centrale à faible sédimentation échantillonnée par les trappes L8, L9 et G2 (Taux de 20,8 à 24,8 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en moyenne) ;
- une seconde zone littorale à taux de sédimentation moyen estimé par les trappes D2, D3, D4, D5, D7, D8, G3 et L10 (27,8 à 34,7 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$);
- une troisième zone "tributaire" à fort taux de sédimentation au niveau des trappes L6, L7 et G1 (47,6 à 99,6 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$).

Il semble donc possible, afin d'obtenir une estimation quantitative globale du flux sédimentaire total dans l'étang de Lansquenet, de limiter le nombre de trappes à trois. Cette fragmentation de l'étang en zones ne semble cependant pas être suffisante, pour une estimation qualitative des particules. On observe en effet au sein de la zone 2 un rapport C/N à la station D8 significativement inférieur aux rapports de la majorité des autres trappes de ce groupe (Tab. 84). Les trappes D3 et D5 présentent également des taux significativement inférieurs aux ceux des trappes D2, D4 et D7. Un nombre de trappes limité à trois serait donc insuffisant pour être représentatif des variations spatiales de ce paramètre.

Ces regroupements par zone, bien que légèrement différents selon l'objectif recherché (étude quantitative ou qualitative), semblent se caractériser par des similarités marquées entre les stations situées soit à proximité des tributaires, soit au centre du plan d'eau, soit à proximité des berges.

Les variations spatiales au sein de l'étang sont plus ou moins marquées selon le paramètre étudié. La teneur en C (ou N) des particules semble être un paramètre peu discriminant. Les trois stations les plus proches des tributaires (L6, L7 et G1) présentent des teneurs en C et N plus faibles que les autres trappes (Tab. 81 et Tab. 82). Cependant seule la trappe L7 présente des teneurs en ces deux éléments significativement ($p < 0,05$ à $p < 0,001$) plus faibles que l'ensemble des autres stations de l'étang (Tab. 81 et Tab. 82). L'utilisation de trois zones définies ci-dessus serait alors suffisante pour rendre compte de la variation spatiale de ces éléments au sein de l'étang.

La teneur en phosphore semble être un paramètre plus déterminant afin de distinguer les stations "tributaires" dont la teneur en P est significativement plus faible que la majorité des stations situées en pleine eau (Tab. 83) et peu différente des quatre stations aval de l'étang de Rorbach. Cette concentration moins importante en P associée à un rapport C/N élevé (Tab.

84) permet de formuler l'hypothèse que ces stations se distinguent des autres stations de l'étang, par une contribution moins importante des particules phytoplanctoniques (riche en P) au flux sédimentaire total et à des apports de particules allochtones (C/N élevé) plus conséquents.

Le rapport C/N des particules semble être l'indicateur le plus efficace des variations existantes entre les stations proches des berges et les stations de pleine eau. La diminution de ce paramètre avec l'éloignement de la station à la berge a été observée par analyse en composantes principales. L'analyse statistique des différences existantes entre les stations les plus proches des rives et les stations respectives localisées en pleine eau indique une diminution significative ($p < 0,05$) pour les couples G3-G2 et D4-D5 et hautement significative ($p < 0,005$) pour les couples D2-D3 et D7-D8, du rapport C/N avec l'éloignement des berges.

Le rapport C/N des particules collectées semble être un marqueur efficace de l'influence des zones rivulaires sur la qualité des particules constituant le flux sédimentaire total.

L'étude quantitative et qualitative de la sédimentation en étang de superficie importante nécessite l'utilisation de multiples trappes à sédiments. La sédimentation en étang de superficie importante (34 ha) se différencie selon la proximité des tributaires, des berges et la zone de pleine eau.

5 CONCLUSIONS.

La faible profondeur des étangs de pisciculture ne permet pas d'utiliser des trappes à sédiments classiques afin d'y étudier les flux sédimentaires. De **nouvelles trappes à sédiments cylindriques** ont alors été développées afin d'étudier les flux sédimentaires totaux. Ces trappes permettent de ne négliger que les cinq derniers centimètres de la colonne d'eau contre plus de 25 cm pour les appareillages couramment utilisés.

L'utilisation de trappes classiques en milieux peu profonds conduit à négliger de 35 à 79 % du flux sédimentaire total, les particules non collectées peuvent provenir du flux sédimentaire primaire ou secondaire.

Le **taux de sédimentation total** dans deux étangs piscicoles est estimé en moyenne à 37 et 64 $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Ces taux sont de trois à 200 fois plus importants que ceux généralement observés en lac (Bloesch, 1982 ; Bloesch et Uehlinger, 1986 ; Evans et Håkanson, 1992), proches de ceux estimés en marécages (Fennessy et al., 1994) et plus faibles que ceux mesurés en lac large et peu profond par Nöges et al. (1999). Les flux sédimentaires totaux élevés mesurés en milieux peu profonds sont généralement attribués à une importante remise en suspension.

L'importance de la **remise en suspension** des sédiments dans les étangs étudiés a été vérifiée par diverses observations. Les similarités qualitatives (teneur en matière organique, C, N et P) des particules collectées par les trappes et les sédiments du fond lors des périodes de forte sédimentation confirment le rôle important de ce processus en étang. La comparaison des taux de sédimentation résultant estimés à l'aide de trappes plates (n'entravant pas la remise en suspension des sédiments) aux taux de sédimentation totaux permet d'attribuer au flux secondaire entre 23 et 96 % du flux sédimentaire total selon la période d'étude et la localisation du point de prélèvement.

Malgré l'importance du flux secondaire dans ces milieux, une **variation annuelle** quantitative et qualitative du taux de sédimentation total reflétant la productivité de ces milieux est observée. La dégradation et la sédimentation de fragments de macrophytes immergés, comme celle du phytoplancton, peut être une source importante de matière organique pouvant influencer significativement les flux sédimentaires en étang.

L'activité du pisciculteur, en particulier par l'intermédiaire des vidanges, est également une source importante de variations du taux de sédimentation. L'impact anthropique semble cependant moins affecter les flux sédimentaires en étangs de grande superficie.

Une **variation spatiale** du flux sédimentaire est également observée dans les deux étangs au cours de diverses campagnes. Sur une période d'étude relativement longue (19 mois) cette variation n'est globalement pas significative au sein du plus petit étang (7 ha de superficie). Elle est par contre hautement significative dans le second étang (34 ha). Les variations qualitatives et quantitatives observées indiquent que les flux sédimentaires ne peuvent pas être estimés à l'aide d'une seule trappe dans un plan d'eau de cette superficie. Un minimum de trois trappes localisées respectivement à proximité des tributaires, à proximité des berges et au centre de l'étang semble recommandable.



CONCLUSION

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.

Conclusions.

Les étangs de pisciculture, bien que représentant à l'échelle de la France une superficie en eau importante (environ 80000 ha), sont majoritairement des plans d'eau de faible superficie (inférieure à 10 ha). Cette multitude de pièce d'eau est gérée par de nombreux propriétaires.

La concrétisation de ce travail n'a été rendue possible que grâce au partenariat entre l'Université de Metz et le Conseil Général de la Moselle, propriétaire des étangs du Domaine de Lindre. L'autorisation d'accès à plus de 800 ha d'étangs ainsi que la mise à disposition d'informations malgré les contraintes de production piscicole inhérentes à la gestion d'une pisciculture de cette envergure a été un avantage précieux, mis à profit lors de nos recherches.

Les étangs piscicoles extensifs étudiés sont localisés sur substrat argileux. L'eau charriée par les ruisseaux drainant ce bassin versant est caractérisée par des teneurs en MES généralement supérieures ou égales à 50 mg.L⁻¹ en amont de tout étang conformément aux observations de Nisbet et Verneaux (1970) réalisées sur ce type de sols. Diverses études ponctuelles ont montré que la présence d'étangs sur les cours d'eau présentant de telles concentrations en MES, se traduit généralement par une réduction de la charge particulière dans le ruisseau aval (DIREN, 2001).

Dans le cadre de nos recherches, l'établissement de bilans des flux entrant et sortant de deux étangs durant une période de près d'un an comprenant un à deux cycles d'exploitation (remplissage, production et vidange) a été réalisé. Le bilan entrée-sortie global traduit une rétention d'environ 3 610 à 6 220 kg.ha⁻¹ de MES, 65 à 106 kg N.ha⁻¹ d'azote total et 1,6 à 8,7 kg P.ha⁻¹ de phosphore total.

La phase de vidange, souvent présentée comme une phase critique du cycle d'exploitation (Le Louarn et Bertru, 1991) a fait l'objet d'un suivi plus poussé.

Au cours de cette phase, les exportations de MES représentent de 5 à 35 % des masses totales charriées par les tributaires durant l'ensemble de l'année. Durant cette période d'un an, il a été montré en parallèle que le flux particulière en aval d'étang est réduit de 49 à 76 % par rapport au flux estimé en amont.

La phase de vidange, correspond cependant à une exportation massive de particules et de nutriments en un laps de temps très court. Nos expériences ont permis d'estimer les exportations de MES et de nutriments pour une large gamme de conditions de vidanges (11 vidanges, 6 étangs de superficies comprises entre 2 et 620 ha, conditions climatiques et gestionnaires variées, etc...). Selon la vidange étudiée, les rejets rapportés à l'hectare d'étang vidangé peuvent varier d'un facteur dix (426 à 3 880 kg.ha⁻¹ de MES ; 1,2 à 15,1 kg P.ha⁻¹ de phosphore total et 9 à 74 kg N.ha⁻¹ d'azote Kjeldahl).

Ces résultats permettent de conclure à des rejets moins importants durant les vidanges d'étangs de pisciculture extensive que lors de vidanges d'autres milieux vidangeables tels que les piscicultures intensives ou les réservoirs hydroélectriques.

Les risques toxicologiques pour le milieu aval liés à cette phase sont principalement rencontrés durant la pêche qui intervient en fin de vidange et au cours de laquelle les

concentrations en MES peuvent atteindre ponctuellement plus de 10 g.L^{-1} . Quelques mesures de gestion telles que la création de ruisseaux de dérivation ou de bassins de décantation en aval de l'étang, pourraient considérablement réduire l'impact de la pêche sur le milieu récepteur.

L'épaisseur de sédiment érodée sur l'ensemble de la vidange a été estimée à environ 1 mm, ce qui ne représente qu'une très faible proportion du volume total de sédiment accumulé sur le fond qui atteint plus de 20 cm d'épaisseur en moyenne.

L'origine (apports allochtones, production autochtone) ainsi que les processus d'accumulation (flux de sédimentation primaire et secondaire) de cette couche de sédiments ont été étudiés à l'aide de nouvelles trappes à sédiments spécialement adaptées aux contraintes de ces milieux peu profonds.

Les taux de sédimentation totaux estimés à 37 et $64 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en moyenne sont supérieurs à ceux généralement mesurés en lac, comparables à ceux observés en marécages et plus faibles que ceux mesurés en lac large et peu profond.

Il a été mis en évidence une évolution cyclique annuelle de la qualité et des quantités de particules sédimentant au sein des étangs. Cette évolution est généralement masquée par un flux sédimentaire secondaire important en milieux peu profonds. L'importance du flux secondaire a été vérifiée par comparaison qualitative des particules constituant le flux total à celles des sédiments du fond, des particules allochtones charriées par les tributaires et la nature de divers compartiments végétaux.

La mise au point ainsi que l'utilisation en parallèle d'un second type de structure (trappes plates) a confirmé le rôle important du flux secondaire en étang.

L'étude des variations spatiales des taux de sédimentation a montré que l'estimation quantitative et qualitative des flux sédimentaires en étangs ne peut généralement pas se baser sur une estimation à l'aide d'une trappe à sédiment unique contrairement à ce qui est parfois préconisé en lac. Cependant, il est mis en évidence au sein des deux étangs étudiés (7 et 34 ha de superficie), que l'utilisation de trois trappes localisées à proximité des tributaires, des berges et au centre de l'étang, suffit à obtenir une estimation moyenne annuelle du flux sédimentaire total.

Perspectives.

Les étangs représentent en limnologie un stade intermédiaire entre, l'expérience de laboratoire qui ne fait intervenir que quelques facteurs, et le lac dont la lenteur d'évolution ne permet pas toujours d'avoir le recul nécessaire à une bonne interprétation des phénomènes. Ces milieux constituent pour le limnologiste, une source d'informations remarquables (Dussart, 1992).

Cette opinion de plus en plus partagée conduit actuellement à un intérêt croissant pour ces milieux peu profonds qui conduit au développement de nouveaux programmes de recherches en cours ou en proposition au niveau national (GIS plan d'eau, pôle relais zones humides intérieures, ...) et international (Base ELDRED). Ces travaux regroupent divers partenaires (CEMAGREF, CSP, INRA, Ministère de l'environnement, Universités, ...).

L'étude des étangs piscicoles extensifs présentée ici, s'intègre à un ensemble de recherches en cours de développement à l'Université de Metz. Ces travaux réalisés dans le cadre de thèses de doctorats, contrats de recherches, stages universitaires, ont pour objectifs de permettre conjointement l'étude des divers compartiments constituant l'écosystème étang (sédiments, eau, végétaux, plancton, poissons).

Les objectifs désormais accessibles sont d'une part associés aux travaux complémentaires, en cours ou à venir sur notre site d'étude, d'autre part liés à la mise en commun de connaissances acquises au niveau national et international au sein de diverses régions étudiées.

L'acquisition de connaissances nouvelles et les perspectives à l'Université de Metz sont axées sur différents compartiments interdépendants du système étang :

- Compartiment planctonique : les estimations qualitatives et quantitatives des populations planctoniques menées conjointement à l'Université de Metz dans le cadre d'une thèse de doctorat, permettra d'estimer les dynamiques du phyto- et zooplancton au sein des étangs étudiés au cours de notre période d'étude. L'acquisition simultanée de nos résultats et de ces nouvelles informations conduira alors à une estimation plus précise du rôle de ce compartiment sur les flux sédimentaires en étang.
- Qualité de l'eau : l'estimation des répercussions de la présence d'étangs sur la qualité physico-chimiques de l'eau est l'un des objectifs du contrat pluriannuel résultant du partenariat entre le Conseil Général de la Moselle et l'Université de Metz depuis 1997. La chronique mensuelle d'analyse de l'eau des divers tributaires et émissaires de l'étang de Lindre et de quelques étangs situés en amont, associée à l'étude des compartiments animaux et végétaux contribuera à une meilleure connaissance du rôle de l'écosystème étang sur les flux de matière et d'éléments nutritifs.
- Sédiments : les échantillons collectés au cours de notre période d'études ont dans leur totalité fait l'objet d'un stockage sous diverses formes (séchée, congelée et formolée). L'étude complémentaire, en particulier des particules organiques des échantillons nous permettrait de déterminer avec plus de précision les contributions respectives des diverses sources de matière organique au sein des flux sédimentaires.

La variabilité qualitative des particules s'accumulant sur le fond des étangs induit les dépôts de matière et de nutriments susceptibles d'être remobilisés ultérieurement lors de diverses activités piscicoles, de vidange, de période de remise en suspension ou de conditions oxydo-réductrices particulières au sein du milieu. L'étude des diverses formes de nutriments ainsi que de leur biodisponibilité permettrait de mieux comprendre et de prévoir les causes des périodes de remobilisation des nutriments ou polluants piégés (temporairement ?) au sein de ce compartiment.

- La détermination des processus conduisant à la rétention de nutriments et en particulier des nitrates au sein des étangs nécessitera l'étude spécifique du compartiment bactérien et des phénomènes d'assimilation et de dénitrification.

L'étude des modifications de charges et de formes des particules en suspension ainsi que des mécanismes de dégradation des particules sédimentaires et de consolidation

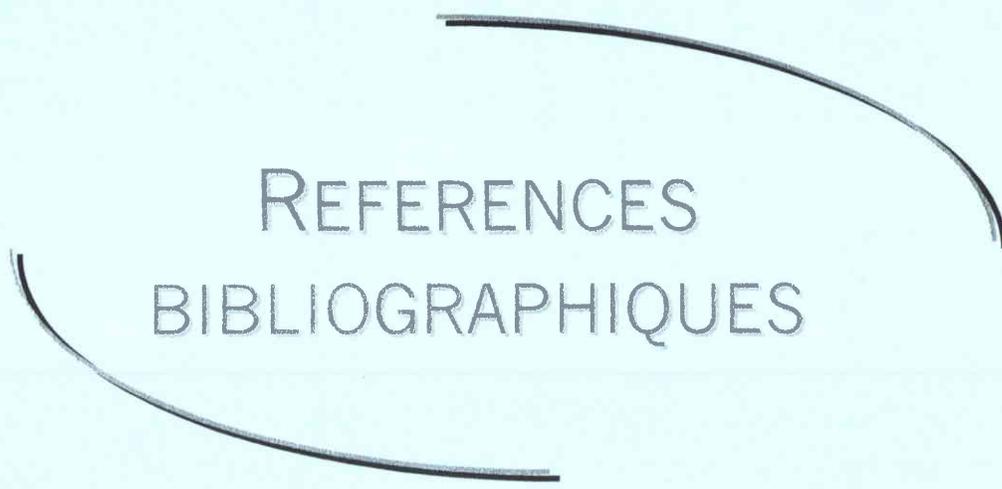
des couches superficielles des sédiments liés à l'activité bactérienne, permettrait de plus d'apprécier les rôles multiples de ce compartiment dans les mécanismes de sédimentation et de remise en suspension en étang.

Perspectives sur un large champ géographique :

- Les conclusions concernant les flux de sédimentation sont les résultats d'une étude menée au sein de deux étangs de 7 et 34 ha. Il serait intéressant de vérifier l'homogénéité de la sédimentation dans les étangs de faibles superficies ainsi que la différenciation en trois zones comparables à celles observées au sein de l'étang de plus grande taille. La vérification de ces observations permettrait alors d'étendre les études de la sédimentation à de multiples étangs à l'aide d'un nombre limité de trappes, condition indispensable à une meilleure appréciation du rôle des étangs sur les flux particuliers.
- L'acquisition des connaissances des flux sédimentaires en lacs a été et est encore basée d'une part sur l'étude des variations spatiales des flux au sein du plan d'eau, d'autre part sur l'appréciation des variations inter-lacs liées à la morphologie du plan d'eau et de son bassin versant, au climat, etc...

Les conclusions de notre étude, après vérification dans d'autres étangs, permettraient d'envisager l'étude des flux de sédiment au sein de multiples étangs à l'aide d'un nombre de point d'échantillonnage restreint. L'application de ce protocole pourrait alors contribuer à l'acquisition de meilleures connaissances des flux de sédiments et de polluants adsorbés en milieux peu profonds.

- La communication, les échanges et la mise en commun des nombreuses connaissances acquises au sein des divers organismes et groupes de travail sur les étangs et autres zones humides devraient permettre d'affirmer l'intérêt écologique de ces nombreux milieux et de participer à une meilleure compréhension des mécanismes régissant le fonctionnement écologique de ces plans d'eau.



REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1994, Qualité de l'eau. Association Française de Normalisation (AFNOR), Paris, 862pp.
- Agences de l'Eau, 1999, Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. SEQ-Eau (version 1), Agences de l'Eau (France) et Meybeck, M. (Ed.), Les études des agences de l'eau n°64, 3 volumes, 59 pp. + annexes.
- Alabaster J.S., Garland J.H.N., Hart I.C. et Solbe L.G., 1972, An approach to the problem of pollution and fisheries. *Symp. Zool. Lond.* **29**, 87-114.
- Alabaster J.S. et Lloyd R., 1980, Water quality criteria for freshwater fish. *London Butterworths* 297pp.
- Alaoui-Mhamdi M., Aleya L. et Bahlou J., 1996, Nitrogen compounds and phosphate of the Driss I reservoir (Marocco): input, output and sedimentation. *Hydrobiologia* **335**, 75-82.
- Andersson L. et Lepisto A., 1998, Links between runoff generation, climate and nitrate-N leaching from forested catchments. *Water Air Soil Poll.* **105**, 227-237.
- Andren A.W. et Strand J.W., 1981, Atmospheric deposition of particulate organic matter and polyaromatic hydrocarbons in Lake Michigan. *In* : Atmospheric pollutants in natural waters. Eisenreich S.J. (Ed.) Ann. Arbor. Science, *Ann. Arbor.* 459-479.
- Angeli N., Pont D. et Pourriot R., 1995, Hétérogénéité spatiale et migration du plancton. *In* : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 411-440.
- APHA, 1976, Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA), Washington, 420-423.
- Arrignon J., 1991, Aménagement piscicole des eaux douces. Lavoisier, Paris, 631 pp.
- Baker E.T., Milburn H.B. et Tennant D.A., 1988, Field assessment of sediment trap efficiency under varying flow conditions. *J. Mar. Res.* **46**, 573-592.
- Banas D., 1997, Incidence des piscicultures extensives du bassin versant de l'étang de Lindre. marqueurs et phases caractéristiques, Rapport de DEA, Université de Metz, 27 pp.
- Banas D., Masson G. et Leglize L., 2000, Limitation of sediment exportation during the draining operation of an extensive pond: the combination with a natural wetland. *Verh. Int. Verein. Limnol.* sous presse.
- Banas D., Masson G., Leglize L. et Pihan J.C., 2001a, Discharge of sediments, nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds: effect of rain-fall and management practices. *Hydrobiologia*, sous presse.
- Banas D., Capizzi S., Masson G., Leglize L., Didier S., Wagner P. et Pihan J.C., 2001b, Nouvelles trappes à sédiment destinées aux milieux peu profonds vidangeables. *Rev. Sci. Eau*, sous presse.
- Banas D., Masson G., Leglize L., Didier D. & Pihan J.C., 2002a, Sedimentation in fish ponds: estimation of total flux with new sediment traps. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, sous presse.
- Banas D., Masson G., Leglize L. et Pihan J.C., 2002b, Temporal variations of sedimentation in shallow freshwater systems. *Arch. Hydrobiol.*, sous presse.
- Banens R.J. et David J.R., 1998, Comprehensive approaches to eutrophication management: The Australian example. *Water Sci. Technol.* **37**, 217-225.
- Barbe J., Lavergne E. et Rofes G., 1990, Diagnose rapide des plans d'eau, CEMAGREF, **79**, 2, Lyon, 8pp.
- Barko J.W. et Smart R.M., 1980, Mobilisation of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Ecology* **67**, 1328-1340.
- Barko J.W. et James F.J., 1998, Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. *In* : The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Jeppesen E., Søndergaard M. et Christoffersen K. (Ed.), 197-214.

- Barroin G., 1990, La pollution des eaux par les phosphates. *La Recherche*, 21, 620-627.
- Beaupied H., 1980, Le cycle de l'azote dans les étangs. In : La pisciculture en étang. Billard R. (Ed.), INRA, 81-97.
- Bendjoudi H. et De Marsily G., 2000, Le fonctionnement hydrologique des zones humides. In : Fonctions et valeurs des zones humides. Fustec E. et Lefeuvre J.C. (Ed.), Dunod, Paris, 61-81.
- Billard R., 1980, L'étang et l'agriculture des eaux. In : La pisciculture en étang. Billard R. (Ed.), INRA, 15-28.
- Billard R. et Marie D., 1980, La qualité des eaux de l'étang de pisciculture et son contrôle. In : La pisciculture en étang. Billard R. (Ed.), INRA, 107-127.
- Billard R., 1995, Les carpes, biologie et élevage. INRA, Paris, 387 pp.
- Binford M.W. et Brenner M., 1986, Dilution of ^{210}Pb by organic sedimentation in lakes of different trophic states, and application to studies of sediment-water interactions. *Limnol. Oceanogr.* 21, 584-594.
- Bloesch J., 1982, Inshore-offshore sedimentation differences resulting from resuspension in the Eastern Basin of Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 748-759.
- Bloesch J., 1994, A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiologia* 284, 13-18.
- Bloesch J., 1995, Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes. *Mar. Freshwater Res.* 46, 295-304.
- Bloesch J., 1996, Towards a new generation of sediment traps and a better measurement /understanding of settling particle flux in lakes and oceans : a hydrodynamical protocol. *Aquat. Sci.* 58, 283-296.
- Bloesch J. et Burns N.M., 1980, A critical review of sedimentation trap technique. *Schweiz. Z. Hydrol.* 42, 15-55.
- Bloesch J. et Evans R.D., 1982, Lead-210 dating of sediments compared with accumulation rates estimated by natural markers and measured with sediment traps. *Hydrobiologia* 92, 579-586.
- Bloesch J. et Sturm M., 1986, Settling flux and sinking velocities of particulate phosphorus and particulate organic carbon in Lake Zug, Switzerland. In : Sediments and water interactions. Sly P.G. (Ed.), Springer, New York, 481-490.
- Bloesch J. et Uehlinger U., 1986 Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. *Limnol. Oceanogr.* 31, 1094-1109.
- Bloesch J. et Uehlinger U., 1990, Epilimnetic carbon flux and turnover of different particle size classes in oligo-mesotrophic Lake Lucerne, Switzerland. *Arch. Hydrobiol.* 118, 4, 403-419.
- Blomqvist S. et Kofoed C., 1981, Sediment trapping, a subaquatic in situ experiment. *Limnol. Oceanogr.* 26, 585-590.
- Bonacci O., Tadic Z. et Teninic D., 1992, Effects of dams and reservoirs on the hydrological characteristics of the lower Drava River. In : Regulated Rivers : Research and Management. J. Wiley & Sons, New York., 333-357.
- Boström B., Jansson M. et Forsberg C., 1982, Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18, 5-59.
- Bouchard J.P., 1998, Retenue de Grangent : synthèse des données sédimentologiques, In : Granulométrie, composition et propriétés mécaniques. Rapport EDF-DER, HE43/97/080A, Chatou, 39pp.
- Bouchard J.P., 1999, Retenue de Grangent : prévision de l'impact d'un abaissement du plan d'eau sur les sédiments déposés dans le réservoir. Laboratoire National Hydraulique EDF-Chatou, Compte rendu du Colloque EDF Hydroécologie 99, St-Etienne 2-3 juin 1999.

- Bourbonniere R.A., 1979, Geochemistry of organic matter in Holocene Great Lakes sediments. Thèse, Université du Michigan, 373 pp.
- Boyce F.M., Hamblin P.F., Robertson D.G. et Chiocchio F., 1990, Evaluation of sediment traps in lake St Clair, lake Ontario, and Hamilton Harbour. *J. Great Lakes Res.* **16**, 366-379.
- Boyd C.E., 1978, Effluents from catfish ponds during fish harvest. *J. Environ. Qual.* **7**, 59-62.
- Boyd C.E., 1985, Pond evaporation. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **114**, 299-303.
- Boyd C.E., 1986, Influence of evaporation excess on water requirements for fish farming. In : Proceedings of the Conference on Climate and Water Management. Boston, Massachusetts, USA, *American Meteorological Society* 62-64.
- Boyd C.E., 1995, Bottom soils, sediment, and pond aquaculture. Chapman & Hall, New York, 348pp.
- Boyd C.E. et Gross A., 1998, Water use and conservation for inland aquaculture ponds. EIFAC Tech. Pap. E10, 12pp.
- Bravard J.P., Lesueur P. et Marion L., 2000, La dynamique des flux, la rétention et le renouvellement des sédiments. In : Fonctions et valeurs des zones humides. Fustec E. et Lefeuvre J.C. (Ed.), Dunod, Paris, 107-128.
- Bronk D.A., Glibert P.M., Malone T.C., Banahan S. et Sahlsten E., 1998, Inorganic and organic nitrogen cycling in Chesapeake Bay: autotrophic versus heterotrophic processes and relationships to carbon flux. *Aquat. Microb. Ecol.* **15**, 177-189.
- Bukata R.P., Haras W.S. et Bruton J.E., 1975, The application of ERTS-1 digital data to water transport phenomena in the Point Pelee-Rondeau area. *Verh. Int. Verein. Limn.* **19**, 168-178.
- Butman C.A., 1986, Sediment trap biases in turbulent flows : results from a laboratory flume study. *J. Mar. Res.* **44**, 645-693.
- Butz I., 1988, Situation of fish-farm effluents in Austria. *Monistettuja Julkaisuja* **74**, 4-12.
- Calvet R., 1988, Etudes sur les transferts d'eau dans le système sol-plante-atmosphère. Calvet R. (Ed.), INRA, 362pp.
- Campbell R., 1977, microbial ecology. In : Basic Microbiology. (Ed.), *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, 148pp.
- Campy M. et Meybeck M., 1995, Les sédiments lacustres. In : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 185-226.
- Capblancq J., 1995, Production primaire autotrophe. In : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 228-252.
- Carper G.L. et Bachmann R.W., 1984, Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **41**, 1763-1767.
- CEE, 1978, Directive concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons. Communauté Economique Européenne (CEE), Directive 78/659.
- CEMAGREF, 1980, Etude des sédiments : méthodes de prélèvements et d'analyses pratiquées au laboratoire de sédimentologie. CEMAGREF, Lyon, France, Rapport scientifique, **47**, 50pp.
- Chalar G. et Tundisi J.G., 2001, Phosphorus fractions and fluxes in the water column and sediments of a tropical reservoir (Lobo-Broa - SP). *Int. Rev. Hydrobiol.* **86**, 183-194.
- Chua T.E., Paw J.N. et Guarin F.Y., 1989, The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Mar. Pollut. Bull.* **20**, 335-343.
- Condie S.A. et Webster I.T., 1997, The influence of wind stress, temperature, and humidity gradients on evaporation from reservoirs. *Water Resour. Res.* **12**, 2813-2822.

- Coops H., Geilen N., Verheij H.J., Boeters R. et van der Velde G., 1996, Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation : an experimental study in a wave tank.. *Aquat. Bot.* **53**, 187-198.
- Cornett R.J., Chant B.A., Risto B.A. et Bonvin E., 1994, Identifying resuspended particles using isotope ratios. *Hydrobiologia* **284**, 69-77.
- CREUM, 1991, Etude de la fertilité et de la sédimentation à l'étang de Lindre. Université de Metz, Rapport d'étude, 68pp.
- CREUM, 1997, Caractérisation et fonctionnement des étangs piscicoles en Woëvre, Approche physico-chimique et planctonique. Rapport du Centre de Recherche Ecologique de l'Université de Metz (CREUM), Metz, 41pp.
- Cyr, H., 1998, How does the vertical distribution of chlorophyll vary in littoral sediments of small lakes? *Freshwat. Biol.* **39**, 25-40.
- Dauta A. et Feuillade J., 1995, Croissance et dynamique des populations algales. In : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 328-350.
- Davis M.B., 1973, Redeposition of pollen grains in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* **18**, 44-52.
- De Groot C.J. et Golterman H.L., 1993, On the presence of organic phosphate in some Camargue sediments : evidence of the importance of phytate. *Hydrobiologia* **252**, 117-126.
- De Marsily G., 1981, Hydrogéologie quantitative. Masson, Paris, 214pp.
- De Marsily G., 1986, Quantitative Hydrogeology, Groundwater Hydrology for Engineers. Academic Press, New York, 440pp.
- De Marte J.A., et Hartman R.T., 1974, Studies on absorption of ^{32}P , ^{59}Fe and ^{45}Ca by water-milfoil (*Myriophyllum exalbescens* Fernald). *Ecology* **55**, 188-194.
- Den Heyer C. et Kalff J., 1998, Organic matter mineralization rates in sediments : a within and among-lake study. *Limnol. Oceanogr.* **43**, 695-705.
- Despreaux M., 1990, Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente, variabilité potentielle. Thèse, Université de Lyon I, 199 pp.
- Dieter P., 1990, The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *J. Freshwat. Ecol.* **5**, 467-473.
- Dillon P.J., Evans R.D. et Molot L.A., 1990, Retention and resuspension of phosphorus, nitrogen and iron in a central Ontario lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**, 1269-1281.
- DIREN, 2001, Inventaire des plans d'eau de la région Champagne-Ardenne et élaboration d'un guide d'évaluation des nouveaux projets, Synthèse des impacts des plans d'eau sur les cours d'eau et les écosystèmes. DIREN Champagne-Ardenne, Châlons en Champagne, 121pp.
- Dorioz J.M., Pilleboue E. et Ferhi A., 1989, Dynamique du phosphore dans les bassin-versants : importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Research*, **23**, 147-158.
- Douglas R.W. et Rippey B., 2000, The random redistribution of sediment by wind in a lake. *Limnol. Oceanogr.* **45**, 686-694.
- Dussart B., 1992, Limnologie – L'étude des eaux continentales. Editions N. Boubée & Cie, Paris, 736 pp.
- Eadie B.J., Chambers R.L., Gardner W.S. et Bell G.E., 1984, Sediment trap studies in Lake Michigan : resuspension and chemical fluxes in the southern basin. *J. Great Lakes Res.* **10**, 307-321.
- EDF, 2000, Vidanges de retenues hydroélectriques. Cahier Technique Electricité de France, EDF Pôle Industrie Mission Technique Hydraulique, Saint Denis, 36pp.
- EIFAC, 1970, Water quality criteria for European freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries, *EIFAC Tech. Pap.* **11**, 12pp.

- Emerson K., Russo R.C., Lund R.E. et Thurston R.V., 1975, Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Bd Canada* **32**, 2379-2383.
- Ertel J.R. et Hedges J.I., 1985, Sources of sedimentary humic substances : vascular plant debris. *Geochim. Cosmochim. Acta* **49**, 2097-2107.
- Evans R.D. et Håkanson L., 1992, Measurement and prediction of sedimentation in small Swedish lakes. *Hydrobiologia* **235/236**, 143-152.
- Febrey R., Morhain J., Mouille J. et Palisson A., 1979, Bassin de la Saonelle – Influence des étangs sur le régime thermique du cours d'eau. SRAE Lorraine, 28 pp.
- Fennessy M.S., Brueske C.C. et Mitsch W.J., 1994, Sediment deposition patterns in restored freshwater wetlands using sediment traps. *Ecol. Eng.* **3**, 409-428.
- Fergus T., 1997, Geomorphological response of a river regulated for hydropower. River Fortun, Norway, *Regul. River* **13**, 449-461.
- Fermor P.M., Hedges P.D. et Brown P.F., 1999, Evapotranspiration of a reedbed within a created surface water fed wetland nature reserve. In : Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands. Vymazal J. (Ed.), 165-175.
- FLAC, 1993, Demande d'intégration de l'aquaculture continentale au 3^{ème} contrat de plan état-région 1994-1998. Rapport FLAC (Filière Lorraine d'Aquaculture Continentale) du 25 février 1993, Nancy, 16pp.
- Flower R.J., 1991, Field calibration and performance of sediment traps in a eutrophic holomictic lake. *J. Paleolimnol.* **5**, 175-188.
- Fonseca M.S., Fisher J.S., Zieman J.C. et Thayer G.W., 1982, Influence of the sea grass, *Zostera marina* L., on the current flow. *Est. Coast. Shelf Sci.* **15**, 351-364.
- Forster J.R. et Smart G.R., 1979, Water economy in aquaculture. In : Power Plant waste heat Utilisation in Aquaculture. Godfriaux B.L., Able A.S., Farmanarmaian A., Greene C.R. et Stevens C.A. (Ed.), New Jersey, USA, Allanheld, Osman and Co., 3-11.
- Francisco P., Escorihuela D., Tourenq J.N. et Parent J.P., 1999, Ammoniac et poissons lors de la vidange d'une retenue. *Hydroécol. Appl.* **11**, 153-163.
- Gächter R. et Bloesch J., 1985, Seasonal and vertical variation in the C/P ratio of suspended and settling seston of lakes. *Hydrologia* **128**, 193-200;
- Gardner W.D., 1977, Fluxes, dynamics and chemistry of particulates in the ocean. Ph.D. thesis, Massachusetts Institute of Technologie/ Woods Hole Oceanographic Institution Joint Program in Oceanography, 405pp.
- Gardner W.D., 1980, sediment trap dynamics and calibration : a laboratory evaluation. *J. Mar. Res.* **38**, 17-39.
- Gardner W.D., Biscaye P.E. et Richardson M.J., 1997, A sediment trap experiment in the Vema Channel to evaluate the effect of horizontal particle fluxes on measured vertical fluxes. *J. Mar. Res.* **55**, 995-1028.
- Garnier J. et Lavandier P., 1995, Cycle du carbone. In : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 688-704.
- Garnier J., Billen G. et Levassor A., 1998, Réservoirs : fonctionnement et impacts écologiques, In : La Seine en son bassin : Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Meybeck M., DeMarsily G. et Fustec E. (Ed.), Elsevier, Paris, 263-300.
- Garric J., Migeon B. et Vindimian E., 1990, Lethal effects of draining on brown trout, a predictive model based on field and laboratory studies. *Water Res.* **24**: 59-65.
- Gigleux M., 1992. Le développement phytoplanktonique dans la Moselle en aval de Metz et dans la Seille. Thèse, Université de Metz, 147pp.

- Goldman J.C., 1979, Outdoor algal mass cultures: II, Photosynthetic yield limitations. *Water Res.* **13**, 119-136.
- Golterman H.L., 1976, Sediments as a source of phosphate for algal growth. *In* : Interactions between sediments and fresh water. Golterman H.L. (Ed.), Junk Publishers, The Hague, 286-293.
- Golterman H.L., 1984, Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Verh. Int. Verein. Limn.* **22**, 23-59
- Golterman H.L., 1995, The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the camargue. *Hydrobiologia* **315**, 39-58.
- Golterman H.L., 1998, The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia*, **364**, 75-81.
- Golterman H.L., Paing J., Serrano L. et Gomez E., 1998, Presence of and phosphate release from polyphosphates or phytate phosphate in lake sediments. *Hydrobiologia*, **364**, 99-104.
- Gosse P., 1991, Prévision et reconstitution par modélisation numérique des concentrations de matières en suspension et d'oxygène dissous dans le Blavet à la fin de la vidange décennale du lac de Guerlédan, septembre 1985. *Hydroécol. Appl.* **3**, 257-300.
- Guilbaud J. et Le Bihan P., 1992, La pêche et le droit. Litec (Ed.), Paris, 203pp.
- Gust G. et Kozerski H.P., 2000, *In situ* sinking-particle flux from collection rates of cylindrical traps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **208**, 93-106.
- Håkanson L., 1995, Models to predict net and gross sedimentation in lakes. *Mar. Freshwat. Res.* **46** 305-319.
- Håkanson L. et Jansson M., 1983, Principles of lake sedimentology. Springer, New York, 316pp.
- Håkanson L., Floderus S. et Wallin M., 1989, Sediment trap assemblages, a methodological description. *Hydrobiologia* **176-177**, 481-490.
- Hanlon C.G., Miller R.L. et McPherson B.F., 1998, Relationships between wind velocity and underwater irradiance in a shallow lake (Lake Okeechobee, Florida, USA). *J. Am. Water Resour. As.* **24**: 951-961.
- Hargreaves J.A., 1998, Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds, *Aquaculture* **166**, 181-212.
- Harriman R., Curtis C. et Edwards A.C., 1998, An empirical approach for assessing the relationship between nitrogen deposition and nitrate leaching from upland catchments in the United Kingdom using runoff chemistry. *Water Air Soil Poll.* **105**, 193-203.
- Hatcher P.G., Simoneit B.R.T., Mackenzie F.T., Neumann A.C. Thorstenson D.C. et Gerchakov S.M., 1982, Organic geochemistry and pore water chemistry of sediments from Mangrove Lake, Bermuda. *Org. Geochem.* **4**, 93-112.
- Hedges J.I., Cowie G.L., Ertel J.R., Barbour R.J. et Hatcher P.L., 1985, Degradation of carbohydrates and lignins in buried woods. *Geochim. Cosmochim. Acta* **49**, 701-711.
- Hirtz M., 1984, Etude hydrobiologique de l'étang de Lindre. Rapport de DEA, Université de Metz, 206 pp.
- Hounam C.E., 1973, Comparisons between pan and lake evaporation. Geneva, Switzerland, World Meteorological Organization, Tech. Note 126, 52pp.
- Huet M., 1970, Traité de pisciculture. Ch. De Wijngaert, Bruxelles, 718pp.
- IEE, 1976, Compte rendu de l'étude qualitative des étangs du Stock, Mittersheim et Gondrexange. Rapport de l'Institut Ecologique Européen (IEE), Metz,, 41 pp.
- Imboden D.M. et Wüest A., 1995, Mixing Mechanisms in lakes. *In* : Physics and chemistry of lakes. Lerman A. et Gat J. (Ed.), Springer, New York, 83-138.

- James W.F. et Barko J.W., 1994, Macrophyte influences of sediment resuspension and export in a shallow impoundment. *Lake Reserv. Manage.* **10**, 95-102.
- Jansson M.B. et Erlingsson U., 2000, Measurement and quantification of a sedimentation budget for a reservoir with regular flushing. *Regul. River* **16**, 279-306.
- Johnston C.A., 1991, Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Crit. Rev. Envir. Contr.* **21**, 491-565.
- Jones B.F. et Bowser C.J., 1978, The mineralogy and related chemistry of lake sediments. *In* : Lakes, chemistry, geology, physics. Lerman A. (Ed.), Springer, New York, 179-236.
- Kestemont P., 1995, Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture* **129**, 347-372.
- Knosche R., Schreckenbach K., Pfeifer M. et Weissenbach H., 1998, Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. EIFAC, Symp. E 03, 7pp.
- Koren N. et Klein M., 2000, Rate of sedimentation in Lake Kinneret, Israel : Spatial and temporal variations. *Earth Surface Processes and Landforms* **25**, 895-904.
- Koski-Vahala J., Hartikainen H. et Kairesalo T., 2000, Resuspension in regulating sedimentation dynamics in Lake Vesijärvi. *Archiv für Hydrobiologie* **148**, 357-381.
- Kovacs A., 1983, Water quality of fish ponds on the southern watershed area of Lake Balaton. Government report. South-Transdanubien Water Management Authority. Pecs, 24 pp. (en Hongrois).
- Kozerski H.P., 1994, Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. *Hydrobiologia* **284**, 93-100.
- Kozerski H.P., 1997, Under which conditions can we expect realistic sediment trap measurements? *Verh. Int. Verein. Limn.*, **26**, 249-251.
- Kozerski H.P. et Leuschner K., 1999, Plate sediment traps for slowly moving waters. *Wat. Res.* **33**, 2913-2922.
- Kozerski H.P. et Leuschner K., 2000, A new plate sediment trap: design and first experiences. *Verh. Int. Verein. Limn.* **27**, 242-245.
- Labroue L., Capblancq J. et Dauta A., 1995, Cycle des nutriments : l'azote et le phosphore. *In* : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 727-764.
- Lam D.C.L. et Jaquet J.M., 1976, Computations of physical transport and regeneration of phosphorus in Lake Erie, fall 1970. *J. Fish. Res. Bd Can.* **33**, 550-563.
- Lawacz W., 1969, The characteristics of sinking materials and the formation of bottom deposits in a eutrophic lake. *Verh. Int. Verein. Limn.* **17**, 319-331.
- Le Louarn H. et Bertru G., 1991, Influence des élevages extensifs en étang sur les rivières. *Revue des Sci. Eau* **4**, 315-327.
- Le Quere G. et Marcel J., 1999, La pisciculture d'étangs française. Rapport de l'Institut Technique de l'Aviculture (ITAVI.), Paris, 57pp.
- Lescure C., 1987, Relation bassin-versant-étang : étude quantitative de l'azote inorganique dans les échanges atmosphériques-sol-eau. Thèse Université de Lyon I, 212pp.
- L'Hote Y., 1967, La Seille, étude hydrologique. Thèse Université de Paris IV, 204pp.
- Lijklema L., 1977, The role of the iron in the exchange of phosphate between water and sediment. *In* : Interaction between sediments and freshwater. Golterman H.L. (Ed.), Junk publishers, the Hague, 313-317.

- Lin C.K., 1986, Biological principles of pond culture, phytoplankton and macrophytes. *In* : Principles and practices of pond aquaculture. Lannan J.E., Smitherman R.O. et Tchobanoglous G. (Ed.), Oregon State Univ. Press, Corvallis, 21-26.
- Lloyd R. et Orr L.D., 1969, The diuretic response by rainbow trout to sublethal concentrations of ammonia. *Water Res.* **3**, 335-344.
- Logan T.J., 1982, Mechanisms for release of sediment-bound phosphate to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiologia* **92**, 519-530.
- Luetlich R.A.Jr., Harleman D.R.F. et Somlyódy L., 1990, Dynamic behaviour of suspended sediment concentrations in a shallow lake perturbed by episodic wind events. *Limnol. Oceanogr.* **35**, 1050-1067.
- Lutun A., 1979, Rôle des plans d'eau dans l'équilibre piscicole du département de l'Orne. Rapport de fin d'études ENITEF, Nogent sur Verrisson, 66 pp.
- Mainstone G., Gulson J. et Parr W., 1993, Phosphate in freshwater, Standards for nature conservation. *English Nature Research Reports* **73**, 91pp.
- Marcel J., 1994, Réunion des producteurs européens des carpes à Nuremberg. *Echo Système* **26**, 5-8.
- Marcel J., 1996, La pisciculture d'étangs en Allemagne. *Echo Système*, **30**, 3-17.
- Marcel J., 1996b, Production piscicole maîtrisée en plans d'eau. Rapport de l'Institut Technique de l'Aviculture (ITAVI.), Paris, 74 pp.
- Marion L. et Brient L., 1998, Wetland effects on water quality: input-output studies of suspended particulate matter, nitrogen (N) and phosphorus (P) in Grand-Lieu, a natural plain lake. *Hydrobiologia* **373/374**: 217-235.
- Marshall T.R. et Lee P.F., 1994, An inexpensive and lightweight sampler for the rapid collection of aquatic macrophytes. *J. Aquat. Plant Manage.* **32**, 77-79.
- Merle G., Mosnier D. et Tourenq J.N., 1994, La vidange de la retenue de Pareloup en 1993 : une étape-clef dans la vie du lac. *Hydroécol. Appl.* **6**, 1-2, 427-446.
- Meybeck M., 1995, Les lacs et leurs bassins. *In* : Limnologie générale. Pourriot R. et Meybeck M. (Ed.), Masson, Paris, 6-59.
- Meyers P.A., 1990, Impacts of regional Late Quaternary climate changes on the deposition of sedimentary organic matter in Walker Lake, Nevada. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol.* **78**, 229-240.
- Meyers P.A., 1994, Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* **114**, 289-302.
- Meyers P.A., Leenheer M.J., Eadie B.J. et Maule S.J., 1984, Organic geochemistry of suspended and settling particulate matter in Lake Michigan. *Geochim. Cosmochim. Acta* **48**, 443-452.
- Meyers P.A. et Benson L.V., 1988, Sedimentary biomarker and isotopic indicators of the paleoclimatic history of the Walker Lake basin, western Nevada. *Org. Geochem.* **13**, 807-813.
- Meyers P.A. et Ishiwatari R., 1995, Organic matter accumulation records in lake sediments. *In* : Physics and chemistry of lakes. Lerman A. et Gat J. (Ed.), Springer, New York, 279-328.
- Moeller R.E. et Likens G.E., 1978, Seston sedimentation in Mirror Lake, New Hampshire, and its relationship to long term sediment accumulation. *Verh. Int. Verein. Limn.* **20**, 525-530.
- Moeller R.E. et Wetzel R.G., 1988, Littoral vs profundal components of sediment accumulation : contrasting roles as phosphorus sinks. *Verh. Int. Verein. Limn.* **23**, 386-393.
- Moselle (département de la), 1994, Etude d'environnement du bassin versant de l'étang de Lindre. Atelier des territoires, Metz, 170 pp.

- Mouille J., 1982, Influence des plans d'eau sur les eaux courantes superficielles. SRAE Lorraine, 38 pp.
- Moutin T., 1992, Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires, Thèse, Université de Montpellier, 164 pp.
- Moutin T., Raimbault P., Golterman H.L. et Coste B., 1998, The input of nutrients by the Rhône river into the Mediterranean Sea : recent observations and comparison with earlier data. *Hydrobiologia* 373/374, 237-246.
- Mueller W.P., 1964, The distribution of cladoceran remains in surficial sediments from three northern Indian lakes. *Invest. Ind. Lakes Streams* 6, 1-64.
- Nakai N. et Koyama M., 1991, Die Rekonstruktion von Paläoumweltbedingungen unter Berücksichtigung der anorganischen Bestandteile, des C/N- und des Kohlenstoff-Isotopenverhältnisses am Beispiel des 1400-m-Bohrkerns aus dem Biwa-See. In : Die Geschichte des Biwa-Sees in Japan Universitätsverlag Wagner. Horie S. (Ed.), Innsbruck, 149-160.
- Nalewajko C. et Murphy T.P., 1998, A bioassay to assess the potential effects of sediment resuspension on phytoplankton community composition. *J. Appl. Phycol.* 10, 341-348.
- Nisbet M. et Verneaux J., 1970, Composantes chimiques des eaux courantes, discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Ann. Limnol.* 6, 161-190.
- Nöges P., Jarvet A., Tuvikene L. et Nöges T., 1998, The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Vortsjarv (Estonia). *Hydrobiologia* 363, 219-227.
- Nöges P., Tuvikene L., Nöges T., et Kisand A., 1999, Primary production, sedimentation and resuspension in large shallow lake Vortsjarv. *Aquat. sci.* 61, 168-182.
- Olsen S., 1964, Phosphate equilibrium between reduced sediments and water, laboratory experiments with radioactive phosphorus. *Verh. Int. Verein. Limn.* 13, 915-922.
- Ostrovsky I., Wynne D., Bergstein-Ben D.T., Nishiri A., Li H., Yacobi Y.Z., Koren N. et Parparova R., 1997, Spatial distributions of biogeochemical parameters in surface sediments. *Air Water and Soil Pollution* 99, 497-505.
- Ostrovsky I. et Yacobi Y.Z., 1999, Organic matter and pigments in surface sediments : possible mechanisms of their horizontal distributions in a stratified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 1001-1010.
- Palisson A., 1974, Influence de la présence d'étangs ou enclos de pêche sur les caractères physico-chimiques et hydrobiologiques d'un cours d'eau - cas du St Florent, affluent de la Mortagne (Vosges). Note Tech. SRAE Lorraine, 105 pp.
- Parsons J.K. et Matthews R.A., 1995, Analysis of the associations between macroinvertebrates and macrophytes in a freshwater pond. *Northwest Sci.* 69, 265-275.
- Pedos-Alio C., 1990, Toward an autoecology of bacterioplankton. In : Plankton ecology – Succession in plankton communities. Sommer U. (Ed.), Springer Verlag, Berlin, 297-336.
- Pieczynska E., 1976, Selected problems of lake littoral ecology. Pieczynska E. (Ed.), Univers. Warszaw, 238pp.
- Pihan J.C. et Landragin G., 1985, Modèle de prévision de la toxicité aigüe des eaux de rivière pour le poisson. *Verh. Int. Verein. Limn.* 22, 2457-2462.
- PNR, 1999, Relevés floristiques et cartographiques des étangs du Domaine de Lindre – 1^{ère} partie. Parc Naturel Régional (PNR) de Lorraine, Nancy, 59 pp.
- Poirel A., Vindimian E. et Garric J., 1994, Gestion des vidanges de réservoirs, mesures prises pour préserver l'environnement et retour d'expérience sur une soixantaine de vidanges. 18^{ème} Congrès des Grands Barrages, Commission Internationale des Grands Barrages, Q.69-R.9. Durban 1994, 321-349.

- Pourriot R. et Meybeck, M., 1995, *Limnologie générale*. Masson, Paris, 956 pp.
- Postma H., 1967, Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. *In* : Estuaries. Lauff G.H. (Eds.), *Publ. Am. Ass. Adv. Sci.* **83**, 158-170.
- Probst J.L., 1985, Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne Basin (France). *J. Hydrol.* **76**, 281-305.
- Rambaud J., Clair M., Sandret J., Frau J.P., Khalanski M. et Ricar, C., 1988, Expérience acquise dans les vidanges de retenues par Électricité de France et la Compagnie Nationale du Rhône. Commission Internationale des Grands Barrages, 16^{ème} congrès des Grands Barrages, San Francisco.
- Ramez P., 1995, Gestion des milieux aquatiques, érosion et transports solide en rivière, Tome 1 : Guide pour la compréhension des phénomènes. CEMAGREF (Ed.), Lyon, 130pp.
- Riemann B. et Søndergaard M., 1986, Bacteria in carbon dynamics in eutrophic temperates lakes. Riemann B. et Søndergaard M. (Ed.), Elsevier, Paris, 127-197.
- Recous S., Jeuffroy N.H., Mary B. et Meynard J.M., 1996, Gestion de l'azote en zone d'agriculture intensive. INRA, 137pp.
- Redfield A.C., Ketchum B.H. et Richards F.A., 1963, The influence of organisms on the composition of seawater. *In* : The sea. Hill M.N. (Ed.), Intersciences Publishers, New York, 26-77.
- Richard J.F., 1975, L'étang de Lindre. Rapport de DEA, Université de Metz, 252 pp.
- Robbe D., 1975, Influence des matières minérales en suspension sur la qualité des eaux de surface. Laboratoire des Ponts et Chaussées, Paris, 123 pp.
- Roget E., Colomer J., Casamitjana X. et Llebot J.E., 1993, Bottom currents induced by baroclinic forcing in Lake Banyoles (Spain). *Aqua. Sci.* **55**, 206-227.
- Rosa F., Nriagu J.O., Wong H.K.T. et Burns N.M., 1983, Particulate flux at the bottom of Lake Ontario. *Chemosphere* **12**, 1345-1354.
- Rosa F., Bloesch J., Rathke D.E., 1994, Sampling the settling and suspended particulate matter. *In* : Techniques for aquatic sediments sampling, Mudroch A. et MacKnight S.D. (Eds.), 97-130.
- Rychnovska M., 1978, Water relations, water balance, transpiration and water turn-over in selected reedswamp communities. *In* : Pond littoral ecosystems. Dykyjova D. et Kvet J. (Ed.), Springer, New York, 246-256.
- Sanchez-Carrillo S., Alvarez-Cobelas M. et Angeler D.G., 2001, Sedimentation in the semi-arid freshwater wetland las tablas de daimiel (Spain). *Wetland* **21**, 112-124.
- Sandilands R.G. et Mudroch A., 1983, Nepheloid layer in Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* **9**, 190-200.
- Sand-Jensen K., 1998, Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biol.* **39**, 663-679.
- Santschi P., Bollhader S., Zingg S. et Farrenkothen K., 1990, The self-cleaning capacity of surface waters after radioactive fallout. Evidence from European waters after Chernobyl, 1986-1988. *Envir. Sci. Technol.* **24**, 519-527.
- Scheffer M., 1990, Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* **200/201**, 475-486.
- Schlegel H.G. et Bowien B., 1989, Autotrophic bacteria. Schlegel H.G. et Bowien B. (Ed.), Springer, New York, 528 pp.
- Schlumberger O., 1998, Mémento de pisciculture d'étang. CEMAGREF (Ed.), 238pp.

- Schroeder G.L., Alkon A. et Laher M., 1991, Nutrient flow in pond aquaculture systems. *In* : Aquaculture and Water Quality. Brune D.E. et Tomaso J.R. (Ed.), World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, 489-505.
- Schuze-Wiehenbranck H., 1976, Effect of sublethal ammonia concentrations on the rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). *Ber. Dt. Wiss. Kommn. Meeresforsch.* **24**, 234-250.
- Schwartz M.F. et Boyd, C.E., 1994, Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed ponds. *Prog. Fish. Cult.* **56**, 25-32.
- Schwartz, M.F. et Boyd, C.E., 1995, constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *Progr. Fish-Culturist* **57**, 255-266.
- Serruya C., 1977, Rates of sedimentation and resuspension in Lake Kinneret. *In* : Interactions between sediments and freshwater. *Proc. Int. Symp.*, Junk publishers, 48-56.
- Sevrin-Reyssac J., 1997, Phytoplankton instability and clear water phenomenon in fish ponds. *Environ. Exp. Bot.* **38**: 211-221.
- Sly P.G. 1978, Sedimentary processes in lakes. *In* : Lakes, chemistry, geology, physics, Lerman A. (Ed.), Springer, New York, 65-89.
- Sollins P., Spycher G. et Glassman C.A., 1984, Net nitrogen mineralization from light-fraction and heavy fraction forest soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* **116**, 31-37.
- Søndergaard M., Kristensen P. et Jeppesen E., 1992, Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia* **228**, 91-99.
- Stumm W. et Morgan J.J., 1981, Aquatic Chemistry. Wiley Interscience, New York, 781 pp.
- Syers J.K., Harris R.F. et Armstrong D.E., 1973, Phosphate chemistry in lake sediments. *J. Environ. Qual.* **2**, 1, 1-14.
- Szabo P., 1994, Quality of effluent from earthen fish ponds in Hungary. *J. Appl. Ichtyol.* **10**, 326-334.
- Szenknect C., 1993, Impact d'une retenue sur les transferts de solutés et de matières en suspension. Rapport de fin d'études ENSAR, CEMAGREF Rennes, 58 pp.
- Szumski M.F., Barton D.A., Putnam H.D. et Polta R.C., 1982, Evaluation of EPA un-ionized ammonia toxicity criteria. *J. Water Poll. Ctrl. Fed.* **54**, 281-291.
- Tackett D.I., 1974, Yield of channel catfish and composition of effluents from shallow-water raceways. *Progressive Fish-Culturist* **36**, 46-48.
- Talbot M.R. et Johannessen T., 1992, A high resolution palaeoclimatic record for the last 27 500 years in tropical West Africa from the carbon and nitrogen isotopic composition of lacustrine organic matter. *Earth Planet Sci. Lett.* **100**, 23-37.
- Teichert-Coddington D.R., Rouse D.B., Potts A. et Boyd C.E., 1999, Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquacultural Engineering* **19**, 147-161.
- Testard P., 1995, Rôle des macrophytes littoraux dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres. *In* : Pourriot R. et Meybeck M. (eds), Limnologie générale. Masson, Paris, 295-326.
- Thurston R.V., Russo R.C., Luedtke R.J., Smith C.E., Meyn E.L., Chacoumakos C., Wang K.C. et Brown C.D.J., 1984, Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* **113**, 1, 56-73.
- Tremolière M. et Robach F., 1997, Etude de l'origine du phosphore (eau et sédiment) dans la nutrition phosphorée des macrophytes aquatiques : approche expérimentale en conditions contrôlées de laboratoire. Rapport finale, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 15 pp.
- Trussel R.P., 1972, The percent un-ionized ammonia in aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperatures. *J. Fish. Res. Bd Canada* **29**, 1505-1507.

- Tucker C.S. et Lloyd S.W., 1985, Water quality in streams and channel catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds in west-central Mississippi. *Miss. Ag. and For. Exp. St., Miss. State Univ. Res. Rep.* **10**, 1-3.
- Tucker C.S., Kingsbury S.K., Pote J.W. et Wax C.L., 1996, Effects of water management practices n discharge of nutrients and organic matter from channel catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds. *Aquaculture* **147**, 57-69.
- USEPA 1976, Quality criteria for water. Washington D.C. : U.S. Government Printing Office, 256pp.
- Vernet J.P., Dominik J. et Favarger P.Y., 1984, Texture and sedimentation rates in Lake Geneva. *Environm. Geol.* **5**, 143-149.
- Verstraeten G. et Poesen J., 2000, Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Prog. Phys.Geog.* **24**, 219-251.
- Viner A.B., 1976, The influence of sediments upon nutrient exchanges in tropical lakes. *In* : Interactions between sediments and fresh water. Golterman H.L. (Eds.), Junk Publishers, The Hague, 210-215.
- Vollenweider R.A., 1969, A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Scientific Publications, London, 225 pp.
- Weller M.W., 1978, Management of freshwater marshes for wildlife. *In* : Freshwater wetlands. Good R.E., Whigham D.F. et Simpson R.L. (Ed.), Academic Press, London, 267-284.
- Wetzel R.G., 1983, Periphyton of freshwater ecosystems. Wetzel R.G. (Ed.), *Dev. Hydrobiol.*, Junk publishers, 346 pp.
- Wetzel R.G., 1990, Edgardo Baldi Memorial lecture: Land-water interface metabolic and limnological regulations. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **24**, 6-24.
- Weyhenmeyer G.A., Meili M., Pierson D.C., 1995, A simple method to quantify sources of settling particles in lakes: resuspension versus new sedimentation of material from planktonic production. *Mar. Freshwater Res.* **46**, 223-231.
- Weyhenmeyer G.A. et Bloesch J., 2001, The pattern of particle flux variability in Swedish and Swiss lakes. *Sci. Total Environ.* **266**, 69-78.
- Wood M., Rai H., Garnier J., Kairesalo T., Gresens S., Orive E. et Ravail B., 1992, Pratical approaches to algal excretion. *Mar. Microbiol. Food Webs* **6**, 21-38.
- Wyban J.A. et Sweeney J.N., 1989, Intensive shrimp growout trials in a round pond. *Aquaculture* **76**, 215-225.
- Yacobi Y.Z. et Ostrovsky I., 2000, Spatial distribution of organic matter and chloropigments in lake Kinneret bottom sediments during holomixis. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* **55**, 457-469.
- Yoo K.H. et Boyd C.E., 1994, Hydrology and water supply for pond aquaculture. Chapman & Hall, New York, 483 pp.
- Ziemann D.A., Walsh W.A., Saphore E.G. et Fulton-Bennett K., 1992, A survey of water qualiity characteristics of effluent from Hawaiian aquaculture facilities. *J. World Aquacult. Soc.* **23**, 1180-191.



TABLE DES ILLUSTRATIONS

Fig. 1 : Croquis d'étangs barrages (à gauche) et en dérivation (à droite).....	5
Fig. 2 : Moine de type Herrguth permettant l'évacuation des eaux du fond.....	6
Fig. 3 : Moine à vanne.....	6
Fig. 4 : Cycle d'exploitation en étang piscicole.....	9
Fig. 5 : Cycle de l'azote en étang.....	11
Fig. 6 : Diagramme de Woker présentant la répartition des formes NH_3 et NH_4^+ en fonction du pH et de la température.	13
Fig. 7 : Cycle du phosphore dans un écosystème aquatique.	14
Fig. 8 : Voies, mécanismes et composantes principales du cycle du carbone dans un plan d'eau.....	17
Fig. 9 : Carte du bassin versant de l'étang de Lindre (Moselle, France).	20
Fig. 10 : Pluviométrie mensuelle moyenne à Château-Salins (Période : 1971 à 1990).	21
Fig. 11 : Schéma du bilan hydrique d'un système lacustre.....	27
Fig. 12 : Bilan des forces auxquelles est soumis un grain posé sur le fond au seuil de mise en mouvement.	41
Fig. 13 : Schéma du mécanisme de glissement sub-aquatique.....	41
Fig. 14 : Localisation de l'étang de Petit-Villers et des points de prélèvements.	46
Fig. 15 : Localisation de l'étang de Rorbach et des points de prélèvements.	49
Fig. 16 : Localisation de l'étang de Grand-Villers et des points de prélèvements.....	50
Fig. 17 : Localisation de l'étang de Lansquenet et des points de prélèvements.	52
Fig. 18 : Localisation de l'étang de Zommange et des points de prélèvements.....	52
Fig. 19 : Localisation de l'étang de Lindre et des points de prélèvements.	54
Fig. 20 : Débits moyens journaliers mesurés en aval de l'étang de Lindre au cours des vidanges de 1998, 1999 et 2000.	57
Fig. 21 : Schéma du protocole de localisation de l'interface eau-sédiment.....	59
Fig. 22 : Carte de localisation des points de prélèvements d'eau en amont et aval des étangs de Rorbach et de Lansquenet.....	61
Fig. 23. Evolution des concentrations en MES dans l'eau en amont et en aval de l'étang au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers.....	65
Fig. 24. Evolution des concentrations en P-Ptot, N-Ntot et N-Nkj dans l'eau exportée au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.....	66
Fig. 25. Evolution des concentrations en nitrates et nitrites dans l'eau exportée au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.....	67
Fig. 26. Evolution des concentrations en N-NH_4^+ , P de o-P, TAC, Conductivité et pH dans l'eau exportée au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997.....	67
Fig. 27 : Evolution de la teneur en matière organique des particules exportées au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.....	68
Fig. 28 : Balances de rétention-exportation des MES au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.	68
Fig. 29 : Pourcentage cumulé de MES et éléments nutritifs exportés au cours de la vidange en fonction du pourcentage cumulé du volume d'eau évacuée.	69
Fig. 30 : Evolution des rapports P-Ptot/MES, N-Nkj/MES et de la teneur en MO des particules dans l'eau exportée au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.....	75
Fig. 31 : Evolution des différents paramètres analysés au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.....	76
Fig. 32 : Evolution des paramètres étudiées lors de la vidange de l'étang de Zommange en 1998.....	79
Fig. 33 : Evolution des teneurs en MES, Ptot et Nkj au cours de la vidange de l'étang de Lindre en 1998.....	82

Fig. 34 : Evolution des concentrations en MES, Ptot Nkj et de la teneur en MO des particules exportées au cours de la vidange de l'étang de Lindre en 1999.	83
Fig. 35 : Evolution des concentrations en MES, Ptot, Nkj et de la teneur en MO des particules exportées au cours de la vidange de l'étang de Lindre en 2000.	84
Fig. 36 : Concentrations en MES et nutriments dans l'eau importée et exportée de l'étang de Petit-Villers durant la phase d'assec de 1997.	87
Fig. 37 : Concentrations en MES, P-Ptot et N-Nkj et teneurs en MO des particules importées et exportées de l'étang de Lansquenet durant l'assec.	88
Fig. 38 : Profils bathymétriques transversaux 40, 200 et 300 m en amont de la digue de l'étang de Rorbach et évolution (érosion / dépôt) de la hauteur de sédiment durant la vidange d'octobre 1999.	90
Fig. 39 : Cercle de corrélation et présentation des individus des trois étapes de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1997.	100
Fig. 40 : Cercle de corrélation et présentation des individus des trois étapes de l'ensemble des vidanges des étangs de Petit- et Grand-Villers, Rorbach, Lansquenet, et Zommange.	104
Fig. 41 : Flux primaire et secondaire de particules en étang.	130
Fig. 42 : Diagramme de Hjulström indiquant les conditions de mouvement de particules dans un courant en fonction de leurs tailles et de leurs teneurs en eau.	132
Fig. 43 : A gauche : hauteur des vagues en fonction de la course du vent (L_f) et de sa vitesse. A droite : taille des particules mises en mouvement selon la profondeur (z) et la hauteur des vagues.	132
Fig. 44 : Schématisation des processus non pris en compte lors de l'établissement d'un bilan de flux de matière.	134
Fig. 45 : Formes de trappes utilisées, biais engendrés lors de leur utilisation et perturbation du flux de particule généralement observé en milieu turbulent.	137
Fig. 46 : fraction de la colonne d'eau non échantillonnée en fonction de la profondeur du plan d'eau et de la taille des trappes à sédiment.	138
Fig. 47 : Distribution verticale du flux de particules non cohésives : production, sédimentation et erreur d'estimation du flux sédimentaire liée à l'utilisation de trappes cylindriques classiques en milieu profond et peu profond.	139
Fig. 48 : Schématisation comparative des fonctionnements des trappes cylindriques et trappes plates.	140
Fig. 49 : Schéma des trappes plates développées pour les milieux aquatiques à courant d'eau faible.	141
Fig. 50 : Structure des trappes à sédiment cylindriques enfouies.	145
Fig. 51 : Trappes à sédiment cylindriques enfouies et retirées six mois après la dernière campagne lors d'assecs.	145
Fig. 52 : Localisation des points d'échantillonnage.	146
Fig. 53 : Trappe de type "plateau".	148
Fig. 54 : Photographie de trappe plate de type "souple".	149
Fig. 55 : Schémas de trappe plate de type "souple".	150
Fig. 56 : Localisation et numérotation des trappes cylindriques enfouies dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet.	154
Fig. 57 : Surfaces médianes échantillonnées par chaque trappe sur l'étang de Rorbach.	156
Fig. 58 : Surfaces médianes échantillonnées par chaque trappe sur l'étang de Lansquenet.	157
Fig. 59 : Hauteur d'eau au déversoir dans les étangs de Rorbach et Lansquenet entre le 1 ^{er} mars 1999 et le 1 ^{er} octobre 2000.	159

Fig. 60 : Représentation chronologique des campagnes de mesure du taux de sédimentation total et des phases de gestion piscicoles des étangs de Rorbach et de Lansquenet durant les 19 mois d'étude.	159
Fig. 61 : Localisation des points de prélèvement des sédiments du fond au sein des étangs de Rorbach et de Lansquenet.	160
Fig. 62 : Localisation des points de prélèvement d'hydrophytes au sein des étangs de Rorbach et de Lansquenet en 1999 et 2000.	161
Fig. 63 : Influence du diamètre des cylindres sur l'estimation du taux de sédimentation.	164
Fig. 64 : Influence de la position des tubes de collecte sur l'estimation du taux de sédimentation.	166
Fig. 65 : Courbes isobathes de l'étang de Rorbach.	168
Fig. 66 : Carte de l'épaisseur de sédiment au sein de l'étang de Rorbach après la vidange du printemps 2001.	169
Fig. 67 : Courbes isobathes de l'étang de Lansquenet.	171
Fig. 68 : Taux de sédimentation moyens pondérés (TSP) au cours des 18 campagnes de prélèvements.	173
Fig. 69 : Evolution des teneurs moyennes pondérées en C, N, P et MO au cours des 18 campagnes de prélèvements sur les étangs de Rorbach et Lansquenet.	178
Fig. 70 : Evolution du rapport C/N des particules collectées au cours des 18 campagnes de prélèvements sur les étangs de Rorbach et Lansquenet.	179
Fig. 71 : Corrélations entre teneurs en C, N, P et MO des particules collectées par les trappes enfouies au sein de l'étang de Rorbach et Lansquenet.	180
Fig. 72 : Cercle de corrélation et distribution des individus triés selon la campagne de prélèvement.	181
Fig. 73 : Cercle de corrélation et distribution des individus triés selon le point de prélèvement sur l'étang de Rorbach et l'étang de Lansquenet.	188
Fig. 74 : Teneur moyenne en matière organique des particules collectées par les trappes enfouies et trappes "plateau" (étang de Rorbach).	190
Fig. 75 : Teneur moyenne en matière organique des particules collectées par les trappes enfouies et trappes souples (étang de Lansquenet).	190
Fig. 76 : Teneur en matière organique des sédiments du fond des étangs de Rorbach et Lansquenet.	191
Fig. 77 : Biomasses moyennes d'hydrophytes dans les étangs de Rorbach et Lansquenet en 1999 et 2000.	192
Fig. 78 : Concentrations en pigments chlorophylliens (Chlorophylle <i>a</i> + Phéopigments) dans les étangs de Rorbach et Lansquenet à la verticale du point le plus profond.	194
Fig. 79 : Concentrations en pigments chlorophylliens (Chlorophylle <i>a</i> + Phéopigments) dans l'eau de surface à la verticale du point le plus profond, biomasse moyenne d'hydrophytes, concentrations en MO des sédiments du fond et teneur moyenne en MO des particules collectées, taux de sédimentation moyen pondéré par la surface échantillonnée (+ ET) en poids sec.	200

Tab. 1 : Surface en eau exploitée pour la pisciculture et la pêche de loisirs.	3
Tab. 2 : Superficie moyenne des étangs des principales zones de production	4
Tab. 3 : Les espèces produites en étang piscicole en pourcentage et tonnages de la production.....	7
Tab. 4 : Rejets domestiques et agricoles sur le bassin versant de l'étang de Lindre.....	22
Tab. 5 : Caractéristiques et occupation des sols sur les bassins hydrographiques des étangs satellites.....	23
Tab. 6 : Confluences en aval proche de l'étang de Lindre.....	24
Tab. 7 : Qualité de l'eau exportée durant la vidange de huit étangs à poissons-chats.	32
Tab. 8 : Volume d'eau et masses de divers éléments exportés au cours de la vidange d'un étang hypothétique de 1 ha et 1,75 m de profondeur moyenne.....	34
Tab. 9 : Volume d'eau et masses de divers éléments exportés au cours de la vidange de trois étangs.....	34
Tab. 10 : Minima, moyenne et maxima des concentrations moyennes de divers éléments dans l'eau exportée lors de vidanges d'étangs de production intensive de carpes en Hongrie.	35
Tab. 11 : Qualité de l'eau de l'étang piscicole, du bassin tampon et de la rivière en amont et aval de l'étang durant une vidange estivale et automnale.....	36
Tab. 12 : Protocoles, normes et matériels utilisés lors des analyses.	43
Tab. 13 : Facteur de correction en fonction de la hauteur de la lame d'eau.	44
Tab. 14 : Paramètres analysés au cours des vidanges étudiées.	45
Tab. 15 : Fréquence de prélèvement et d'analyses de l'eau au cours de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1997.	47
Tab. 16 : Fréquence de prélèvement et d'analyses de l'eau au cours de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998.	47
Tab. 17 : Fréquence de prélèvement et d'analyses de l'eau au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.....	51
Tab. 18 : fréquence de prélèvement et d'analyse de l'eau en aval de l'étang de Lindre au cours de la vidange de 1998.	55
Tab. 19 : Fréquence de prélèvement et d'analyse de l'eau en aval de l'étang de Lindre au cours de la vidange de 1999.	56
Tab. 20 : Fréquence de prélèvement et d'analyse de l'eau en aval de l'étang de Lindre au cours de la vidange de 2000.	56
Tab. 21 : Précipitations observées au cours de la vidange de l'étang de Petit-Villers en 1998.....	65
Tab. 22 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs importés et exportés de l'étang de Petit-Villers durant la vidange de 1997.....	70
Tab. 23 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs importés et exportés de l'étang de Petit-Villers durant la vidange de 1998.....	70
Tab. 24 : Bilan entrée/sortie des MES et nutriments au cours des vidanges de l'étang de Petit-Villers en 1997 et 1998.....	70
Tab. 25 : Concentrations moyennes dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche durant la vidange de l'étang de Rorbach en novembre 1998.	71
Tab. 26 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en mars 1999.....	72
Tab. 27 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange de mars 1999.	72

Tab. 28 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'ouverture, d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en octobre 1999.....	73
Tab. 29 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange d'octobre 1999.	73
Tab. 30 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en mars 2000.....	74
Tab. 31 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange mars 2000.	74
Tab. 32 : Concentrations moyennes observées dans l'eau exportée durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de l'étang de Rorbach en septembre 2000.....	74
Tab. 33 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Rorbach au cours de la vidange de septembre 2000.	74
Tab. 34 : Précipitations observées au cours de la vidange de l'étang de Grand-Villers en 1998.	75
Tab. 35 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Grand-Villers au cours des différentes étapes de la vidange de 1998.....	77
Tab. 36 : Concentrations moyennes observées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Lansquenet durant les étapes d'évacuation de l'eau et de pêche de la vidange de septembre 2000.....	77
Tab. 37 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang de Lansquenet au cours de la vidange de septembre 2000.....	78
Tab. 38 : Quantifications des exportations au cours de la vidange de l'étang de Zommange et exportation exprimée en pourcentage de la masse totale exportée durant la vidange de 1998.	80
Tab. 39 : Concentrations moyennes dans l'eau exportée au cours des deux derniers jours de vidange de l'étang de Zommange en 1998 et 1999.....	80
Tab. 40 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs exportés de l'étang de Lindre durant la vidange de 1998.....	81
Tab. 41 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs exportés de l'étang de Lindre durant la vidange de 1999.....	83
Tab. 42 : Volume d'eau et masses de MES et d'éléments nutritifs exportés de l'étang de Lindre durant la vidange de 2000 avec 25 ou 38 jours de pêche.	85
Tab. 43 : Masses de nutriments et de matière apportés par les trois ruisseaux principaux d'alimentation durant les vidanges de l'étang de Lindre.....	86
Tab. 44 : Masses de MES et de nutriments importés et exportés de l'étang durant l'assec de l'étang de Petit-Villers.	87
Tab. 45 : Masses de MES et nutriments exportées au cours des trois jours d'assec de l'étang de Zommange en 1998.....	89
Tab. 46 : Caractéristiques des variables mesurées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Petit-Villers entre le 17 avril 1997 et le 31 mars 1998.	91
Tab. 47 : Apports et exportations d'eau, MES, Ntot, N-NO ₃ ⁻ et Ptot durant les quatre phases du cycle d'exploitation de l'étang de Petit-Villers.	92
Tab. 48 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des trois vidanges réalisées entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.....	93

Tab. 49 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours de la journée d'assec réalisée entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.....	94
Tab. 50 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des deux phases de remplissage réalisées entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.....	94
Tab. 51 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Rorbach au cours des périodes de production étudiées entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.....	95
Tab. 52 : Apports et exportations d'eau, MES, Ntot, N-NO ₃ ⁻ et Ptot durant les différentes phases du cycle d'exploitation de l'étang de Rorbach entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 22 septembre 2000.....	96
Tab. 53 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Lansquenet entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 1 ^{er} avril 2000.....	97
Tab. 54 : Caractéristiques des variables étudiées dans l'eau en amont et en aval de l'étang de Lansquenet entre le 1 ^{er} avril 1999 et le 24 septembre 2000.....	98
Tab. 55 : Apports et exportations d'eau, MES, Ntot, N-NO ₃ ⁻ et Ptot durant la période de production de l'étang de Lansquenet entre le 1 ^{er} octobre 1999 et le 24 septembre 2000.....	99
Tab. 56 : Pourcentages d'eau, MES, Ntot et Ptot exportés au cours des deux premières heures de la vidange de trois étangs de superficie variable.....	105
Tab. 57 : Seuil de significativité de différence de moyennes entre les concentrations de divers paramètres mesurés au cours des étapes d'évacuation de l'eau et de pêche.....	106
Tab. 58 : Masses de MES, Nkj et Ptot exportées au cours de la vidange d'étangs.....	111
Tab. 59 : Durée de la pêche et exportations de MES et de nutriments durant cette étape exprimées en % des exportations totales.....	115
Tab. 60 : Rapports (C/N) atomique et massique de différentes sources de matière organique alimentant les sédiments des lacs.....	129
Tab. 61 : Taux de sédimentation estimé à l'aide de trappes cylindriques de diamètres 32, 50 et 110 mm et trois épaisseurs de paroi différentes.....	165
Tab. 62 : Taux de sédimentation estimé à l'aide de trappes cylindriques de diamètres 24,8 et 38,8 mm et trois épaisseurs de paroi différentes.....	165
Tab. 63 : Comparaison des quantités de sédiments collectés par le nouveau dispositif et par les trappes classiques.....	166
Tab. 64 : Taux de sédimentation mesurés à l'aide de trappes plateaux et de trappes souples et teneur en matière organique des particules collectées.....	167
Tab. 65 : Taux de sédimentation et teneur en matière organique des particules collectées à l'aide de trappes souples déposées à 0 et 2 cm au-dessus du fond.....	167
Tab. 66 : Taux de sédimentation moyens (TS) et taux de sédimentations moyens pondérés mesurés au cours des 19 mois d'étude sur les deux étangs.....	172
Tab. 67 : Taux de sédimentation moyens et comparaison inter-campagnes sur l'étang de Rorbach.....	174
Tab. 68 : Comparaison des taux de sédimentation moyens sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement.....	174
Tab. 69 : Comparaison des teneurs moyennes en MO (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement.....	174
Tab. 70 : Comparaison des teneurs moyennes en MO (MO) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement.....	175

RESUME

En France, 80 000 ha d'étangs sont utilisés pour la production piscicole. Les étangs piscicoles extensifs sont généralement considérés comme des écosystèmes naturels car ils résultent souvent de la construction d'un simple barrage sur un ruisseau. Cependant, le flux naturel d'eau et de matière est considérablement modifié. Peu d'études ont évalué l'impact des étangs extensifs sur le milieu aval. A partir d'études sur les étangs de production intensive ou de grands réservoirs, quelques auteurs présentent la phase de vidange comme une période critique et considèrent les étangs comme une source de nutriments responsable de l'eutrophisation de la rivière en aval. Aucune étude, cependant, n'a estimé les quantités de sédiment ou de nutriments déchargées durant la vidange et la totalité d'un cycle d'exploitation en étang piscicole extensif.

Dans la première partie de cette thèse, les entrées et sorties de matière en suspension, azote et phosphore ont été étudiées au cours de la totalité d'un cycle d'exploitation d'étangs de pisciculture extensive du Domaine Départemental de Lindre (Moselle). Une attention particulière a été portée à la période de vidange qui a été étudiée dans six étangs de surface comprise entre 2 et 620 ha, dans des conditions météorologiques différentes (périodes sèche et pluvieuse). Les étangs sont utilisés pour la production de Cyprinidés (gardons, brèmes, chevesnes, brochets, perches, carpes).

Durant l'opération de vidange, entre 430 et 3 880 kg ha⁻¹ de matière en suspension, 9 et 74 kg ha⁻¹ d'azote Kjeldahl et 1,2 et 14,4 kg ha⁻¹ de phosphore total ont été exportés de l'étang. Pour l'ensemble de la période d'exploitation 3 615 – 6 220 kg ha⁻¹ de matière en suspension, 66 – 106 kg ha⁻¹ d'azote et 1,6 – 8,5 kg ha⁻¹ de phosphore ont été accumulés dans les étangs.

Dans une seconde partie, les flux de sédimentation ont été estimés dans ces milieux peu profonds.

Les études du taux de sédimentation en milieux aquatiques peu profonds sont rares et utilisent souvent des méthodes inadaptées. Dans de nombreux cas, les trappes à sédiments mentionnées dans la littérature ont au minimum 25 cm de haut. Par conséquent, une large proportion de la colonne d'eau est négligée. Ce problème a été résolu en développant une trappe munie d'un réceptacle enfoncé dans les sédiments. Ce réceptacle est destiné à recevoir des trappes cylindriques dont le sommet sera situé à moins de cinq centimètres au-dessus de la surface des sédiments. Cette structure peut être utilisée jusqu'à des profondeurs d'environ cinq mètres. Les résultats montrent que l'utilisation de trappes traditionnelles sous-estime le flux total de sédimentation de 35 à 79 %. Les particules négligées proviennent des flux sédimentaires primaires et secondaires.

Ensuite, 19 nouvelles trappes ont été exposées mensuellement dans deux étangs durant 19 mois. Une variation spatiale et temporelle du taux de sédimentation a été montrée bien que la variation saisonnière soit généralement masquée par la remise en suspension en milieux peu profonds. La sédimentation varie selon un cycle saisonnier. Ces fluctuations sont liées à la production primaire observée. Ces nouvelles trappes ont montré que la dégradation des macrophytes peut être une source importante de matière organique, au même titre que la dégénérescence des fleurs d'eau à cyanobactéries. L'activité du pisciculteur à différentes périodes de l'année est également une source de variations soudaines du taux de sédimentation (> 200 g.m⁻².j⁻¹). La sédimentation en étang piscicole est contrôlée par des mécanismes naturels en partie similaires à ceux se produisant en lac, et par des processus spécifiques aux milieux peu profonds et aux milieux anthropisés.

SUMMARY

In France, 80 000 ha of ponds are used for fish production. Extensive fishponds are often considered to be natural habitats, as they are often made by a simple weir in the original stream. However, the natural flux of water and suspended matter is greatly changed. Very few studies have assessed the impact of extensive fishponds on the receiving watercourses. From studies of intensive fish production or great reservoirs, some authors regarded the emptying as a critical period and considered the ponds to be a source of nutrients eutrophying the rivers downstream. No study, however, has assessed the quantities of suspended matter or nutrients discharged during the emptying and a whole exploitation cycle of extensive fishponds

In the first part of this thesis, the input and output of suspended matter, nitrogen and phosphorus are assessed during the exploitation period of extensively managed fishponds in the Domaine Départemental de Lindre (Moselle, North-Eastern France). Special attention was given to the emptying period which was studied in six ponds with surface areas between 2 and 620 ha, under different meteorological conditions (rainy and dry periods). The ponds are used for the production of various Cyprinidae (roach, bream, chub, pike, perch, carp).

During the emptying operation, between 430 and 3 880 kg ha⁻¹ of suspended matter, 9 and 74 kg ha⁻¹ of Kjeldahl-nitrogen and 1.2 and 14.4 kg ha⁻¹ of Total-phosphorus were discharged from the ponds. For the whole exploitation period 3 615 – 6 220 kg ha⁻¹ of suspended matter, 66 – 106 kg ha⁻¹ of nitrogen and 1.6 – 8.5 kg ha⁻¹ of phosphorus accumulated in the ponds.

In a second part, sedimentation fluxes in these shallow waterbodies was assessed.

Sedimentation rate measurement studies in shallow freshwater systems are rare and have often been performed with unsuitable methods. In most cases, sedimentation traps mentioned in the literature are at least 25 cm high, thereby neglecting a large proportion of the water column in shallow systems. Here, this problem was overcome by designing a trap with a receptacle buried in the sediment. This receptacle is designed so as to receive cylindrical traps whose tops stand less than 5 cm above the surface of the sediments. This structure may be used in waterbodies as deep as five metres. The results showed that traditional traps underestimated the sedimentation rate by 35 to 79 %. The particles neglected came from primary and secondary sedimentary fluxes.

Next, 19 new traps which made it possible to sample almost the whole water column in shallow systems were exposed on a monthly basis during 19 months in two ponds. Quantitative and qualitative temporal and spatial variation of settled particles was shown even though seasonal variation was generally masked by bottom sediment resuspension in these shallow aquatic systems. Sedimentation rates fluctuated on a seasonal basis. They were minimum in spring and maximum in summer. These fluctuations were linked to the high primary production observed. These new traps showed that decaying submersed macrophytes can be an important source of organic matter, as well decaying blue-green algal blooms which have always been considered responsible for anoxic conditions in fish ponds. Interference by the fish farmer at various times of the year also caused sudden high sedimentation rates (> 200 g.m⁻².d⁻¹). Sedimentation in the fish ponds was controlled by natural mechanisms partly similar to those that occur in lakes, and by mechanisms specific to shallow systems and to aquatic systems managed by man.

Tab. 71 : Comparaison des teneurs moyennes en C total (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement.	175
Tab. 72 : Comparaison des teneurs moyennes en C total (%) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement.	175
Tab. 73 : Comparaison des teneurs moyennes en N total (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement.	176
Tab. 74 : Comparaison des teneurs moyennes en N total (%) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement.	176
Tab. 75 : Comparaison des teneurs moyennes en P total (%) des particules collectées sur l'étang de Rorbach au cours des 18 campagnes de prélèvement.	176
Tab. 76 : Comparaison des teneurs moyennes en P total (%) des particules collectées sur l'étang de Lansquenet au cours des 18 campagnes de prélèvement.	177
Tab. 77 : Comparaison des taux de sédimentation, taux de sédimentation moyens pondérés et de la nature des particules collectées au cours de l'ensemble des relevés des trappes.	182
Tab. 78 : Taux de sédimentation annuels moyens et teneurs moyennes annuelles des étangs de Rorbach et Lansquenet estimés sur des périodes de douze mois.	183
Tab. 79 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de sédimentation moyen et comparaison statistique inter-stations.	185
Tab. 80 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de matière organique (%) et comparaison statistique inter-stations.	185
Tab. 81 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de carbone total (%) et comparaison statistique inter-stations.	185
Tab. 82 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux d'azote total (%) et comparaison statistique inter-stations.	186
Tab. 83 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon leur taux de phosphore total (%) et comparaison statistique inter-stations.	186
Tab. 84 : Classement par ordre croissant des trappes enfouies selon le ratio C/N et comparaison statistique inter-stations.	186
Tab. 85 : Taux de sédimentation moyens estimés à l'aide de trappes enfouies (TxE) et trappes plates (TxP). Ratio moyen TxE/TxP et fraction du flux total attribuable au flux secondaire.	189
Tab. 86 : Biomasses maximales d'hydrophytes de 1 ^{ère} et 2 nd génération et masses de C, N et P associées dans les deux étangs en 1999 et 2000.	192
Tab. 87 : Teneurs moyennes (\pm ET) en C, N et P de la fraction aquatique et aérienne et racinaire de la végétation helophytique dans les étangs de Rorbach et de Lansquenet exprimées en pourcentage du poids sec.	193
Tab. 88 : Estimation par méthode directe et théorique des apports de MES vers l'étang de Rorbach durant les 11 dernières campagnes de collecte des trappes à sédiments.	194
Tab. 89 : Estimation des apports totaux de MES vers l'étang de Rorbach durant les 11 dernières campagnes de collectes des trappes à sédiments.	194
Tab. 90 : Teneurs en C, N et P et rapport C/N massique de divers compartiments au sein des étangs de Rorbach et Lansquenet.	204