

UTILISATION DES GROUPES MORPHO-FONCTIONNELS DU PHYTOPLANCTON POUR LE DIAGNOSTIC ECOLOGIQUE DES PLANS D'EAU DU BASSIN LOIRE BRETAGNE

Sonia Baillot

▶ **To cite this version:**

Sonia Baillot. UTILISATION DES GROUPES MORPHO-FONCTIONNELS DU PHYTOPLANCTON POUR LE DIAGNOSTIC ECOLOGIQUE DES PLANS D'EAU DU BASSIN LOIRE BRETAGNE. Sciences de l'environnement. 2013. hal-01572432

HAL Id: hal-01572432
https://ephe.hal.science/hal-01572432

Submitted on 7 Aug 2017

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.

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES
Sciences de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE

Présenté par
Sonia BAILLOT

pour l'obtention du diplôme de l'École Pratique des Hautes Études

UTILISATION DES GROUPES MORPHO-FONCTIONNELS DU PHYTOPLANCTON POUR LE DIAGNOSTIC ECOLOGIQUE DES PLANS D'EAU DU BASSIN LOIRE BRETAGNE

soutenu le 18 octobre 2013 devant le jury suivant :

M. Claude MIAUD	**- Président**
M. Frédéric RIMET	**- Tuteur scientifique**
M. Bruno DELESALLE	**- Tuteur pédagogique**
Mme Laura MOREAU	**- Rapporteur**
Mme Orlane ANNEVILLE	**- Examinatrice**

Mémoire préparé sous la direction de :

Frédéric RIMET, ingénieur d'étude
UMR-Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques
INRA, Thonon-les-Bains. Directeur : M. Bernard MONTUELLE

et de

Bruno DELESALLE, Maître de Conférences EPHE
Laboratoire des Ecosystèmes Aquatiques Tropicaux et Méditerranéens
USR 3278 CNRS - EPHE , Perpignan . Directeur : Serge PLANES

Remerciements

C'est avec une grande sincérité que je tiens à remercier mon entourage professionnel et personnel. Vous m'avez convaincu que je parviendrais à mener ce projet jusqu'à son terme. J'en suis profondément reconnaissante, avec vous j'ai pu trouver l'énergie d'y parvenir.
Je tiens en premier lieu à exprimer à mes deux tuteurs ma plus grande gratitude pour la confiance et l'attention qu'ils m'ont témoignée tout au long du diplôme. Leurs connaissances et leur savoir-faire ont largement participé à la réussite de cette expérience. Un grand merci à Frédéric Rimet, ce projet n'aurait pu se réaliser sans son soutien et son incroyable disponibilité. Un grand merci à Bruno Delesalle pour m'avoir apporté son soutien et enseigné l'architecture de la rédaction.

J'adresse aussi mes remerciements au bureau d'étude GREBE, et plus particulièrement à Philippe Prompt, pour avoir accepté de me soutenir en autorisant mon congé individuel à la formation. Un clin d'œil à toute l'équipe, je garderais en mémoire les heureux moments partagés, nos virées à travers la France resteront des souvenirs inoubliables.
Je tiens également à remercier l'ensemble des enseignants EPHE pour la qualité de leur enseignement. Merci à Claude-pierre Guillaume et Roger Prodon, qui m'ont souvent aidé à trouver une réponse à mes nombreuses interrogations statistiques.
Tous mes remerciements à Marie Andrée Praud, David Meheust de l'Agence de l'eau Loire Bretagne pour m'avoir permis d'avoir accès aux données du programme de surveillance Loire Bretagne 2008-2009.

Je tiens à remercier Loïs qui a eu la très bonne idée de me faire rencontrer Bernard Clément. Et j'exprime ainsi toute ma reconnaissance à Bernard Clément pour avoir pris le temps de m'accueillir et de me présenter les bases de la phytosociologie.

Merci à Frédo d'avoir trouvé le temps de m'épauler pour la cartographie.

Merci aux membres du jury qui me font le grand plaisir d'accorder du temps à mon travail.

Une tendre pensée pour mes amis et ma famille qui ont partagé mes craintes, mes absences et mes joies…

Et enfin, je dédie ce mémoire à Sylvain sans qui rien n'aurait pu aboutir.

Table des Matières

1 Le phytoplancton, un outil pour déterminer la qualité écologique des plans d'eau....4
1.1 Introduction....4
1.2 Evaluation de la qualité écologique des eaux....6
1.2.1 Définition de l'état trophique d'un plan d'eau....6
1.2.2 Définition de l'état écologique d'un plan d'eau....7
1.2.3 Utilisation des indicateurs biologiques....9
1.3 Le phytoplancton....10
1.3.1 Distribution et écologie....10
1.3.2 Classification et diversité....10
1.3.2.1 Les algues bleues....11
1.3.2.2 Les algues brunes....12
1.3.2.3 Les algues vertes....15
1.3.3 Les indices phytoplanctoniques....17
1.4 Objectifs : application de la classification morpho-fonctionnelle....18
2 Sites d'étude, matériels et méthodes....22
2.1 Description des plans d'eau....22
2.1.1 Fonctionnement des plans d'eau....23
2.1.1.1 Cycles thermiques....23
2.1.1.2 Indice de creux moyen....24
2.1.1.3 La résistance thermique relative....25
2.1.2 Typologie des plans d'eau....26
2.1.2.1 Hydro-écorégions des plans d'eau étudiés....26
2.1.2.2 Typologie nationale des plans d'eau étudiés....28
2.2 Prélèvements, mesures et analyses des paramètres....32
2.2.1 Stations de prélèvement et périodicité des prélèvements....32
2.2.2 Paramètres physico-chimiques....33
2.2.2.1 Mesures effectuées sur le terrain....33
2.2.2.2 Paramètres chimiques analysés en laboratoire....34
2.2.3 Prélèvements du phytoplancton....34
2.2.4 Analyses du phytoplancton au laboratoire....35
2.3 Application des approches morpho-fonctionnelles....38
2.3.1 Attribution des groupes fonctionnels de Reynolds et *al.* (2002)....39
2.3.2 Attribution des groupes morpho-fonctionnels de Salmaso & Padisák (2007)....41
2.3.3 Attribution des groupes fonctionnels basés sur la morphologie de Kruk et *al.* (2010)....43
2.4 Traitement des données et Analyses statistiques....45
2.4.1 Construction des bases de données....45
2.4.2 Paramètres environnementaux testés....45

2.4.3 Evaluation de l'effet structurant des paramètres environnementaux sur les approches morpho-fonctionnelles 47
2.4.4 Les groupes indicateurs 48
2.4.5 Schématisation des différentes étapes des analyses 49
3 Résultats 51
3.1 Description des principaux taxons et des groupes morpho-fonctionnels 51
3.1.1 Approche taxonomique 51
3.1.2 Approches morpho-fonctionnelles 54
3.1.2.1 Description des inventaires transformés en groupes fonctionnels (FG)....54
3.1.2.2 Description des inventaires transformés en groupe morpho-fonctionnels (MFG) .57
3.1.2.3 Description des inventaires transformés en groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG)....59
3.2 Définition des groupes morpho-fonctionnels indicateurs....61
3.2.1 Les groupes indicateurs des nutriments 61
3.2.1.1 Les orthophosphates....61
3.2.1.2 Les nitrates 63
3.2.2 Les groupes indicateurs du fonctionnement des plans d'eau 64
3.2.2.1 L'indice de creux moyen (Icm)....65
3.2.2.2 La résistance thermique relative (RTR)....66
3.2.3 Les groupes indicateurs de la typologie....69
3.2.3.1 Typologie nationale des plans d'eau 69
3.2.3.2 Hydro-écorégions (HER) des plans d'eau 71
4 Synthèse & Discussion....81
4.1 Quel groupe morpho-fonctionnel utiliser pour caractériser les nutriments, le fonctionnement ou la typologie d'un plan d'eau ? 81
4.1.1 Sensibilité des analyses....81
4.1.2 Groupes indicateurs des paramètres environnementaux étudiés 82
4.2 Comparaison des approches taxonomiques et morpho-fonctionnelles....84
4.2.1 Effet opérateur lors de l'utilisation de l'approche taxonomique 84
4.2.1.1 Comparaison inter-laboratoires européens 84
4.2.1.2 Comparaison des deux opérateurs de cette étude 85
4.2.2 Effet opérateur lors de l'utilisation des approches morpho-fonctionnelles....87
4.2.3 Approche taxonomique versus approche morpho-fonctionnelle 89
4.3 Critiques des différentes approches morpho-fonctionnelles....90
4.3.1 Les groupes fonctionnels de Reynolds et *al.* (2002)....90
4.3.2 Les groupes morpho-fonctionnels de Salmaso & Padisák (2007)....92
4.3.3 Les groupes fonctionnels basés sur la morphologie de Kruk et *al.*(2010) 93
5 Conclusion & Perspectives 95
Bibliographie....96
Annexes :
Annexe 1 : Listes des taxons identifiés et des FG, MFG, MBFG assignés…….……103
Annexe2 : Paramètres environnementaux analysés sur les 45 plans d'eau étudiés…..……115

Chapitre 1

Le phytoplancton, un outil pour déterminer la qualité écologique des plans d'eau

1 Le phytoplancton, un outil pour déterminer la qualité écologique des plans d'eau

1.1 Introduction

Le plancton, terme employé à l'origine par Homère dans l'Odyssée pour désigner les animaux errant à la surface des flots, a, plus tard, été défini par Hensen (1887) pour caractériser l'ensemble des organismes vivants qui flottent dans la colonne d'eau sans pouvoir s'opposer aux courants. Parmi ces organismes, le phytoplancton, la composante végétale du plancton, est le premier maillon des chaînes trophiques des eaux marines et des eaux douces. Dans la colonne d'eau, il est responsable de la production primaire, c'est-à-dire, de l'élaboration de la matière organique par le processus de la photosynthèse. De ce fait, toute modification d'abondance et de composition des cortèges d'espèces de ce producteur primaire retentit directement sur les niveaux supérieurs des réseaux trophiques (Cellamare, 2009). La biomasse et la composition du phytoplancton sont fortement dépendantes des facteurs de l'environnement, en particulier du climat, de la stabilité de la masse d'eau et des concentrations en nutriments. De ce fait, il fait naturellement partie des indicateurs écologiques de la qualité des eaux, douces et marines.

Or, pour satisfaire des besoins en eau douce sans cesse croissants dans les secteurs industriels, énergétiques, et agricoles, l'Homme a exploité et surexploité les ressources à sa disposition, entraînant des modifications irréversibles de la qualité des eaux, de la biodiversité qu'on y trouve et, plus généralement, des paysages. Si la préservation de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques est devenue une préoccupation mondiale, quoiqu'à des degrés divers et avec des moyens différents selon les régions, il a fallu attendre les années 1970 (convention Ramsar, 2 février 1971) pour voir apparaître en Europe les premières mesures de protection de la ressource en eau. Actuellement, au travers de différents textes réglementaires (*e.g.* Loi sur l'eau n° 92-3 du 3 janvier 1992 ; Directive Cadre sur l'Eau, 2000/60/CE ; Circulaire DCE n° 2005-11 du 29 avril 2005 relative à la typologie nationale des eaux de surface), cette prise de conscience s'oriente vers une gestion qui vise à préserver l'équilibre des milieux aquatiques en préconisant la conservation d'un patrimoine de qualité pour les générations futures. En 2000, avec la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE), l'Union Européenne a élaboré un cadre législatif permettant le contrôle de la qualité des masses d'eau. Cette directive fixe un objectif de «bon état écologique» des eaux de surface à l'horizon 2015, objectif qui semble actuellement hors de portée. En effet, plus de la moitié des eaux de surface en Europe n'ont actuellement pas un bon état écologique et seuls 52% des masses d'eau atteindront cet état d'ici 2015 (European Environment Agency (EEA), 2012). En France, l'évaluation de cet état s'effectue en partie

dans le cadre des programmes de surveillance dont la mise en œuvre est assurée par les Agences de l'eau.

Le phytoplancton fait partie des indicateurs retenus par les protocoles d'évaluation de la qualité des eaux douces, notamment dans les plans d'eau naturels et artificiels. En effet, son abondance et sa composition varient selon la stabilité de ces milieux qui est fonction des apports extérieurs en eau, des pollutions diffuses et des aménagements hydrauliques effectués. En tant que producteur primaire, le phytoplancton est dépendant, pour la photosynthèse, de l'énergie lumineuse, des concentrations en sels nutritifs et du brassage des masses d'eau lors des cycles thermiques au cours des saisons. Il est, de ce fait, un excellent indicateur de l'état écologique des plans d'eau. Plusieurs indices biologiques établis à partir de la composition et de l'abondance du phytoplancton ont été établis pour évaluer la qualité des eaux des plans d'eau naturels ou artificiels (Sladecek,1979 ;Brettum, 1989 ; Barbe et *al.,* 1990 ; Nixdorf et *al.,* 2006 ; Salmaso et *al.,* 2006 ; Buzzi et *al.,* 2007 ; Wolfram et *al.,* 2007) .

Cependant, l'application de ces indices phytoplanctoniques ne peut être faite que par des opérateurs expérimentés, ayant reçu une formation suffisamment poussée pour leur permettre d'identifier les principales espèces du phytoplancton. De plus, l'analyse de chaque échantillon nécessite de longues heures d'observation au microscope. Se pose également la question de l'inter-comparabilité des résultats entre plusieurs opérateurs. Face à ces difficultés, plusieurs auteurs (Reynolds et *al.*,2002 ; Salmaso & Padisák, 2007 ; Kruk et *al.,* 2010) ont recherché des moyens permettant de s'affranchir de l'identification taxinomique à l'espèce et de permettre un diagnostic écologique plus rapide. Ils ont ainsi élaboré des groupes d'espèces partageant des similitudes morphologiques, physiologiques ou, finalement, écologiques. Cette approche dite « morpho-fonctionnelle » repose sur l'hypothèse que, dans un plan d'eau soumis à certaines contraintes, le peuplement phytoplanctonique sera composé d'un assemblage d'espèces ayant des stratégies d'adaptations semblables. L'approche morpho-fonctionnelle se décline actuellement de trois façons différentes. Reynolds et *al.* (1984, 2002) regroupent les espèces qui sont fréquemment retrouvées ensemble et partagent les mêmes exigences écologiques. Salmaso & Padisák (2007) forment des groupes d'espèces selon les similitudes fonctionnelles des différentes espèces. Enfin, Kruk et *al.* (2010) assemblent les espèces en fonction de leur similitude morphologique.

L'intérêt de ces approches morpho-fonctionnelles par rapport à une approche taxonomique classique a peu été évalué (Gallego et *al.*, 2012 ; Izaguirre et *al.*, 2012). C'est l'objectif de la présente étude qui a profité du fait que l'Agence de l'eau a mandaté le bureau d'étude qui m'employait pour effectuer le suivi de 45 plans d'eau naturels et artificiels du bassin Loire Bretagne. En tant que technicienne en charge des analyses du phytoplancton, la réalisation de ce suivi m'a permis de porter un regard critique sur les spécificités de la mise en œuvre

des analyses du phytoplancton et d'appréhender, notamment, les difficultés pour mener à bien ces analyses. Cet objectif de comparaison des approches morpho-fonctionnelles et de l'approche taxonomique classique se décline en plusieurs questions :

- Quelle approche morpho-fonctionnelle est la plus adaptée pour étudier tel ou tel paramètre environnemental ?
- Les différentes approches morpho-fonctionnelles ont-elles plus d'intérêts à être développées que l'approche taxonomique pour le suivi des plans d'eau ?
- comment améliorer ces approches morpho fonctionnelles ?

Le premier chapitre consiste d'abord en une synthèse des méthodes actuellement mises en place pour assurer le contrôle de la qualité écologique des plans d'eau. Il comprend également une présentation des principales classes du phytoplancton rencontrées dans les eaux douces.

Le deuxième chapitre présente les différentes méthodes utilisées. Sont d'abord décrits les paramètres environnementaux choisis pour caractériser les plans d'eau. Le but est d'identifier les paramètres-clefs qui auront une influence sur les cortèges d'espèces du phytoplancton, mais permettront aussi de discriminer les plans d'eau. Ensuite, les différents plans d'eau étudiés sont présentés, de même que les protocoles utilisés sur le terrain et au laboratoire pour les analyses des eaux et du le phytoplancton. Enfin, les trois méthodes de constitution des groupes morpho-fonctionnelles sont décrites.

Le chapitre trois présente les résultats obtenus par les deux approches, taxinomique et morpho-fonctionnelle, ainsi que les analyses statistiques qui permettent d'évaluer l'efficacité de ces méthodes.

Le dernier chapitre propose une discussion des résultats. Il présente une critique objective des analyses menées, les inconvénients et les avantages des différentes approches. Il s'achève par les perspectives envisagées au regard des résultats de cette étude.

1.2 Evaluation de la qualité écologique des eaux

L'objectif des paragraphes 1.2.1 à 1.2.3 est de présenter les méthodes actuellement à disposition des gestionnaires et des biologistes pour définir l'état trophique et évaluer l'état écologique des plans d'eau.

1.2.1 Définition de l'état trophique d'un plan d'eau

En 1982, l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) à fixé un premier cadre pour évaluer l'état de santé, plus précisément l'état trophique des plans d'eau. Ainsi, un milieu aquatique pauvre en éléments nutritifs, présentant une biomasse algale faible est qualifié d'oligotrophe. A l'inverse un milieu riche est dit eutrophe. Dans le

cas intermédiaire, on qualifie le milieu de mésotrophe. Les seuils extrêmes sont dénommés ultra-oligotrophe et hyper-eutrophe.

L'un des principaux marqueurs de la dégradation de qualité d'un plan d'eau est qualifié par l'augmentation de son degré de trophie, désigné sous le terme d'eutrophisation. L'eutrophisation est définie comme « l'enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau » (OCDE, 1982). L'OCDE fournit des valeurs seuils (Tableau I) afin de classer la trophie d'un plan d'eau. Ces valeurs ont été définies à partir des données récoltées sur plusieurs dizaines de lacs européens et américains.

Tableau I: Valeurs des seuils du système fixe de classement de l'état trophique suivant l'OCDE (1982) **Où :**

- P total : moyenne annuelle de la concentration en phosphore total (µg/l),
- Chlorophylle *a* (moyenne) : concentration annuelle moyenne en chlorophylle a dans les eaux de surface (*µ*g/l),
- Chlorophylle *a* (maximum) : concentration annuelle maximale en chlorophylle a dans les eaux de surface (*µ*g/l),
- Secchi (moyenne) : profondeur moyenne annuelle de la transparence du disque de Secchi (m),
- Secchi (maximum) : profondeur maximale annuelle de la transparence du disque de Secchi (m),

Paramètres / ***Catégorie trophique***	P total *µ*g/l	Chlorophylle *a* moyenne *µ*g/l	Chlorophylle *a* maximum *µ*g/l	Secchi moyenne (m)	Secchi minimum (m)
ultra-oligotrophe	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrophe	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mésotrophe	10-35	2,5 -8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrophe	35 -100	8-25	25-75	3,5-1,5	1,5-0,7
Hypereutrophe	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Les éléments nutritifs sont évalués à partir de la teneur en phosphore (P total), la biomasse algale est quand à elle estimée à partir de la concentration en chlorophylle *a*. La transparence de l'eau reflète à la fois la biomasse algale et la teneur en matières en suspension. Elle est mesurée par la profondeur de disparition du disque de Secchi.

1.2.2 Définition de l'état écologique d'un plan d'eau

Depuis le 23 octobre 2000, la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) (2000/60/CE), a établi un cadre pour une politique communautaire qui vise à atteindre le bon état écologique des eaux européennes à l'horizon 2015. En vue de l'application de la DCE, l'arrêté national du 25 Janvier 2010 précise les méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface en France. Ce document est destiné à définir les moyens à mettre en œuvre par les gestionnaires et les biologistes pour assurer le suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau et des plans d'eau. Selon cet arrêté,

l'état écologique des eaux de surface est déterminé par l'état de chacun des éléments suivants : les qualités biologique, hydromorphologique et physico-chimique.

Pour les plans d'eau, les éléments biologiques sont définis par des indices biologiques prenant en compte :

- la composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton, des macrophytes et de la faune benthique invertébrée (mollusques, oligochètes),
- la composition, l'abondance et la structure de l'âge de l'ichtyofaune.

Les caractéristiques de l'habitat, qui conditionnent les éléments biologiques, sont résumées par les éléments hydromorphologiques suivant :

- le régime hydrologique (quantité et dynamique du débit d'eau ; le temps de résidence de l'eau ; le mode d'alimentation de la masse d'eau),
- les conditions morphologiques : variation de la profondeur du lac ; structure et substrat du lit ; structure de la rive.

Les éléments physico-chimiques conditionnant les éléments biologiques sont :

- les éléments généraux : transparence, température de l'eau, bilan oxygène, pH, conductivité, concentrations en nutriments principalement les matières azotées et phosphorées,
- les polluants spécifiques. Actuellement, 33 substances sont listées dont l'atrazine, le benzène, le DiEthylHexyl Phthalate (DEHP),…

L'arrêté du 25 janvier 2010 définit l'état écologique des plans d'eau selon 5 classes de qualité : très bon état, bon état, état moyen, état médiocre et mauvais état. Un code couleur est associé à chacune des classes de qualité (Tableau II).

Tableau II : Code couleur de classification de l'état écologique des plans d'eau repris dans l'arrêté du 25 janvier 2010

Classification de l'état écologique	Code couleur
Très bon	
Bon	
Moyen	
Médiocre	
Mauvais	

Selon ce même arrêté, la classe définitive d'état attribuée est celle de l'élément biologique le plus déclassant. Les éléments biologiques sont ensuite agrégés aux éléments de classement physico-chimiques et hydromorphologiques afin de déterminer l'état de classement final. Les éléments de classement biologiques reposes sur le calcul d'indices biologiques basés sur l'étude d'organismes vivants appelés « indicateurs biologiques ».

1.2.3 Utilisation des indicateurs biologiques

Les organismes vivants étant sélectionnés par les conditions écologiques du milieu, l'étude des organismes bio-indicateurs, permet d'évaluer l'état écologique d'un plan d'eau. Un indicateur biologique (ou bio-indicateur) est défini selon Blandin (1986) comme "un organisme ou un ensemble d'organismes qui- par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques, ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées". Les espèces animales ou végétales utilisées comme indicateurs biologiques répondent à plusieurs exigences (Berthon, 2009) : forte abondance dans le milieu, répartition géographique étendue, détermination possible au niveau de l'espèce, échantillonnage facile et normé.

Des indices biologiques basés sur l'étude des bio-indicateurs ont été mis en place pour homogénéiser au niveau national les méthodes de suivi des éléments biologiques des eaux de surface dans le cadre de la DCE. La plupart des pays de l'Union Européenne applique leurs propres indices issus des recherches sur les organismes représentatifs des habitats de leur territoire. Le calcul d'un indice aboutit à une note permettant de catégoriser l'état écologique du milieu de très bon état à mauvais état (Tableau II). Pour les plans d'eau, plusieurs indices sont basés sur les invertébrés benthiques des sédiments. L'indice « Oligochètes » (Lafont, 1989) reflète la potentialité du milieu à assimiler et à recycler les substances nutritives. L'indice « Mollusques» (Mouthon, 1993) est sensible aux teneurs en oxygène dissous du plan d'eau et aux teneurs en matière organique des sédiments (Barbe et *al.,* 2003). Les macrophytes et le phytoplancton sont deux producteurs primaires actuellement utilisés comme indicateurs de l'anthropisation des milieux. Les macrophytes regroupent les plantes aquatiques visibles à l'œil nu. Elles sont particulièrement sensibles à la profondeur, à la turbidité de l'eau et aux conditions nutritives du milieu. L'indice biologique macrophytique en lacs est en cours de développement par l'Irstea (Dutartre & Bertrin, 2012). La DCE impose également le phytoplancton comme élément de classement de l'état écologique des plans d'eau. Le phytoplancton a l'avantage, pour les suivis biologiques, de posséder un temps de génération court. Son étude permet une perception rapide de l'évolution des conditions du milieu.

Ainsi chaque organisme reflète des perturbations distinctes du milieu. La méthodologie préconisée dans l'arrêté national du 25 janvier 2010 n'est encore pas complètement applicable. En effet, plusieurs indices préconisés dans l'arrêté sont en cours d'élaboration. L'indice « phytoplancton » n'est pas encore adapté au suivi des cours d'eau et l'ancien indice planctonique utilisé pour les plans d'eau (Barbe et *al.,* 2003) est actuellement redéfini pour répondre aux exigences européennes.

1.3 Le phytoplancton

Si l'on connait les exigences écologiques d'un organisme vivant, sa présence est considérée comme indicatrice de conditions du milieu. Les caractéristiques écologiques et morphologiques des différents groupes du phytoplancton sont présentées dans cette sous-partie.

1.3.1 Distribution et écologie

Le phytoplancton (du grec « phyto », végétal et « planktos », errant) est constitué par l'ensemble des organismes photosynthétiques vivants passant leur vie dans le milieu liquide dans lequel ils flottent plus ou moins passivement en suspension et sont incapables de s'opposer à la force d'entraînement des courants (Hensen, 1887).

Au sein de la masse d'eau, les communautés planctoniques sont organisées verticalement en fonction de leur capacité à obtenir de l'énergie lumineuse pour réussir la photosynthèse. En effet, la fixation de carbone lors de la photosynthèse est dépendante de l'intensité, de la durée et de la composition spectrale du rayon d'incidence pénétrant dans l'eau et, spécifiquement, de son atténuation avec la profondeur (Sandgren, 1988).

Les facteurs impliqués dans la structuration des assemblages d'espèces de ce producteur primaire résultent de la relation entre les paramètres chimiques (azote, phosphore) et physiques (température, lumière, brassage), et les facteurs biologiques intrinsèques et extrinsèques (croissance, parasitisme, prédation et compétition) (Sandgren, 1988 ; Naselli-Flores, 2000).

1.3.2 Classification et diversité

En eau douce comme en milieu marin, une multiplicité de formes de vie du phytoplancton existe. La détermination des taxons en microscopie optique, méthode employée dans notre étude, s'effectue selon des critères morphologiques, de coloration pigmentaire et de mode d'organisation des différentes espèces. La dénomination du phytoplancton repose sur la classification linnéenne qui assigne des rangs taxonomiques à la classification des êtres vivants (classes, ordres, familles, etc...).

La systématique du phytoplancton est en perpétuelle évolution, de par les avancées des recherches en biologie moléculaire et, également, en morphométrie. Le site algaebase (http://www.algaebase.org/) tient à jour les évolutions de la classification. Les résultats de la systématique phylogénétique basée sur l'ascendance commune et de la systématique linnéenne fondée sur le phénotype (ressemblance globale) se confortent ou se complètent, mais s'opposent quelques fois[1]. Plusieurs groupes algaux n'ont pas d'ancêtre commun direct (groupes polyphylétiques). Ils appartiennent à des lignées évolutives différentes. Nous donnons ci-dessous une description brève des classes les plus souvent rencontrées. Du fait

[1] Soutce : http://manuel.gonzales.free.fr/pages/regne.html, site web consulté en juillet 2013

de l'absence d'ouvrage de synthèse taxonomique récent, nous nous sommes basés sur la classification de Bourelly (1981, 1985, 1990). Les descriptifs présentés visent simplement à illustrer les principaux critères cytologiques et morphologiques utilisés en microscopie optique pour déterminer les individus du phytoplancton.

Les descriptions présentées ci-dessous, sont regroupées comme dans les ouvrages de Bourelly par coloration pigmentaire. Elles synthétisent les recherches publiées par plusieurs auteurs : Dussart, 1966 ; Bourelly, 1981, 1985, 1990 ; John et *al.,* 2002 ; Wehr & Sheath, 2003 ; Leitão & Couté, 2005.

1.3.2.1 Les algues bleues

Les algues bleues ou **cyanophycées** ou cyanobactéries sont des procaryotes qui contiennent souvent en abondance un pigment, la phycocyanine, qui leur confère une couleur bleue. En raison de l'absence d'une membrane isolant le matériel nucléaire (ADN,…), elles sont assimilables aux bactéries et ne possèdent pas de reproduction sexuée. Grâce à la chlorophylle *a* et aux photosystèmes très semblables à ceux des végétaux, elles synthétisent également des sucres et rejettent de l'oxygène à partir de l'eau et du dioxyde de carbone (Leitão & Couté, 2005). Plus de 1300 espèces de cyanophycées sont décrites en eau douce (Bourelly, 1985). Leur couleur très variable (Figure 1), mais très homogène en raison de l'absence de plaste individualisé, reflète la proportion relative des pigments photosynthétiques : chlorophylle (verte), phycocyanine (bleue), phycoérythrine (rouge) et les pigments membranaires (marron) (John et *al.,* 2002).

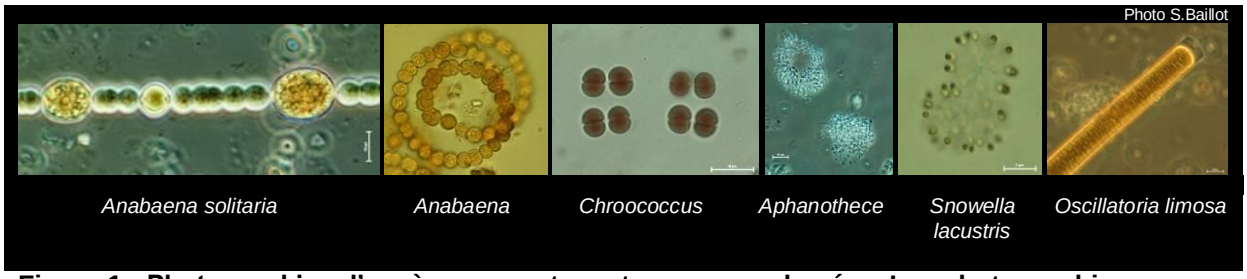


Figure 1 : Photographies d'espèces appartenant aux cyanophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

L'organisation cellulaire permet de grouper les principales espèces planctoniques d'algues bleues en 3 ordres :

- les Nostocales sont filamenteuses. Elles sont caractérisées par leur capacité à développer des cellules spécialisées appelées hétérocystes lorsque l'azote est limitant dans le milieu (Litchman et *al.*, 2010). La présence des cellules de résistance ou spores (akinètes) et leur position permet de différencier les différents genres. *(*Figure 1- *Anabaena solitaria, Anabaena)*

- les Chroococcales, souvent de forme sphériques, sont des cellules solitaires ou en colonies (Figure1-*Chroococcus, Aphanothece, Snowella lacustris)*,

- Les Oscillatoriales sont organisées en filaments, mais ne forment pas d'hétérocyste (Figure 1-*Oscillatoria limosa).*

Deux autres ordres, les Pleurocapsales et les Stigonematales, existent mais sont peu fréquents dans le plancton.

Certaines cyanobactéries ne présentant pas d'hétérocystes (*Synochococcus, Oscillatoria*) sont également capables de fixer l'azote principalement en période d'obscurité lorsque la concentration en oxygène est très faible (Leitão & Couté, 2005). De plus, chez certains taxons (ex. *Microcystis, Planktothrix*), la présence de petites vacuoles (ou aérotopes) remplies de gaz, permet aux cellules de fixer l'azote atmosphérique et de réguler leur position dans la colonne d'eau, ce qui les rend plus compétitives lorsque l'azote du milieu est limitant (Whitton & Potts, 2000). La présence d'aérotopes assure une migration verticale de durée variable. Par exemple, une migration nycthémérale (jour-nuit) se déroule ainsi : en journée entrainées vers la surface, où se déroule la photosynthèse, les cellules libèrent de l'oxygène et accumulent des réserves glucidiques, se retrouvant ainsi lestées vers les fonds obscurs et abondants en nutriments pour la nuit. En profondeur, la respiration allège les réserves et le métabolisme assure la régénération des aérotopes (Leitão & Couté, 2005).

Les efflorescences de cyanobactéries peuvent être à l'origine de risques sanitaires pour les consommateurs d'eau potable, pour les pratiquants d'activités nautiques,… (Leitão & Couté, 2005). Trois grands types de toxines : hépatotoxines, neurotoxines, et dermatotoxines, sont parfois présentes dans certains genres qui sont alors toxiques pour les mammifères par inhalation ou par contact. Les effets des cyanotoxines sur la santé sont nombreux : gastro-entérites, nausées, vomissements, fièvre, symptômes comparables à la grippe, maux de gorge, irritation des yeux et des oreilles, éruptions cutanées, myalgies, hépatomégalie (augmentation du volume du foie), consolidation pulmonaire, troubles visuels, dommages aux reins et au foie (Codd *et al.,* 2005 dans Lavoie *et al.,* 2007). Afin de limiter les risques, les zones de baignade et de production en eau potable sont particulièrement surveillées par les Agences Régionales de Santé.

1.3.2.2 Les algues brunes

Les algues brunes regroupent toutes les algues qui contiennent de la chlorophylle *c*. Une grande diversité de classes est différenciée selon le contenu pigmentaire des chloroplastes.

Les **chrysophycées** sont représentées par environ 800 espèces (Bourelly, 1981). Elles sont caractérisées par une pigmentation dorée à marron de par leur chloroplaste pigmentée par la fucoxanthine. Le nombre de flagelles varie de 1 à 2 et sont souvent inégaux. Ces derniers sont parfois absents. Il y a plusieurs types d'organisation cellulaire. Elles peuvent être coloniales (Figure 2-*Uroglena americana*) ou unicellulaires (Figure 2-*Chrysococcus*). Les réserves de la photosynthèse sont sous la forme de substances dissoutes de

chrysolaminarine, et non d'amidon. Les chrysophycées obtiennent leur énergie et leurs nutriments par photosynthèse et/ou hétérotrophie, en phagocytant des bactéries ou d'autres protistes (phagotrophie) ou en absorbant des molécules organiques (osmotrophie). Certains genres comme *Dinobryon* (Figure 2-*Dinobryon divergens, Dinobryon elegantissimum, Pseudokephyrion entzii fo. granulata*) sont des organismes flagellés entourés par une logette (ou lorica) de nature protéagique et cellulosique.

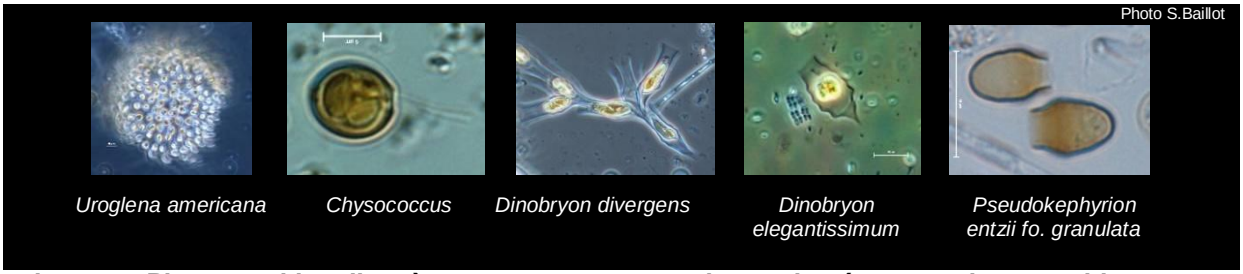


Figure 2 : Photographies d'espèces appartenant aux chrysophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

La forme de cette logette est très utile pour différencier les espèces. Les espèces appartenant à l'ordre des Synurales ont la particularité de présenter des écailles et, parfois, des épines siliceuses. Deux genres regroupent la quasi-totalité des espèces : *Mallomonas* et *Synura*. Cet ordre est parfois isolé (Logiciel Phytobs V.2.0, Laplace-Treyture et *al.*, 2009) dans la classe des Synurophycées décrite par Andersenn en 1987. Nous avons choisi ne pas isoler cet ordre et de le conserver dans la classe des Chrysophycées. Les chrysophycées sont typiquement associées à des eaux stagnantes ou des rivières à faible courant, présentant des taux en nutriments faibles à modérés, une alcalinité et une conductivité faible, et un pH acide à neutre (John et *al.,* 2002, Wehr & Sheath, 2003).

Les **cryptophycées** présentent une centaine d'espèces (Bourelly, 1985). Elles sont unicellulaires et mobiles, de forme ovale, aplaties dorso-ventralement, avec parfois une extrémité légèrement pointue. Une invagination antérieure positionnée sur le côté présente deux flagelles de taille égale et confère aux cellules une asymétrie (Figure 3-*Plagioselmis planctonica*, *Cryptomonas marssonii*).

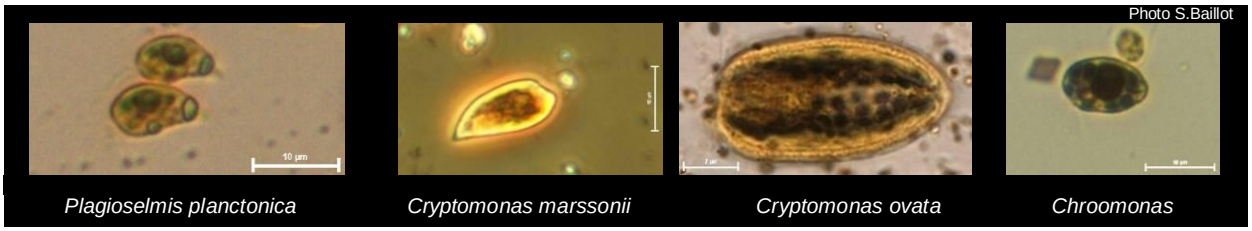


Figure 3 : Photographies d'espèces appartenant aux cryptophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

Les cellules sont de couleur bleu-vert à jaune-marron, en fonction de leur pigmentation. La phycoérythrine leur donne une couleur rougeâtre ; la phycocyanine leur confère une couleur bleuâtre. La coloration est taxonomiquement utile pour la différenciation des genres. Leurs réserves photosynthétiques sous forme d'amidon se noircissent (Figure 3- *Cryptomonas ovata, Chroomonas*) lorsque l'échantillon est fixé avec du lugol[2], ce qui masque la coloration pigmentaire. Les cryptophycées sont certainement la classe dont les espèces sont les plus difficiles à identifier, puisque elle repose sur l'observation de la structure interne et externe de la cellule visible uniquement au microscope électronique à balayage.

Les **dinophycées** ou dinoflagellés comprennent environ 230 espèces en eau douce (Bourelly, 1985). Leur nom provient du grec *dinos* « tourbillon », décrivant leur déplacement très particulier dû à la présence de deux flagelles : un flagelle postérieur inséré au niveau d'un sillon vertical (sulcus) servant de gouvernail, et un flagelle transversal inséré au niveau d'un sillon équatorial (cingulum), entraînant leur propulsion (Figure 4-*Peridinium*).

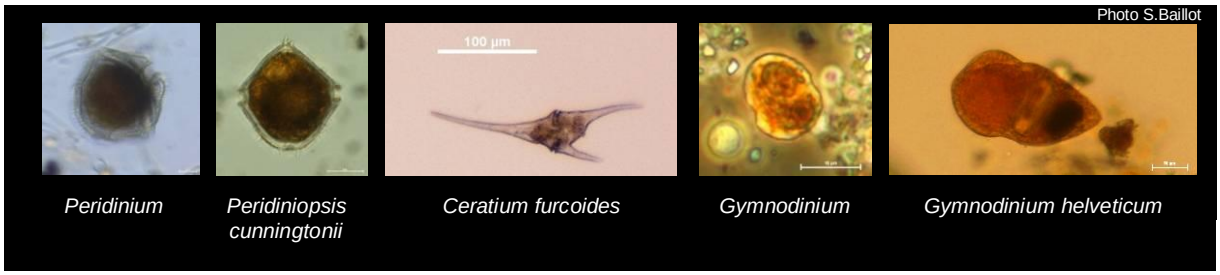


Figure 4 : Photographies d'espèces appartenant aux dinophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

Ces algues sont unicellulaires de couleur dorée à brune due à la pérédinine (pigment caroténoïde). Les dinoflagellés ont une caractéristique commune : la taille importante de leur noyau est souvent bien visible due à l'agglomération de la chromatine à l'interphase (com.pers. Delesalle, Mai 2012). Des comportements animaliers de certains dinoflagellés comme l'hétérotrophie, le parasitisme des poissons, amènent à penser que ces individus devraient plutôt être reliés aux protozoaires (John et *al.,* 2002 ; Wehr & Sheath, 2003). Les dinoflagellés sont des composants mineurs du phytoplancton mais ils peuvent exceptionnellement former des blooms en présence de fortes concentrations de nitrates et de phosphates. En milieu eutrophe et à pH acide, les péridiniens (Figure 4-*Peridiniopsis cunningtonii, Peridinium)* seront favorisés par rapport aux chlorophycées (Dussart, 1966).

Les **diatomophycées** ou diatomées engloberaient jusqu'à 100 000 espèces et on estime que près de 15 000 ont été décrites à ce jour (Rolland, 2009 ; Mann & Vanormelingen, 2013). De couleur jaune-marron, la présence de la fucoxanthine et de la diatoxanthine masque la chlorophylle *a* et la chlorophylle *c*. Différentes formes de vie les caractérisent

[2] solution de fixation élaborée à partir de iodure de potassium

(Berthon, 2009). Elles peuvent être fixées sur un substrat (Figure 5-*Amphora ovalis*) ou planctoniques, mobiles ou non, être organisées en colonie (Figure 5-*Fragilaria crotonensis*) ou unicellulaire (Figure 5- *Achnanthidium catenatum*). Leur originalité réside dans leur enveloppe de silice ou frustule, qui se divise en deux valves emboitées. Deux grands types de diatomées sont distingués en fonction de la forme de leur frustule. Les Diatomées centriques (Germain, 1981) ont une symétrie radiaire (Figure 5-*Puncticulata)* et possèdent, soit la forme d'un tube, soit celle d'un disque plus ou moins épais. Les Diatomées pennées (Germain, 1981) possèdent un frustule plus ou moins allongé selon un axe principal. Elles peuvent être mobiles (Figure 5-*Navicula tripunctata*). Les frustules retrouvés dans les dépôts lacustres sont très utiles en paléolimnologie pour interpréter les conditions passées. (John et *al.,* 2002, Wehr & Sheath, 2003).

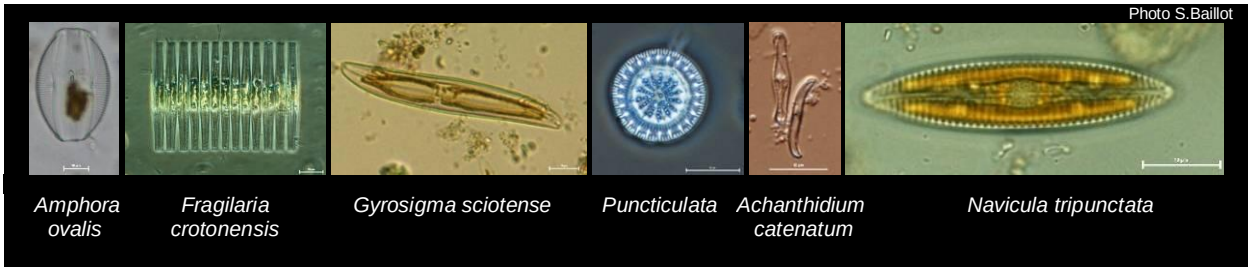


Figure 5 : Photographies d'espèces appartenant aux diatomophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

1.3.2.3 Les algues vertes

Avec plus de 7600 espèces (Bourelly, 1990), les algues vertes présentent une grande variété de forme : solitaires, flagellées, coloniales, filamenteuses, en coenobes[3]. Ces cellules eucaryotes se distinguent des autres classes par leur coloration d'un vert franc, due à la présence d'un ou plusieurs chloroplastes contenant de la chlorophylle *a* et de la chlorophylle *b*. Les réserves sont souvent contenues dans des pyrénoïdes. Elles sont sous forme d'amidon qui se colore en noir avec le lugol.

Les **chlorophycées** constituent la classe la plus répandue dans les eaux douces. L'ordre des volvocales contient les chlorophycées nageuses présentant deux à plusieurs flagelles, le plus souvent égaux. (Figure 6 – *Eudorina, Pteromonas aculeata, Chlamydomonas*).

Le principal représentant de cet ordre est le genre *Chlamydomonas* (Figure 6) qui renferme plus de 400 espèces (Wehr & Sheath, 2003).

Les chroococcales forment le second ordre principal des chlorophycées. De formes unicellulaires ou coenobiales (Figure 6 - *Quadrigula pfitzeri, Pediastrum duplex, Scenedemus acutus, Tetrastrum triangulare*), elles sont observées dans les eaux stagnantes

[3] Un coenobe est une colonie au sein de laquelle le nombre de cellules est fixé lors de sa formation et n'augment plus (John et *al.*, 2002).

présentant une température, une lumière et une concentration en nutriments relativement élevée (Bourelly 1985 dans Rolland 2009). La majorité des formes filamenteuses sont attachées aux substrats durs dans les eaux stagnantes ou courantes. Seules quelques espèces flottent librement (Wehr & Sheath, 2003).

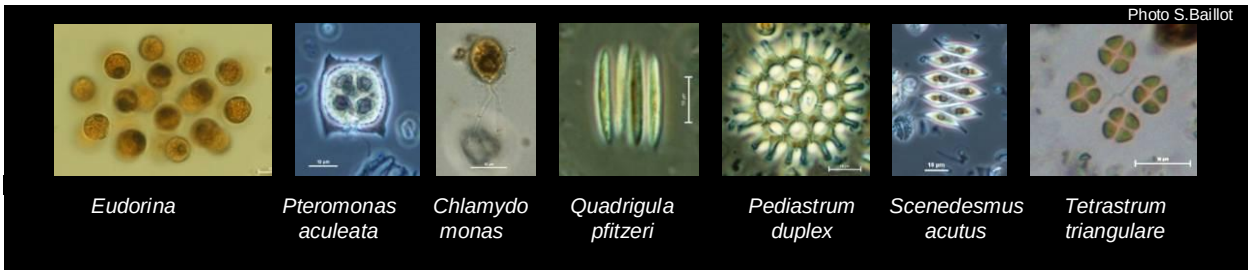


Figure 6 : Photographies d'espèces appartenant aux chlorophycées. Les photographies servent à illustrer les taxons cités dans le texte.

Les **zygophycées** ou conjuguées sont séparées du reste des chlorophycées par deux caractères : l'absence de cellule nageuse flagellée et une reproduction par conjugaison de gamètes non flagellés. Elles se distinguent également par une écologie particulière, car elles sont communes dans les mares et rivières de faible conductivité et de concentration modérée en nutriments. La famille la plus importante, les desmidiacées ou desmidiées, regroupe 4000 espèces. Ces algues solitaires (Figure 7-*Staurastrum*) ou groupées en filaments unisérié (Figure 7-*Spondylosium planum*), rarement en colonie sont majoritairement composés de deux valves agrafées l'une à l'autre. Les zygophycées sont très sensibles aux variations de la composition chimique des eaux et à la température. Ainsi certaines espèces sont liées aux eaux alcalines tandis que la grande majorité peuple uniquement les eaux acides (Figure 7-*Gonatyzogon brebissonii*) et les tourbières à sphaignes. (Bourelly, 1990).

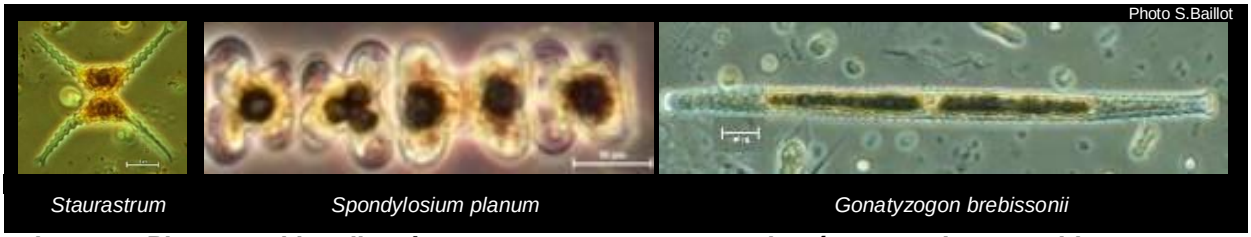


Figure 7 : Photographies d'espèces appartenant aux zygophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

Les **euglénophycées** comprennent près de 930 espèces (Bourelly, 1985). Ce sont des unicellulaires flagellées photosynthétiques caractérisés par la présence d'un stigma orange composé de caroténoïdes. Cette structure est impliquée dans la perception de la lumière et dirige la locomotion. Les individus sont, pour la plupart, verts ou incolores, et mobiles grâce à 1 ou 2 flagelles. Les genres *Trachelomonas* et *Strombomonas* (Figure 8) possèdent une enveloppe cellulosique appelée « lorica », contenant du fer et du manganèse. Certaines de

ces algues peuvent vivre à l'obscurité, et deviennent alors hétérotrophes en phagocytant des bactéries ou des détritus. Capables également de photoauxotrophie, elles utilisent alors la lumière comme source d'énergie et le dioxyde de carbone comme source de carbone, mais ne peuvent synthétiser certaines molécules indispensables que par hétérotrophie. Ces espèces sont décrites comme mixotrophes, car elles sont capables d'utiliser différentes sources d'énergie. Les espèces uniquement phagotrophes de cette classe n'effectuant pas de photosynthèse ont été reclassées dans les protozoaires, règne animalier (John et *al.,* 2002, Wehr & Sheath, 2003). Leur déplacement est très caractéristique. En effet, leurs flagelles leur permettent une ondulation hélicoïdale et la forme de la cellule de certaines espèces *(*Figure 8-*Phacus pyrum, Euglena oxyuris)* entraîne une rotation de l'individu sur lui-même.

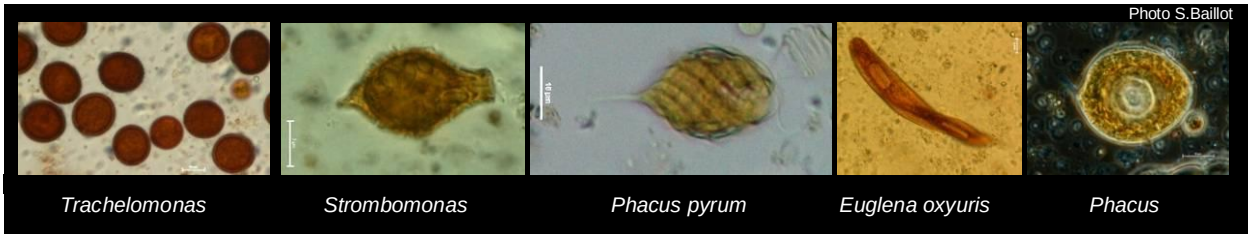


Figure 8 : Photographies d'espèces appartenant aux euglénophycées. Les photographies servent à illustrer les commentaires du texte.

Comme les chlorophycées, elles contiennent de la chlorophylle *a* et de la chlorophylle *b*, ainsi que des caroténoïdes et des xanthophylles. Leurs réserves sont sous forme de grains de paramylons de forme variable (Figure 8-*Phacus*) qui aident à la distinction de certains taxons. Les euglènophycées sont particulièrement abondantes dans les eaux stagnantes (milieux lentiques) très riches en nutriments et en matières organiques. Elles sont souvent associées à la présence de sédiments, de macrophytes ou de détritus de feuilles. Quelques espèces sont dominantes en milieu acide (Dussart, 1966).

1.3.3 Les indices phytoplanctoniques

L'étude du phytoplancton permet une perception rapide de l'évolution des conditions du milieu, engendrée par les pollutions anthropiques, les variations climatiques, le vieillissement limnologique, etc. Il existe plusieurs indices phytoplanctoniques utilisés dans certains pays d'Europe. La plupart sont basés sur le préférendum écologique des taxons identifiés. Il existe ainsi : l'indice de Sladecek, (Sladecek,1979), l'indice de Brettum, en Autriche et en Slovénie (Brettum, 1989, Wolfram et *al.,* 2007), le Phytoplancton See Index, PSI, en Allemagne (Nixdorf et *al.,* 2006), le Phytoplankton Trophic Index, PTI, en Italie (Salmaso et *al.,* 2006 ; Buzzi et *al.,* 2007), l'Indice Planctonique, IP, est utilisé en France (Barbe et *al.,* 1990 et 2003) jusqu'à parution d'un nouvel indice.

Pour l'instant, l'Indice Planctonique (IP) est utilisé dans le cadre de la DCE en France. L'IP est basé sur le préférendum écologique et l'abondance des classes algales des communautés du phytoplancton. Le phytoplancton est prélevé au cours de trois campagnes entre mai et septembre. La nature des peuplements est définie à partir de l'indice d'abondance Aj (variant de 0 à 5 en fonction de l'abondance relative) de 8 classes algales établies, auxquelles on attribue une note de qualité Qi (chaque classe ayant une note de qualité propre variant de 1 à 20). Les notes les plus élevées sont attribuées aux classes liées à l'eutrophisation (les cyanophycées et les euglénophycées), les plus basses aux classes liées au milieu oligotrophe (desmidiées et diatomées).

L'IP est égal à la moyenne de la somme des notes de qualité multipliées par l'abondance relative (en pourcentage) obtenue lors des trois campagnes de prélèvements.

$$IP = \text{moyenne} \sum(Qi*Aj)$$

Une note sur 100 est ainsi obtenue (Tableau III).

Tableau III : Valeurs des limites de classement de l'Indice planctonique (IP) pour les plans d'eau suivant l'arrêté du 25 janvier 2010

Classification de l'état écologique	Note/100 et code couleur
Très bon	0-25
Bon	26-40
Moyen	41-60
Médiocre	61-80
Mauvais	>80

Cette note permet la classification de l'état écologique des plans d'eau selon l'élément biologique phytoplancton.

Prochainement, un nouvel indice « l'indice phytoplancton lacustre » (IRSTEA, 2013, site web consulté : https://hydrobio-dce.cemagref.fr/Plans_d_eau/Phytoplancton/), en cours de finalisation, aura vocation à s'appliquer à tous les types de plans d'eau de la métropole, d'origine naturelle ou artificielle. Afin de répondre au mieux aux exigences de la DCE, il s'appuiera sur 2 métriques: l'une basée sur les teneurs en chlorophylle *a,* et l'autre sur la composition spécifique des échantillons. La détermination à l'espèce des organismes bio-indicateurs étant une préconisation de la DCE.

1.4 Objectifs : application de la classification morpho-fonctionnelle

Pour répondre aux exigences de la DCE, la composition taxonomique du phytoplancton doit être connue et, la plupart du temps, une détermination à l'espèce est demandée. Les résultats des analyses de phytoplancton dépendent pour une part très importante de l'expérience et de la connaissance de l'observateur impliqué (Ringtest phytoplankton 2009 ;

Report, 2010). Or, il existe très peu de spécialiste en France pour assurer la formation d'observateur et assurer la vérification des listes taxonomiques. De plus, l'investissement du matériel optique de qualité, ainsi que la bibliographie sont très importants pour assurer des déterminations du phytoplancton dans des conditions correctes, et représente un coût d'investissement important.

Les difficultés de détermination au niveau spécifique du phytoplancton ont entrainé un besoin grandissant de substituer la taxonomie traditionnelle pour faciliter la compréhension du phytoplancton et réduire les incertitudes liées à la détermination. Comme les conditions environnementales sélectionnent les groupes d'espèces qui partagent des caractéristiques similaires adaptatives, il est admis que les communautés forment des indicateurs plus fiables de la condition des habitats que les listes de présence ou d'absence d'espèces (Naselli-Flores & Barone, 2011). En effet, les individus algaux peuvent être classés en fonction de traits biologiques étroitement corrélés, sans faire référence à un processus écologique donné, ou en fonction de stratégies adaptatives similaires (Bouzillé, 2007). L'observation des assemblages d'espèces du phytoplancton a abouti récemment à l'émergence de trois approches de classification morpho-fonctionnelle (Salmaso et *al.*, 2012). Définis par Reynolds et *al.* en 2002, puis par Salmaso & Padisák (2007),et Kruk et *al.* (2010), ces démarches novatrices ont permis de dégager des groupes d'espèces du phytoplancton, basés sur l'observation de leurs traits fonctionnels et leurs similitudes morphologiques. Un trait fonctionnel est, dans ce contexte, une caractéristique ou une propriété d'un organisme qui est mesurable et influencé par un ou plusieurs processus fonctionnels comme la croissance, la reproduction, l'acquisition de nutriments,… (Weithoff, 2003). Les trois approches peuvent être résumées de la manière suivante :

-Les « functional groups » (FG) (Reynolds, 2002) sont inspirés de la phytosociologie. Ainsi, les espèces retrouvées fréquemment ensemble dans un même milieu et partageant les mêmes exigences écologiques sont regroupés en plus de 40 assemblages (Padisák et *al.*, 2009).

-Les « morpho functional groups » (MFG) (Salmaso & Padisák, 2007) sont issus de la stratégie de vie des individus. Trente et un groupes sont définis selon plusieurs critères : la motilité, la capacité potentielle d'acquisition de carbone et de nutriments par mixotrophie, les nutriments spécifiques requis, la taille et la forme, et la présence d'une enveloppe.

-Les « morphologically based functional groups» (MBFG) (Kruk *et al*., 2010) reposent sur l'assemblage d'espèces regroupées en sept groupes en fonction de leur similitude morphologique. Neuf traits sont utilisés pour les définir : la dimension linéaire maximum, le volume, la surface, le rapport surface sur volume, la présence de petites vacuoles gazeuses aérotopes), de flagelles, de mucilage, d'hétérocystes, ou d'exosquelettes siliceux.

L’objectif principal de cette étude a été de tester l’application des approches morpho-fonctionnelles, afin d’évaluer l’intérêt du développement de ces nouvelles méthodes pour le suivi des plans d’eau par rapport à l’approche taxonomique. Dans un premier temps, il est donc nécessaire de définir les paramètres environnementaux utiles à la caractérisation des plans d’eau suivi pour cette étude ; puis, d’appliquer sur les échantillons prélevés la méthode d’inventaire taxonomique imposée par la DCE, ainsi que les trois nouvelles classifications morpho-fonctionnelles.

Chapitre 2

Sites d’étude,
matériels et méthodes

2 Sites d'étude, matériels et méthodes

Dans un premier temps, ce chapitre propose une synthèse bibligraphique non exhaustive du fonctionnement des plans d'eau, puis présente les sites d'étude et les outils utiles à leur caractérisation. Dans un second temps, sont détaillées les méthodes de prélèvements appliqués sur le terrain pour mesurer les paramètres environnementaux et prélever le phytoplancton, ainsi que les échantillons d'analyses chimiques de l'eau. Le protocole d'analyses du phytoplancton au laboratoire, ainsi que le mode d'application des trois approches morpho-fonctionnelles sont ensuite expliqués. Enfin, la démarche statistique utilisée afin de comparer l'intérêt de l'utilisation des différentes approches est décrite.

2.1 Description des plans d'eau

Cette partie est essentiellement axée sur les méthodes de caractérisation des plans d'eau. Il est en effet nécessaire de comprendre comment fonctionne un plan d'eau pour identifier les paramètres influençant la composition des communautés du phytoplancton.

Deux facteurs majeurs limitent le potentiel de croissance du phytoplancton : la présence de nutriments (azote et phosphore, notamment) et le brassage des masses d'eau qui entraine l'exclusion des individus (Sandgren, 1988). Le transport non volontaire des individus lors du brassage de la masse d'eau représente une perturbation majeure entraînant des successions allogéniques[4] des espèces phytoplanctoniques. Les perturbations du milieu causées par la présence de barrage sur un plan d'eau ou à l'inverse de connexions avec d'autres milieux aquatiques entraînent également des perturbations liées à l'instabilité des masses d'eau. Ainsi, l'essentiel des adaptations des organismes algaux est développé dans le but de maximiser le temps d'exposition à une lumière adéquate pour la photosynthèse (Reynolds, 2006). Enfin, la limitation des nutriments est un stress limitant le taux de croissance et la réplication cellulaire. Que l'on soit dans un habitat oligotrophe à eutrophe les concentrations en nutriments varient fortement.

En résumé, l'intensité de ces différentes perturbations et stress d'un plan d'eau varie considérablement en fonction plusieurs facteurs : son fonctionnement (brassage, cycle thermique) (Sandgren, 1988), sa typologie (plan d'eau naturel, retenue ou lac de barrage) (Naselli-Flores et *al.*, 2003), les conditions géochimiques du milieu (Hyrdoécorégion) (Reynolds et *al.* (2002), et les conditions trophiques (nutriments) (Sandgren, 1988).

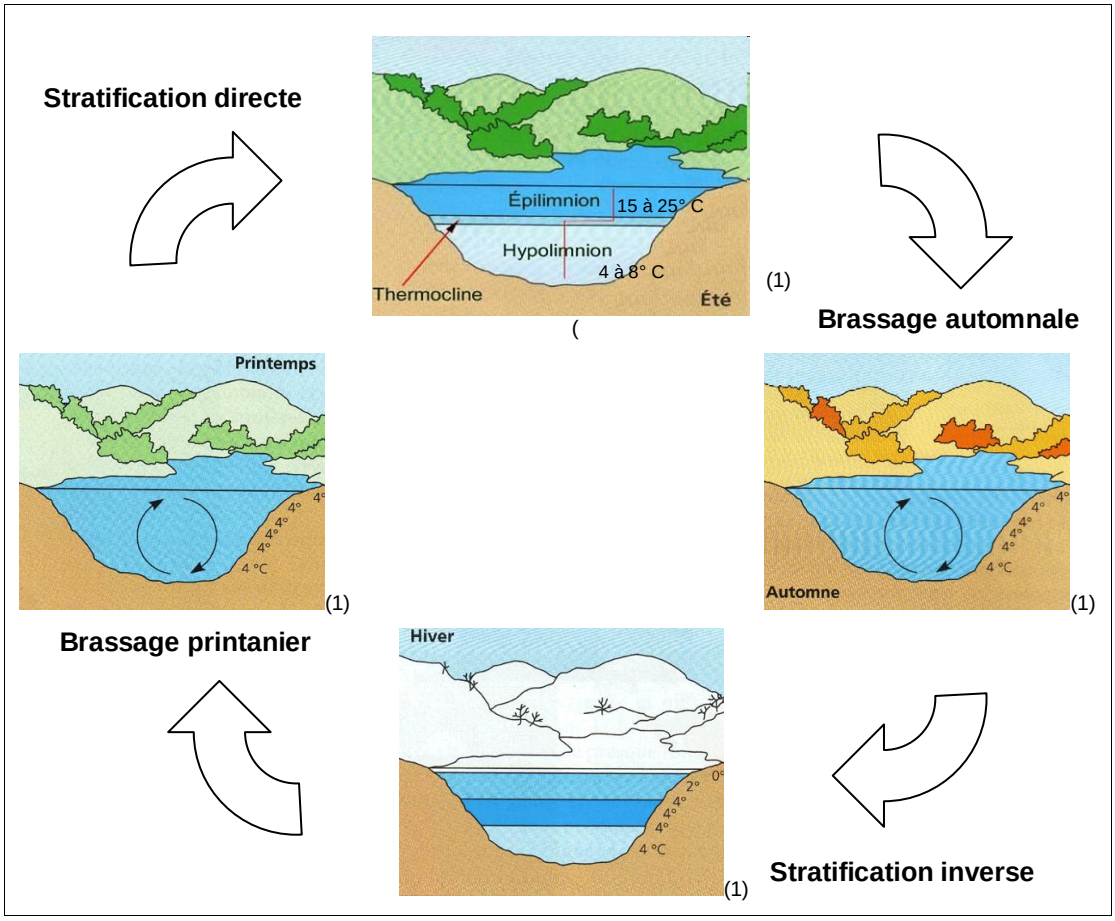
Les paragraphes suivant détails les outils et paramètres utilisés pour étudier ces facteurs.

[4] Successions liées aux facteurs externes

2.1.1 Fonctionnement des plans d'eau

2.1.1.1 Cycles thermiques

Les cycles thermiques rythment la vie aquatique en alternant les périodes de stratification et de brassage. Aux latitudes tempérées, on observe à la fin de l'été, un gradient maximal des densités des eaux, induisant une stabilité des couches, qui ne peuvent alors se mélanger sans l'intervention de forces extérieures comme le vent (Dussart, 1966). Ainsi sur notre aire d'étude, les plans d'eau sont soit non stratifiés, soit monomictiques ou dimictiques, c'est-à-dire qu'ils présentent respectivement aucune stratification, une ou deux périodes de stratification thermique. Deux périodes de stratification sont en effet distinguées: une stratification « directe » en saison chaude lorsque les températures décroissent avec la profondeur, et une stratification « inverse » moins marquée en saison froide lorsque les températures les plus élevées sont observées en profondeur (Figure 9). Ces deux périodes sont séparées par des périodes de circulation des masses d'eau, dites période de brassage. Il est alors observée une homogénéisation des températures qui se produit aux environ de 4°C, température à laquelle l'eau atteint sa densité maximale en eau douce.



(1) Fond d'image issu du site internet http://www.lacsdemontagne.fr/aspect_lac.htm (consulté et modifié en mai 2013)

Figure 9 : Représentation des cycles thermiques d'un plan d'eau dimictique

Lors des brassages, les couches profondes sont ré-oxygénées et les nutriments contenus dans les sédiments sont mis en suspension dans la colonne d'eau (Dussart, 1966).
Les couches d'eau de températures différentes sont nommées de la surface vers le fond : Épilimnion, métalimnion et hypolimnion. Le métalimnion est une zone transitoire entre l'épilimnion et l'hypolimnion, caractérisé par une thermocline accusée, soit une zone de variation thermique très marquée.
Un temps de résidence suffisant dans la couche exposée à la lumière, la zone euphotique, est la première condition du phytoplancton pour pouvoir synthétiser suffisamment de carbone organique nécessaire à la fabrication de la génération suivante (Reynolds, 2006). La stratification thermique entraîne la séparation entre une couche de surface illuminée et oxygénée, mais dont les concentrations en éléments nutritifs diminuent rapidement et une couche profonde, moins lumineuse, plus hypoxique et riche en éléments nutritifs. Dans de telles circonstances, l'assimilation des éléments nutritifs dans les couches profondes, couplée à la photosynthèse dans les couches superficielles, est une stratégie qui impose aux algues de changer périodiquement de localisation verticale, soit grâce à des aérotopes gazeuses, soit grâce à leurs flagelles (Rolland, 2009). Les mouvements des couches d'eau augmentent les connectivités au sein des couches d'une même masse d'eau, ce qui induit la compétition entre les espèces (Naselli-Flores et *al.*, 2003). Les différents brassages des masses d'eau sont donc responsables de l'exclusion des individus de la couche euphotique (Sandgren, 1988). D'un point de vue des cortèges phytoplanctoniques, on observe ainsi une différence fondamentale entre lacs stratifiés et non stratifiés. Les longues stratifications permettent en effet aux assemblages de phytoplancton d'accomplir le processus d'exclusion compétitrice et d'atteindre un état d'équilibre (Morabito et *al.,* 2003, Allende & Izaguirre, 2003 dans Naselli-Flores et *al.*, 2003). Les lacs non stratifiés, souvent les plans d'eau peu profonds, sont caractérisés par des dynamiques thermiques entraînant de nombreux échanges entre les eaux et les sédiments et sont traditionnellement considérés comme des écosystèmes à changement rapide, caractérisés par de rapides et imprédictibles changements de composition phytoplanctonique (Naselli-Flores et *al.*, 2003). La connaissance de l'état thermique et du fonctionnement d'un plan d'eau brassé ou stratifié, est essentiel à la compréhension des successions du phytoplancton. Divers types de cycle thermique sont observés dans un plan d'eau en fonction du climat local, donc de la latitude et de l'altitude, et de la forme du plan d'eau (Dussart, 1966).

2.1.1.2 Indice de creux moyen

L'indice de creux, décrit par Delebecque (1898), permet de définir la forme d'un plan d'eau en mettant en rapport sa profondeur et sa superficie. En effet, la profondeur d'un plan d'eau est une donnée fondamentale pour décrire son fonctionnement. Une faible profondeur induit des relations plus fortes entre la surface (interface air-eau) et le fond (interface eau-

sediment). Les plans d'eau de faible profondeur ont ainsi une tendance naturelle à l'eutrophisation, liée aux mécanismes de remise en suspension des sédiments, de réchauffement rapide des eaux et de relargage des éléments nutritifs adsorbés (Papon, 2007). Il existe différentes manières d'exprimer la profondeur (Hakanson, 1981 ; Wetzel, 1983). La profondeur maximale (Zmax) est une mesure absolue. Elle correspond à la plus grande profondeur du plan d'eau. Elle est située à l'aide des cartes de bathymétrie et mesurée sur le terrain à l'aide d'un lasermètre. La profondeur moyenne (Zmoy) est égale au volume (V) divisé par la superficie (A) (Wetzel, 1983).

Dans de nombreux cas la valeur absolue de la profondeur (maximale ou moyenne) s'avère insuffisante pour la compréhension du fonctionnement d'un plan d'eau. La capacité d'un plan d'eau à être brassé ne dépend pas seulement de la profondeur, mais relève également du rapport entre celle-ci et la superficie (Papon, 2007). L'indice de creux moyen permet de mettre en relation la profondeur maximale et la superficie du plan d'eau. En effet, « la profondeur absolue n'est pas le critère déterminant : des petits lacs peu profonds, mais de fort indice de creux, peuvent être stratifies […] alors que des grands lacs de profondeur excédant vingt mètres peuvent facilement être mélangés » (Pourriot & Meybeck, 1995). L'indice de creux (Delebecque, 1898) correspond à la profondeur maximale (Zmax) divisée par la racine carrée de la superficie (S). Basé sur l'indice de Delebecque, l'indice de creux moyen (Icm) est sans unité et utilise, non pas la profondeur maximale, mais la profondeur moyenne. (Meybeck, 1995).

L'emploi de l'indice de creux et de l'indice de creux moyen serait redondant, nous choisissons d'employer l'Icm pour le traitement de nos données ; puisqu'il possède l'avantage d'avoir un référentiel de classement établi par son auteur (Tableau IV).

Tableau IV : Classement des plans d'eau suivant l'indice de creux moyen (Meybeck, 1995).

Indice de creux moyen	Classe
< 0,1	plans d'eau très plats
0,1 à 0,5	plans d'eau plats
0,5 à 2,5	plans d'eau réguliers
2,5 à 12,5	plans d'eau creux
>12,5	plans d'eau très creux

2.1.1.3 La résistance thermique relative

La résistance thermique relative (RTR) permet de caractériser l'état thermique et d'estimer le potentiel de stratification d'un plan d'eau (Vallentyne, 1957). La RTR correspond à la variation de densité de l'eau entre la base et le sommet d'une couche relativement à la valeur de référence (correspondant à la variation de densité entre 4 et 5°C). Afin de simplifier le calcul usuel pour pouvoir l'appliquer à l'ensemble de nos données plans d'eau, la RTR est

ici calculée entre le point le plus profond et la surface du plan d'eau. La différence entre les densités de l'eau au point profond (D(P)) et de l'eau de surface (D(0)) est calculée. La densité est déterminée en fonction de la température de l'eau selon les valeurs de Kallf (2002). La valeur de référence correspond à la résistance d'une colonne d'eau ayant respectivement en profondeur et en surface des températures de 4 et 5°C. Cela représente l'intervalle de température pour lequel la variation de densité par degré Celsius est minimale. Le calcul des résistances thermiques relativement à la valeur de référence est ensuite effectué ((D(P)-D(0))/(D(4°)-D(5°)). Plus la RTR est proche de 0, plus la température est homogène sur la totalité de la colonne d'eau, moins il y a de résistance aux brassages verticaux. Plus la RTR est élevée et plus la température varie entre le fond et la surface, plus le plan d'eau tend à une stratification.

2.1.2 Typologie des plans d'eau

2.1.2.1 Hydro-écorégions des plans d'eau étudiés

Un découpage régional fondé sur l'homogénéité des caractéristiques du relief et les caractéristiques géologiques et climatiques, a permis de définir un premier découpage en 22 hydro-écorégions (HER 1) sur l'ensemble du territoire français afin de regrouper des masses d'eau partageant des caractéristiques physiques et biologiques similaires. Les hydro-écorégions de niveau 2 (HER2) constituent une subdivision en 112 zones élémentaire des HER1 (Wasson et *al.*, 2002 ; Chandesris et *al.*, 2006).

L'étude porte sur des données de phytoplancton échantillonnées de 45 plans d'eau situés dans le bassin Loire-Bretagne dans l'ouest et le centre-ouest de la France (Figure 10). Ils se répartissent au sein de sept hydro-écorégions différentes de niveau 1. Voici leur répartition de la source à l'embouchure de la Loire:

- Cévennes (1 plan d'eau)
- Massif central Sud (6 plans d'eau)
- Massif central Nord (11 plans d'eau)
- Côtes calcaires Est (2 plans d'eau)
- Tables calcaires (5 plans d'eau)
- Dépôts argilo-sableux (3 plans d'eau)
- Massif armoricain (17 plans d'eau)

La majorité des plans d'eau est ainsi répartie sur les quatre hydro-écorégions principales constituantes du bassin Loire Bretagne : 38% sont situés dans le Massif armoricain, 24% dans le Massif central Nord 13 % dans le Massif central Sud et 11% dans les Tables calcaires. Sur les hyroécorégions de plus failble superficie, un seul plan d'eau prélevé est

situé dans les Cévennes, deux se situent sur les côtes calcaires Est, et trois en zones de dépôts argilo-sableux.

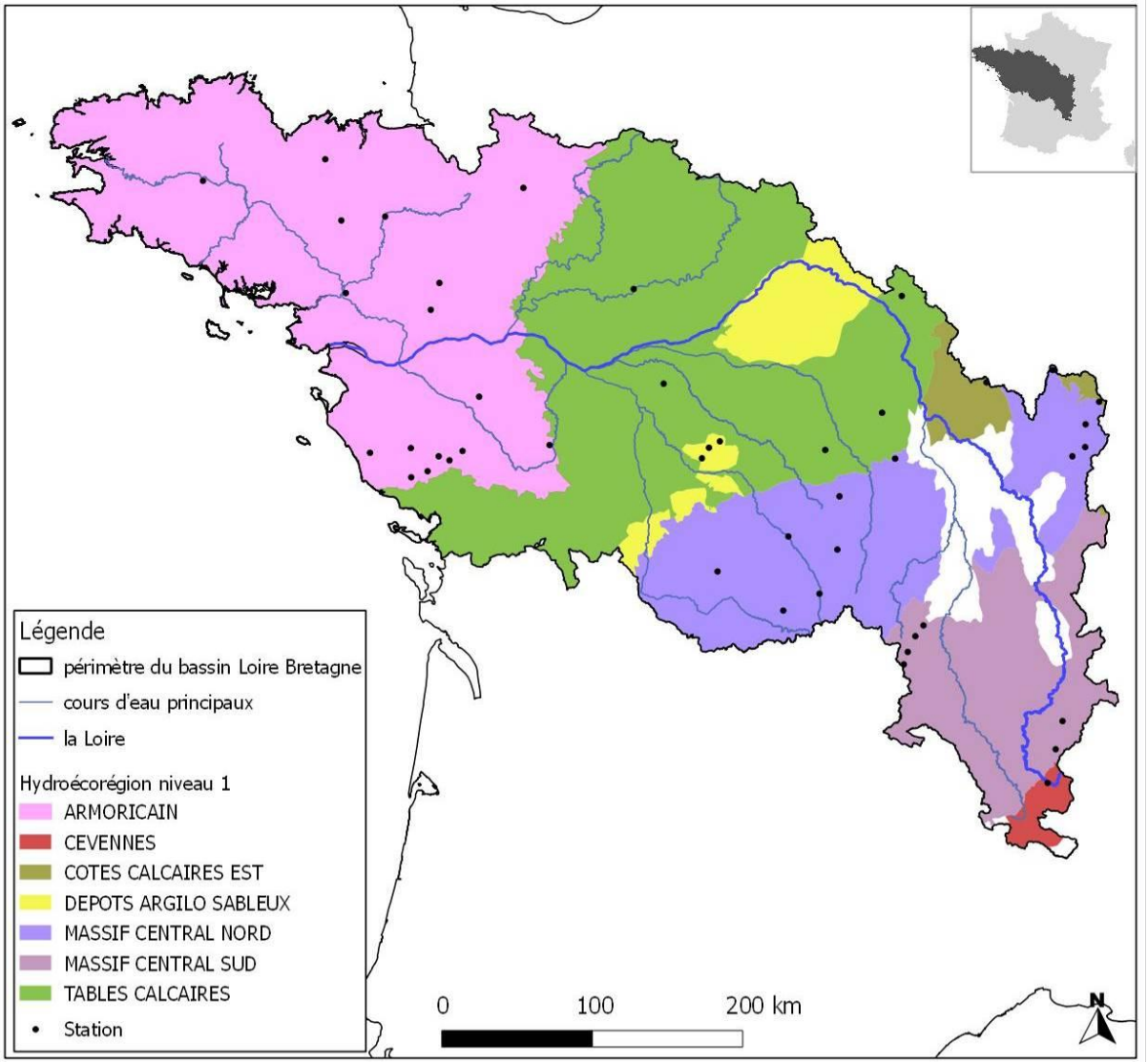


Figure 10 : Répartition des plans d'eau étudiés sur les différentes hydro-écorégions (Wasson et *al.*, 2002) du bassin Loire-Bretagne.

Le bassin versant de la Loire, plus long des fleuves français, recouvre un cinquième du territoire métropolitain. Comme le montre la figure 10, les hydro-écorégions du bassin de la Loire sont fortement déterminées par la géologie et correspondent également à une occupation anthropique du territoire différente (Ivol-rigaut, 1998). Sous influence climatique méditerranéenne, l'hydro-écorégion des Cévennes accueille la source de la Loire. Le climat est ensuite montagnard aux abords du Massif central, la chaîne des Puys offrant des reliefs au-dessus de 700 mètres d'altitude. Les Cévennes limitée dans l'étude à la zone Nord Est de la région, et le Massif central constituent des territoires « préservés » du fait de leur situation de moyenne montagne et de leur isolat géographique marqué par l'exode rural. Le bassin

sédimentaire central (Tables calcaires et Dépôts argilo-sableux) est dominé par un climat de nature continentale, et aboutit au Massif armoricain granitique sous influence océanique. L'ensemble Tables calcaires et Côtes calcaire Est forment une vaste plaine qu'il est nécessaire de distinguer des autres hydro-écorégions du fait de la nature calcaire des sols et de l'exploitation intensive des ressources terrestres par l'agriculture. Les îlots géologiques des Dépôt sableux forment deux entité réduites, plus forestière notamment dans la zone Nord délimitée par le bassin de la Sologne. Le massif Armoricain est caractérisé par les problèmes liés aux élevages intensifs. Les épandages de lisiers participent à la dégradation des eaux de surface et des nappes souterraines par les nitrates (Ivol-rigaut, 1998).

2.1.2.2 Typologie nationale des plans d'eau étudiés

La typologie des plans d'eau a été définie selon la circulaire 2005/11 (MEDD, 2005) relative à typologie nationale des eaux de surfaces. Le libellé typologique national permet de définir s'il s'agit d'un plan d'eau d'origine naturelle ou anthropique (lac, plan d'eau, retenue). De plus, pour certains, la nature géologique (calcaire, cristallin), la zone altitudinale (basse altitude, moyenne montagne), la forme ainsi que le fonctionnement hydraulique (vidange fréquente ou non) sont indiqués. Il est important d'utiliser la typologie nationale, car elle a pour but de définir les conditions de références selon lesquelles seront établis les états écologiques et leur classification (écarts à la référence) (MEDD, 2005).
D'après la typologie décrite dans la circulaire 2005/11 (MEDD, 2005), douze types nationaux différents sont identifiés dans notre étude et dénommés selon leur origine naturelle (N) ou anthropique (A), et selon leur altitude. La figure 11 présente la répartition et le libellé national des différents plans d'eau étudiés

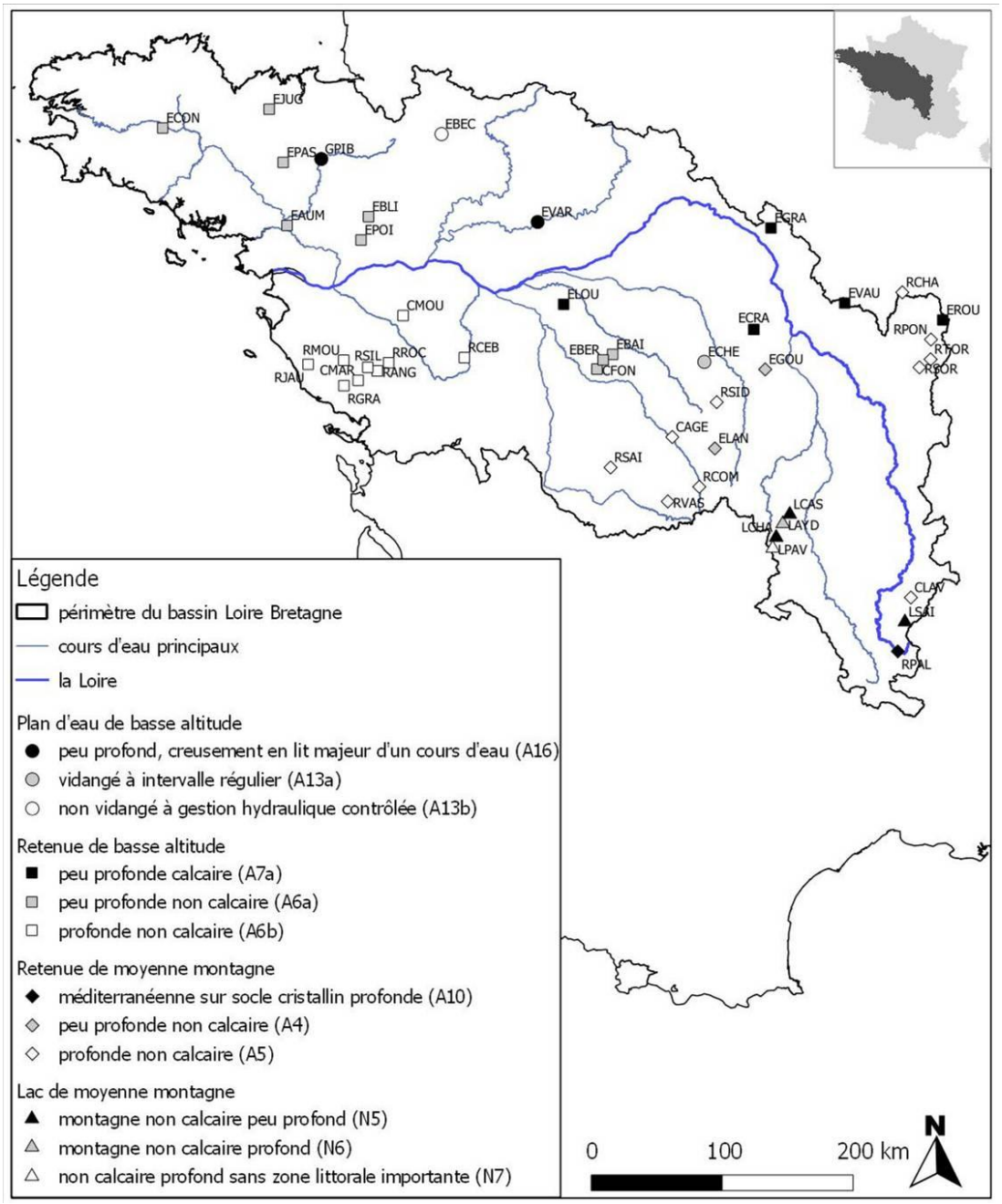


Figure 11 : Répartition des plans d'eau étudiés en fonction de leur typologie nationale (MEDD, 2005). Les acronymes des plans d'eau utilisés sont présentés dans le texte.

Les codes et les libellés typologiques correspondants aux 45 plans d'eau de cette étude sont présentés ci-dessous. Les acronymes des plans d'eau utilisés dans la figure 11 et leur département d'origine sont présentés entre parenthèse.

- Lac naturel de moyenne montagne :
  - N5 Lac non calcaire, peu profond : Lac de la Cassière (LCAS, 63), Lac Chambon (LCHA, 63), Lac de Saint Front (LSAI, 43).
  - N6 Lac non calcaire, profond, avec zone littorale : Lac d'Aydat (LAYD, 63).
  - N7 : Lac non calcaire, profond, sans zone littorale : Lac Pavin (LPAV, 63)).

- Plan d'eau d'origine anthropique :
  - Retenue de moyennes montagnes
    - A4 Retenue peu profonde non calcaire : Etang de Goule (EGOU, 03), Etang des Landes (ELAN, 23).
    - A5 Retenue non calcaire, profonde : Complexe de l'Age (CAGE, 23), Complexe de Lavalette (CLAV, 43), Retenue de Chamboux (RCHA, 21), Retenue des Combes (RCOM, 23), Retenue du Pont du Roi (RPON), Retenue de Saint Pardoux (RSAI, 71), Retenue de Sidailles (RSID,18), Retenue de la Sorme (RSOR, 71), Retenue de Torcy vieux (RTOR, 71), Retenue de Vassivière (RVAS, 23).
    - A10 Retenue de moyenne montagne, cristallin, profonde : Retenue de La Palisse (RPAL, 07).
  - Retenue de basse altitude
    - A6a Retenue peu profonde non calcaire : Complexe de Fontgombault (CFON, 36), Etang Aumée (EAUM, 44), Etang Baigne-jean (EBAI, 36), Etang de Beauregard (EBER, 36), Etang de la Blisière (EBLI, 44), Etang du Corong (ECOR, 22), Etang de Jugon (EJUG, 22), Etang du Pas du houx (EPAS, 35), Etang de la Poitevinière (EPOI, 44).
    - A6b Retenue profonde non calcaire : Complexe du Marillet (CMAR, 85), Complexe du Moulin Ribou (CMOU, 49), Retenue de l'Angle Guignard (RANG, 85), Retenue du Cebron (RCEB, 79), Retenue du Graon (RGRA, 85), Retenue de Jaunay (RJAU, 85), Retenue de Moulin Papon (RMOU, 85), Retenue de Rochereau (RROC, 85), Retenue de la Sillonnière (RSIL, 85)).
    - A7a Retenue calcaire, peu profonde : Etang de Craon (ECRA, 18), Etang de la Grande Rue (EGRA, 45), Etang du Louroux (ELOU, 37), Etang de Rouey (EROU, 21), Etang de Vaux (EVAU, 58).
  - Plan d'eau
    - A13a Plan d'eau vidangé à intervalle régulier : Etang de la Chelouze (ECHE, 18).
    - A13b Plan d'eau généralement non vidangé mais à gestion hydraulique contrôlée : Etang de Beaucoudray (EBEC, 53),
    - A16 Plan d'eau peu profond, obtenu par creusement en lit majeur d'un cours d'eau : Etang des Varennes (EVAR, 72), Gravières de la Piblais (GPIB)).

Selon la typologie nationale relative aux eaux de surfaces (MEDD, 2005), 11% des plans d'eau étudiés ici sont d'origine naturelle. Les plans d'eau d'origine anthropiques, sont majoritairement issus de l'aménagement d'une retenue sur un cours d'eau (82%). Seul un

faible pourcentage (18%) des plans d'eau suivis par l'agence de l'eau sur ces stations n'est pas issu du barrage d'un cours d'eau. Les principales caractéristiques des plans d'eau étudiés sont présentées dans le tableau suivant (Tableau V).

Tableau V : Principales caractéristiques des plans d'eau étudiés. Présentées comme il suit : Valeur moyenne ± écart-type des données des stations, rang (valeur minimum-valeur maximum)

	Lac naturel	Retenue moyenne montagne	Retenue basse altitude	Plan d'eau
Effectif (N)	5	13	23	4
Superficie (Km^2)	0,38 ± 0,17 (0,13-0,56)	1,71 ± 2,37 (0,32-9,05)	0,83 ± 0,31 (0,44-1,55)	0,85 ± 0,52 (0,48-1,59)
Altitude (m)	1001 ± 197 (837-1234)	457 ± 236 (213-1008)	102 ± 95 (6-407)	87 ± 63 (19-156)
Pmax (m)	26,2 ± 39,3 (4,0-96,0)	26,2 ± 39,3 (2,0-56,0)	8,3 ± 5,5 (2,0-19,0)	2,5 ± 1,6 (0,8-4,0)
Pmoy (m)	9,4 ± 13,5 (1,0-33,0)	8,2 ± 5,4 (1,0-19,0)	2,9 ± 1,7 (1,0-7,0)	0,9 ± 0,6 (0,3-1,4)
Marnage (m)	0	6 ± 8 (0-26)	2 ± 3 (0-8)	0

Les caractéristiques des plans d'eau étudiées sont très variables à l'intérieur d'un même type d'habitat. Ainsi, nous pouvons constater que les lacs naturels sont tous situés en moyenne montagne (Tableau V). Il possède des formes très variables. Par exemple, le lac naturel Pavin est un lac de cratère atteignant 96 mètres de fond pour une superficie de 44 hectares, avec une zone littorale étroite. A l'opposé le lac naturel Chambon, est un lac de barrage naturel consécutif à l'éruption du volcan du Tartaret (Bourgeot et *al*., 2009) présentant une profondeur maximale de quatre mètres pour une superficie de 48 hectares avec une zone littorale étendue. Les retenues artificielles présentent des superficies très importantes. Plus de la moitié d'entre-elles présentent des marnages de fréquence et de hauteur variable en fonction de l'usage du barrage. Par exemple, la Retenue de la Palisse en Ardèche, créée pour le soutien à l'étiage et la production d'électricité présente des marnages saisonniers de 26 mètres pour une profondeur maximale de 56 mètres. Les plans d'eau possèdent les profondeurs maximales les moins importantes et sont souvent caractérisés par de large zone littorale et des superficies importantes.

Les caractéristiques typologiques des 45 plans d'eau étudiés sont très hétérogènes. Ces caractéristiques influencent directement leur état trophique, leur fonctionnement et donc indirectement la nature et la composition des communautés du phytoplancton.

2.2 Prélèvements, mesures et analyses des paramètres

Pour cette étude, vingt stations ont été prélevées en 2008, et vingt-cinq en 2009 par différents opérateurs désignés par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne. Mon équipe est moi-même avons été chargés des prélèvements de 20% des stations à partir de 2009. J'ai eu en charge les analyses du phytoplancton de treize plans d'eau durant quatre campagnes en 2009, soit 52 analyses sur les 180 traitées. Le reste a été effectué par un autre bureau d'étude spécialisé en hydrobiologie.

La méthodologie appliquée pour effectuer dans un premier temps les mesures sur le terrain, puis dans un second temps les analyses en laboratoire est décrite dans les paragraphes 2.2.1 à 2.2.4.

2.2.1 Stations de prélèvement et périodicité des prélèvements

La station de prélèvement a été localisée à la verticale du point le plus profond de la masse d'eau. Pour les retenues artificielles, le prélèvement a été réalisé en dehors de la zone d'influence du barrage (Laplace-Treyture *et al*., 2009).

« La station de mesure est le lieu situé sur une entité hydrogéographique (lacs, étangs, retenue), sur lequel sont effectués des mesures ou des prélèvements en vue d'analyses physico-chimiques ou biologiques, afin de déterminer la qualité des milieux aquatiques à cet endroit.» (AELB, Glossaire Osur Web, 2010).

Selon les préconisations du protocole de l'IRSTEA (Laplace-Treyture *et al*., 2009), quatre campagnes de prélèvements physico-chimiques et phytoplanctoniques ont été menées afin d'effectuer le suivi de l'état écologique des plans d'eau. Une première campagne dite « hivernale » est réalisée entre mi-février et fin mars, lors du brassage printanier. La disponibilité en éléments nutritifs, résultant du brassage des eaux, et l'augmentation de l'intensité lumineuse favorisent alors la croissance du phytoplancton (Sommer et *al.*, 1986). Les trois campagnes suivantes sont réparties lors de la période de production du phytoplancton durant la période dite « estivale » entre mai et octobre (Barbe et *al.*, 2003). La deuxième campagne ayant lieu au printemps en évitant la phase des eaux claires : causée par le broutage du zooplancton qui entraine une diminution de la concentration du phytoplancton. Cette phase des eaux claires persiste jusqu'à ce que des espèces algales non consommables par le zooplancton apparaissent en quantité suffisante. Alors d'une part, le zooplancton herbivore est limité en nourriture, et d'autre part la prédation piscicole accélère le déclin de ces populations. La pression de broutage étant alors réduite, une communauté phytoplanctonique estivale commence à croître (Sommer et *al.*, 1986). Lors de la troisième campagne en plein été, la composition du phytoplancton devient complexe du fait de l'augmentation de la richesse spécifique et de la diversité fonctionnelle, alliant de petites espèces consommables par le zooplancton et de plus grandes espèces non consommables (Sommer et *al.*, 1986). La quatrième campagne se déroule en fin de

stratification estivale lorsque l'épilimnion atteint son maximum d'épaisseur, avant la période de brassage automnal. L'appauvrissement en nutriments ralentit alors la croissance du phytoplancton.

2.2.2 Paramètres physico-chimiques

Afin de comprendre les facteurs abiotiques influençant la composition du phytoplancton, différentes mesures physico-chimiques ont été réalisées sur le terrain et au laboratoire.

2.2.2.1 Mesures effectuées sur le terrain

La mesure de la transparence des eaux et des profils verticaux de différents paramètres sont effectués sur le terrain. Ces mesures permettent notamment de détecter la formation de couches d'eau présentant des conditions particulières (stratifications) ou d'identifier des mouvements d'eau (brassage, barrage), susceptibles de représenter une perturbation pour les communautés de phytoplancton.

La transparence (T) coïncide avec la profondeur de disparition du disque de Secchi, un disque de 30 cm de diamètre. Des profils verticaux sont réalisés de la surface jusqu'à un mètre au-dessus du fond sur la colonne d'eau. Autant que possible, les mesures sont effectuées tous les mètres, voire 50 cm si le plan d'eau est très peu profond (inférieure à 5 m). Pour les plans d'eau ayant une profondeur maximale supérieure à 20 m, une mesure est faite tous les 5 m (Laplace-Treyture *et al*., 2009). Les mesures sont privilégiées directement dans le milieu, sauf lorsque le câble de l'instrument de mesure ne permet pas d'atteindre la profondeur concernée. De l'eau est alors prélevée grâce à une bouteille de prélèvement et la mesure est effectuée dans un seau blanc, type alimentaire, afin de limiter les contaminations.

Les paramètres concernés sont les suivants :

- température (en degrés Celsius (°C)),
- taux de saturation (en pourcentage (%)) et concentration (en milligramme par litre (mg/l)) en oxygène,
- pH,
- turbidité en unité de turbidité néphélomètrique (NTU))
- conductivité spécifique (en micro-siemens par centimètre (µS/cm). La température influençant la conductivité de l'eau, l'appareil de mesure ajuste automatiquement les valeurs relevées à une température de l'eau de 25ºC. Les valeurs de conductivité d'une saison à l'autre et d'un plan d'eau à l'autre, peuvent ainsi être comparées sans biais. La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des sels minéraux dissouts dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. Ainsi, plus la concentration en sels minéraux dissouts sera importante, plus la conductivité sera élevée (http://www.ste-thecle.qc.ca/avis/lacs/fichetechnique.pdf, juillet 2013).

2.2.2.2 Paramètres chimiques analysés en laboratoire

Les nutriments (matières azotées et phosphorées) et les matières minérales ont été analysés à partir de prélèvements d'eau intégrés sur toute la hauteur de la colonne d'eau. Une fois prélevés, les échantillons d'eau ont été conditionnés dans une glacière réfrigérée. Les glacières ont été envoyées à un laboratoire spécialisé répondant au cahier des clauses techniques particulières de l'agence de l'eau Loire Bretagne. Les paramètres analysés en laboratoire contiennent notamment les éléments présentés dans le tableau VI. D'autres paramètres, comme les polluants spécifiques sont mesurés mais seuls les nutriments et les éléments minéraux ont été considérés comme importants pour caractériser les conditions du milieu dans cette étude.

Tableau VI : Paramètres chimiques analysés en laboratoire spécialisés et leur unité de mesure.

Type	Paramètres
MATIERE AZOTEES	Nkj (ou NTK) : Azote Kjeldhal en mg/l de N
	NO_2^- : Nitrites en $mg.l^{-1}$ de NO_2^-
	NO_3^- : Nitrates en $mg.l^{-1}$ de NO_3^-
MATIERES PHOSPHOREES	PO_4^{3-} :anion phosphorique en $mg.l^{-1}$ de PO_4^{3-}
	Ptot : Phosphore total en $mg.l^{-1}$ de P
MATIERES MINERALES	Ca : Calcium en $mg.l^{-1}$
	Cl^- : Chlorure en $mg.l^{-1}$
	K^+ : Potassium en $mg.l^{-1}$
	Mg^{2+} : Magnésium en $mg.l^{-1}l$
	SO_4^{2-} : Sulfates en $mg.l^{-1}$

2.2.3 Prélèvements du phytoplancton

Les différentes étapes de prélèvement et d'analyse du phytoplancton ont été réalisées selon les exigences de la DCE Norme NF EN 15204 (AFNOR, 2006). Les méthodes décrites ici s'inspirent de deux protocoles conformes à cette norme, à savoir : 1/ le protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE de l'IRSTEA (Laplace-Treyture *et al*., 2009), 2/ le protocole d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes (Druart & Rimet, 2008).

Les échantillons sont prélevés dans la zone euphotique (Zeu). Considérée comme la zone de production principale, elle correspond à la tranche d'eau comprise entre la surface et 2,5 fois la valeur de la transparence (T) (Laplace-Treyture *et al*., 2009). La limite inférieure de la couche euphotique correspond théoriquement à 1% de la lumière incidente (Barbe et *al.*,

2003). Pour avoir une échelle de variation, lors de la deuxième campagne, la transparence est de 2,3 mètres pour l'Etang de la Rouey, de 6,0 mètres pour le Lac Pavin et de 11 mètres sur la Retenue de La Palisse. Soit une couche euphotique de profondeur respective de 5,75 ; 15,00 ; et 27,5 mètres.

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'une bouteille à prélèvement, de type Van Dorn. C'est une bouteille à clapet muni d'une corde graduée dont la fermeture est enclenchée par l'envoi d'un messager sur le système de fermeture. Afin de prélever toute la hauteur d'eau, il est nécessaire de répartir au moins cinq prélèvements régulièrement espacés le long de la zone euphotique. Le prélèvement est conditionné dans une bouteille de 500 ml, et fixé sur le terrain à l'aide d'une solution de lugol alcalin jusqu'à obtention d'une coloration finale brun orangée (Laplace-Treyture *et al.*, 2009).

2.2.4 Analyses du phytoplancton au laboratoire

La mise en œuvre des analyses phytoplancton au laboratoire a également été réalisée selon les exigences de la DCE et suit la Norme NF EN 15204 (AFNOR, 2006). Elles sont basées sur le mode opératoire classique tel que défini par Utermöhl (1958). Les différentes étapes de la préparation des échantillons sont présentées dans la figure 12.

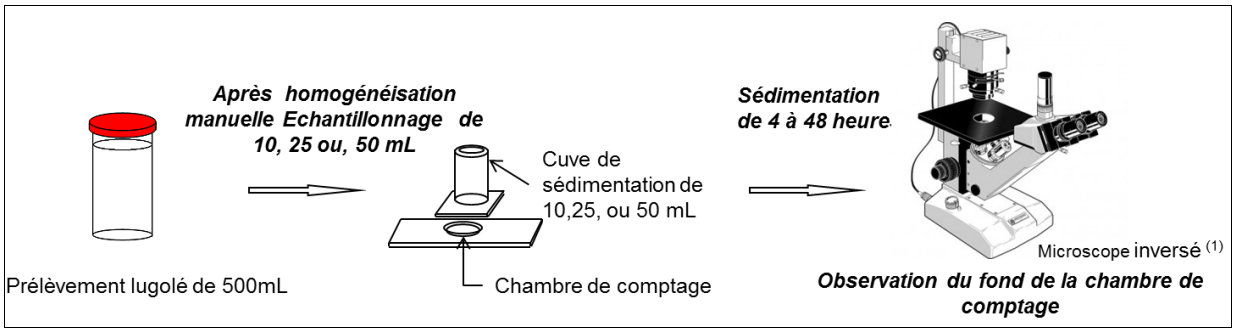


Figure 12 : Représentation schématique de la préparation des échantillons pour les analyses du phytoplancton (1) Image du microscope inversé http://www.atelierlatrouvaille.com/7183-large/microscope-.jpg consulté en Mai 2013

La préparation des échantillons s'effectue au sein d'une chambre de comptage munie d'une lamelle en verre de 0,17 µm d'épaisseur à travers de laquelle il est possible d'observer le matériel biologique sédimenté au microscope inversé. Un volume du prélèvement lugolé adapté au statut trophique de la masse d'eau (10, 25, ou 50 ml) est placé dans la cuve de sédimentation et positionnée sur une chambre de sédimentation (Figure 12). Afin d'assurer la remise en suspension des particules, le prélèvement est préalablement agité doucement en alternant des retournements verticaux et horizontaux pendant environ une minute (Laplace-Treyture et *al.*, 2009). Le but est d'obtenir une quantité de matériel biologique suffisante au comptage de 400 individus algaux, sans qu'ils ne se chevauchent, afin de ne pas nuire à leur identification. Pour une biomasse de phytoplancton élevée, une étape de dilution peut s'avérer nécessaire pour faciliter le comptage. La dilution est effectuée avec de

l'eau distillée dans une burette graduée. Il est ensuite nécessaire d'attendre que le matériel biologique soit sédimenté au sur la chambre de comptage. Le temps de sédimentation est de 4 heures par cm de hauteur de la cuve de sédimentation (Laplace-Treyture et *al*.,2009), variable selon le volume sédimenté. Après la sédimentation, un couvre-objet transparent est placé sur la chambre de comptage en poussant délicatement la cuve de sédimentation sur le côté. La chambre est ensuite placée sous le microscope inversé.

L'identification et le dénombrement de la préparation sont réalisés à l'aide d'un microscope optique inversé muni d'objectifs permettant un grossissement allant de 200 à 1000. Ainsi, les individus phytoplanctoniques sédimentés sur la chambre de comptage (Figure 12), sont observés par en-dessous. Afin d'appréhender le peuplement dans son ensemble, une première liste floristique est établie en parcourant cette chambre de manière aléatoire.
Le choix de la stratégie de comptage est ensuite décidé et fixé car l'analyse quantitative implique l'enregistrement et le dénombrement des taxons observés dans une surface connue de la chambre de comptage. La stratégie de comptage utilisée est fonction de la concentration des algues. Selon la concentration en algues décroissante, le comptage peut être réalisé de trois manières différentes (Figure 13) :

1/ sur au minimum 30 champs choisis aléatoirement, si les algues sont très abondantes

2/ sur un ou plusieurs transects en parcourant le diamètre de la chambre, soit 26 millimètres,

3/ sur une demi-chambre ou sur l'ensemble de la chambre de sédimentation.

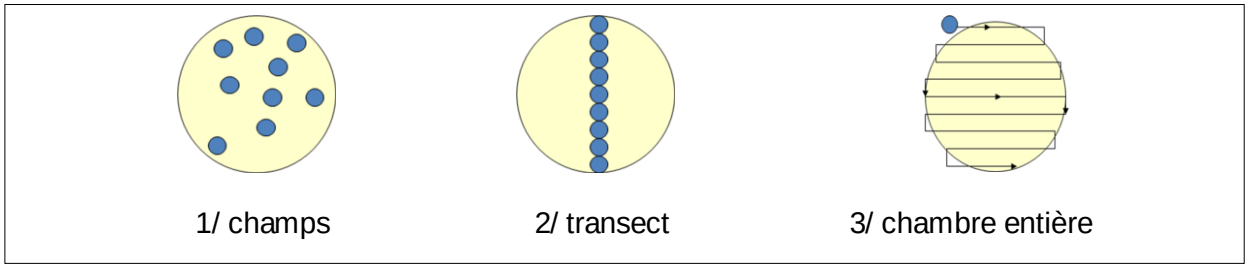


Figure 13 : Représentation schématique des différentes méthodes de comptage

Tous les individus sont identifiés et comptés jusqu'à un total de 400 individus, afin de respecter une fidélité (D)[5] de 5% (NF EN 15204, AFNOR, 2006). Tout champ, transect ou chambre commencé doit être fini même si cela fait passer le nombre d'individus comptés à plus de 400 individus. Ceci dans le but de quantifier un nombre d'individus algaux par millilitres.
Il est entendu que :

[5] D=1/racine carrée (∑x))
Où :
∑x est le nombre total d'algues comptés,
∑x= (1/0.05)² =400

1- Tout filament par longueur de 100 µm, colonie, ou cœnobe, cellule, compte pour un individu algal. Le nombre de cellules par individu est dénombré ou estimé sur trente individus (Laplace-Treyture *et al*., 2009).

2- Les logettes des chrysophycées (ex : *Dinobryon, Kephyrion*,…) sont dénombrées même si elles sont vides.

3- Les diatomées vides ne sont pas dénombrées. Seules les frustules contenant un plaste le sont (Laplace-Treyture *et al*., 2009).

4- Afin d'éliminer tout risque de prise en compte de fragments d'un même individu, un individu brisé est dénombré uniquement si les trois-quarts de l'individu sont représentés.

5- Les espèces trouvées hors du champ de comptage sont notées, mais sans abondance (Laplace-Treyture *et al*., 2009), ce qui marque leur présence sans influencer l'abondance totale.

6- Si l'identification d'un individu est impossible (dépôt, visibilité, ou incapacité du technicien), il convient à l'analyste d'enregistrer l'individu au plus bas niveau taxonomique auquel on peut le rattacher avec certitude (*Aulacoseira sp.*, par exemple). En cas de doute sur l'identification d'un taxon, il est nécessaire de prendre des notes sur sa forme et ses dimensions, ainsi que des photos, dans le but d'effectuer une vérification auprès de spécialistes référents (Laplace-Treyture *et al*., 2009).

7- En cas de difficultés d'identification des diatomées une vérification est réalisée en parallèle, entre lame et lamelle sous microscope droit, selon le mode préparatoire décrit par la norme NF T 90-354 (AFNOR, 2007). Afin d'observer de manière optimale les frustules, le contenu cellulaire ainsi que les matières organiques sont éliminés par un traitement à chaud à l'eau oxygénée sur un aliquote de l'échantillon. Une goutte du traitement obtenu, après nettoyage par décantation et dilution à l'eau distillée, est ensuite déposée sur une lamelle et séchée à faible température. La lamelle est ensuite fixée sur une lame à l'aide d'une résine à forte indice de réfraction (Naphrax) de manière à couler les frustules, dans le but de les observer au microscope droit (Agence de l'eau, 2000).

Dans un premier temps, les résultats sont exprimés en nombre d'individu par millilitre (individus/ml). Le nombre d'individus algaux comptés est converti en nombre d'individus par unité de volume, selon la formule suivante :

$$N=X\ (Ad/naV)$$

N est le nombre d'individus par ml,

X est le nombre d'individus moyen par champ,

V est le volume en ml sédimenté dans la chambre,

a est la superficie du champ ou du transect dénombré en mm^2

n est le nombre de champs ou de transects effectués,

A est la surface totale réelle de la chambre en mm^2,

d est le facteur de dilution,

Dans un deuxième temps, les listes obtenues en termes d'abondance (individus/ml), sont transformées en biovolume (mm^3/l), ce qui reflète l'occupation des différentes espèces. En effet, les espèces de petite taille n'occupent pas un même volume que les espèces de grandes tailles. Les biovolumes sont obtenus par trois manières :

1- grâce aux données proposées par le logiciel Phytobs v2.0, d'aide au dénombrement,
2- si les données sont absentes, par mesure lors de l'observation au microscope,
3- ou par calcul à partir des données de la bibliographie.

Enfin, puisque, mes données ainsi que les données d'un autre opérateur sont utilisées pour obtenir des résultats significatifs, un travail important a été nécessaire pour homogénéiser les dénominations taxonomiques (synonymies) entre les différents opérateurs. Les listes d'espèces obtenues ont fait l'objet d'une homogénéisation avec la liste de taxon proposé par le service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau (http://www.sandre.eaufrance.fr/) et le logiciel de comptage du phytoplancton Phytobs v2.0 mis à disposition par l'IRSTEA (Laplace-Treyture et *al.*, 2009).

2.3 Application des approches morpho-fonctionnelles

Après la réalisation des inventaires du phytoplancton, chaque taxon identifié a été attribué aux différent groupes morpho-fonctionnels.

Dans le but d'alléger le texte et d'éviter de future confusion, les abréviations proposées par Salmaso (2012) sont utilisées:

– FG « functional group », les groupes fonctionnels définis par Reynolds et *al.,* (2002).

– MFG « morpho-functional group » les groupes morpho-fonctionnels définis par Salmaso & Padisák (2007).

– MBFG « morphologically based functional group », les groups fonctionnels bases sur le morphologie définis par Kruk et *al.,* (2010).

2.3.1 Attribution des groupes fonctionnels de Reynolds et *al.* (2002)

Les groupes fonctionnels (Functional Groups, FG) élaborés par Reynolds dès 1984, regroupent, en différents assemblages, les espèces retrouvées fréquemment ensemble dans un même milieu et partageant les mêmes exigences écologiques. Ces assemblages d'espèces permettent une classification fonctionnelle des espèces communes du phytoplancton. Les FG s'inspirent des associations végétales employées en phytosociologie dans le domaine de la botanique. Selon la définition du phytosociologue Braun-Blanquet (1928) : « L'association végétale est un groupement végétal plus ou moins stable et en équilibre avec le milieu ambiant, caractérisé par une composition floristique déterminée, dans laquelle certains éléments exclusifs ou à peu près (espèces caractéristiques) révèlent, par leur présence, une écologie particulière et autonome ». Selon la même réflexion, les FG regroupent les espèces présentant des similitudes écologiques, caractéristiques d'un type d'habitat. Une attention particulière est portée aux caractéristiques propres à chaque espèce représentative (Reynolds, 2006).

Ces groupes, souvent polyphylétiques, sont actuellement au nombre de 41 (Padisák et *al.,* 2009) et dénommés sous le terme de codons. Un codon est formé d'une lettre parfois avec un indice formé par une lettre ou un chiffre (ex : codon A, codon S_N, codon S2,…). De nouvelles aggrégations d'espèces ou de nouveaux codons sont régulièrement proposés par les utilisateurs des FG (Reynolds et *al.*, 2002 ; Padisák et *al.*, 2003a ; Callieri et *al.*, 2006 ; Padisák et *al.*, 2006 ; Borics et *al.*, 2007 ; Souza et *al*., 2008 ; Padisák et *al.*, 2009).

Au moment de la collecte du phytoplancton, une étude des conditions environnementales du milieu fournit une aide précieuse à l'attribution des codons, notamment lorsqu'une espèce est potentiellement présente dans plusieurs habitats. Des données sur les plans d'eau comme la profondeur, la richesse en nutriments, le cycle thermique, la taille de l'épilimnion se sont avérées utiles pour placer correctement les taxons potentiellement présent dans plusieurs codons. Le tableau VII présente les codons décrits par Reynolds et *al*. (2002).

Tableau VII : Présentation des groupes fonctionnels (Reynolds et *al*., 2002). Description de l'habitat-type, des taxons représentatifs, des tolérances et des sensibilités des codons.

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	*Urosolenia*, *Cyclotella comensis*	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	*Aulacoseira subarctica* *Aulacoseira islandica*	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	*Asterionella formosa* *Aulacoseira ambigua* *Stephanodiscus rotula*	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	*Synedra acus* *Nitzschia spp* *Stephanodiscus hantzschii*	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	*Tabellaria* *Cosmarium* *Staurodesmus*	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	*Fragilaria crotonensis* *Aulacoseira granulata* *Closterium aciculare* *Staurastrum pingue*	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	*Geminella* *Mougeotia* *Tribonema*	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	*Planktothrix agardhii* *Limnothrix redekei* *Pseudanabaena*	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	*Spirulina* *Arthrospira* *Raphidiopsis*	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	*Cylindrospermopsis* *Anabaena minutissima*	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	*Synechococcus* prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	*Koliella* *Chrysococcus* eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	*Plagioselmis* *Chrysochromulina*	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	*Chlorella, Ankyra* *Monoraphidium*	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	*Cryptomonas*	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	*Dinobryon* *Mallomonas* *(Synura)*	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO_2 deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. *Botryococcus* *Pseudosphaerocystis* *Coenochloris* *Oocystis lacustris*	low nutrients high turbidity	?CO_2 deficiency

G	Short, nutrient-rich water columns	*Eudorina* *Volvox*	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	*Pediastrum, Coelastrum* *Scenedesmus* *Golenkinia*		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	*Aphanothece* *Aphanocapsa*		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	*Anabaena flos-aquae* *Aphanizomenon*	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	*Anabaena lemmermanni* *Gloeotrichia echinulata*	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	*Uroglena*	low nutrients	CO_2 deficiency
L_O	summer epilimnia in mesotrophic lakes	*Peridinium* *Woronichinia* *Merismopedia*	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	*Ceratium* *Microcystis*	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	*Microcystis* *Sphaerocavum*	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	*P. rubescens* *P. mougeotii*	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	*Chromatium,* *Chlorobium*	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, *Synura* *Gonium*	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling *Trachelomonas*	?	?
Q	small humic lakes	*Gonyostomum*	high colour	?

Ce tableau présente les sensibilités, les tolérances ainsi que les habitats types des codons définis par Reynolds et *al.,* (2002). Les taxons typiquement retrouvés dans chaque codon sont listés. En complètant la composition des codons avec les taxons cités dans la mise à jour proposée par Padisák et *al.* (2009), nous avons constitué une base de données indiquant pour chaque taxon inventorié lors des analyses du phytoplancton, le ou les codons FG correspondants (Annexe 1).

2.3.2 Attribution des groupes morpho-fonctionnels de Salmaso & Padisák (2007)

Actuellement moins étudiés, les groupes morpho-fonctionnels de Salmaso & Padisák (2007) (Morpho Functional Group, MFG) proposés par Salmaso et Padisák (2007) constituent une approche basée sur la stratégie de vie des individus. Les critères utilisés pour discriminer les groupes s'inspirent des traits fonctionnels proposés par Weithoff (2003). Les traits choisis sont : la motilité, la possibilité d'acquérir du carbone et des nutriments par mixotrophie, les nutriments spécifiques requis, la taille et la forme, et la présence d'une enveloppe (Salmaso & Padisák, 2007).

Trente et un MFG ainsi réparties dans 11 sous-groupes ont été décrits en fonction de la stratégie de vie des individus.

Une clé de classification (Tableau VIII) permet de relier chaque individu à son groupe en fonction de critères visuels ou mesurés et de sa classe[6] taxonomique.

Tableau VIII : Clef d'assignation des taxons de phytoplancton aux « morpho-functional groups » modifié de Salmaso & Padisák 2007.

Motilité	Nutrition	Forme	Groupes
Flagellates	Potential mixotrophs	1 Large (colonial or unicellular)	1a Large Chrysophytes/Haptophytes
			1b Large Dinophytes
			1c Large Euglenophytes
		2 Small (unicellular)	2a Small Chrysophytes/Haptophytes
			2b Small Dinophytes
			2c Small Euglenophytes
			2d Cryptophytes
	Mostly autotrophs	3 Phytomonadina	3a Unicellular Phytomonadina
			3b Colonial Phytomonadina
Without flagella	Cyanobacteria	4 Unicellular	4 Unicellular cyanobacteria
		5 Colonies	5a Thin filaments (Oscillatoriales)
			5b Large vacuolated Chroococcales
			5c Other large colonies, mostly non-vacuolated Chroococcales
			5d Small colonies, Chroococcales
			5e Nostocales
	Diatoms	6 Large	6a Large Centrics
			6b Large Pennates
		7 Small	7a Small Centrics
			7b Small Pennates
	Others—Unicellular	8 Large	8a Large unicells—Unicellular Conjugatophytes/Chlorophytes
			8b Large unicells—Other groups
		9 Small	9a Small unicells—Conjugatophytes
			9b Small unicells—Chlorococcales
			9c Small Chrysophytes
			9d Small unicells—Other groups
	Others—Colonial	10 Filaments	10a Filaments—Chlorophytes
			10b Filaments—Conjugatophytes
			10c Filaments—Xanthophytes
		11 Non filament. colonies	11a Chlorococcales—Naked colonies
			11b Chlorococcales—Gelatinous colonies
			11c Other colonies

L'objectivité des MFG rendent leur utilisation relativement aisée. La détermination des individus peut être arrêtée à un niveau supérieur à l'espèce, puisque la connaissance de la classe est suffisante. L'attribution d'un taxon à son groupe nécessite tout de même une identification du phytoplancton à la classe. Une première distinction sépare les organismes

[6] Les embranchements (terminaison –phytes) présentés dans la clef Salmaso & Padisák sont équivalentes au classes (terminaison –phycées) utilisées dans cette étude et présentées dans le paragraphe 1.3.2.

flagellés des organismes non flagellés. En effet, les organismes flagellés peuvent migrer dans des zones plus favorables et compenser la sédimentation. Cela peut être un avantage, notamment dans des lacs stratifiés présentant un fort gradient chimique (Gervais, 1997, dans Weithoff, 2003). Dans un lac peu profond, la non-motilité peut être un avantage car la sédimentation permet d'acquérir des nutriments à la surface des sédiments, tout en ayant accès à la photosynthèse. Chez les individus flagellés, la séparation des taxons appartenant aux volvocales (phytomadina dans le tableau VIII) qui sont autotrophes, permet de les séparer des individus mixotrophes. La mixotrophie permet au phytoplancton d'accéder à une source additionnelle de nutriments en milieu pauvre, par ingestion de bactéries (phagotrophie) par exemple.

On distingue ensuite les individus algaux appartenant aux diatomées, aux cyanobactéries, ou aux autres algues. Ils sont répartis en différents sous-groupes en fonction de leur classe et de leurs traits fonctionnels. Les cyanobactéries sont des procaryotes, ce qui entraine des différences morphologiques et fonctionnelles. La présence de vacuoles permet aux cellules de fixer l'azote atmosphérique (Whitton & Potts, 2000). Leur forme de vie (coloniale, unicellulaire, ou filamenteuse), ainsi que leur taille (petite < à 30 µm ou grande >30 µm), est importante pour évaluer leur susceptibilité à la prédation, par broutage (Lehman, 1988; Salmaso, 2002). Les diatomées se distinguent en raison de leur besoin en silice et par le poids de la structure siliceuse du frustule qui augmente leur sédimentation (Salmaso & Padisák 2007).

Ainsi en suivant la clef et les étapes présentées ci-dessus, nous avons constitué une base de données indiquant pour chaque taxon inventorié lors des analyses du phytoplancton le groupe MFG correspondant (Annexe 1).

2.3.3 Attribution des groupes fonctionnels basés sur la morphologie de Kruk et *al.* (2010)

Développés par Kruk et *al.,* (2010), les « morphologically based functional group» (MBFG) reposent sur l'assemblage d'espèces regroupées en fonction de leur similitude morphologique. L'hypothèse proposée par les auteurs est que l'observation des caractéristiques morphologiques reflète les propriétés fonctionnelles des individus qui sont sélectionnées selon les conditions du milieu (Kruk et *al.*, 2010). Ainsi, un plan d'eau présentant des conditions particulières, est plus à même d'être peuplé par des espèces ayant des adaptations morphologiques appropriées (Kruk et *al.*, 2010).

Les 9 traits morphologiques utilisés pour définir les MBFG sont : la dimension linéaire maximum, le volume, la surface, le rapport surface sur volume (S/V), la présence d' aérotopes, de flagelles, de mucilage, d'hétérocystes ou d'exosquelette siliceux. Une clé de

classification présentée dans le tableau IX permet de relier chaque individu à un des sept groupes définis.

Tableau IX : Clef d'assignation des taxons de phytoplancton aux « morphologically based functional groups ». V= volume, S=Surface, MLD=dimension linéaire maximum de l'individu, (Kruk et *al.*, 2010).

1 Presence of flagella	2 Presence of siliceous structures	**Group II**			
	2' Absence of siliceous structures	3 MLD < 2 µm	**Group I**		
		3' MLD > 2 µm	**Group V**		
1' Absence of flagella	2 Presence of siliceous structures	**Group VI**			
	2' Absence of siliceous structures	3 Presence of mucilage	4 Presence of aerotopes	5 S/V > 0.6 μm^{-1}	**Group III**
				5' S/V < 0.6 μm^{-1}	**Group VII**
			4' Absence of aerotopes	5 V < 10 μm^3	**Group I**
				5' V > 10 μm^3	**Group VII**
		3' Absence of mucilage	4 V < 30 μm^3	5 MLD < 20 μm^3	**Group I**
				5' MLD > 20 μm^3	**Group IV**
			4' V > 30 μm^3	5 Presence of aerotopes	**Group III**
				5' Absence of aerotopes	**Group IV**

Le groupe I inclut les petits organismes avec un rapport surface sur volume élevé. Le groupe II rassemble les petits flagellés avec un exosquelette siliceux. Le groupe III représente les grands filaments avec des aérotopes, Les organismes de taille moyenne sans traits spécialisés sont regroupés dans le groupe IV. Le groupe V regroupe les organismes flagellés unicellulaires ou coloniaux de moyenne à grande taille. Les organismes non flagellés sont groupés dans le groupe VI. Enfin, le groupe VII inclus les larges colonies mucilagineuses. (Salmaso et *al.*, 2012). Les différents groupes ainsi définis sont représentés schématiquement dans la figure 14.

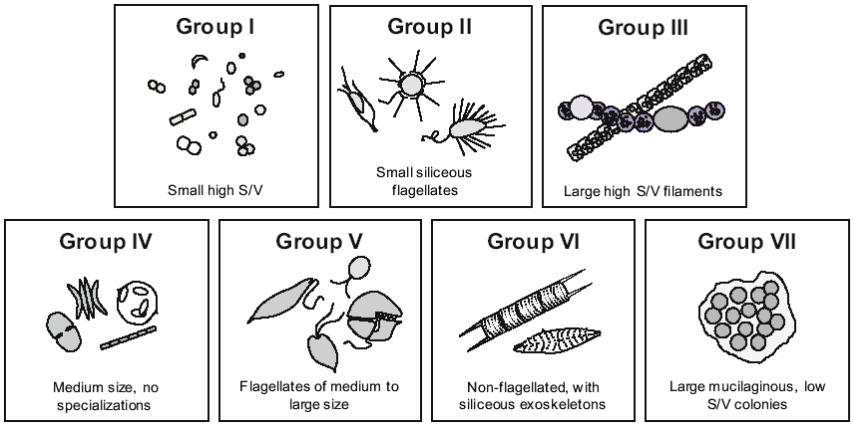


Figure 14 : Représentation schématique des sept morphologically based functional groups (Kruk et *al.*, 2012)

Ainsi en suivant la clef, chaque taxon inventorié lors des analyses du phytoplancton a été assigné à un MBFG (Annexe 1).

2.4 Traitement des données et analyses statistiques

Dans un premier temps, les analyses ont porté sur l'évaluation de l'effet structurant des paramètres environnementaux sur la composition du phytoplancton, traitée selon les trois approches morpho-fonctionnelles présentées ci-dessus. Dans un second temps, nous nous sommes concentrés sur le caractère indicateur des groupes morpho-fonctionnels en réponse aux paramètres environnementaux. Le but final étant d'identifier si la présence d'un groupe morpho-fonctionnel (FG, MFG ou MBFG) peut être considérée comme indicatrice de la valeur d'un paramètre environnemental.

2.4.1 Construction des bases de données

Les résultats qualitatifs et quantitatifs récoltés ont permis de construire différentes matrices. Les informations y ont été ordonnées de la manière suivante :

- Quatre bases de données biologiques contenant les taxons ou les assemblages d'espèces par station, présentent les abondances en terme respectivement, de biovolumes des espèces, des groupes fonctionnels, des groupes morpho-fonctionnels, et des groupes fonctionnels basés sur la morphologie.
- une base de données rassemblant les facteurs environnementaux (données physico-chimiques par station), contient les mesures effectuées lors des profils verticaux, et les concentrations en matières azotées et phosphorées,
- une base de données présentant le type des masses d'eau (caractéristiques par station) regroupe les informations telles que la résistance thermique relative des plans d'eau, leur indice de creux moyen, leur typologie nationale (circulaire 2005/11, MEDD 2005) et leur hydro-écorégion (Wasson et *al.*, 2002).

2.4.2 Paramètres environnementaux testés

Les paramètres supposés être impliqués dans la structuration des groupes morpho-fonctionnels (FG, MFG ou MBFG) résultent à la fois du stress induit par la présence de nutriments dans le milieu, et des perturbations liées aux pressions physiques du milieu.

Comme nous l'avons vu précédemment, l'intensité de perturbation et de stress varient considérablement en fonction :

1- des concentrations en nutriments,

2- du fonctionnement du milieu, caractérisé ici par l'indice de creux moyen et la résistance thermique relative,

3- du type de milieu défini selon la typologie nationale (circulaire 2005/11) et les caractéristiques géochimiques des hydro-écorégions (Wasson et *al.*,2002).

Ainsi, huit paramètres ont été testés. Notons que pour réaliser les analyses statistiques, il a été nécessaire d'exprimer les paramètres environnementaux en classes.

1- Deux paramètres reflètent les nutriments présents dans le milieu. Nous avons choisis d'étudier les nutriments sous leur forme assimilable par les organismes vivants, à savoir les orthophosphates (PO_4^{3-}) et les nitrates (NO_3^-). L'étude des nutriments pose des difficultés d'approche. Si on étudie la composition floristique à leur maximum de concentration, c'est que les nutriments n'ont pas encore été consommés, et le cortège du phytoplancton ne reflète donc par leur présence. L'étude de ces deux paramètres a donc été effectuée sur la moyenne des concentrations obtenues au cours des quatre campagnes de prélèvement. Les valeurs ont été réparties en cinq classes. Les limites des classes ont été fixées de manière à répartir de façon homogène le nombre d'échantillons par classe. Les paramètres étudiés pouvant être assimilés à des variables de croissance, nous choisissons d'exprimer les abondances de phytoplancton en terme de biovolume pour observer l'impact de la présence de nutriments.

2- Deux paramètres expliquent le fonctionnement des plans d'eau : résistance thermique relative (RTR) et indice de creux moyen (Icm). Pour définir les classes de l'Icm, les valeurs seuils proposés par Meybeck (1995) ont été utilisées. Les valeurs limites des classes des RTR ont été fixées de manière à séparer les plans d'eau présentant une variation de température faible, moyenne, ou forte. Les données taxonomiques exprimées en biovolume ont été transformées en valeur logarithmique car nous nous intéressons à l'indication de la présence des groupes. Cette transformation permet de limiter le poids des taxons les plus volumineux lors des analyses.

3- Quatre paramètres indiquent la typologie du milieu (typologie, hydro-écorégion, caractéristiques géochimiques (sélection de 2 paramètres)). Pour la typologie et les hydro-écorégions, les classes qualitatives ont été établies en fonction des références nationales (circulaire 2005/11, Chandseris 2006). Concernant les caractéristiques géochimiques, elles peuvent être étudiées à l'aide de différents paramètres. Comme il n'est pas utile d'étudier les réponses du phytoplancton sur des paramètres qui ne sont pas discriminants pour témoigner des conditions du milieu, une analyse en composantes principales est effectuée au préaléble pour sélectionner les paramètres géochimiques pertinents. Cette opération a été réalisée à partir du package ade4 (Thioulouse & *al.*, 1997) exploité sous R 3.0.1. Les valeurs limites des paramètres géochimiques sélectionnés sont fixées afin de répartir de manière homogène le nombre d'échantillons par classe. Pour ces les quatre paramètres de typologie,

les données taxonomiques exprimées en biovolume ont été transformées en valeur logarithmique, afin de s'intéresser principalement à l'indication de la présence des groupes.
Nous avons choisi de ne pas interpréter les paramètres résultant directement de l'activité biologique de phytoplancton, comme l'oxygène dissous et le pH, afin de refléter les causes de la structuration des assemblages algaux, et non les conséquences du développement algal.

2.4.3 Evaluation de l'effet structurant des paramètres environnementaux sur les approches morpho-fonctionnelles

Afin d'évaluer l'effet structurant des paramètres environnementaux sur les approches morpho-fonctionnelles (FG, MFG et MBFG) et de comparer cet effet structurant à la classification taxonomique (espèces), des Multi-Response Permutation Procedures (MRPP); (Biondini et *al.,* 1985) ont été calculées à l'aide du package vegan (Oksanen, 2013) exploité sous R 3.0.1. Une MRPP est une procédure non paramétrique qui permet de tester l'hypothèse de la non différence entre deux ou plusieurs groupes (Rimet et *al.*, 2006), ici composés de communautés de phytoplancton. L'analyse MRPP abouti au calcul de la statistique A. La statistique A est un descripteur de l'homogénéité intergroupes comparée à ce qui est attendu aléatoirement. Elle varie entre -1 et 1. Cette statistique A a été utilisée pour comparer la signification des approches :
Plus la statistique A est forte, plus l'effet structurant est important. C'est-à-dire dans notre cas, plus les groupes de phytoplancton sont différents, et plus le paramètre testé influe sur la structuration des groupes. Si la statistique A varie de 0 à -1, les groupes sont peu différents, le paramètre étudié n'explique pas les groupes. De plus, la signification des tests est donnée par une valeur de P.
La figure 15 explique schématiquement la méthode employée.

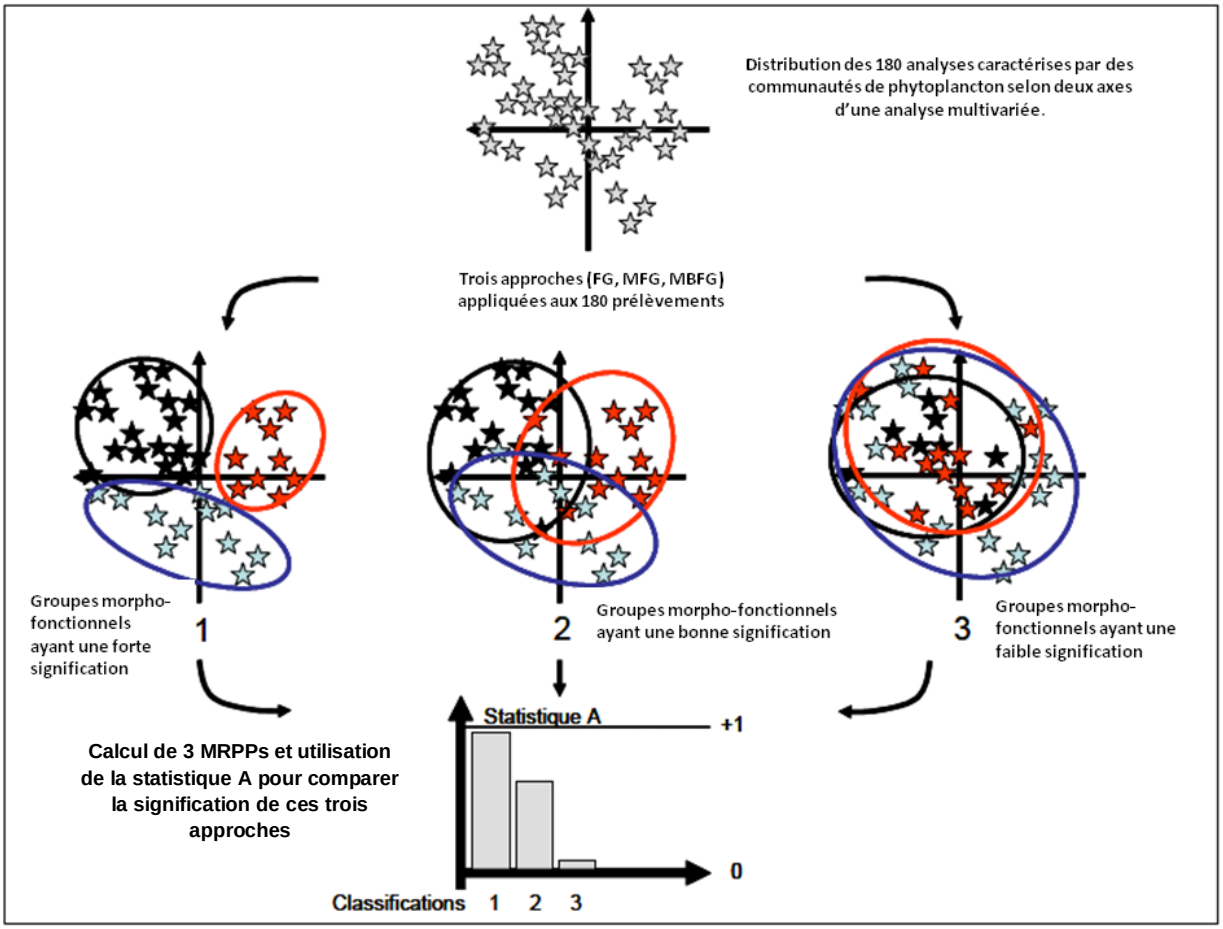


Figure 15 : Explication schématique de l'utilisation des MRPP et de la statistique A calculée lors de l'analyse MRPP (modifié de Rimet et *al.*, 2006). Application à l'étude des trois approches morpho-fonctionnelles (FG, MFG, MBFG) sur les 180 analyses phytoplanconiques.

A l'issue des résultats de chaque MRPP calculé pour un paramètre environnemental donné, la classification morpho-fonctionnelle présentant la valeur de A maximum a été sélectionnée pour définir les groupe indicateurs (cf. paragraphe suivant).

2.4.4 Les groupes indicateurs

L'analyse des « Indvals » issue de l'application de la méthode de Dufrêne & Legendre (1997) ou « Indicator Species analysis » a permis de détecter les groupes morpho-fonctionnels indicateurs des conditions environnementales du milieu. Les paramètres sélectionnés sont exprimés en classe. Cette méthode combine l'abondance d'un groupe morpho-fonctionnel dans une classe et sa fidélité dans la classe. Si un groupe morpho-fonctionnel possède un indice élevé, il est bon indicateur de cette classe. La présence d'un groupe morpho-fonctionnel est alors considérée comme indicatrice d'une certaine classe du paramètre étudié. Ils sont ici observés les optimums des groupes sur un paramètre environnemental donné (Ellenberg, 1988). De plus, la signification des groupes indicateurs est testée par un test de randomisation de Monte-Carlo (valeur P). Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel PC-ORD (McCune & Jefford, 2006).

2.4.5 Schématisation des différentes étapes des analyses

Les différentes étapes des analyses détaillées dans les paragraphes précédents 2.5.1 à 2.5.3. sont schématisées dans la figure 16.

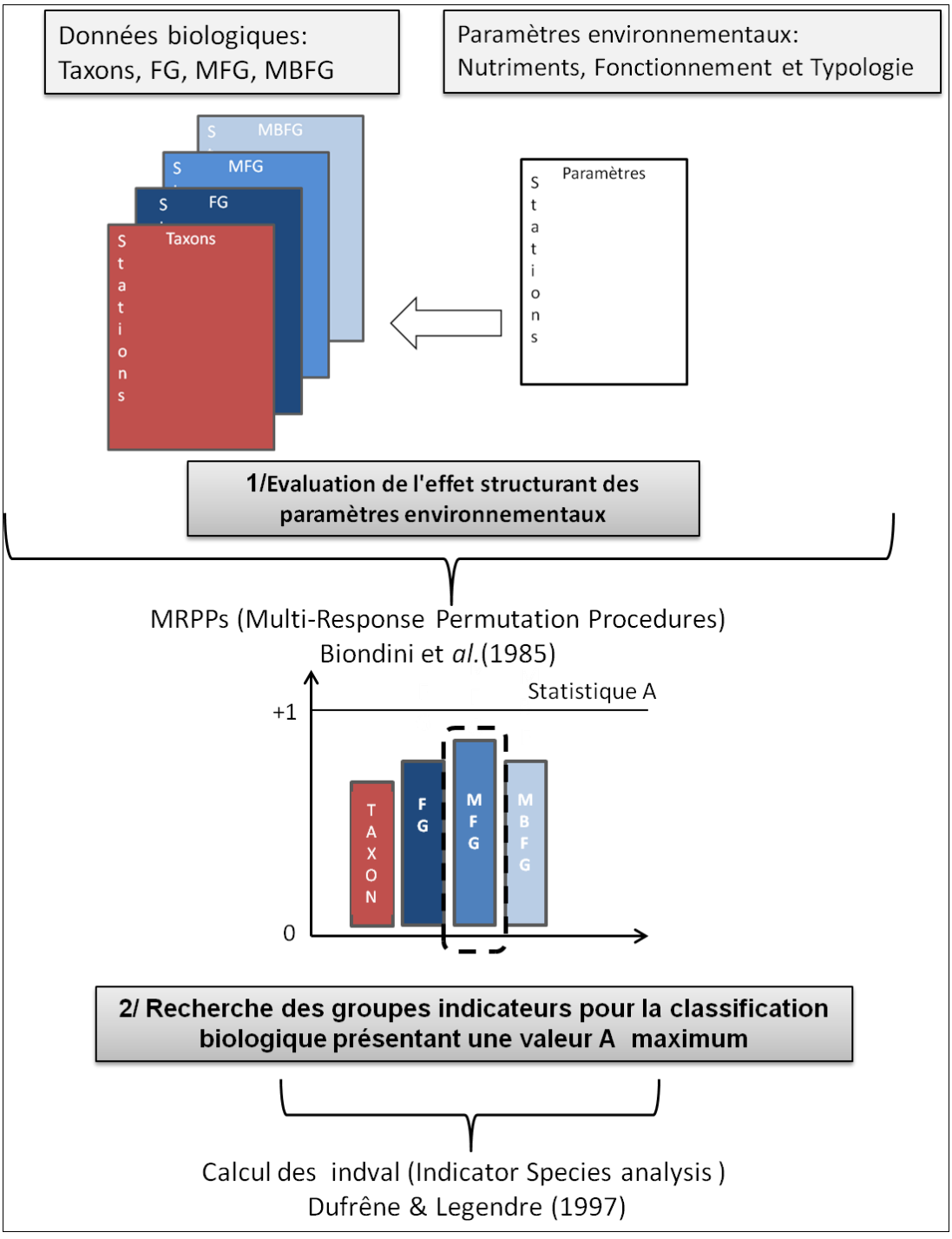


Figure 16 : Représentation schématique des analyses numériques effectuées sur les données biologiques du phytoplancton et les paramètres environnementaux des 45 plans d'eau étudiés sur le bassin Loire Bretagne.

Chapitre 3

Résultats

3 Résultats

3.1 Description des principaux taxons et des groupes morpho-fonctionnels

Dans cette partie, nous décrivons dans un premier paragraphe les principaux taxons composant le phytoplancton inventorié sur les 45 plans de notre étude. Puis, dans les paragraphes suivants, les inventaires de phytoplancton exprimées en FG, MBFG et MFG sont également décrites.

3.1.1 Approche taxonomique

Les analyses des prélèvements phytoplancton ont été effectuées par 2 opérateurs différents. En 2008, vingt plans d'eau ont été étudiés, et vingt cinq en 2009, soit 45 plans d'eau suivis durant 4 campagnes, représentant un total de 180 analyses.

Les résultats portent sur l'ensemble des analyses, soit sur les 45 plans d'eau. Au total, 5994 données phytoplancton ont été listées, appartenant à 455 taxons différents (Annexe 1). Sur l'ensemble des listes, 55,2% des taxons ont été déterminés à l'espèce (3351 taxons appartenant à 326 espèces), 43,5% ont été déterminés au genre (2643 taxons appartenant à 112 genres), 1,5% à la classe (90 taxons appartenant à 10 classes). Les taxons non déterminés sont au nombre de 76. En moyenne les échantillons présentent un biovolume algal de 5 837 289 $\mu m^3.ml^{-1}$ ± 8 995 189 $\mu m^3.ml^{-1}$ et une richesse taxonomique de 33,7 ± 14,1 individus par échantillon.

Au cours des quatre campagnes réalisées durant l'année de prélèvement, la composition taxonomique du phytoplancton évolue. La figure 17 nous présente l'évolution par campagne dite saisonnière des proportions des différentes classes algales, ainsi que l'évolution du biovolume total.

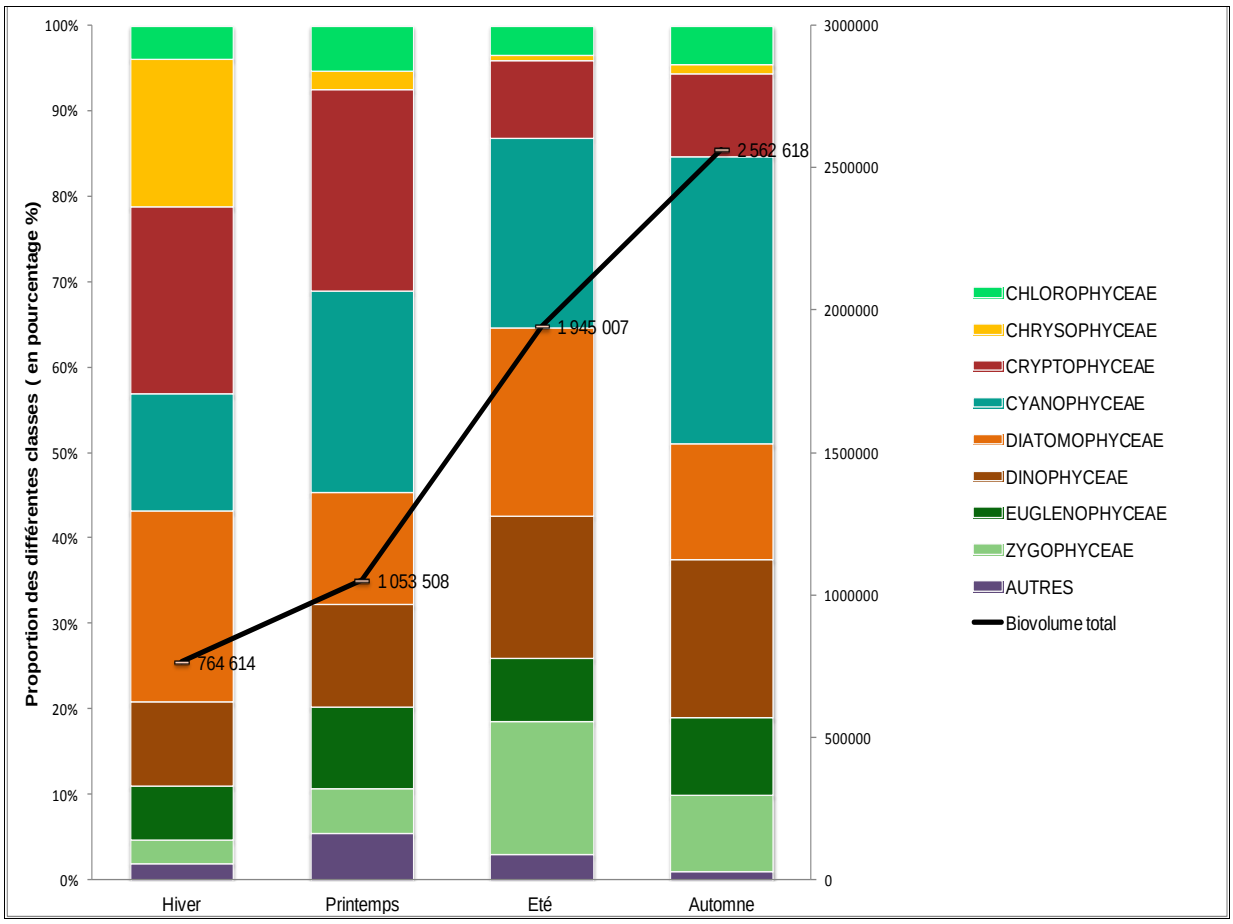


Figure 17 : Evolution des biovolumes relatifs des différentes classes algales et du biovolume total en $\mu m^3.ml^{-1}$ au cours des quatre campagnes effectuées sur les 45 plans d'eau. Hiver : Février - Mars, Printemps : Mai-Juin, Eté : Juillet- Aout, Automne : Septembre-Octobre.

La courbe du biovolume total présentée dans la figure 17 nous montre que le volume de phytoplancton par millilitre (biovolume) augmente de manière importante entre chaque campagne. De manière générale, le biovolume total augmente de 151%, soit quasiment de moitié entre chaque saison.

La campagne 1 dite « hivernale » présente le biovolume total le plus faible (764 614 $\mu m^3.ml^{-1}$). Elle est marquée par une forte proportion de chrysophycées (17,3%), qui sont nettement moins abondantes au cours des saisons suivantes. Les cryptophycées (21,9%) et les diatomophycées (22,4%) sont également fortement représentées en cette première campagne. Pour la deuxième campagne, les cryptophycées (23,5%) et les cyanophycées (23,6%) représentent un peu plus de la moitié de la communauté phytoplanctonique. Lors de la campagne estivale, les diatomées (22,0%), les dinophycées (16,7%) et les zygophycées (15,6%) se développent, au détriment des cryptophycées (9,8%) dont le peuplement est fortement diminué. La campagne automnale est composée à plus du tiers de son biovolume par des cyanophycées (33,6%), les dinophycées essentiellement composés d'individu de biovolume cellulaire important composent 18,5% du biovolume total.

Les principaux taxons identifiés lors de cette étude sont résumés par classe algale dans le tableau X. Seuls les taxons présents dans plus de 10 % des relevés sont présentés.

Tableau X : Liste des principaux taxons déterminés sur les quarante cinq plans d'eau. Taxons présents dans au moins 10% des listes. Classes selon Bourelly.

Classe	Taxon	Classe	Taxon
CHLOROPHYCEAE	*Ankyra sp.*	CRYPTOPHYCEAE	*Cryptomonas sp.*
	Ankyra judayi sp.		*Rhodomonas lacustris*
	Ankyra lanceolata sp.		*Rhodomonas minuta*
	Chlamydomonas sp.		*Rhodomonas nannoplanctica*
	Chlorella sp.	CYANOPHYCEAE	*Anabaena sp.*
	Chrysococcus		*Aphanizomenon sp.*
	Coelastrum sp.		*Aphanocapsa sp.*
	Crucigenia tetrapedia		*Limnothrix redekei*
	Crucigeniella sp.		*Merismopedia sp.*
	Dictyosphaerium sp.		*Merismopedia tenuissima*
	Didymocystis sp.		*Microcystis aeruginosa*
	Didymocystis fina		*Oscillatoriales indéterminées*
	Elakatothrix sp.		*Planktothrix agardhii*
	Elakatothrix gelatinosa		*Snowella sp.*
	Eutetramorus sp.		*Woronichinia naegeliana*
	Kephyrion sp.	DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthes sp.*
	Koliella sp.		*Amphora sp.*
	Koliella longiseta		*Asterionella formosa*
	Lagerheimia genevensis		*Aulacoseira distans*
	Monoraphidium arcuatum		*Aulacoseira granulata*
	Monoraphidium circinale		*Cyclostephanos dubius*
	Monoraphidium contortum		*Cyclotella sp.*
	Monoraphidium griffithii		*Cyclotella radiosa*
	Monoraphidium minutum		*Cymbella sp.*
	Ochromonas sp.		*Fragilaria sp.*
	Oocystis sp.		*Fragilaria crotonensis*
	Pediastrum boryanum		*Navicula sp.*
	Pediastrum duplex		*Nitzschia sp.*
	Pediastrum simplex		*Nitzschia acicularis*
	Pediastrum tetras		*Rhizosolenia longiseta*
	Scenedesmus sp.		*Stephanodiscus hantzschii*
	Scenedesmus acutus		*Ulnaria ulna*
	Scenedesmus intermedius	DINOPHYCEAE	*Ceratium hirundinella*
	Scenedesmus linearis		*Peridinium sp.*
	Scenedesmus opoliensis	EUGLENOPHYCEAE	*Euglena sp.*
	Scenedesmus quadricauda		*Phacus sp.*
	Schroederia sp.		*Trachelomonas sp.*
	Tetraedron caudatum		*Trachelomonas volvocina*
	Tetraedron minimum	XANTHOPHYCEAE	*Goniochloris sp.*
	Tetraedron triangulare		*Nephrodiella sp.*
	Tetrastrum sp.	ZYGOPHYCEAE	*Closterium sp.*
	Treubaria planctonica		*Cosmarium sp.*
CHRYSOPHYCEAE	*Erkenia subaequiciliata*		*Staurastrum sp.*
	Mallomonas sp.		

Au total, 88 taxons sont présents dans au moins 10% des inventaires effectués sur les quatre campagnes des 45 plans d'eau prélevés. Au sein de ces principaux taxons, les chlorophycées ont la plus grande diversité taxonomique, environ 50% des taxons (42 sur 88). Les taxons *Scenedesmus sp., Chlamydomonas sp.,* et *Monoraphiduim contortum*, sont les chlorophycées les plus représentés. Les diatomophycées présentent également une forte diversité. Les principaux taxons identifiés sont *Aulacoseira granulata, Cyclotella sp., Nitzschia sp.,* et *Asterionella formosa*. L'euglénophycée *Trachelomonas volvocina* apparait dans 46% des inventaires. Les cyanophycées *Aphanizomenon sp.* (32%) et *Planktothrix agardhii* (30%) apparaissent approximativement dans un tiers des inventaires. La cryptophycée *Cryptomonas sp.* est le second taxon le plus rencontré après la chlorophycée *Scenedesmus sp.*.

En examinant les taxons présentés ci-dessus, on remarque que même si ces taxons sont fréquemment rencontrés, la détermination ne va pas plus loin que le genre pour une partie d'entre eux. Le niveau taxonomique de l'espèce est atteint pour 52% des taxons.

3.1.2 Approches morpho-fonctionnelles

L'approche morpho-fonctionnelle est relativement récente dans le domaine d'étude de la flore aquatique. La difficulté des déterminations à l'espèce a entrainé un besoin grandissant de se substituer à la taxonomie traditionnelle. Pour faciliter l'étude du phytoplancton et limiter les incertitudes liées à la détermination, trois approches morpho-fonctionnelles émergentes ont été testées et appliquées aux listes floristiques présentées ci-dessus.

Une grande partie du travail préliminaire à l'étude a été de faire correspondre chaque taxon identifié à son groupe morpho-fonctionnel, en suivant les trois méthodes morpho-fonctionnelles.

3.1.2.1 Description des inventaires transformés en groupes fonctionnels (FG)

Les « functional groups » (FG) ont été attribués aux différents taxons selon la composition des groupes (ou codons) décrits dans la publication de Padisák et *al.* (2009). Certaines difficultés ont été rencontrées pour assigner un taxon au groupe correspondant, notamment lorsque un taxon est susceptible d'apparaître dans plusieurs groupes. Les taxons apparaissant uniquement dans un groupe, sont attribués automatiquement. Ceux présents dans plusieurs groupes nécessitent d'étudier les caractéristiques de l'habitat pour être assigné sans erreur. Les chlorophycées flagellées *Chlamydomonas sp.* apparaissent dans 61% des inventaires floristiques. Selon la bibliographie (Reynolds et *al* ., 2002 ; Padisák et *al*., 2009), ce taxon peut être attribué à 3 groupes différents G, X2, et X3. Le groupe G est composé de taxons présents dans les plans d'eau de type réservoir eutrophe (Reynolds et *al.*, 2002 ; Padisák et *al*., 2009). Le groupe X2 est composé de taxons présents dans les plans d'eau peu profond méso-eutrophe (Reynolds et *al* ., 2002 ; Padisák et *al*., 2009). Le

groupe X3 est composé de taxons typiques des plans d'eau brassés oligotrophes (Reynolds et *al* ., 2002 ; Padisák et *al.*, 2009). Ainsi, les indications de forme et de type de plans d'eau, ainsi que la trophie du milieu sont des données indispensables pour ne pas faire d'erreur dans l'attribution d'un taxon à un groupe particulier. Les indications de forme et de type ont été définies à l'aide des critères de la typologie nationale (circulaire 2005/11). Le degré de trophie a été évalué selon les valeurs seuil de concentration moyenne en chlorophylle *a* d'après l'OCDE (1982, voir tableau I paragraphe 1.2.1.). Au sein des 180 analyses, le taxon *Chlamydomonas sp.* a été identifié dans 110 analyses, dans 16,4% des cas nous l'avons assigné au groupe G, dans 79 ,1% des cas à X2 et dans 4,5% des cas à X3 (Annexe 1).
Sur les 41 groupes décrits, 29 ont été attribués dans cette étude. A noter, 130 taxons sur les 455 déterminés n'ont pas pu être attribués à un groupe, soit car ils ne sont pas encore assigné à un groupe dans la bibliographie, ou soit car l'habitat décrit ne correspond pas.
Le tableau XI présente le nombre d'observations de taxons attribuées à chaque groupe FG dans cette étude, ainsi que son pourcentage d'attribution.

Tableau XI : Nombre d'observations (N) attribuées à chaque groupe fonctionnel (FG) et du pourcentage de chaque groupe (%).

FG	A	B	C	**D**	E	**F**	G	H1	**J**	K	Lm	Lo	M	MP	N
N	126	136	159	**309**	161	**413**	25	138	**1222**	109	29	187	11	223	125
%	2,3	2,5	2,9	**5,7**	3,0	**7,7**	0,5	2,6	**22,6**	2,0	0,5	3,5	0,2	4,1	2,3

Suite														
FG	Q	R	S1	T	U	W1	W2	Ws	**X1**	**X2**	X3	Xph	Y	*Total*
N	6	2	85	5	5	93	195	2	**509**	**360**	160	5	196	*5398*
%	0,1	0,1	1,6	0,1	0,1	1,7	3,6	0,0	**9,4**	**6,7**	3,0	0,1	3,6	*100*

Les groupes J (22,6% des attributions), X1 (9,4%), F (7,7%), X2 (6,7%) et D (5,7%) sont les groupes les plus fréquemment attribués dans cette étude. Les autres groupes présentent tous une fréquence d'attribution inférieure à 5%.
La figure 18 représente les biovolumes des groupes (ou FG), présenté en abscisses, rencontrés dans les différents plans d'eau, présentés en ordonnées. Les plans d'eau sont regroupés par types selon les critères proposés par la typologie nationale (circulaire 2005/11, MEDD 2005).

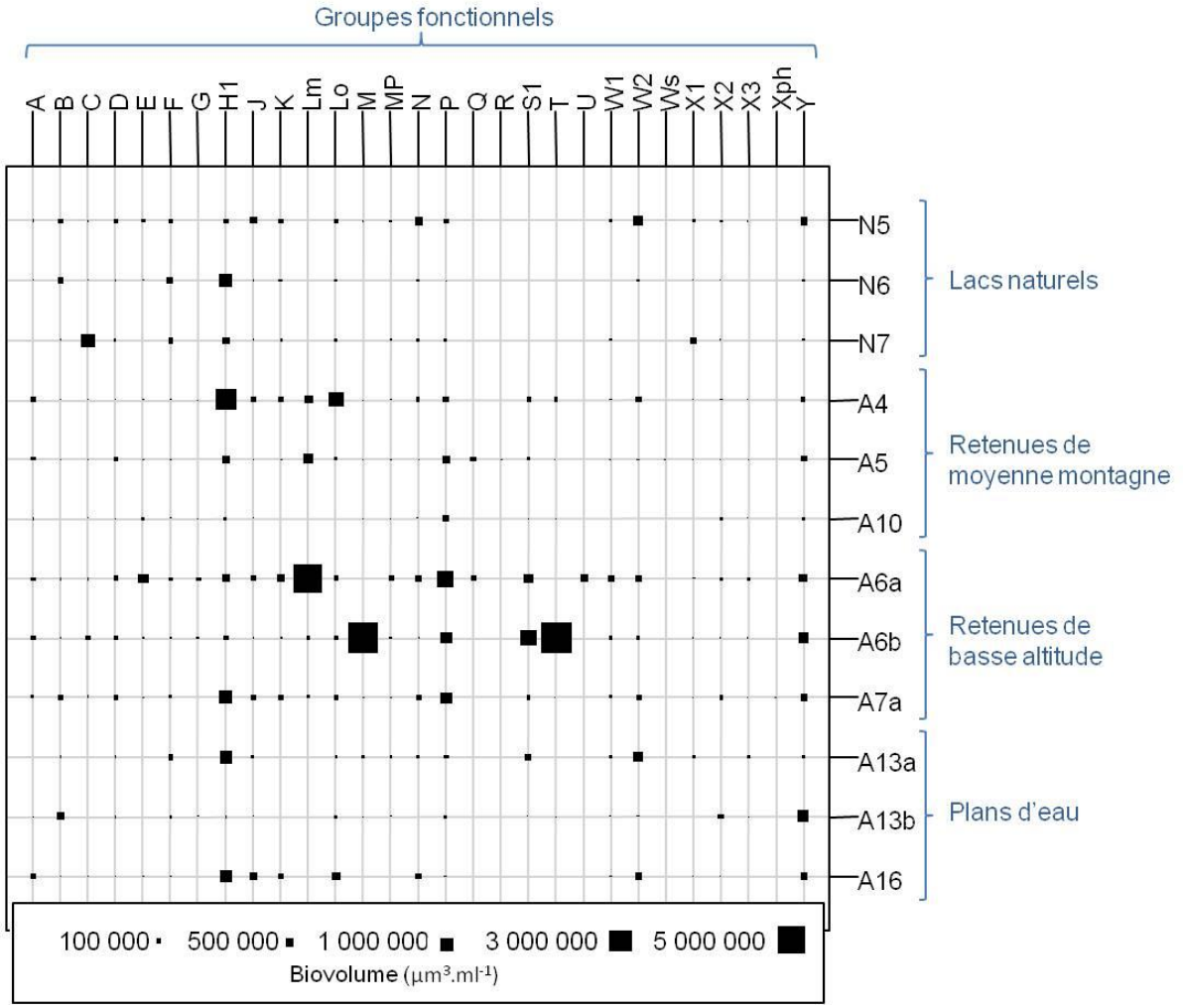


Figure 18 : Biovolumes de chaque groupe fonctionnel identifié par type de plans d'eau (circulaire 2005/11,MEDD 2005). Les biovolumes sont exprimés en µm3.ml^{-1} et sont schématisés par des carrés de tailles proportionnelles à l'importance du biovolume.

En examinant la figure 18, on remarque que les lacs naturels présentent les plus faibles biovolumes algaux et que les groupes majoritairement représentés sont les groupes H1, Lm,M, et T. Le groupe H1 (14,8% du biovolume total) essentiellement présent en troisième et quatrième campagne est majoritairement représenté par les espèces appartenant aux cyanobactéries du genre *Anabaena* et *Aphanizomenon*. Il est très souvent dominant. Les groupes Lm (11,5% du biovolume total) et T (11,1% du biovolume total) sont uniquement présents dans les retenues. Le groupe Lm est constitué essentiellement de l'assemblage de la dinophycée *Ceratium hirundinella* et de la cyanobactérie coloniale *Microcystis aeruginosa*. Le groupe T contient 2 taxons de biovolume algal très important, *Planctonema lauterbornii* et *Mougeotia sp.* Il est exceptionnellement dominant sur deux retenues de basse altitude profonde non calcaire, lors des troisième et quatrième campagnes.

Les groupes Ws, R, Xh, X3, G, MP, Q, U, X1 et X2 contiennent moins de 1% du biovolume algal mesuré sur l'ensemble des échantillons. Ils ne sont jamais dominants.

3.1.2.2 Description des inventaires transformés en groupe morpho-fonctionnels (MFG)

Les « Morpho-functional groups » (MFG) ont été attribués selon la clé présentée dans publication de Salmaso & Padisák (2007). A partir de la liste des 455 taxons identifiés, chaque taxon est attribué à un groupe MFG. Au total, treize taxons sur les 455 taxons identifiés n'ont pas pu être attribués à un MFG. Il s'agit pour la moitié d'entre eux des taxons dont la détermination s'est arrêtée à la classe. En effet, la seule indication de la classe, sans précision sur la taille ou sur la présence éventuelle de flagelles ne permet pas l'assignation du taxon à un MFG.

Le tableau XII présente le nombre d'observations de taxons attribuées à chaque groupe MFG dans cette étude, ainsi que son pourcentage d'attribution.

Tableau XII : Nombre d'observations (N) attribuées à chaque groupe morpho- fonctionnel (MFG) et de son pourcentage d'attribution (%).

MFG	1a	1b	1c	2a	2b	2c	**2d**	3a	3b	4	5b	5c	5d	**5e**
N	160	81	97	208	19	190	**342**	136	5	21	71	42	108	**138**
%	2,7	1,4	1,7	3,6	0,3	3,2	**5,8**	2,3	0,1	0,4	1,2	0,7	1,8	**2,4**
Suite														
MFG	6a	**6b**	7a	7b	**8a**	8b	9a	**9b**	9d	10a	10b	**11a**	11b	*Total*
N	225	**528**	250	158	**413**	28	31	**823**	112	6	6	**1253**	259	*5850*
%	3,8	**9,0**	4,3	2,7	**7,1**	0,5	0,5	**14,1**	1,9	0,1	0,1	**21,4**	4,4	*100*

Les groupes 11a (21,4% des attributions), 9b (14,1%), 6b (9,0%), 8a (7,1%) et 2d (5,8%) sont les groupes les plus fréquemment attribués dans cette étude. Les autres groupes présentent tous une fréquence d'attribution inférieure à 5%.

La figure 19 représente les biovolumes des groupes MFG rencontrés dans les différents plans d'eau. Les plans d'eau sont regroupés par types, selon les critères décrits par la typologie nationale (circulaire 2005/11), ils sont présentés en ordonnées. Les MFG sont présentés en abscisse.

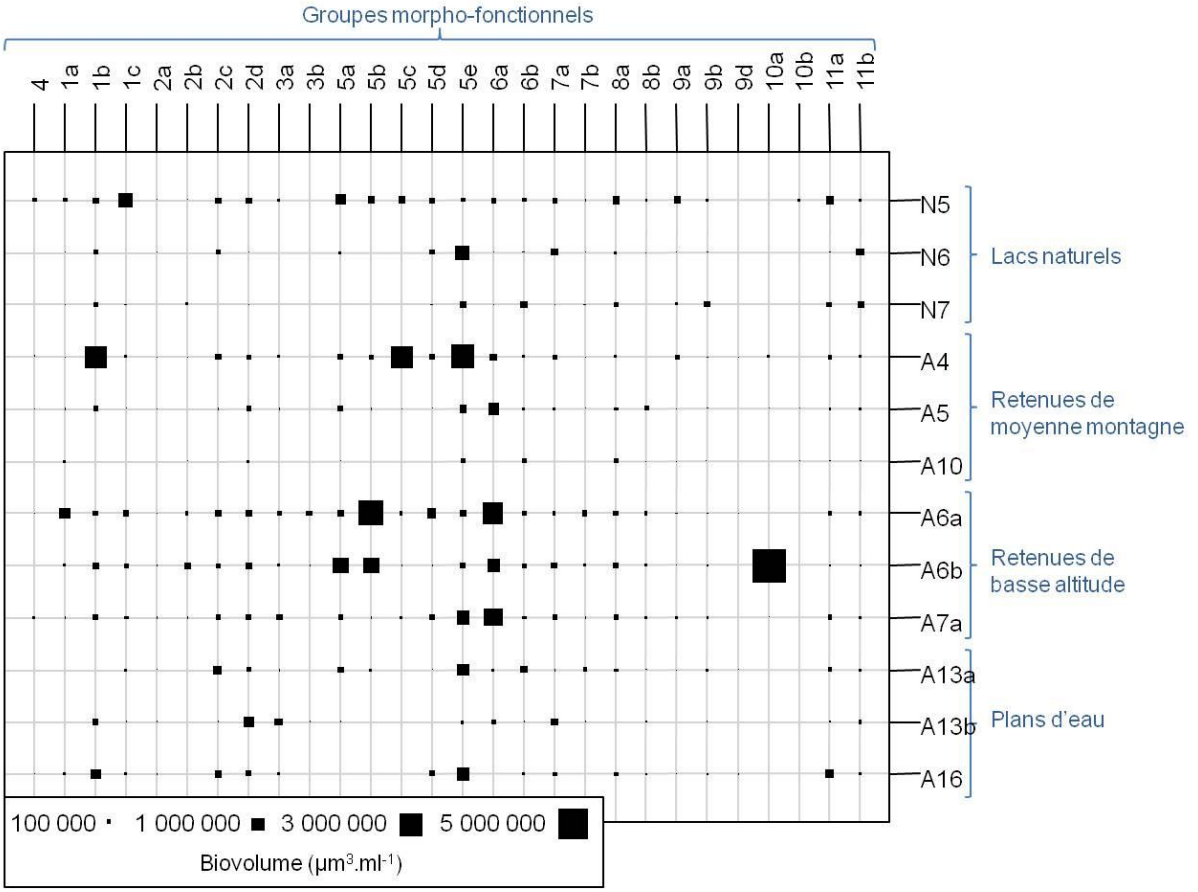


Figure 19 : Biovolumes de chaque groupe MFG par type de plans d'eau (circulaire 2005/11, MEDD 2005). Les biovolumes sont exprimés en µm3.ml^{-1} et sont schématisés par des carrés de tailles proportionnelles à l'importance du biovolume.

Les MFG 10a, 5b, 6a, 5a, et 5e sont les plus représentés. Le MFG 10 a (21,4% du biovolume total) contenant les chlorophycées filamenteuses inclut dans cette étude les taxons suivants *Planctonema lauterbornii*, *Stichococcus bacillaris* et *Mougeotia sp.*. Il est dominant sur les retenues de basse altitude non calcaires peu profondes (A6a), et il est très peu représenté dans les autres types de plans d'eau. Le groupe 5b (12,8% du biovolume total) contient majoritairement les cyanobactéries coloniales *Microcystis aeruginosa* et *Woronichinia naegeliana*, il est le plus fréquemment dominant dans les retenues non calcaires (A6a et A6b). Le groupe 6b (12,6% du biovolume total) contient principalement les diatomées coloniales *Aulacoseira distans*, et *Aulacoseira granulata,* il est présent dans tous les types de plans d'eau. Le groupe 5a (7,2% du biovolume total) est uniquement absent des plans d'eau peu profonds, obtenus par creusement, en lit majeur d'un cours d'eau, sinon il est présent dans tous les autres types. Le groupe 5e (6,2% du biovolume total) est présent dans tous les types de plans d'eau. Il est majoritairement constitué des taxons *Aphanizomenon sp., Anabaena sp., et Ananbaena flos-aquae.*

Les groupes 8b, 11b, 7b, 2b, 4, 3b, 10b, 9b, 2a et 9d contiennent moins de 1% du biovolume algal mesuré sur l'ensemble des échantillons. Les MFG 9c « petites chrysophycées sans

flagelle », 10c « xanthophytes filamenteuses », et 11 c « autres colonies » n'ont pas été attribués, car aucun taxon correspondant à ces groupes n'a été rencontré.

3.1.2.3 Description des inventaires transformés en groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG)

Les « Morphologically based functional groups » (MBFG) ont été attribués selon la clé issue de la publication de Kruk et *al.* (2010), présentée dans le paragraphe 2.4. A partir de la liste des 455 taxons identifiés, chaque taxon est attribué à un groupe MBFG. Les quatre taxons suivants *Raphydophycées, Romeria sp., Romeria okensis et Cladophora sp.* n'ont pas pu être rattachés à un groupe en particulier. Tous les autres taxons ont pu être attribués à un MBFG.

Le tableau XIII présente le nombre d'observations de taxons attribuées à chaque MBFG dans cette étude, ainsi que son pourcentage d'attribution.

Tableau XIII : Nombre d'observations (N) attribuées à chaque groupe fonctionnel basé sur la morphologie (MBFG) et de son pourcentage d'attribution (%).

MBFG	I	**II**	III	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	Total
N	114	**359**	219	**2448**	**864**	**1230**	**720**	5954
%	1,9	**6,0**	3,7	**41,1**	**14,5**	**20,7**	**12,1**	100

Les groupes IV (41,1% des attributions), VI (20,7%), V (14,5%), VII (12,1%) et II (6,0%) sont les groupes les plus fréquemment attribués dans cette étude. Les groupes I et III présentent une fréquence d'attribution inférieure à 5%.

La figure 20 représente les biovolumes des groupes MBFG rencontrés dans les différents plans d'eau. Les plans d'eau sont regroupés par types, selon les critères décrits par la typologie nationale (circulaire 2005/11), ils sont présentés en ordonnées. Les MBFG sont présentés en abscisse.

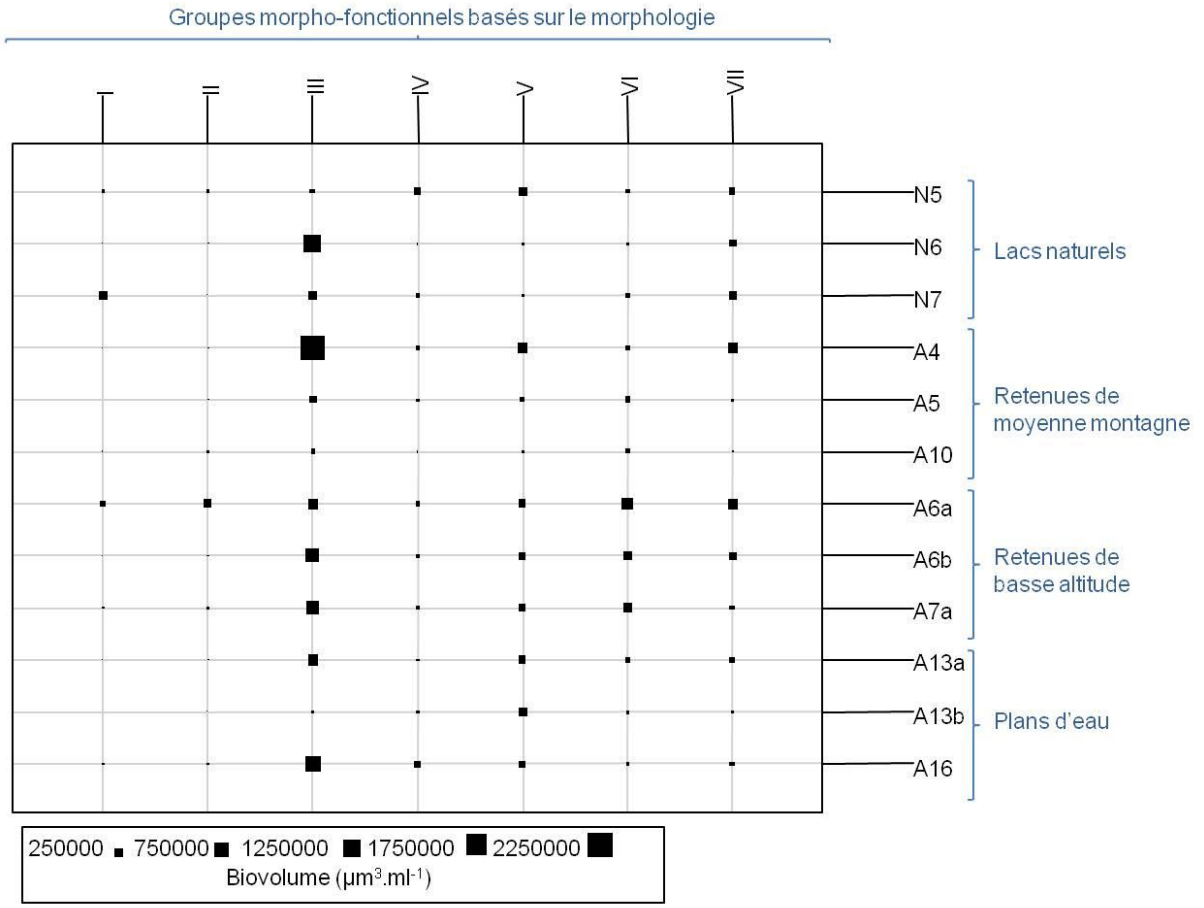


Figure 20 : Biovolumes de chaque groupe MBFG par type de plans d'eau (circulaire 2005/11, MEDD 2005). Les biovolumes sont exprimés en µm3.ml^{-1} et sont schématisés par des carrés de tailles proportionnelles à l'importance du biovolume.

Les sept MBFG ont été attribués. Malgré le faible nombre de taxons attribués au groupe III (3,1%), il représente 41,6% du biovolume total du phytoplancton sur l'ensemble des prélèvements. En effet, il inclut des taxons présentant d'importants biovolumes individuels, à savoir les cyanobactéries filamenteuses appartenant aux genres *Anabaena, Aphanizomenon, Limnothrix* et *Planktothrix.* Le groupe III est présent dans tous les types de plans d'eau. Les groupes VI (17,9% du biovolume totale), VII (14,0% du biovolume total), V (12,1% du biovolume total) sont fréquemment retrouvés sur l'ensemble des types de plans d'eau.

Les groupes I, II et IV présentent moins de 10% du biovolume total mesuré. Ils sont en effet constitués de taxons de faible biovolume qualifiés de petits à moyens selon Kruk et *al.* (2010).

3.2 Définition des groupes morpho-fonctionnels indicateurs

Dans le but d'évaluer quelle approche est la plus adaptée pour étudier tel ou tel paramètre environnemental, l'effet structurant de chaque paramètre environnemental a été testé sur les communautés phytoplanctoniques exprimées en groupes morpho-fonctionnels, à l'aides des analyses MRPPs. Dans un second temps l'approche pour laquelle le paramètre considéré a le plus d'influence a été sélectionnée. Pour cette approche, les groupes indicateurs des classes du paramètre considéré ont été définis à l'aide des analyses Indvals.

3.2.1 Les groupes indicateurs des nutriments

3.2.1.1 Les orthophosphates

Afin d'étudier l'influence de l'orthophosphate (PO_4^{3-}) sur les groupes morpho-fonctionnels (FG, MFG, ou MBFG), le paramètre orthophosphate est exprimé en cinq classes (Tableau XIV).

Tableau XIV : Classes du paramètre orthophosphate. Les concentrations présentées sont une moyenne des quatre campagnes de prélèvements. Les valeurs sont exprimées en milligramme par litre (mg.l^{-1}), le nombre et le pourcentage de plans d'eau dans chaque classe sont indiqués.

Classes du paramètre PO_4^{3-}	Valeurs seuils (mg.l^{-1})	Nombre de plans d'eau et représentativité (%)	
1	< 0,02	8	17,8%
2	0,02-0,03	16	35,6%
3	0,03-0,05	13	28,9%
4	0,05-0,08	5	11,1%
5	>0,08	3	6,7%

Pour 82% d'entre eux, les plans d'eau présentent des valeurs moyennes de concentration en orthophosphates inférieures à 0,05 mg.l^{-1} (classe 1, 2 et 3). Sur les 45 plans d'eau étudiés, cinq présentent une concentration supérieure à 0,08 mg.l^{-1} pour au moins une campagne. Les plans d'eau présentant une concentration supérieure à 0,08 mg.l^{-1} sont considérés comme de qualité « mauvaise » selon l'arrêté du 25 Janvier 2010 (MEDD,2010). En étudiant la base de données paramètres environnementaux (Annexe 2), nous observons que l'étang de Jugon présente des valeurs supérieures à 0,08 mg.l^{-1}, considérées comme mauvaises, sur l'ensemble des quatre campagnes.

Nous étudions ensuite l'influence de ce paramètre sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG ; à l'aide du calcul des MRPPs. Le tableau XV présente les résultats obtenus.

Tableau XV : Résultats du test de l'effet structurant des orthophosphates sur les trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. * Valeur de P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%, NS valeur non significative.**

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	0,0121	***
MFG	**0,0138**	***
MBFG	0,0110	**

La comparaison de l'effet structurant des orthophosphates sur les trois approches morpho-fonctionnelles permet d'observer que la classification morpho-fonctionnelle la plus influencée par ce paramètre est l'approche MFG, avec une valeur de P inférieure à 0,1%, viennent ensuite les FG, puis les MBFG, présentant eux aussi une valeur de P significative.

Il est ensuite intéressant d'établir quel groupe de l'approche MFG est indicateur du paramètre orthophosphate et pour quelles classes de ce paramètre. L'analyse de Dufrêne & Legendre (1997), dont les résultats sont présentés dans le tableau XVI, est effectuée sur l'approche présentant une statistique A maximum, soit l'approche des MFG.

Tableau XVI : Principaux résultats des Indvals, analyse de Dufrêne & Legendre (1997) pour le paramètre orthophosphate appliqué aux groupes morpho-fonctionnels MFG présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeur de P du test de Monte-carlo *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P inférieure à 5% sont présentées.

MFG	$[PO_4^{3-}]$ ($mg.l^{-1}$)	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
9b	0,02-0,03	44,2	32,0	*
5a	>0,08	45,6	21,9	**
7a	>0,08	66,8	31,3	***

Selon les résultats obtenus, le MFG 9b composé des petites Chlorococcales non flagellées unicellulaires (Chlorophycées), est indicateur d'une concentration en PO_4^{3-} comprise entre 0,02 et 0.03 mg. l^{-1}. Ce groupe est représenté par 50 taxons sur 455 au sein de notre étude. Les plus représentés sont *Monoraphidium contortum*, *Tetraedron minimum* et *Monoraphidium arcuatum*.

Les MFG 5a contenant les cyanobactéries filamenteuses fines, et 7a, petites diatomées centriques, sont caractéristiques des milieux présentant des concentrations en orthophosphates les plus élevées relevées dans cette étude, c'est-à-dire supérieures à 0,08 mg. l^{-1}. Le groupe 5a inclut quinze taxons. Les taxons les plus fréquemment rencontrés dans notre aire d'étude sont les cyanophycées *Planktothrix agardhii* et *Limnothrix redekei*. Le

groupe 7a inclut 68 taxons. Les taxons les plus fréquemment rencontrés sont les diatomées *Cyclostephanos dubius*, *Stephanodiscus hantzschii*, et *Cyclotella radiosa*.

3.2.1.2 Les nitrates

Le paramètre « nitrate » est également exprimé en cinq classes (Tableau XVII).

Tableau XVII : Classes du paramètre nitrate. Les concentrations présentées sont une moyenne des quatre campagnes de prélèvements. Les valeurs sont exprimées en milligramme par litre ($mg.l^{-1}$), le nombre et le pourcentage de plans d'eau dans chaque classe sont indiqués.

Classes du paramètre NO_3^-	Valeurs seuils ($mg.l^{-1}$)	Nombre de plans d'eau et représentativité (%)	
1	< 0,8	5	11,1 %
2	0,8-1,5	8	17,8 %
3	1,5-3	10	22,2 %
4	3-10	18	40 %
5	>10	4	8,9 %

Le classement nous permet d'observer que les plans d'eau possèdent à 71,1% un taux de nitrates moyen supérieur à 1,5 $mg.l^{-1}$. De plus, treize plans d'eau possèdent un taux de nitrates moyen très faible, inférieure à 1,5. Aucun prélèvement ne présente une concentration supérieure au seuil caractéristique des milieux eutrophes à savoir 50 $mg.l^{-1}$ (Arrêté du 25 janvier 2010, MEDD 2010).

L'influence de ce paramètre sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPPs. Le tableau XVIII présente les résultats obtenus.

Tableau XVIII : Résultats du test de l'effet structurant du paramètre nitrates sur trois les approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. ***Valeur de P < à 0,1%, ** < à 1%, *< à 5%, NS valeur non significative.

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	**0,0098**	***
MFG	0,0079	***
MBFG	0,0068	*

La comparaison de l'effet structurant des nitrates sur les trois approches morpho-fonctionnelles permet d'observer que l'approche morpho-fonctionnelle la plus influencée par ce paramètre est l'approche FG. Les MFG et MBFG sont plus faiblement influencés par la concentration en nitrates. Le résultat du test de Monte-Carlo est moins significatif (P égal à 0,038) pour les MBFG. Les nitrates ont donc un effet structurant moins marqué sur ces derniers.

Nous avons donc sélectionné les FG pour étudier les groupes indicateurs (analyses Indvals) des classes de concentrations en nitrates. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau XIX.

Tableau XIX : Principaux résultats des Indvals, analyse de Dufrêne & Legendre (1997) pour le paramètre nitrates appliqué aux groupes fonctionnels (FG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeur de P du test de Monte-Carlo *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P inférieure à 5% sont présentées.

FG	$[NO_3^-]$ ($mg.l^{-1}$)	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
R	<0,8	10,0	3,2	*
J	1,5-3	46,7	33,7	*

Le groupe R caractéristique des habitats types « Under stratification, in the metalimnion or upper hypolimnion of deep oligomesotrophic lake » (Reynolds et *al.*, 2002), est indicateur de concentration en nitrates de classe 1 (<0,8$mg.l^{-1}$), donc des plus faibles valeurs mesurées. Seule une espèce est incluse dans ce groupe dans notre étude, l'espèce *Planktothrix rubescens*. Ce groupe n'est rencontré que sur la Retenue de moyenne montagne du Complexe de Lavalette lors des hivernales et printannières qui ont toutes les deux une valeur de résistance thermique relative supérieure à 150, (respectivement 301 et 188 (Annexe 2) caractéristique des milieux stratifiés. Cela confirme les caractéristiques des habitats types décrites par Reynolds et *al. (*2002).

Le groupe J caractéristique des « shallow, mixed, highly enriched system » contient 76 des 455 taxons selon la composition des listes floristiques de cette étude et les recommandations de Reynolds et *al.*, (2002). Il est principalement représenté par les chlorophycées *Scenedesmus*, *Tetraedron minimum*, *Pediastrum duplex*.

3.2.2 Les groupes indicateurs du fonctionnement des plans d'eau

Nous choisissons de déterminer le fonctionnement d'un plan d'eau par sa forme, évaluée à partir de l'indice de creux moyen, et son cycle thermique, interprétée à l'aide de la résistance thermique relative.

3.2.2.1 L'indice de creux moyen (Icm)

L'indice de creux moyen (Icm) est défini en cinq classes telles qu'elles ont été décrites par Meybeck (1995) (Tableau XX).

Tableau XX : Classes et caractéristiques de l'Indice de creux moyen (Icm) telles que décrites par Meybeck (1995). Le nombre et le pourcentage de plans d'eau dans chaque classe sont indiqués.

Classes du paramètre Icm	Valeurs seuils	Nombre de plans d'eau et représentativité (%)		Caractéristiques
1	< 0,1	0	0 %	Plan d'eau très plat
2	0,1-0,5	1	2,2 %	Plan d'eau plat
3	0,5-2,5	14	31,1 %	Plans d'eau normaux
4	2,5-12,5	25	55,6 %	Plans d'eau creux
5	>12,5	5	11,1 %	Plans d'eau très creux

Plus de la moitié des plans d'eau (25 sur 45) de cette étude sont considéres comme « creux » selon Meybeck (1995), cinq plans d'eau sont présentés comme « très creux » et quatorze comme normaux. Aucun plan d'eau ne correspond à l' indice « très plat ». En observant la base de donnée typologie (Annexe 2), nous avons pu remarquer que l'Etang de la Chelouze est l'unique plan d'eau plat (classe 2). Il possède la profondeur moyenne la plus faible : 0,3 mètre, pour une superficie élevée d'environ 83 hectares.

L'influence de l'Icm sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudiée à l'aide du calcul des MRPPs. Le tableau XXI présente les résultats obtenus.

Tableau XXI : Résultats du test de l'effet structurant de l'Indice de creux moyen sur trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. * Valeur de P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%, NS valeur non significative.**

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	**0,0314**	***
MFG	0,0283	***
MBFG	0,0183	***

La comparaison de l'effet structurant de l'indice de creux moyen sur les trois approches morpho-fonctionnelles permet d'observer que l'approche la mieux définie par ce paramètre est l'approche FG. L'effet structurant est plus faible pour les MFG et les MBFG.

Afin de mettre en évidence les groupes FG indicateurs des classes Icm, une analyse de Dufrêne & Legendre (1997) est réalisée (Tableau XXII).

Tableau XXII : Principaux résultats des Indvals pour l'indice de creux moyen (Icm), analyse de Dufrêne & Legendre (1997) appliquée aux groupes fonctionnels (FG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeur de P du test de Monte-Carlo *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P inférieure à 5% sont présentées.

FG	Icm	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
M	0,1-0,5	43,2	7,5	***
S1	0,1-0,5	36,1	18,1	*
X1	0,1-0,5	31,9	26,9	**
X2	>12,5	33,7	26,8	***

Selon les analyses, le FG M (« Eutrophic to hypertrophic, small- to medium-sized water bodies), S1 (« Turbid mixed environments »), et X1 (« Shallow, eu-hypertrophic environments ») sont caractéristiques des plans d'eau plats (classe 2). Dans cette étude, le groupe M inclut deux taxons appartenant aux cyanophycées coloniales : *Microcystis* et *Microcystis aeruginosa.* Seul le taxon *Microcystis sp.* est présent dans l'Etang de la Chelouze, unique plan d'eau plat de cette étude. Le groupe S1 inclut six taxons appartenant aux cyanophycées filamenteuses ; deux taxons sont identifiés comme appartenant à S1 dans l'Etang de la Chelouze : *Limnothrix redekei* et *Planktothrix agardhii*. Dans ce plan d'eau, les taxons les plus fréquemment rencontrés identifiés comme appartenant à X1 sont les chlorophycées *Monoraphidium tortile* et *Monoraphidium contortum*.

Le groupe X2 se retrouve principalement dans les plans d'eau très creux. La présence de ce groupe dans les plans d'eau très creux ne correspond pas aux caractéristiques de l'habitat décrit par Reynolds et *al.* (2002) qui précise que les taxons de X2 sont représentatifs des « Shallow, meso-eutrophic environments ». Dans cette étude seize taxons sont inclus dans ce groupe. Les principaux rencontrés dans la classe Icm 5 appartenant à X2 sont *Chlamydomonas* (petite chlorophycée flagellée), *Kephyrion sp.* (petite chrysophycée flagellée), *Rhodomonas minuta, Rhodomonas minuta var.nannoplanctica* et *Rhodomonas lacustris* (trois petites cryptophycées flagellées).

3.2.2.2 La résistance thermique relative (RTR)

La résistance thermique relative (RTR) est définie en trois classes afin de séparer les variations de densité résultant d'une différence de température faible, moyenne, ou forte entre la surface et le fond. La RTR est mesurée lors de chaque prélèvement au cours des quatre campagnes. Les caractéristiques des classes ainsi que le nombre de plans d'eau par classe sont présentés dans le tableau XXIII.

Tableau XXIII : Classes et caractéristiques de la résistance thermique relative (RTR). Le nombre et le pourcentage de mesures dans chaque classe sont indiqués.

Classes du paramètre RTR	Valeurs seuils	Nombre de mesures et représentativité (%)		Caractéristiques
1	<15	80	44,4 %	Variation de densité faible
2	15 à 150	60	33,3 %	Variation de densité moyenne
3	>150	40	22,3 %	Variation de densité forte

Sur les 180 prélèvements (45 plans d'eau prélevés au cours de quatre campagnes), 80 prélèvements (45%) présentent une variation de densité faible, 60 prélèvements (33%) présentent une variation de densité moyenne, et 40 prélèvements (22%) présentent une variation forte entre la surface et le fond. Ces derniers présentent donc des conditions thermiques très différentes entre la surface et le fond. Suite à l'observation des profils thermiques à l'aide de la base de données paramètres environnementaux, nous pouvons déduire que lorsque les plans d'eau présentent une RTR supérieure à 150, la variation de densité entre la surface et le fond est forte, reflétant une phase de stratification. Les plans d'eau présentant une variation de densité faible et moyenne entre la surface et le fond, sont soumis au brassage thermique, les conditions thermiques entre la surface et le fond y sont homogènes.

L'influence de ce paramètre sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPP (Tableau XXIV).

Tableau XXIV : Résultats du test de l'effet structurant de la résistance thermique relative sur trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum.* Valeur de P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%, NS valeur non significative.**

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	**0,0212**	***
MFG	0,0202	***
MBFG	0,0195	**

Les FG sont plus influencés par les classes de RTR que les deux autres approches : les MFG, puis les MBFG présentent des résultats légèrement plus faibles. Afin de mettre en valeur les groupes FG indicateurs des classes paramètriques RTR, une analyse de Dufrêne & Legendre (1997) est réalisée. Les principaux résultats sont présentés dans le tableau XXV.

Tableau XXV : Principaux résultats des Indvals pour la résistance thermique relative (RTR), analyse de Dufrêne & Legendre (1997) appliquée aux groupes fonctionnels (FG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeur de P du test de Monte Carlo *** P <à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P < à 0,05 sont présentées.

FG	RTR	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
A	<15	29,9	20,6	**
D	<15	35,7	28,5	**
X1	<15	35,8	32,9	*
X3	<15	28,8	22,3	*
J	15-150	36,8	33,5	**
K	15-150	25,7	18,0	*
W1	15-150	21,4	15,1	*
W2	15-150	38,8	27,6	***
Q	>150	7,6	3,2	*

Les FG A, D, X1, et X3 sont représentatifs de la classe 1, soit d'une RTR inférieure à 15. Le groupe A « Clear, deep, base poor lakes, with species sensitive to pH rise » inclut cinq taxons dans cette étude. Il contient des diatomées, les plus fréquentes sont *Cyclostephanos dubius*, *Rhizosolenia longiseta* et *Acanthoceras zachariasii*. Le groupe D « Shallow turbid waters including rivers » inclut 21 taxons dans cette étude appartenant également aux diatomées. Les diatomées appartenant aux groupes les plus fréquemment rencontrées sont *Nitzschia sp.*, *Nitzschia acicularis* et *Ulnaria ulna*. Le groupe X1 « Shallow, eu-hypertrophic environments » est composé de 22 taxons. Les taxons les plus fréquemment rencontrés sont les chlorophycées *Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium arcuatum* et *Ankyra lanceolata*. Le groupe X3 « Shallow, well mixed oligotrophic environments » inclut neuf taxons dans cette étude. Les plus fréquemment rencontrés sont *Chlamydomonas sp.* (chlorophycée), *Chrysococcus sp.* (chrysophycée) et *Koliella sp.* (chlorophycée).

Les FG J, K, W1 et W2 sont représentatifs des RTR de classe 2. Le groupe W2 possède la plus forte valeur représentative. Le groupe W2 « Meso-eutrophic ponds, even temporary, shallow lakes » inclut sept taxons, appartenant tous aux euglenophycées. Les taxons les plus fréquemment rencontrés sont *Trachelomonas sp.* et *Trachelomonas volvocina*. Le groupe W1 « Ponds, even temporary, rich in organic matter from husbandry or sewages » inclut dix huit taxons appartenant également tous à la classe des euglenophycées. Le taxon le plus fréquemment rencontré est *Euglena sp.,* les autres taxons ont une fréquence d'apparition beaucoup moins importante, ils n'apparaissent qu'au sein d'un inventaire sur les 180 réalisés. Le groupe J « Habitat template: shallow, mixed, highly enriched systems (including many low-gradient rivers). » inclut 76 taxons dans cette étude. Les plus fréquents sont les chlorophycées *Scendesmus sp.*, *Tetraedron minimum* et *Crucigenia tetrapedia*. Le groupe K « Nutrient-rich water columns » inclut treize taxons appartenant aux cyanophycées les plus fréquent sont *Aphanocapsa*, *Aphanocapsa elachista*, et *Synechococcus sp.*.

Le groupe Q « Small acidic, humic lake » est représentatif des plans d'eau présentant une RTR forte (classe 3), soit en phase de stratification. Il inclut uniquement un taxon, la raphydophycée (algue rouge) *Gonyostomum*.

3.2.3 Les groupes indicateurs de la typologie

3.2.3.1 Typologie nationale des plans d'eau

Les codes typologiques nationaux présentés dans la circulaire 2005/11 (MEDD, 2005) sont utilisés pour définir les différents types de plans d'eau. Le nombre de plans d'eau correspondant à chaque type est présenté dans le tableau XXVI.

Tableau XXVI : Codes typologiques nationaux et du libellé national des plans d'eau (circulaire 2005/11, MEDD 2005). Le nombre et le pourcentage de plans d'eau dans chaque classe sont indiqués.

Code Typologique	Nombre et représentativité des plans d'eau (%)		Libellé national
A13a	1	2,2 %	Plan d'eau vidangé à intervalle régulier
A13b	1	2,2%	Plan d'eau généralement non vidangé mais à gestion hydraulique controlée
A16	2	4,4 %	Plan d'eau peu profond, obtenu par creusement, en lit majeur d'un cours d'eau, en relation avec la nappe
A4	2	4,4 %	Retenue de moyenne montagne peu profonde non calcaire
A5	10	22,2 %	Retenue de moyenne montagne profonde non calcaire
A10	1	2,2 %	Retenue de moyenne montagne méditerranéenne sur socle cristallin profonde
A6a	9	20 %	Retenue de basse altitude peu profonde non calcaire
A6b	9	20 %,	Retenue de basse altitude profonde non calcaire
A7a	5	11,1 %	Retenue de basse altitude peu profonde calcaire
N5	3	6,6 %	Lac naturel de moyenne montagne non calcaire peu profond
N6	1	2,2 %	Lac naturel de moyenne montagne non calcaire profond
N7	1	2,2%	Lac naturel de moyenne montagne non calcaire profond sans zone littorale importante

Sur les 45 plans d'eau étudiés, 40 sont d'origine anthropique. Les retenues sont majoritaires. Elles représentent 80% des plans d'eau étudiés. Elles sont essentiellement représentées par les retenues de moyenne montagne, profondes non calcaires (A5) (22% des plans d'eau étudiés), les retenues de basse altitude non calcaires peu profondes (A6a) (20% des plans d'eau étudiés), et profondes (A6b) (20% des plans d'eau étudiés). Les lacs naturels au

nombre de 5 (11% des plans d'eau étudiés) sont uniquement présents en moyenne montagne.

L'effet structurant de la typologie nationale sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPP (Tableau XXVII).

Tableau XXVII : Résultats du test de l'effet structurant de la typologie nationale (circulaire 2005/11) sur trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. Valeurs de P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%, NS valeur non significative.

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	0,0705	***
MFG	**0,0736**	***
MBFG	0,0628	***

Selon les résultats des valeurs de la statistique A, l'approche des MFG est la plus structurée par la variable typologie, suivi des FG, puis des MBFG. Les groupes indicateurs MFG des différentes typologies des plans d'eau étudiées à l'aide de l'analyse de Dufrêne & Legendre (1997) sont présentés dans le tableau XXVIII.

Tableau XXVIII : Principaux résultats des Indvals pour la typologie nationale (code typologique (circulaire 2005/11), analyse de Dufrêne & Legendre (1997) appliquée aux groupes morpho-fonctionnels (MFG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Les valeurs de P du test de Monte-Carlo sont exprimées comme il suit * valeur P inférieure à 0,1%, ** inférieure à 1%, * inférieure à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P < à 0,05 sont présentées.**

MFG	Codes typologiques	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
10b	A10	31,2	9,8	*
2b	A10	50,0	9,3	***
11a	A16	11,0	9,7	**
5b	A4	20,5	11,0	*
5c	A4	22,6	10,2	*
6a	A4	13,7	11,3	**
11b	N7	13,3	11,0	**
9b	N7	11,3	9,6	**

Les MFG 10b et 2b sont représentatifs des retenues profondes de moyenne montagne méditerranéenne sur socle cristallin (A10). La retenue de La Palisse est l'unique représentante des retenues de ce type (A10). Le taxon *Spondylosium planum* est le seul taxon du groupe des conjuguées filamenteuses (10b) identifié au sein de cette retenue. Le taxon *Gymnodinium* est le seul taxon du groupe des dinophycées de petites tailles (2b) identifié au sein de cette retenue.

Le MFG correspondant aux chlorococcales coloniales sans membranes (11a), est caractéristique de la gravière du Piblais, unique représentant des plans d'eau peu profonds, obtenu par creusement, en lit majeur d'un cours d'eau, en relation avec la nappe (A16). Les taxons du groupe 11a les plus abondants dans cette gravière sont les chlorophycées *Crucigenia tetrapedia* et *Pediastrum simplex*.

Les MFG 5b, 5c, et 6a sont représentatifs de l'étang de Goule et de l'étang des Landes, les deux retenues de moyenne montagne non calcaires profondes (A4). Le groupe des chroococcales (cyanophycées) de grandes tailles avec aérotopes (5b) est représenté dans ces deux étangs majoritairement par *Woronochinia naegiliana*. Le groupe des chroococcales (cyanophycées) de grandes tailles sans aérotopes (5c) est majoritairement représenté au sein de ces deux étangs par *Chroococcus sp.* et *Chroococcus limneticus*. Les diatomées centriques de grande taille (groupe 6a) sont majoritairement représentées dans ces deux étangs par *Aulacoseira granulata.*

Les groupes 11b et 9b sont caractéristiques des lacs de moyenne montagne calcaire peu profond (N7). Seul le lac Pavin est inclut dans cette typologie. Dans ce lac, les chloroococcales munies d'une membrane gélatineuse (MFG 11b) sont représentés par les taxons *Elakatothrix gelatinosa*, *Oocystis* et *Sphaerocystis schroeteri*. Et les chlorococcales unicellulaires de petites tailles (MFG 9b)) sont représentées par les taxons *Choricystis minor* et *Lagerheimia subsalsa*.

3.2.3.2 Hydro-écorégions (HER) des plans d'eau

Les 45 plans d'eau sont situés sur sept hydro-écorégions du bassin Loire Bretagne. Les caractéristiques de chacune des hydro-écorégions doivent a priori conférer des propriétés communes aux plans d'eau qui y résident.

Hydro-écorégions

Les plans d'eau de cette étude appartiennent à sept hydro-écorégions de niveau 1 (Wasson et *al.* ,2002) du bassin Loire Bretagne (Tableau XXIX).

Tableau XXIX : Présentation des hydro-écorégions étudiées et de la répartition des plans d'eau par hydro-écorégion. Le nombre et le pourcentage de plans d'eau sont indiqués.

Libellé HER niveau 1	Nombre de plans d'eau et représentativité (%)	
ARMORICAIN	17	37,8 %
CEVENNES	1	2,2 %
COTES CALCAIRES EST	2	4,4 %
DEPOTS ARGILOSABLEUX	3	6,7 %
MASSIF CENTRAL NORD	11	24,4 %
MASSIF CENTRAL SUD	6	13,3 %
TABLES CALCAIRES	5	11,1 %

Certaines hydro-écorégions ne sont représentées que par un très faible nombre de lac, notamment les Cévennes (1 plan d'eau), les côtes calcaires (2 plans d'eau) et les dépôts argilo-sableux (3 plans d'eau).

L'effet structurant des hydro-écorégions sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPPs. Le tableau XXX présente les résultats obtenus.

Tableau XXX : Résultats du test de l'effet structurant des hydro-écorégions (HER) sur trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. Valeur de P, *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * <e à 5%, NS valeur non significative.

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	0,0534	***
MFG	0,0568	***
MBFG	**0,0682**	***

Selon les résultats présentés dans le tableau XXX, ce sont les MBFG qui sont le mieux structurés par le paramètre hydro-écorégion, devant les FG et les MFG.

L'effet structurant des hydro-écorégions sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPPs. Le tableau XXXI présente les résultats obtenus.

Tableau XXXI : Principaux résultats des Indvals pour le paramètre hydro-écorégion, analyse de Dufrêne & Legendre (1997) appliquée aux groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeurs de P du test de Monte-Carlo *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P < à 0,05 sont présentées.

MBFG	Hydro-écorégion	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
I	Côtes calcaires est	27,2	12,9	*
V	Dépôt argilo-sableux	15,8	15,1	*
VI	Dépôt argilo-sableux	16,0	15,2	*
VII	Dépôt argilo-sableux	18,2	16,1	*

Seules deux hydro-écorégions sont caractérisées par les MBFG sur les sept étudiées.

Le MBFG I constitué des petits organismes avec un rapport surface/volume élevé est caractéristique de la Côte calcaire est. Deux plans d'eau sont situés sur cette hydro-écorégion, les étangs de Vaux et de Rouey. Les taxons les plus fréquents de ce groupes retrouvés dans ces deux plans d'eau sont les chlorophycées *Chlorella sp.*, *Monoraphidium circinale* et la cyanophycée *Synechococcus sp.*.

La présence des MBFG V, VI et VII est représentative de l'hydro-écorégions Dépôts argilo-sableux. Trois plans d'eau sont situés dans cette hydro-écorégion. Au sein du MBFG V, composé des organismes unicellulaires flagellés de taille moyenne à grande, les taxons fréquemment rencontrés sont *Cryptomonas sp.* (cryptophycée), *Chlamydomonas sp.* (chlorophycée), et *Trachelomonas sp.* (euglénophycée). Le MBFG VI est constitué de diatomées, les plus fréquentes sont *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella sp.* et *Nitzschia sp.*. Le MBFG VII est constitué des larges colonies entourées d'une membrane gélatineuse. Il inclut 22 taxons au sein de cette étude. Les plus fréquents sont les chlorophycées *Oocystis sp.*, *Dictyopsphaerium sp.*, *Eutetramorus sp.*, et la cyanophycée *Woronichinia naegeliana*.
Seules les hydro-écorégions représentées par peu de plans d'eau ont obtenus des résultats indval présentant une significativité supérieure à 5%. Ces résultats ne permettent pas de qualifier de nombreuses hydro-écorégions. Afin de palier, aux problèmes de faible représentativité, nous avons étudié la nature du sol de ces dernières au travers des paramètres géochimiques.

Choix des paramètres descripteurs des hydro-écorégions

Chaque hydro-écorégion présente des conditions physico-chimiques de l'eau particulières, résultant de la nature du sol du bassin versant. A partir d'échantillon d'eau, six paramètres reflétant la géochimie du sol ont été mesurés : la concentration en magnésium, en calcium, en sulfate, en chlorure et en potassium ; ainsi que la conductivité de l'eau.
Dans un premier temps, nous allons déterminer les paramètres discriminants pour témoigner des conditions géochimiques des différentes hydro-écorégions à l'aide d'une analyse en composante principale, présentée dans la figure 21. Puis, dans un deuxième temps, nous étudierons l'effet structurant des paramètres les plus pertinents sur les différentes approches morpho-fonctionnelles.

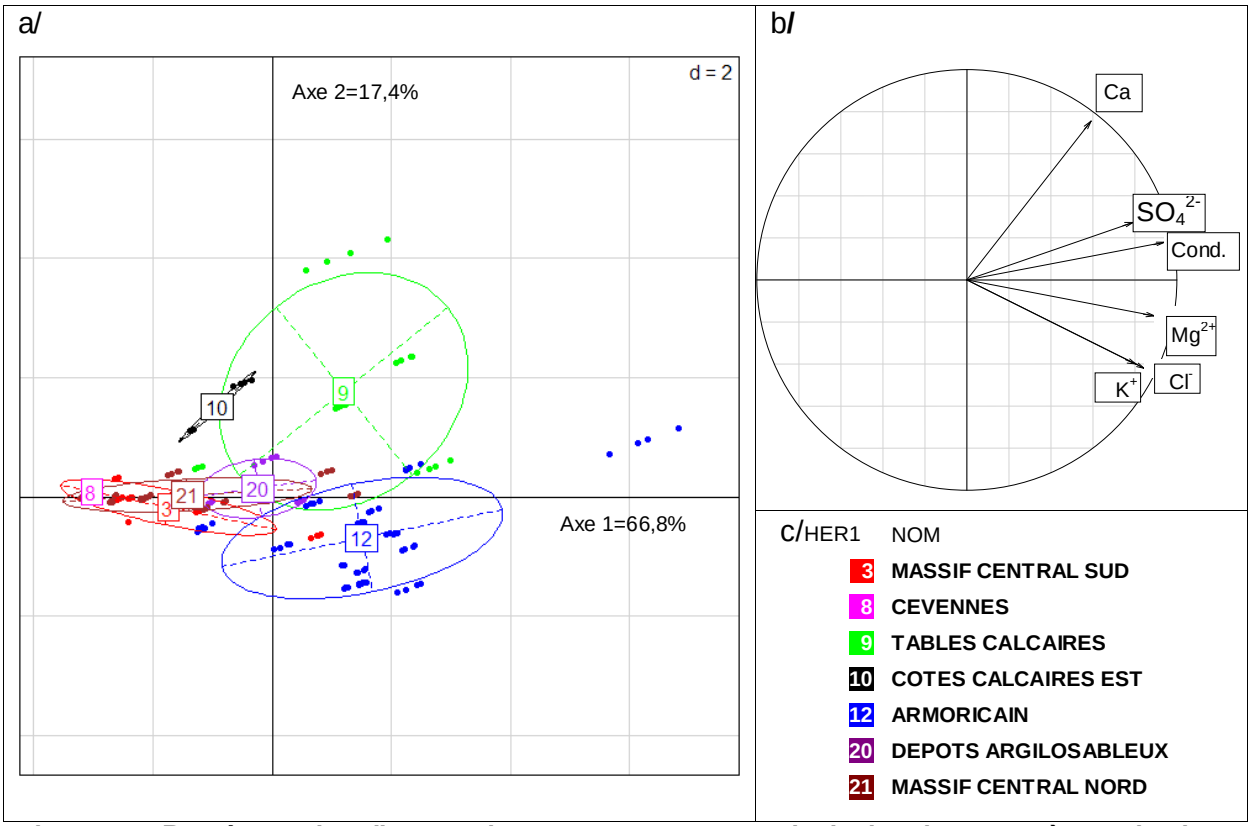


Figure 21 : Représentation d'une analyse en composantes principales des paramètres physico-chimiques reflétant la géochimie des sols. a/ projection des coordonnées des stations par campagne sur les deux premiers axes factoriels avec ellipses de dispersion contenant 67% des points. b/ projection des paramètres étudiés. c/ légende des hydro-écorégions. **Ca : Calcium en mg.l^{-1}, Cond. : conductivité µs.cm-^{1}, Cl^{-} : Chlorure en mg.l^{-1}, K^{+}: Potassium en mg.l^{-1}, Mg^{2+} : Magnésium en mg.l^{-1}, SO$_4^{2-}$: Sulfates en mg.l^{-1}**

La figure 21 a/ représente la projection des stations par campagne sur les deux premiers axes factorielles d'une analyse en composantes principales (ACP). Les variables environnementales (paramètres physico-chimiques) employées sont projetées sur le cercle de corrélation figure 21 b/. La projection des stations sur les deux premiers axes factoriels de l'ACP permet de conserver 84,2% de l'inertie totale (66,8% selon l'axe 1 et 17,4% selon l'axe 2). Les points représentatifs d'un même plan d'eau sont projetés ensemble. Les variations des teneurs en éléments chimiques sont donc très faibles au sein d'un même plan d'eau entre les différentes campagnes de prélèvement. Nous pouvons remarquer que les stations ayant des valeurs proches correspondent aux regroupements par hydro-écorégion identifiées par les ellipses de dispersion. Les éléments chimiques étudiés montrent un gradient « hydro-écorégional ». Selon la représentation du cercle de corrélation et en examinant la contribution des colonnes à la construction des axes, nous observons que l'axe 1 est représenté majoritairement par la conductivité, tandis que l'axe 2 est représenté majoritairement par la concentration en calcium. Le calcul du coefficient de détermination R^2 présenté dans le tableau XXXII a permis de confirmer nos observations.

		Ca	Cond.	Cl^-	K^+	Mg^{2+}	SO_4^{2-}
Axe1	R^2	0,3458	**0,8825**	0,7117	0,6416	0,7948	0,6223
	Valeur de P	***	***	***	***	***	***
Axe2	R^2	**0,5658**	0,02634	0,1715	0,1562	0,02407	0,06978
	Valeur de P	***	*	***	***	*	***

Tableau XXXII: Valeur du coefficient de détermination R^2 des modèles de régression linéaires entre les axes factoriels 1 et 2 et les différents paramètres physico-chimiques. Les valeurs en gras indiquent les valeurs où R^2 est maximum. Valeur de P, *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < 5%, NS valeur non significative.

Ca : Calcium en $mg.l^{-1}$, Cond. : conductivité $\mu s.cm^{-1}$, Cl^- : Chlorure en $mg.l^{-1}$, K^+: Potassium en $mg.l^{-1}$, Mg^{2+} : Magnésium en $mg.l^{-1}$, SO_4^{2-} : Sulfates en $mg.l^{-1}$

En effet, selon le coefficient de détermination calculé entre les variables et les axes factoriels 88% de la variabilité de l'axe1 est expliquée par la conductivité spécifique. La variabilité de l'axe 2 est expliquée à 56% par les teneurs en ions calcium. Les résultats R^2 sont très hautement significatifs avec des valeurs de P nettement inférieures à 5%.

La conductivité est directement proportionnelle à la quantité de sels minéraux dissous dans l'eau, elle est donc sensible à la nature géologique du sol et à l'enrichissement du milieu dû aux activités humaines. Les hydro-écorégions cristallines ou siliceuses comme les Cévennes, le Massif central et les Dépôts argilo-sableux, sont marquées par une faible concentration en ion, et donc par une faible conductivité. Les régions sédimentaires calcaires comme les Tables calcaires et les Côtes calcaires sont quant à elles caractérisées par de fortes conductivités et des concentrations en calcium élevées, du fait de la richesse en carbonates de calcium du sol. L'hydro-écorégion armoricaine de par sa nature granitique montre une faible teneur en calcium. Les sols granitiques sont faiblement chargés en ions. Cependant, les stations armoricaines présentent des conductivités spécifiques relativement élevées ainsi que des fortes concentrations en chlorure et en potassium. La présence de chlorures peut s'expliquer par les apports atmosphériques issus de l'océan bordant la région armoricaine (Meybeck, 1986). Cependant, ces valeurs élevées de potassium et de chlorures peuvent également être dues au lessivage des sols fortement amendés en engrais, dans cette région où l'agriculture est intensive.

Comme la conductivité et la concentration sont respectivement les plus corrélées aux axes 1 et 2, nous choisissons d'étudier ces deux paramètres pour améliorer notre étude des hydro-écorégions.

Conductivité

La conductivité est exprimée selon les cinq classes présentées dans le tableau XXXIII. Les mesures sont effectuées à chaque campagne car la conductivité n'est pas seulement le

reflet des conditions géochimiques du milieu (stable tout au long de l'année), mais également des pollutions anthropiques (variables au cours des saisons). Mesurée à chaque campagne de prélèvement, il y a donc 180 mesures correspondant aux quatre campagnes de prélèvement effectuées sur quarante cinq plans d'eau.

Tableau XXXIII : Classes du paramètre de conductivité. Les valeurs sont exprimées en microsiemens par centimètre ($\mu s.cm^{-1}$), les mesures sont effectuées à chaque campagne. Le nombre et le pourcentage de mesures sont indiqués.

Classes du paramètre conductivité	Valeurs seuils ($\mu s.cm^{-1}$)	Nombre et représentativité des mesures (%)	
1	< 80	32	17,8 %
2	80-160	42	23,3 %
3	160-240	40	22,2 %
4	240-320	44	24,4 %
5	>320	22	12,2 %

La répartition du nombre de mesures par classe de conductivité est homogène. D'où l'intérêt par rapport à l'étude des hydro-écorégions, où les plans d'eau ne sont pas également repartis. Les conductivités mesurées au cours des différentes campagnes varient entre 26 et 581 $\mu s.cm^{-1}$. Les mesures présentant une conductivité supérieure à 320 $\mu s.cm^{-1}$ (12% des mesures) (classe 5) ont tous été prélevés sur les hydro-écorégions Armoricaine et Tables calcaires.

L'effet structurant de la conductivité sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPPs. Le tableau XXXIV présente les résultats obtenus.

Tableau XXXIV : Résultats du test de l'effet structurant de la conductivité sur trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. Les valeurs de P sont exprimées comme il suit * valeur P inférieure à 0,1%, ** inférieure à 1%, * inférieure à 5%, NS valeur non significative.**

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	0,0296	***
MFG	0,0301	***
MBFG	**0,0303**	***

En examinant les résultats des MRPPs présentés dans le tableau XXXV, nous pouvons observer que les trois approches ont des résultats très proches. Nous avons choisi d'étudier les groupes indicateurs de l'approche des MBFG, qui possède la statistique A maximum.

Tableau XXXV : Principaux résultats des Indvals pour la conductivité, analyse de Dufrêne & Legendre (1997) appliquée aux groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeur de P du test de Monte-Carlo *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P < à 0,05 sont présentées

MBFG	Conductivité ($\mu s.cm^{-1}$)	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
V	160-240	21,1	20,6	*
III	>320	22,6	17,3	*
VI	>320	21,3	20,6	*

Les organismes unicellulaires flagellés de taille moyenne à grande (MBFG V) sont représentatifs des plans d'eau de conductivité moyenne, à savoir une conductivité comprise entre 160 et 240 $\mu s.cm^{-1}$. Dans notre étude, les taxons inclus dans le groupe V sont au nombre de 57, les plus fréquemment rencontrés sont *Cryptomonas sp.* (cryptophycée), *Chlamydomonas sp.* (chlorophycée), et *Trachelomonas sp.*(euglénophycée).

Les cyanobactéries filamenteuses avec aérotopes (III) et les diatomées (VI) sont représentatives des conductivités supérieures à 320 $\mu s.cm^{-1}$. Ce sont les valeurs de conductivités les plus élevées de cette étude. Le groupe III inclut quatorze taxons, les plus fréquents sont *Planktothrix agardhii, Aphanizomenon sp.* et *Anabaena sp.*. Le groupe VI inclut 114 diatomées, les plus fréquentes sont *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella sp.* et *Nitzschia sp.*.

Concentration en calcium

La concentration en calcium est exprimée selon les quatre classes présentées dans le tableau XXXVI. Cette concentration est mesurée à partir d'un échanillon prélevé lors de la première campagne.

Tableau XXXVI : Présentation des classes du paramètre calcium. Les valeurs sont exprimées en milligramme par litre ($mg.l^{-1}$)), les mesures sont effectuées sur des échantillons prélevées lors de la première campagne. Le nombre et le pourcentage de plans d'eau sont indiqués.

Classes du paramètre calcium	Valeurs seuils ($mg.l^{-1}$)	Nombre de plans d'eau et représentativité (%)	
1	< 10	12	26,7 %
2	10-15	8	17,8 %
3	15-40	19	42,2 %
4	> 40	6	13,3 %

Les différentes classes de concentrations en calcium sont représentées par au moins six plans d'eau, d'où l'intérêt par rapport à l'étude des hydro-écorégions, où certains classes sont très faiblement représentées. En observant la base de données paramètres environnementaux (Annexe 2), on remarque que la classe 1 (inférieure à 10 $mg.l^{-1}$), et la

classe 2 (comprise entre 10 et 15 mg.l^{-1}), incluent les plans d'eau situés sur des hydro-écorégions (HER) cristallines ou granitiques, à savoir: les Cévennes, le massif Armoricain, le Massif central Nord et Sud.

L'effet structurant de la concentration en calcium sur les groupes morpho-fonctionnels définis selon les trois approches FG, MFG, ou MBFG, est étudié à l'aide du calcul des MRPP (Tableau XXXVII).

Tableau XXXVII : Résultats du test de l'effet structurant de la concentration en calcium sur trois approches morpho-fonctionnelles FG, MFG, MBFG à l'aide des MRPPs. La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre, la valeur en gras distingue la valeur où A est maximum. Valeurs de P *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%, NS valeur non significative.

Approche	Statistique A	Valeur de P
FG	**0.0253**	***
MFG	0.0228	***
MBFG	0.0213	***

Les FG présentent une valeur A maximum suivi des MFG, puis des MBFG. Les FG sont les plus influencés par la concentration en calcium. Nous avons donc sélectionné les FG pour identifier les groupes indicateurs (analyse Indval) des différentes classes de concentrations en calcium. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau XXXVIII.

Tableau XXXVIII : Principaux résultats des Indvals pour la concentration en calcium, analyse de Dufrêne & Legendre (1997) appliquée aux groupes fonctionnels (FG) présents dans les 45 plans d'eau analysés. Valeurs de P du test de Monte-Carlo *** P < à 0,1%, ** < à 1%, * < à 5%. Seules les analyses présentant une valeur P inférieure à 5% sont présentées.

FG	[calcium] (mg.l^{-1})	Valeur indicatrice dans le groupe	Valeur indicatrice moyenne	Valeur de P
Q	<10	8,0	3,4	*
U	<10	7,1	3,2	*
C	10-15	30,3	19,7	**
A	10-15	23,7	17,1	*
T	10-15	7,6	3,2	*
Lm	10-15	11,6	6,6	*
G	15-40	22,3	7,3	***
W1	>40	28,1	12,9	***
J	>40	28,3	25,8	**
Xph	>40	10,3	3,2	**
B	>40	27,2	20,4	*

Les groupes fonctionnels Q et U sont caractéristiques des plans d'eau de concentration en calcium inférieure à 10 mg.l^{-1} (classe 1),uniquement mesurée dans les hydro-écorégions Cévennes, Massif central Nord et Sud et Massif armoricain de calcium (Annexe 2). Les

groupes Q correspond au « Small acidic, humic lake » et U au «Stratifying oligotrophic and mesotrophic lakes […]» (Reynolds et *al.*, 2002 ; Padisák et *al*., 2009). Les groupes C, A, T et Lm sont caractéristiques des plans d'eau présentant des concentrations en calcium comprises entre 10 et 15 $mg.l^{-1}$ (classe 2), caractéristiques des hydro-écorégions Massif central Nord et Sud et Massif armoricain (Annexe 2). Le groupe C (« Eutrophic small- and mediumsized lakes with species sensitive to the onset of stratification») inclut quatre diatomées (*Asterionella formosa, Aulacoseira ambigua, Aulacoseira distans* et *Cyclotella meneghiniana*). Le groupe A (« Clear, deep, base poor lakes, with species sensitive to pH rise») inclut uniquement des diatomées. Seules trois sont présentes dans les plans d'eau de classe 2 : *Cyclostephanos dubius, Rhizosolenia longiseta, Acanthoceras zachariasii.* Le groupe T (« Persistently mixed layers, in which light is increasingly the limiting constraint and thus optically deep, mixed environments including clear epilimnia of deep lakes in summer ») inclut les deux taxons suivant *Planctonema lauterbornii* (chlorophycée) et *Mougeotia* (zygophycée). Le groupe Lm («Eutrophic to hypertrophic, small- to medium-sized lakes») est représenté par les taxons suivants les cyanophycées *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis aeruginosa*, et la dinophycée *Ceratium hirundinella*. Le groupe G (« Nutrient-rich conditions in stagnating water columns; small eutrophic lakes and very stable phases in larger river-fed basins and storage reservoirs ») est essentiellement constitué des chlorophycées *Chlamydomonas sp., Pandorina morum et Carteria sp..* Il est représentatif des plans d'eau de classe 3 contenant une concentration en calcium comprise entre 15 et 40 $mg.l^{-1}$, essentiellement des plans d'eau situés sur l'hydro-écorégion Dépots argilo-sableux (Annexe 2). Les groupes W1, J, Xph et B sont caractéristiques des concentrations en calcium supérieures à 40 $mg.l^{-1}$ (classe 4), soit les concentrations les plus élevées essentiellement sur mesurées sur les plans d'eau appartenant aux hydro-écorégions Tables calcaires et Côtes calcaires Est (Annexe 2). W1 inclut dix-huit taxons appartenant aux euglenophycées, le taxon le plus fréquent est *Euglena sp.*. Le groupe J (shallow, mixed, highly enriched system) contient 76 taxons, les taxons les plus fréquent sont les chlorophycées *Scenedesmus sp.*, *Tetraedron minimum*, et *Pediastrum duplex.* Le groupe Xph (Small, even temporary, calciumrich, well illuminated, alkaline lakes) inclut deux taxons, les euglénophycées *Phacotus lenticularis* et *Phacotus lendneri*. Le groupe B (Mesotrophic small- and medium sized lakes to large *shallow lakes* with species sensitive to the onset of stratification) inclut huit taxons. Les taxons les plus frequents sont les diatomées *Cyclotella sp.*, *Aulacoseira subartica* et *Cyclotella radiosa*.

Chapitre 4

Synthèse & Discussion

4 Synthèse & Discussion

Actuellement, trois approches morpho-fonctionnelles ont été développées pour faciliter l'étude des communautés du phytoplancton par Reynolds et *al.* (2002), Padisák & Salmaso (2007), et Kruk et *al.* (2010). L'objectif de notre étude a été de tester l'utilisation de ces approches morpho-fonctionnelles pour améliorer l'étude du phytoplancton, dans l'objectif de développer une nouvelle méthode de suivi des plans d'eau. Pour cela, il a été nécessaire d'acquérir des connaissances approfondies sur la capacité des approches morpho-fonctionnelles à prévoir les paramètres environnementaux. Deux réflexions principales ont ainsi été développées. La première réflexion a été d'évaluer quelle méthode est la plus adaptée pour étudier un paramètre environnemental donné. La deuxième réflexion a été d'établir que la présence de certains groupes morpho-fonctionnels est indicatrice d'une certaine valeur d'un paramètre environnemental. Dans cette dernière partie, nous décrirons les principaux résultats obtenus, ainsi que les inconvénients et les avantages de l'utilisation des approches morpho-fonctionnelles comparativement à l'utilisation de l' approche taxonomique classique, pour décrire la qualité, le fonctionnement et la typologie d'un plan d'eau dans la zone d'étude considérée.

4.1 Quel groupe morpho-fonctionnel utiliser pour caractériser les nutriments, le fonctionnement ou la typologie d'un plan d'eau ?

La sensibilité des analyses utilisées est exposée. Les principaux résultats d'indications obtenus au cours des analyses sont résumés, et comparés aux indications citées dans les publications scientifiques.

4.1.1 Sensibilité des analyses

Afin d'évaluer l'intérêt de l'utilisation des trois approches morpho-fonctionnelles, il a été nécessaire de choisir une méthode d'analyse statistique adaptée à notre jeu de données. Dans le cas de notre étude, les analyses multivariées n'ont pas pu être utilisées pour comparer la caractérisation des paramètres environnementaux des différentes approches. En effet, l'inconvénient principal que présentaient les analyses multivariées était que par cette méthode le pourcentage de variation expliquée est lié au nombre de variables à expliquer, ici le nombre de groupe par approche morpho-fonctionnelles. Or, les approches morpho-fonctionnelles FG, MFG et MBFG présentent un nombre de groupe très différent, respectivememnt 41, 31 et 7. Nous avons donc choisi d'employer les MRPPs couplées aux analyses Indvals, qui présentent l'avantage de ne pas être sensibles au nombre de variables à expliquer.

Cependant, l'inconvénient majeur des analyses Indvals employées est leur sensibilité aux effectifs. En effet, lorsque seuls un ou deux plans d'eau appartiennent à une classe d'un paramètre environnemental, beaucoup de groupes indicateurs sont obtenus. Les valeurs d'indication résultent alors de la trop faible représentativité des paramètres environnementaux testés dans notre aire d'étude. Le problème de ce manque d'effectif a été rencontré pour plusieurs paramètres. Concernant la typologie, les quatre types nationaux A10, A16, A4 et N7 (circulaire 2005/11,MEDD 2005) ne sont représentés que par un ou deux plans d'eau. L'indice de creux moyen classe 2 (Meybeck, 1995) décrivant les cuvettes de plans d'eau plates n'est représenté que par un plan d'eau. De plus, les hydoécorégions Cévennes, Côtes calcaire Est et Dépôts argilo sableux sont également très faiblement représentées. Ainsi, pour ces paramètres, les données, ne portant que sur un très faible nombre de plans d'eau, ne permettent pas de généraliser nos conclusions. Il est donc nécessaire de porter ces analyses sur un plus grand nombre de plans d'eau afin d'obtenir des groupes indicateurs plus fiables.

4.1.2 Groupes indicateurs des paramètres environnementaux étudiés

Pour les paramètres environnementaux représentés par suffisament de données, les analyses des valeurs indicatrices (Indvals) des différentes approches ont permis de mettre en évidence le caractère indicateur d'un groupe morpho-fonctionnel envers un paramètre environnemental testé, et pour quelle valeur de ce paramètre (Tableau XXXIX). Comme les analyses statistiques sont des outils d'aide à la décision et non des outils d'explication, nous tenterons d'apporter les caractéristiques écologiques justifiant les résultats obtenus.

Tableau XXXIX : Groupes indicateurs des paramètres environnementaux reflétant les nutriments (Orthophosphates PO_4^{3-} et Nitrates NO_3^-), le fonctionnement (Indice de creux moyen (Icm) et résistance thermique relative (RTR)) et la typologie (Conductivité et concentration en calcium) des plans d'eau.

	Paramètres environnementaux	Approches indicatrices	Groupes indicateurs	Valeurs optimales
Nutriments	PO_4^{3-}	MFG	9b	0,02 - 0,03 mg.l$^-$
			5a, 7a	> 0,08 mg.l^{-1}
	NO_3^-	FG	R	< 0,8 mg.l^{-1}
			J	1,5-3 mg.l^{-1}
Fonctionnement	Icm	FG	X2	> 12,5
	RTR	FG	A, D, X1, X3	< 15
			J, K, W1, W2	15 - 150
			Q	>150
Typologie	Conductivité	MBFG	V	160 -240 µs.cm$^-$
			III, VI	>320 µs.cm^{-1}
	Calcium	FG	Q, U	< 15 mg.l^{-1}
			C, A, T, Lm	10-15 mg.l^{-1}
			G	15-40 mg.l^{-1}
			W1, J, Xph, B	>40 mg.l^{-1}

Ce sont les groupes fonctionnels (FG) qui apportent une caractérisation appropriée pour la majorité des paramètres environnementaux étudiés. Ces résultats confirment les conclusions présentées dans la publication Gallego et *al.* (2012), indiquant que les FG reflètent plus efficacement l'influence des paramètres environnementaux que les MBFG (les MFG n'étant pas testé dans la publication citée). Selon les résultats obtenus dans notre étude, les FG sont des indicateurs très utiles pour caractériser certains paramètres liés à la teneur en nutriment, au fonctionnement et la typologie du milieu. Plus précisément pour caractériser les nitrates, l'indice de creux moyen, la résistance thermique relative et la concentration en calcium. Par exemple, nos résultats indique que le groupe R est caractéristique des milieux pauvres en nitrates. Confirmant ainsi les caractéristiques de l'habitat-type décrits par Reynolds et *al.,* 2002, en milieu oligomésotrophe. En effet, la présence d'aérotopes permet aux cellules de *Planktothrix rubescens*, unique représentant du codon R, de fixer l'azote atmosphérique et de réguler leur position dans la colonne d'eau, ce qui les rend plus compétitives lorsque l'azote du milieu est limitant (Whitton & Potts, 2000 ; Litchman et *al.*, 2010). De plus, les groupes X3, D et J sont caractéristiques d'un milieu en période de brassage. Ces résultats confirment les habitat-types (Reynolds et *al.*, 2002 dans Padisák et *al*., 2009), puisque le groupe X3 est décrit comme caractéristique des milieux très mélangé, le groupe D des milieux comme les rivières et l'habitat-type J décrit comme milieu brassé. L'habitat-type du groupe Xph (Padisák et *al.*, 2009), défini comme présent dans les habitats enrichis en calcium est également confirmé par nos résultats.

Les groupes morpho-fonctionnels (MFG) apportent une caractérisation appropriée de certains nutriments, particulièrement des orthophosphates. Ainsi la présence du groupe MFG 9b composé de chlorocoocales non flagellées unicellulaires est indicatrice de faible concentration en orthophosphates. En effet, lorsque le phosphore tend à devenir limitant, les chlorophycées sont avantagées (Barbe et *al.*, 2003). Par contre, lorsque le phosphore est abondant, ce sont les cyanobactéries qui tendent à être avantagées (Barbe et *al.*, 2003), d'où la présence du groupe 5a incluant les cyanobactéries filamenteuses dans les plans d'eau présentant les plus fortes concentrations en orthophosphate. Dans cette étude, le groupe 7a, incluant les diatomées centriques de diamètre inférieure à 30 µm, est également caractéristique des plans d'eau présentant des concentrations en orthophosphates élevées. Les trois taxons majoritaires dans ce groupe : *Cyclostephanos dubius*, et *Cylotella radiosa* sont des taxons caractéristiques des milieux eutrophes et *Stephanodiscus hantzchii* des milieux hyper-eutrophes selon Van Dam et *al.* (1994).

Enfin, les groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) apportent une caractérisation appropriée des conductivités moyennes et élevées, liées à la nature calcaire des sols ou aux activités anthropiques exerçant une forte pression sur le milieu.

Ainsi, notre étude montre que l'utilisation des approches morpho-fonctionnelles permet une évaluation précise de certaines valeurs de plusieurs paramètres environnementaux.

4.2 Comparaison des approches taxonomiques et morpho-fonctionnelles

Dans cette partie, l'approche taxonomique employée traditionnellement pour analyser le phytoplancton est comparée aux approches morpho-fonctionnelles, d'une part, à l'aide des analyses menées sur les données de cette étude, et d'autre part, en se référant à différentes études publiées récemment.

4.2.1 Effet opérateur lors de l'utilisation de l'approche taxonomique

4.2.1.1 Comparaison inter-laboratoires européens

Afin de faire un bilan de l'état des connaissances des différents opérateurs en charge du suivi du phytoplancton, une association allemande organise régulièrement un test européen inter-laboratoires sur le dénombrement et le comptage de phytoplancton (Ringtest phytoplankton 2009 ; Report, 2010). En 2009, 50 laboratoires européens susceptibles d'être en charge du suivi de l'état écologique des cours d'eau et plans d'eau y ont participé. Le but de ce test inter-laboratoires est de permettre aux participants d'analyser leurs performances. Les conclusions rapportées de ce test inter-laboratoires sont les suivantes: « A la différence des tests de précisions des instruments automatisés des procédures chimiques, les résultats des analyses de phytoplancton dépendent pour une part très importante de l'expérience et de la connaissance de la personne impliquée. […] La grande part de subjectivité des analyses, comme la reconnaissance, la classification et désignation des espèces et la stratégie de comptage, dont certaines sont très différentes, rendent ces analyses très difficiles.[…] Il est essentiel d'adopter des mesures pour garantir la qualité des analyses du phytoplancton. »

Le compte-rendu du 16ième Workshop of the International Association for Phytoplankton Taxonomy and Ecology (Salmaso et *al.*, 2012), va également dans ce sens : « Identifier du phytoplancton est un travail chronophage. La véracité de l'identification est dépendante de l'expérience de l'opérateur, qui dépend essentiellement du temps qu'il passe derrière un microscope ».

Néanmoins, les résultats du premier exercice d'intercalibration des diatomées de la région Nordique-baltique indique qu'il vaut mieux faire régulièrement des exercices d'intercalibrations pour pouvoir avoir des résultats comparables à ceux des autres, qu'être un expert très pointu et avoir des résultats non comparables aux autres. L'harmonisation des connaissances semble indispensable pour mener à bien les analyses du phytoplancton (Kahlert, et *al.*, 2009).

4.2.1.2 Comparaison des deux opérateurs de cette étude

Afin d'observer quel facteur explique le plus la variabilité des compositions floristiques du phytoplancton, nous avons effectué une analyse des correspondances redressée (ACR). L'ACR est une méthode d'analyse indirecte de gradient, c'est-à-dire d'analyse de la variance d'un lot de données floristiques ordonné par gradient environnemental inconnu *a priori* (Legendre et *al.*, 1998).

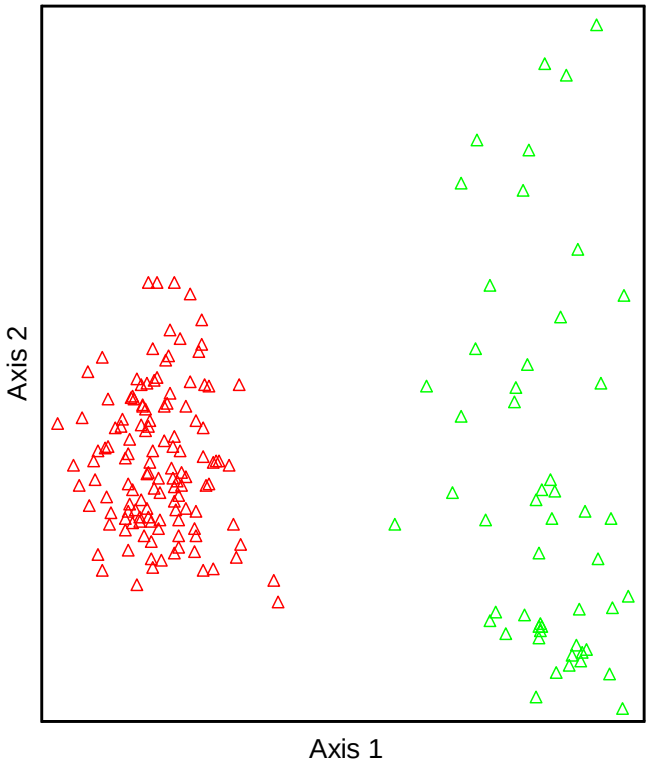


Figure 22 : Analyse des correspondances redressées (detrended correspondance analysis) Projection des coordonnées stations (triangle) selon la composition taxonomique du phytoplancton exprimée en log du biovolume algale. R^2 = 31,8%. 17,9% de l'inertie est expliquée par l'axe 1, et 13,9% par l'axe 2. Coloration rouge (à gauche) correspond aux prélèvements déterminés par l'opérateur 1, coloration verte par l'opérateur 2 (à droite).

La figure 22 représente la projection des plans d'eau par campagne dans les deux premiers axes factoriels d'une analyse des correspondances redressée (detrended correspondance analysis). Les variables explicatives employées sont les inventaires taxonomiques exprimées en log du biovolume par campagne. Selon le coefficient de détermination, mesurant la variabilité totale retrouvée, la projection des coordonnées des plans d'eau dans le plan factoriel, permet de conserver 31,8% de l'inertie totale.17,9% de l'inertie est expliquée par l'axe 1, et 13,9% par l'axe 2.

L'ordination des plans d'eau selon la composition taxonomique fait apparaître deux groupes très distincts correspondant aux deux opérateurs. La variable «opérateur » qualifie les inventaires du phytoplancton de la manière suivante : les triangles opérateur verts correspondent aux inventaires dont j'ai été en charge, et les triangles opérateurs rouge aux inventaires effectués par le deuxième opérateur. Bien qu'ayant suivi le même protocole

répondant au cahier des charges imposés par l'agence de l'eau, il est mis en évidence par la coloration de la variable qualitative « opérateur», que la variabilité observée est expliquée par la détermination des taxons par deux opérateurs différents.

Le facteur opérateur est le facteur explicatif majeur de la variabilité des communautés du phytoplancton de cette étude. L'expérience et la formation souvent disparate entre les personnes chargées de la détermination entrainent donc de forte variation de composition taxonomique.

Afin d'assurer un bon suivi des plans d'eau dans le cadre de la DCE, la constitution d'atlas par hydro-écorégion tel qu'il existe pour l'indice biologique des diatomées, serait un outil supplémentaire pour aider les opérateurs à harmoniser leurs identifications. En effet, vu la disparité et la diversité proposés dans les différents livres de déterminations, il serait intéressant de se concentrer sur les espèces présentes dans un territoire, sans pour autant négliger de se référer à la bibliographie pour confirmer certaines observations ou ne pas délaisser de nouvelles espèces inconnues jusqu'alors, ou invasives.

Les incertitudes taxonomiques encouragent donc à l'utilisation d'approches moins soumises au niveau d'expertise.

4.2.2 Effet opérateur lors de l'utilisation des approches morpho-fonctionnelles

De la même manière que pour l'approche taxonomique, l'impact opérateur observé lors de l'utilisation des trois approches morpho-fonctionnelles est représenté dans les figures 23 à 25.

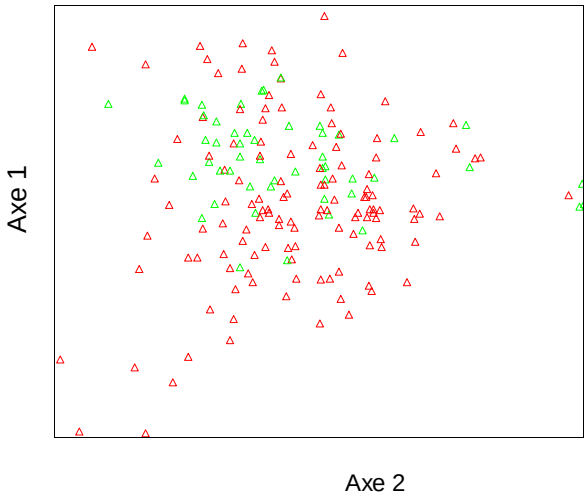


Figure 23 : Analyse des correspondances redressées. Projection des coordonnées stations (triangle) selon la composition des groupes fonctionnels FG (Reynolds, 2002) exprimée en log du biovolume algale. R^2= 32,4%. 26,4% de l'inertie est expliquée par l'axe 1, et 6,0% par l'axe 2. Coloration rouge opérateur 1, coloration verte opérateur 2.

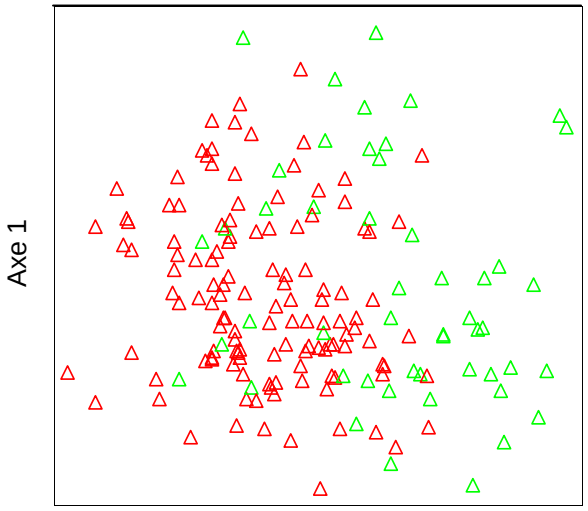


Figure 24: Analyse des correspondances redressées. Projection des coordonnées stations (triangle) selon la composition des groupes morpho-fonctionnels MFG (Padisák & Salmaso, 2007) exprimée en log du biovolume algale. R^2= 39%. 10,2% de l'inertie est expliquée par l'axe 1, et 28,8% par l'axe 2. Coloration rouge opérateur 1, coloration verte opérateur 2.

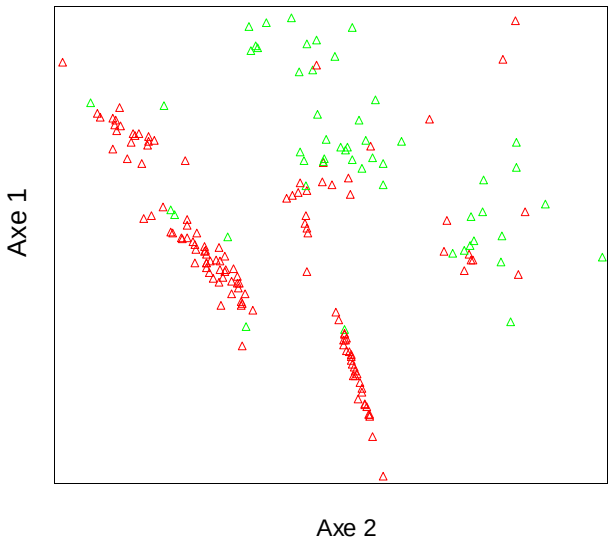


Figure 25 : Analyse des correspondances redressées. Projection des coordonnées stations (triangle) selon la composition des groupes fonctionnels basés sur la morphologie MBFG (Kruk et *al.*, 2010) exprimée en log du biovolume algale. R^2 =74,2 %. 43,0% de l'inertie est expliquée par l'axe 1, et 31,2% par l'axe 2. Coloration rouge opérateur 1, coloration verte opérateur 2.

Les figures 23, 24 et 25 représentent les projections des plans d'eau par campagne dans les deux premiers axes factoriels d'une analyse des correspondances redressée. Les variables explicatives employées sont les inventaires exprimées en groupes fonctionnels FG (Figure 23), en groupe morpho-fonctionnels MFG (Figure 24), et en groupes morpho-fonctionnels basés sur la morphologie MBFG (Figure 25). Comme dans l'analyse présentée dans le paragraphe précédent (Figure 22), les inventaires sont transformés en log du biovolume , et la coloration verte correspond aux inventaires dont j'ai été en charge, et la coloration rouge aux inventaires effectués par le deuxième opérateur. L'ordination des plans d'eau selon les différentes approches morpho-fonctionnelles ne fait pas apparaitre de groupes de coordonnées x, y distincts. Sur notre jeu de données, l'effet « opérateur » précédemment observé sur les listes taxonomique n'est pas relevé sur les analyses effectuées sur les listes morpho-fonctionnelles. Ainsi pour les inventaires phytoplanctoniques des 45 plans d'eau du bassin Loire Bretagne, l'utilisation des approches morpho-fonctionnelles permet de pallier à l'effet opérateur observé classiquement lors des analyses taxonomiques.

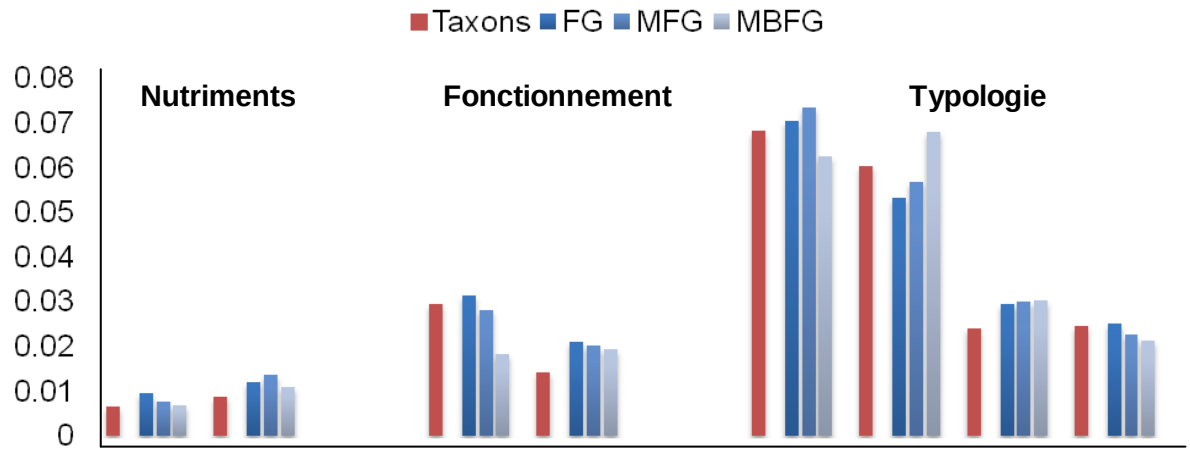
En effet, l'assignation des espèces à un groupe MFG ou MBFG est possible, même lorsque l'espèce observée n'est pas connue par l'opérateur. Le niveau d'expert n'est pas requis pour attribuer un taxon à son groupe correspondant, puisque les clefs utilisées pour ces deux approches utilisent majoritairement des critères visuels ou mesurés, et seule une identification à la classe est nécessaire pour les MFG. L'objectivité et la faible dépendance de l'affiliation taxonomique des MFG et des MFBG rendent leur utilisation relativement aisée (Kruk et *al.*, 2011; Izaguirre et *al.*, 2012).

L'effet opérateur n'est pas non plus observé pour l'application des FG. Néanmoins, le niveau d'expertise et le temps d'application des FG sont supérieurs à ceux exigés pour l'application des MBFG et des MFG puisqu'une détermination au rang de l'espèce ou du genre se révèle nécessaire à l'attribution correcte d'un taxon à son groupe. Par rapport à une approche taxonomique classique, l'impact de l'expérience est cependant moins important puisque leur application nécessite de se concentrer uniquement sur des taxons-phares, dont l'écologie est décrite. Un groupe FG est constitué d'un assemblage de plusieurs taxons caractéristiques d'un habitat-type. La connaissance de l'habitat et/ou l'identification d'un taxon appartenant à un FG permet de présélectionner des taxons qui accompagnent le plus probablement ce taxon, ou les taxons associés à cet habitat. Ou à l'inverse d'écarter les taxons qui ne correspondent pas à l'habitat ou qui ne sont habituellement pas associés dans un même groupe. Cependant, il faut prendre en compte le fait que les états d'équilibre de la composition des communautés du phytoplancton ne sont pas fréquents, particulièrement sous nos climats tempérés (Padisák et *al*., 2009). La co-occurence de certains groupes ne présentant pas les mêmes caractéristiques, apparait régulièrement dans les phases transitoires suite aux perturbations ou au stress du milieu (Naselli-Flores & Barone, 2011).

En résumé, l'objectivité des analyses MFG et MBFG et la connaissance approfondie de l'écologie des taxons assemblés dans les groupes FG, forment les atouts de ces approches.

4.2.3 Approche taxonomique versus approche morpho-fonctionnelle

Les résultats des analyses MRPPs des approches morpho-fonctionnelles testées sur huit paramètres environnementaux sont résumés (en bleu) dans la figure 26. Les mêmes analyses ont également été réalisées sur l'approche taxonomique (en rouge). Pour chaque approche, la valeur de la statistique A est présentée en ordonnée et indiquée sous la figure. Les valeurs en gras distinguent les valeurs où A est maximum



Stat. A	NO_3^-	PO_4^{3-}	Icm	RTR	Type	HER1	Cond.	Ca
Taxons	0,0065	0,0086	0,0294	0,0143	0,0682	0,0604	0,0240	0,0245
FG	**0,0098**	0,0121	**0,0314**	**0,0212**	0,0705	0,0534	0,0296	**0,0253**
MFG	0,0079	**0,0138**	0,0283	0,0202	**0,0736**	0,0568	0,0301	0,0228
MBFG	0,0068	0,0110	0,0183	0,0195	0,0628	**0,0682**	**0,0303**	0,0213

Figure 26 : Comparaison de l'effet structurant de 8 paramètres* caractérisant : les nutriments (à droite), le fonctionnement (au centre) et la typologie (à droite) entre une approche de classification taxonomique (taxons) et trois approches morpho-fonctionnelles (FG, MFG et MBFG). La valeur de la statistique A est donnée pour chaque paramètre. Les valeurs en gras distinguent les valeurs où A est maximum. Les valeurs ont toute une valeur de P inférieure à 5%.

***(NO3-= nitrates, PO_4^{3-} = orthophosphates, Icm= Indice de creux moyen, RTR= Résistance thermique relative, Type= typologie nationale (circulaire 2005/11), HER1=Hydro-écorégion de niveau 1, Cond.= conductivité, Ca = calcium.)**

Les résultats présentés dans la figure 26 sont tous significatifs, car ils ont une valeur de P inférieure à 5%. Cette figure permet d'observer que les différentes approches obtiennent des résultats relativement proches. Cependant, les valeurs de A de l'approche taxonomique sont toujours inférieures aux valeurs obtenues pour les approches morpho-fonctionnelles. L'approche taxonomique constituée majoritairement de détermination à l'espèce ou au genre, est donc moins informative que les approches morpho-fonctionnelles pour l'ensemble des paramètres environnementaux testés. Il est cependant important de souligner que nous

testons seulement un nombre restreint de paramètres environnementaux pour décrire la variabilité des communautés phytoplanctoniques. D'autres paramètres comme la turbidité, la matière organique ou la prédation seraient peut être plus en relation avec l'approche taxonomique.

Les FG obtiennent la statistique A la plus élevée sur la moitié des paramètres testés. Ils représentent les groupes les plus influncés par les paramètres testés. L'approche par groupes morpho-fonctionnels (MFG), obtient des valeurs de A généralement proche des valeurs de A obtenus pour les FG. Les MFG possèdent d'ailleurs des valeurs de A supérieures pour deux paramètres testés, à savoir les orthophosphates et le type national de plan d'eau. Contrairement aux conclusions rapportées dans la publication de Kruk et *al.* (2011), mais en accord avec celles de Gallego et *al.* (2012), l'approche des groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) est l'approche la moins influencée par les paramètres environnementaux testés. Elle obtient en moyenne la valeur de A la plus faible. Néanmoins, par rapport aux autres approches, elle est la mieux structurée sur deux des huit paramètres environnementaux testés, à savoir l' hydro-écorégion et la conductivité.

En conclusion, l'approche des groupes fonctionnels (FG) est celle qui apporte le plus d'information sur les paramètres environnementaux testés. Elle est l'approche la plus influencée que ce soit par les nutriments ou les caractéristiques de fonctionnement des plans d'eau. Elle est également plus informative que l'approche taxonomique pour la typologie des milieux.

4.3 Critiques des différentes approches morpho-fonctionnelles

Ce dernier paragraphe souligne les points faibles des trois approches morpho-fonctionnelles. Le but est d'évoquer les difficultés rencontrées lors de leur application et de proposer des hypothèses d'évolution des méthodes.

4.3.1 Les groupes fonctionnels de Reynolds et *al.* (2002)

L'approche des groupes fonctionnels de Reynolds et *al.* (2002) est l'approche répondant au mieux aux variations des paramètres environnementaux étudiés sur les 45 plans d'eau du bassin Loire Bretagne. Elle est aussi la méthode la plus proche de la classification taxonomique, puisqu'elle repose sur la détermination d'assemblage d'espèces. Elle est, de ce fait la plus chronophage (Gallego et *al.*, 2012), puisqu'elle nécessite une détermination au genre voire à l'espèce pour la majorité des groupes, ainsi qu'une connaissance de l'habitat prélevé. Par rapport aux deux autres approches basées sur des critères morphologiques, un autre désavantage de cette approche est que les critères pour attribuer un taxon à un groupe ne sont pas formalisés et subjectifs (Kruk et *al.*, 2011 ; Izaguirre et *al.*, 2012). En effet, si l'autoécologie et l'identification des espèces, ainsi que les caractéristiques de l'habitat ne sont pas correctement prises en compte, il y a un risque élevé d'erreur de placement

(Salmaso et *al.*, 2012). Des erreurs communes de placement sont recensées par Padisák et *al.* (2009). En effet, lors de l'analyse d'un échantillon de phytoplancton en laboratoire, l'ensemble des caractéristiques de l'habitat prélevé n'est pas toujours connue des opérateurs. Notamment les caractéristiques de trophie et de présence de macrophytes. Or, la présence de macrophytes présents dans le milieu est une donnée cependant nécessaire pour attribuer avec certitudes les taxons apparaissant dans le groupe T_D, non attribué dans cette étude. La notion de trophie est parfois nécessaire pour éviter les erreurs de placement des taxons. Par exemple, la desmidiacée *Staurastrum sp.* apparait dans 2 groupes : N et P. Le groupe N correspond aux plans d'eau présentant un épilimnion de deux ou trois mètres de profondeur ou à des plans d'eau de deux ou trois mètres de profondeur en période de brassage (Reynolds et *al.*, 2002 dans Padisák et *al.*, 2009). Selon la définition des habitat-types des FG, le groupe P correspond au groupe N à un degré trophique plus élevé (Reynolds et *al*., 2002 dans Padisák et *al.*, 2009). L'expression « plus élevé » n'est pas très précise. L'indication d'un état comme mésotrophe limiterait les incertitudes de placement. Mais encore faut-il être en capacité d'évaluer l'état de trophie d'un plan d'eau, notamment si aucune analyse antérieure n'a été effectuée. Ainsi, il a été choisi d'attribuer N ou P en fonction des autres taxons présents dans un même inventaire, majoritairement des taxons appartenant au groupe P. De plus, une autre desmidiacée *Cosmarium sp.* est actuellement décrite comme appartenant uniquement au groupe N. Or, dans notre étude ce taxon est associé dans la majorité des inventaires avec des taxons appartenant au groupe P. Nous proposons donc de regrouper le groupe N et P en un même groupe. D'autres auteurs (Abonyi et *al.*, 2012), souligne qu'il est également difficile de placer correctement les diatomées entre les groupes B, C et D.

Le groupe X2 est, selon les analyses de cette étude, caractéristique des plans d'eau très creux. Ceci ne correspond pas avec l'habitat-type défini puisque, selon Reynolds et *al.* (2002), le groupe fonctionnel X2 est caractéristique des habitats méso-eutrophes peu profonds. Les taxons associés au sein du groupe X2 sont essentiellement des flagellés de petites tailles. Or, la présence de flagelles permet aux organismes, malgré leur faible taille d'évoluer verticalement de quelques dizaines de centimètres à plusieurs mètres par jour (Wetzel, 2001). Il est donc cohérent de retrouver ces organismes dans les habitats profonds comme les lacs de cratère ou les retenues.

Le groupe J, contenant 76 taxons est défini comme caractéristique des habitats riches peu profonds brassés (Reynolds et *al.,* 2002). Dans cette étude, ils sont présents dans tous les plans d'eau étudiés présentant des profondeurs faibles ou élevées. Ainsi, contrairement à l'habitat-type décrit dans la bibliographie (Reynolds et *al.,* 2002 ; Padisák et *al.*, 2009), la présence de ce groupe ne semble pas indiquer la faible profondeur.

Puisque l'attribution d'un groupe fonctionnel est effectuée selon le genre ou l'espèce des taxons rencontrés, il est nécessaire de porter une attention particulière à la synonymie, pour

ne pas manquer l'assignation d'une espèce ou d'un genre à un groupe fonctionnel, d'où l'importance d'homogénéiser les classifications taxonomiques employée par les opérateurs. De même, il est nécessaire de surveiller l'évolution des assemblages d'espèces au sein des groupes. Ils ne sont pas figés à leur état actuel puisque Reynolds et *al.,* (2002) encourage vivement les utilisateurs des FG à proposer des agrégations de nouvelles espèces, ou la création de nouveaux groupes. Récemment, l'approche FG a d'ailleurs été entièrement revue et mise à jour (Padisák et *al.,* 2009).

Enfin, la dénomination des groupes par des lettres et des chiffres n'est pas simple à mémoriser. En effet, il est difficile de souvenir des taxons et de l'habitat-type d'un groupe. Puisqu'ils sont inspirés de la phytosociologie, ne pourrait-on pas employer les mêmes méthodes pour dénommer les assemblages d'espèces, à savoir une dénomination du groupe basée sur le nom scientifique des principaux taxons qu'elle contient.

4.3.2 Les groupes morpho-fonctionnels de Salmaso & Padisák (2007)

Les exigences de connaissance en taxonomie sont beaucoup moins importantes que pour l'approche des groupes fonctionnels FG, puisque l'identification des groupes morpho-fonctionnels est basée sur une détermination à la classe, puis sur la mesure de traits fonctionnels facilement identifiables. Cette approche est beaucoup plus rapide à appliquer. Cependant, elle apporte des indications moins performantes sur les paramètres environnementaux que les FG.

Il est possible que les traits fonctionnels employés pour définir les MFG ne suffisent pas à mettre en valeur des groupes écologiques aussi pertinents que les assemblages d'espèces. Dans cette étude, le groupe 5a est caractéristique des milieux présentant des concentrations en phosphore élevées. En effet, selon Van Dam et *al.,* (1994) les diatomées *Cyclostephanos dubius, Cylotella radiosa* sont des taxons caractéristiques des milieux eutrophes et la diatomée *Stephanodiscus hantzchii* des milieux hyper-eutrophes. Cependant, si nous avions été en présence d'autres espèces, appartenant également aux diatomées centriques inférieures à 30µm, comme *Cyclotella comensis*, nos conclusions n'auraient pas été les mêmes, car ce taxon est caractéristique des milieux oligotrophes. Le groupe 5a rassemble donc des espèces semblant posséder des profils écologiques trop différents.

Selon Weithoff (2003), plusieurs groupes phytoplanctoniques nécessitent la présence de silice dans le milieu pour leur développement. Ainsi les diatomées ont besoin de silice pour leur frustule ; certaines chrysophycées en ont besoin pour former leur spore (*Ochromonas*), et les synurophycées leurs épines et leurs écailles (*Synura* ou *Mallomonas*). La silice contenue dans ces organismes élève ainsi le poids spécifique qui augmente le taux de sédimentation. De plus la taille combinée à la forme affecte la comestibilité des individus, du fait de la prédation par broutage Weithoff (2003). Le rapport surface sur volume (S/V) influence la capacité d'assimilation de nutriments (Weithoff, 2003). Or, ces traits fonctionnels,

demande en silice pour les chrysophycées, et rapport S/V, ne sont pas pris en compte par les MFG.

4.3.3 Les groupes fonctionnels basés sur la morphologie de Kruk et *al.* (2010)

L'approche des groupes fonctionnels basés sur la morphologie (MBFG) est certainement l'approche la plus objective et la plus rapide à appliquer, puisqu'elle repose uniquement sur l'application de critères morphologiques, de telle manière qu'il est possible d'imaginer d'utiliser des techniques de morphométrie comme des reconnaissances effectuées à partir de photographies pour identifier les différents groupes.

Le problème majeur rencontré lors de l'application des MBFG a été l'application des critères de classification du groupe II. Ce groupe, selon Kruk et *al.,* (2010), inclut les petits flagellés avec un exosquelette siliceux. Il contient comme taxon représentatif les taxons appartenant aux chrysophycées comme *Chromulina, Pseudopedinella, Mallomonas, Dinobryon* or les taxons *Chromulina* et *Pseudopedinella* sont des chrysophycées ne présentant pas d'exosquelettes siliceux. De plus, l'exosquelette ou la logette de *Dinobryon* n'est pas constitué de silice mais de cellulose (Herth & Zugenmaier, 1979). Après discussion avec l'auteur, nous avons choisi d'assigner toutes les espèces de chrysophycées au groupe II, sans tenir compte des critères d'identification définies dans la publication (Kruk et *al.,* 2010). Les analyses effectuées par Kruk et *al.*(2012), n'ont pas permis de mettre en évidence l'existence de corrélation entre le groupe II et des facteurs environnementaux. Probablement, car ce groupe n'est pas correctement défini (Salmaso et *al.*, 2012) et pas assez sélectif.

Le désavantage par rapport aux autres classifications est la faible indication des paramètres environnementaux, notamment des nutriments, ainsi que la difficulté à détecter certains aspects fonctionnels du phytoplancton. Par exemple, certains taxons mixotrophes comme la cryptophycée *Cryptomonas sp.*, sont inclus dans le groupe V avec d'autres flagellés strictement autrophes (Izaguirre et *al.*, 2012). Les organismes autotrophes constituant le phytoplancton réagissent en premier aux modifications physico-chimiques de l'eau. La non distinction entre les différents groupes de cet aspect fonctionnel explique probablement pourquoi les MBFG sont moins influencés que les MFG et les FG par les nutriments présents dans le milieu. De plus tout comme les MFG, les critères utilisés pour assembler les diatomées ne distinguent les diatomées caractéristiques des milieux riches en nutriment, des diatomées caractéristiques des milieux plus pauvres. En effet, le MBFG VI rassemblent l'ensemble des diatomées.

Chapitre 5

Conclusion et perspectives

5 Conclusion & Perspectives

Notre étude a montré que les approches morpho-fonctionnelles permettent de mieux évaluer les teneurs en nutriments, le fonctionnement d'un plan d'eau et la typologie du milieu qu'une approche taxonomique classique. Ces nouvelles approches assurent par ailleurs une meilleure comparabilité des résultats entre analystes. De plus, certains groupes morpho-fonctionnels apportent une indication précise de certains paramètres environnementaux. Des progrès dans la définition des groupes devront être encore faits, mais les groupes morpho-fonctionnels auraient toute leur place dans l'évaluation de l'état écologique et la caractérisation typologique des plans d'eau.

Parmi les trois approches évaluées, l'approche des FG se révèlent la plus performante pour caractériser les parmètres environnementaux. Notamment, pour les nitrates, les caractéristiques de fonctionnement et la concentration en calcium. Elle nécessite cependant un niveau d'expertise supérieur aux approches MFG, et MBFG. Les démarches pour assigner un taxon à un habitat-type doivent être améliorées pour faciliter la compréhension des paramètres qui interagissent sur les communautés du phytoplancton. Les assemblages d'espèces regroupées dans les FG sont inspirés des associations d'espèces utilisées en phytosociologie. Il serait une erreur de ne pas s'appuyer d'avantage sur l'expérience des phytosociologues dans le but de mettre en parallèle leur méthode d'association d'espèces et les approches morpho-fonctionnels du phytoplancton. En Europe, la phytosociologie est actuellement employée avec la mise en application de la directive « Habitats » et Natura 2000. La description des habitats terrestres reposent sur la classification phytosociologique des groupements végétaux proposée dans la typologie hiérarchique CORINE (Coordination de la recherche de l'information en environnement) Biotopes. Appliquer la phytosociologie sur les communautés du phytoplancton pour caractériser les milieux d'eaux douces est une perspective ambitieuse, mais l'application de ces principes apporterait une démarche structurée et précise, pour déterminer les association-types du phytoplancton. La mise en œuvre d'un tel projet, nécessite évidemment d'être testée à grande échelle et sur plusieurs bassins.

Bibliographie

Les ouvrages et publications de détermintation utilsés et non cités dans le mémoire, sont indiqués par un astérisque.

ABONYI A., LEITÃO M., LANÇON A. M., PADISAK J., (2012). Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia,* 698, 233-249 .

AFNOR, (2006). Qualité de l'eau, Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl), NF EN 15204, 39 p.

AFNOR, (2007). Qualité de l'eau, Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), NF T 90-354, 79 p.

Agence de l'Eau, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, CEMAGREF (2000). Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées (NFT 90-354), 876 p.

ALLENDE L., IZAGUIRRE I., (2003). The role of physical stability on the establishment of steady state in the phytoplankton community of two Maritime Antarctic lakes. *Hydrobiologia*, 502, 211–224.

*ANDERSENN, R.A., (1987). Synurophyceae classis nov., a new class of algae. *American journal of Botany* 74, 337-353.

BARBE J., LAVERGNE E., ROFES G., LASCOMBE M., RIVAS J., BORNARD C., DE BENEDITTIS J., (1990). Diagnose rapide des plans d'eau. CEMAGREF, *Informations techniques*, 79 p.

BARBE J, LAFONT M., MOUTHON M., PHILIPPE M., (2003). Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau. CEMAGREF, Lyon, 30 p.

BERTHON V., (2009). Evolution de l'abondance de différents traits biologiques de diatomées en rivières le long des gradients de saprobie et de trophie. Rapport de stage, Master 2, Université Jean Monnet de Saint-Etiennes, INRA-station d'hydrobiologie lacustre, 45 p.

BLANDIN P., (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie* 17, 215-307.

BORICS G., VARBIRO G., GRIGORSZKY I., KRASZNAI E., SZABO S., KISS K. T., (2007). A new evaluation technique of potamoplankton for the assessemnt of the ecological status of rivers. *Hydrobiologia,* 161 Supplement 17, Large Rivers, 465–486.

BOURGEOT F., OLIVETTO A., PROMPT P., (2009). Programme de Surveillance des Masses d'Eau de Plans d'Eau - Lot 4 - 2/3. Synthèse de l'état des plans d'eau. Agence de l'eau Loire-Bretagne. GREBE, 104 p.

BOURRELLY P., (1990). Les algues d'eau douce -Tome 1 : Les algues vertes. Boubée Ed & Cie, Paris, 569 p.

BOURRELLY P., (1981). Tome 2 : Les algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Les algues d'eau douce. Boubée Ed & Cie, Paris, 517 p.

BOURRELLY P., (1985). Tome 3 : Les algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Les algues d'eau douce. Boubée Ed & Cie, Paris, 606 p.

BOUZILLE J-B., 2007. Gestion des habitats naturels et biodiversité, Concepts, méthodes et démarches. Editions Tec et Doc, 331p.

BRAUN-BLANQUET J., (1928). Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. *Biol. Studienbücher*, 7, Berlin, 330 p.

BRETTUM P., (1989). Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, 102 p.

BUZZI F., DALMIGLIO A., GARIBALDI L., LEGNANI E., MARCHETTO A., MORABITO G., SALMASO N., TARTARI G., THALER B. (2007) : Indici fitoplanctonici per la valutazione della qualià ecologica dei laghi della regione alpina. Documento presentato al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

CALLIERI C., CARAVATI E., MORABITO G., OGGIONI A., (2006). The unicellular freshwater cyanobacterium Synechococcus and mixotrophic flagellates : Evidence for a functional association in an oligotrophic, subalpine lake. *Freshwater Biology* 51, 263–273.

CELLAMARE M., (2009). Évaluation de l'état écologique des plans d'eau aquitains à partir des communautés de producteurs primaries. Thèse de doctorat Université Bordeaux 1, 334 p.

CHANDESRIS A., WASSON J. G., PELLA H, SAUQUET H., AND MENGIN N., (2006). Typologie des cours d'eau de France métropolitaine. CEMAGREF, BEA/LHQ, Lyon. 1-62.

CODD G.A. G.A., AZEVEDO S.M.F.O., BAGCHI S.N., BURCH M.D., CARMICHAEL W.W., HARDING W.R., KAY K., UTKILEN H.C., (2005). CYANONET, A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management: Initial situation assessment and recommendations, IHP-VI, Technical Documents, *Hydrology,* 76, UNESCO, Paris, 141p.

*COMPERE P., (1986). Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique - vol. 1 - Cyanophyceae, Jardin Botanique National de Belgique. 74 p.

*CRONENBERG, G. ANNADOTTER H.,(2006). Manual on aquatic cyanobacteria : A photo guide and a synopsis of their toxicology. International Society for the Study of Harmful Algea, 106 p.

DELEBECQUE A., (1898). Les lacs français. Paris, Chamerot et Renouard, 436 p.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, accessed 5 October 2012.

DRUART J-C., RIMET F., (2008). Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : Prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA.

DUFRENE M., LEGENDRE P., (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrucal approach. *Ecological Monographs,* 67 (3), 345-366.

DUSSARD B., (1966). Limnologie : L'étude des eaux continentales. Gauthier-Villars, Paris.

DUTARTRE A., BERTRIN V., (2012). Echantillonnage des communautés de macrophytes des plans d'eau marnants Version 1 – Février 2012 REBX – IRSTEA, groupement de Bordeaux.

ELLENBERG H., (1988). Vegetation ecology of Central Europe, 4 édition. Cambridge University Press, Cambridge.

*ETTL H., (1978). Xanthophyceae. Teil 1. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 530 p.

European Environment Agency (EEA),(2012). European waters — assessment of status and pressures. EEA, Copenhagen,100p.

European Comission, (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327, 1–72.

GALLEGO I., DAVIDSON T.A., JEPPESEN E., PEREZ-MARTINEZ C., SANCHEZ-CASTILLO P., JUAN M., FUENTES-RODRIGUEZ F., LEON D., PEÑALVER P., TOJA J., CASAS J.J., (2012). Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18, 575–585.

*GEITLER L., (1985). Kryptogamen Flora : Cyanophyceae von Europa. Koeltz Scientific Books, 1196 p.

GERMAIN H., (1981). Flore des diatomées: eaux douces et saumâtres. Editions Boubée, Paris, 444 p.

GERVAIS F., (1997). Diel vertical migration of *Cryptomonas* and *Chromatium* in the deep chlorophyll maximum of a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 19, 533–550.

HAKANSON L., (1981). A manual of lake morphometry. Berlin, Springer-Verlag, 78p.

HAKANSSON H., (2002). A compilation and evaluation of species in the general Stephanodiscus, Cyclostephanos,* and *Cyclotella* with new genus in the family Stephanodiscaceae.Lund University, Sweden.Diatom Research, 2002, Vol.17, 1-139 p.

HENSEN V., (1887). Über die Bestimmung des Planktons oder des im Meere treibenden Materiales an Pflanzen und Tieren. *Ber. Komm. Wiss. Untersuch. Deutsch. Meere* 5: 1-109.

HERTH W, ZUGENMAIER P., (1979). The lorica of dinobryon. *Journal of Ultrastructure Research,* 69 (2), 262-72.

*HINDAK F., (2008). Colour Atlas of cyanophytes. VEDA, Publishing house of the Slovak Academy of Sciences,Bratislava, 256 p.

*HUBER-PESTALOZZI G., (1961). Teil 5 : Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung Volvocales. Das phytoplancton, des Süβwassers. Stuttgart, 744 p.

IVOL-RIGAUT J., (1998). Hydro-écorégion et variabilité des communautés du macrobenthis sur le bassin de la Loire. Essai de typologie régional et référentiel faunistique. Thèse, CEMAGREF, Université Claude Bernard Lyon 1.,271p.

IZAGUIRRE, I., ALLENDE L., ESCARAY R., BUSTINGORRY J., PEREZ G., TELL G., (2012). Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia,* 698, 203-216.

JOHN D.M., WHITTON B.A., BROOK A.J, (2002). The Freshwater Algal Flora of the British Isles. Cambridge University press, The Natural History Museum, 702 p.

KAHLERT M., R. ALBERT L., ANTTILA E. L., BENGTSSON R., BIGLER C., ESKOLA T., GALMAN V., GOTTSCHALK S., HERLITZ E., JARLMAN A., KASPEROVICIENE J., KOKOCINSKI M., LUUP H., MIETTINEN J., PAUNKSNYTE I., PIIRSOO K., QUINTANA I., RAUNIO J., SANDELL B., SIMOLA H., SUNDBERG I., VILBASTE S., AND WECKSTROM J,(2009). Harmonization is more important than experience-results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *Journal of Applied Phycology* 21 (4):471-482.

KALFF, J. (2002). The Development of Limnology, *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall.

*KOMAREK J., ANAGNOSTIDIS K., (1999). Cyanoprokaryota. Teil 1 : Chroococcales. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 548 p.

*KOMAREK J., ANAGNOSTIDIS K.,(2005). Cyanoprokaryota. Teil 2 : Oscillatoriales. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 759 p.

*KOMAREK J., FOTT B., (1983). Teil 7 : Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung Chlorococcales. Das phytoplancton, des Süβwassers. Stuttgart, 1044 p.

*KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., (1986). Bacillariophyceae. 1. Teil Naviculaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 p.

*KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 p.

*KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., (1991). Bacillariophyceae. 3. Teil Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 p.

*KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., (1991). Bacillariophyceae. 4. Teil Achnanthaceae, Kritische Ergânzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 438 p.

*KRAMMER K., (1997). Die cymbelloiden Diatomeen : Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* part., *Encyonopsis* and *Cymbellopsis*. Bibliotheca Diatomologica BAND 37. J. CRAMER, Berlin-Stuttgart, 469 p.

KRUK C., HUSZAR V. L. M., PEETERS E. T. H. M., BONILLA S., COSTA L., LÜRLING M., REYNOLDS C. S., SCHEFFLER M., (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology,* 55, 614–627.

KRUK C., PEETERS E.T.H.M., VAN NES E.H., HUSZAR V.L.M., COSTA L.S., SCHEFFER M. , (2011). Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *American Society of Limnology and Oceanography*, 56 (1), 110–118.

KRUK C., SEGURA A.M., (2012). The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, 698 (1), 191-202.

LAFONT M., (1989). Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. Thèse de Doctorat Université Claude Bernard Lyon 1, 311 p.

*LANGE-BERTALOT H., (2001). Diatoms of Europe : Volume 2. Navicula sens stricto, 10 Genera Separated from Navicula sensu strict, Frustulia. A.R.G. Ruggell, 526 p.

*LANGE-BERTALOT H., (1996). Iconograpia Diatomologica : Volume 2.800 taxa representative of three ecologically distinct lake types. Koeltz Scientific Books, 390 p.

LAPLACE-TREYTURE C., BARBE J., DUTARTRE A., DRUART J.C., RIMET F., ANNEVILLE O., (2009). Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE – version 3.3.1. CEMAGREF, Groupement de Bordeaux, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux. Rapport, 44 p.

LAVOIE I., LAURION I., WARREN A., VINCENT W.F., (2007). Les fleurs d'eau de cyanobactéries. INRS, *Revue de littérature no 916*, XIII, 124 p.

*LEFEVERE M. ,(1932). Monographie des espèces d'eau douce du genre *Peridinium.* Thèse Paris 183 p.

LEGENDRE P., LEGENDRE L., (1998). Numerical ecology, 2nd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam. XV, 853 pp.

LEHMAN, J. T (1988). Ecological principles affecting community structure and secondary production by zooplankton in marine and freshwater environments. *Limnol. Oceanogr*. 33, 931-945.

LEITÃO M., COUTE A., (2005). Guide pratique des Cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France. Agence de l'Eau Seine-Normandie, 64 p.

*LENZENWEGER R, (1996). Teil 1. Desmidiaceenflora von Österreich. Bibliotheca phycologica, 162p.

*LENZENWEGER R., (1997). Teil 2. Desmidiaceenflora von Österreich. Bibliotheca phycologica, 216p.

*LENZENWEGER R., (1999). Teil 3. Desmidiaceenflora von Österreich. Bibliotheca phycologica, 218p.

*LENZENWEGER R., (2003). Teil 4. Desmidiaceenflora von Österreich. Bibliotheca phycologica, 87p.

LITCHMAN E., DE TEZANOS PINTO P., KLAUSMEIER C. A., THOMAS M.K., YOSHIYAMA K., (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653, 15–28.

Loi sur l'eau 92-3 du 3 janvier, 1992. Journal officiel de la République Française n°3 du 4 janvier 1992 . [http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000173995]

MANN D. G., VANORMELINGEN P. (2013). An inordinate fondness? The number, distributions and origins of diatom species. *Journal of Eukaryotic Microbiology,* 1-26.

MCCUNE B. AND MEFFORD J., (2006). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.18. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

MEYBECK M., (1995). "Les lacs et leurs bassins" in Pourriot R. & Meybeck M., 1995, Ed, Limnologie générale. Paris, Masson, 956 p. : 6-59

Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, MEDD (2005). Circulaire DCE n^{o} 2005-11 du 29 avril 2005 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau .Ministère de l'écologie et du développement durable.Bulletin officiel,18p.

Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, MEDD (2010). Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface. Journal Officiel de la République Française du 24 février 2010, 120 p.

MORABITO G., OGGIONI A., PANZANI P., (2003). Phytoplankton assemblage at equilibrium in large and deep subalpine lakes: A case study from Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia* 502, 37–48.

MOUTHON J., (1993). Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 331, 397-406.

NASELLI-FLORES L., (2000). Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs : relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia* 424, 1–11.

NASELLI-FLORES L., PADISÁK J., DOKULIL M. T., CHORUS I., (2003). Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. *Hydrobiologia* 502, 395–403.

NASELLI-FLORES L., BARONE R., (2011). Fight on plankton ! Or,phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogamie Algologie* 32, 157–204.

NIXDORF B., MISCHKE U., HOEHN E., RIEDMÜLLER U., RÜCKER U., SCHÖNFELDER I., (2006). Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.U¨berarbeiteter Endbericht zum LAWA–Projekt. Bad Saarow, Berlin.

Organisation de coopération et de développement économiques, OCDE (1982). Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Ed OCDE, Paris, 164p.

OKSANEN J., (2013) Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial.[http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf]

PADISÁK J., BARBOSA F. A. R., KOSCHEL R., KRIENITZ L., (2003). Deep layer cyanoprokaryota maxima are constitutional features of lakes: Examples from temperate and tropical regions. *Hydrobiologia*, 58 Special Issues, Advances in Limnology, 175–199.

PADISÁK J., GRIGORSZKY I., BORICS G., SOROCZKI-PINTER E., (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia* 553, 1–14.

PADISÁK J., CROSSETTI L. O., NASELLI-FLORES L., (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1-19.

PAPON P., (2007). Les plans d'eau superficiels : définition, fonctionnement et aménagements : Etude du lac Balaton, du lac de Grand-Lieu et de l'étang de Cieux. Thèse doctorale Université de Limoges, 312 p.

POURRIOT R., MEYBECK M., (1995), Limnologie générale. Edition Masson, Paris, 956 p.

REYNOLDS C. S., (1984). The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.

Report June, (2010). Ringtest Phytoplankton 2009. External Quality Assessment Trials Phyoplanktan. 64p.

REYNOLDS C. S., HUSZAR V., KRUK C., NASELLI-FLORES L., MELO S., (2002). Toward a functional classification of the freshwater phytoplancton. *Journal of Plankton Research* 24, 417-428.

REYNOLDS C. S., (2006) Ecology of Phytoplankton, Cambridge. University Press, Cambridge.

*RIETH A., (1980). Xanthophyceae. Teil 2. Süsswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 147 p.

RIMET F., HEUDRE D., MATTE J.L., MAZUER P., (2006). Communautés de diatomées des bassins Moselle, Meuse et Sarre - Correspondance avec les Hydro-Ecorégions, DREAL Lorraine, 52p.

ROLLAND A., (2009). Dynamique et diversité du phytoplancton dans le Réservoir Marne (bassin versant de la Seine). Thèse de Doctorat Université de Savoie, Chambéry, 241p.

SALMASO N., (2002). Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda : Seasonal, spatial and historical features. *Journal of Limnology,* 61, 95–115.

SALMASO N., MORABITO G., BUZZI F., GARIBALDI L., SIMONA M., MOSELLO R. (2006): Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia,* 563, 167–187[1]

SALMASO N., NASELLI-FLORES L., AND PADISÁK J., (2012). Impairing the largest and most productive forest on our planet: how do human activities impact phytoplankton? *Hydrobiologia*, 698.

SANDGREN C. D., (1988). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. Cambridge.

SLADECEK V., (1979). Continental systems for the assessment of river water quality. In "Biological Indicators of Water Quality", James A. and Evison L., John Wiley, Sons Editors, Chichester, 3.1 – 3.33.

SOMMER U., GLIWICZ M., LAMPERT W., DUNCAN A., (1986). The PEG model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Hydrobiologia*, 106, 433-471.

SOUZA M. B. G., BARROS C. F. A., BARBOSA F. A. R., HAJNAL E., PADISÁK J., (2008). The role of atelomixis in phytoplankton assemblages' replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologa,* 607, 211–224.

*STARMACH K., (1974). Tom 3 : Euglenophyta. Flora Slodkowodna Polski. Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Krakow, 594 p.

*STARMACH K. (1974). Tom 4 : Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidophyceae.. Flora Slodkowodna Polski. Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Krakow. 520 p.

*STARMACH K. (1985). Chrysophyceae und Haptophyceae. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 515 p.

THIOULOUSE J., CHESSEL D., DOLÉDEC S., OLIVIER J., (1997). Ade-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7, 75–83.

*UHERKOVICH G., (1966). Die Scenedesmus – Arten Ungarns. Akademia Kiado, Budapest. 137 p.

UTERMÖHL, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Verein. theor. angew. *Limnol.* 9, 1-38.

VALLENTYNE J. R., (1957). Principles of modern limnology. Amer. Sci. 45, 218–244.

VAN DAM H., MERTENS A., SINKELDAM J., (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology,* 28, 117–133.

WASSON JG, CHANDESRIS A. & PELLA H., (2002): Définition des hydro-écoregions de France métropolitaine. Approche régionale de typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés Rapport Cemagref Lyon BEA/LHQ et MATE/DE, 190p.

WEHR J.D., SHEATH R.G., (2003). Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification. Academic Press, San Diego, 918 p.

WETZEL R. G., (1983), Limnology. Saunder College Publishing, Philadelphia, 858 p.

WETZEL R.G., (2001), Limnology. Lake and river ecosystems.(3), Academic Press, San Diego, 1006 p.

WHITTON B.A., POTTS M, (2000). The Ecology of cyanobacteria. Kluwer, Dordrecht, 669p.

WOLFRAM G., DOKULIL M., (2007). Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 1-50.

Liste des annexes :

Annexe 1 : Listes des taxons identifiés et des FG, MFG, MBFG assignés

Annexe 2 : Paramètres environnementaux analysés sur les 45 plans d'eau étudiés

Annexe 1 :

Listes des taxons identifiés et des FG, MFG, MBFG assignés

Liste complète des taxons et des groupes fonctionnels(FG)(Reynolds et *al.*, 2002, Padisák et al. 2009, des groupes morpho-fonctionnels(MFG)(Salmaso & Pasdisák, 2007) et des groupes fonctionnels basés sur la morphologie (Kruk et *al,.* 2010) identifiés sur les analyses phytoplancton prélevées sur 45 plans d'eau de l'Agence de l'eau Loire Bretagne au cours de quatre campagnes.

CLASSE	TAXON	FG	MFG	MBFG
CHLOROPHYCEAE	*Actinastrum hantzschii*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankistrodesmus sp.*	X1	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankistrodesmus bibraianus*	X1	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankistrodesmus fusiformis*	X1	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankistrodesmus spiralis*	X1	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankyra sp.*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankyra ancora*	X1	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankyra inerme*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankyra judayi*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Ankyra lanceolata*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Botryococcus sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Carteria sp.*	G	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Chlamydomona sp.s*	X2	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Chlamydomonas sp.*	X3	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Chlamydomonas sp.*	G	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Chlorella sp.*	X3	9b	I
CHLOROPHYCEAE	*Chlorella sp.*	X1	9b	I
CHLOROPHYCEAE	*Chlorella vulgaris*	X1	9b	I
CHLOROPHYCEAE	*Chlorococcales*			IV
CHLOROPHYCEAE	*Chlorogonium sp.*		3a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Chlorophycées coloniales indéterminées*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Chlorophycées flagellées indéterminées*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Chlorophycées indéterminées*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Choricystis minor*	X1	9b	I
CHLOROPHYCEAE	*Cladophora sp.*			
CHLOROPHYCEAE	*Coelastrum sp.*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Coelastrum astroideum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Coelastrum microporum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Coelastrum reticulatum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Coenochloris sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Coenocystis sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Coronastrum sp.*		11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigenia crucifera*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigenia fenestrata*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigenia lauterbornii*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigenia rectangularis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigenia tetrapedia*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigenia triangularis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigeniella sp.*	J	11a	IV

CHLOROPHYCEAE	*Crucigeniella crucifera*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Crucigeniella rectangularis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Desmatractum indutum*		8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Dictyosphaerium sp.*	F	11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Dictyosphaerium pulchellum*	F	11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Dictyosphaerium sphagnale*	F	11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Dictyosphaerium subsolitarium*	F	11a	I
CHLOROPHYCEAE	*Dictyosphaerium tetrachotomum*	F	11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Didymocystis sp.*		11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Didymocystis fina*		11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Didymocystis planctonica*		11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Diplochloris sp.*		11b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Elakatothrix sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Elakatothrix gelatinosa*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Eutetramorus sp.*	F	11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Eutetramorus fottii*	F	11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Franceia sp.*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Gloeotila pelagica*		11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Golenkinia chlorelloides*	J	9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Golenkinia radiata*	J	9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Golenkiniopsis sp.*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Golenkiniopsis solitaria var. mucosa*		9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Granulocystopsis sp.*		9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Hyaloraphidium contortum*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Kirchneriella sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Kirchneriella contorta*	F	11b	I
CHLOROPHYCEAE	*Kirchneriella irregularis*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Kirchneriella lunaris*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Koliella sp.*	X3	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Koliella elongata*	X3	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Koliella longiseta*	X3	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Koliella planctonica*	X3	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Koliella tenuis*	X3	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Komarekia sp.*		11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Lagerheimia sp.*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Lagerheimia ciliata*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Lagerheimia genevensis*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Lagerheimia quadriseta*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Lagerheimia subsalsa*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Lagerheimia wratislaviensis*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Lobocystis sp.*		11a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Lobomonas sp.*		3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium sp.*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium arcuatum*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium circinale*	X1	9b	I
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium contortum*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium dybowskii*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium griffithii*	X1	8a	IV

CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium komarkovae*	X1	8a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium minutum*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Monoraphidium tortile*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Neodesmus danubialis*		11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Nephrochlamys sp.*	F	9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Nephrochlamys subsolitaria*	F	9a	VII
CHLOROPHYCEAE	*Nephrocytium sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Nephroselmis sp.*		3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Oocystis sp.*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Oocystis lacustris*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Oocystis marssonii*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Oocystis parva*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Pandorina morum*	G	3b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum biradiatum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum boryanum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum boryanum var. longicorne*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum duplex*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum duplex var. gracillimum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum simplex*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pediastrum tetras*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Phacotus lendneri*	Xh	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Phacotus lenticularis*	Xh	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Planctonema lauterbornii*	T	10a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Pseudococcomyxa*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Quadricoccus ellipticus*		11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Quadrigula sp.*		11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Radiococcus sp.*		11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus sp.*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus abundans*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus aculeolatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus acuminatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus acunae*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus acutiformis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus acutus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus arcuatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus armatus var. bicaudatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus bicaudatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus costato-granulatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus denticularis var.linearis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus denticulatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus denticulatus var.linearis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus dimorphus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus disciformis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus ecornis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus grahneisii*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus granulatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus gutwinskii*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus gutwinskii var.heterospina*	J	11a	IV

CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus incrassatulus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus intermedius*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus intermedius var. bicaudatus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus linearis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus magnus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus obtusus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus opoliensis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus praetervisus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus pulloideus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus quadricauda*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus quadricauda var. longispinus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus regularis*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus semipulcher*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus sempervirens*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus serratus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Scenedesmus spinosus*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Schroederia sp.*	X1	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Schroederia robusta*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Schroederia setigera*	X3	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Schroederia spiralis*		9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Siderocelis sp.*		9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Siderocelis ornata*		9b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Spermatozopsis exultans*	X2	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Sphaerellopsis sp.*	0	3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Sphaerocystis schroeteri*	F	11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Stichococcus bacillaris*		10a	I
CHLOROPHYCEAE	*Tetrachlorella alternans*		11b	VII
CHLOROPHYCEAE	*Tetraedron caudatum*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetraedron incus*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetraedron minimum*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetraedron regulare*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetraedron triangulare*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetraselmis sp.*		3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Tetraselmis cordiformis*		3a	V
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum sp.*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum elegans*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum heteracanthum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum komarekii*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum punctatum*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum staurogeniaeforme*	J	11a	IV
CHLOROPHYCEAE	*Tetrastrum triangulare*	J	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Treubaria planctonica*	F	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Treubaria setigera*	F	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Treubaria triappendiculata*	F	9b	IV
CHLOROPHYCEAE	*Volvox globator*	G	3b	VII
CHRYSOPHYCEAE	*Aulomonas sp.*		1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Bicoeca sp.*		2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Bicoeca planktonica*		2a	II

CHRYSOPHYCEAE	*Bitrichia sp.*		1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Chrysococcus sp.*	X3	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Chrysolykos sp.*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Chrysolykos planctonicus*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon sp.*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon bavaricum*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon crenulatum*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon divergens*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon elegantissimum*	E	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon sertularia*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon sociale*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon sociale var. americanum*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon suecicum*	E	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Dinobryon suecicum var.longispinum*	E	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Erkenia subaequiciliata*	E	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Kephyrion sp.*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Kephyrion littorale*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Kephyrion rubri-claustri*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Kephyrion tubliliforme*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Mallomonas sp.*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Mallomonas akrokomos*	E	1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Ochromonas sp.*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Pseudokephyrion entzii fo.granulata*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Pseudokephyrion poculum*	X2	2a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Stelexomonas dichotoma*		1a	II
CHRYSOPHYCEAE	*Synura sp.*	Ws	1a	V
CHRYSOPHYCEAE	*Uroglena sp.*	U	1a	II
CRYPTOPHYCEAE	*Cryptomonas sp.*	Y	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Cryptomonas marssonii*	Y	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Cryptomonas ovata*	Y	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Cryptomonas rostratiformis*	Y	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Rhodomonas sp.*	X2	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Rhodomonas lacustris*	X2	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Rhodomonas minuta*	X2	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Rhodomonas minuta var. nannoplanctica*	X2	2d	V
CRYPTOPHYCEAE	*Rhodomonas minuta var.nannoplanctonica*	X2	2d	V
CYANOPHYCEAE	*Anabaena sp.*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Anabaena aequalis*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Anabaena catenula*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Anabaena circinalis*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Anabaena flos-aquae*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Anabaena solitaria*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Anabaena spiroides*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Aphanizomenon sp.*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Aphanizomenon flos-aquae*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Aphanizomenon issatschenkoi*	H1	5e	III
CYANOPHYCEAE	*Aphanocapsa sp.*	K	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Aphanocapsa delicatissima*	K	5d	VII

CYANOPHYCEAE	*Aphanocapsa elachista*	K	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Aphanocapsa holsatica*	K	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Aphanocapsa planctonica*	K	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Aphanothece sp.*	K	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Aphanothece minutissima*	K	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Chroococcus sp.*		5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Chroococcus dispersus*		5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Chroococcus limneticus*	Lo	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Coelomoron pusillum*		5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Coelosphaerium sp.*	Lo	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Coelosphaerium kuetzingianum*	Lo	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Coelosphaerium pusillum*	Lo	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Cyanobactéries indéterminées*			V
CYANOPHYCEAE	*Cyanodictyon planctonicum*	K	5d	I
CYANOPHYCEAE	*Gomphosphaeria sp.*	Lm	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Leptolyngbya sp.*	S1	5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Limnothrix redekei*	S1	5a	III
CYANOPHYCEAE	*Merismopedia sp.*	Lo		VII
CYANOPHYCEAE	*Merismopedia glauca*	Lo	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Merismopedia tenuissima*	Lo	5d	VII
CYANOPHYCEAE	*Microcystis sp.*	M	5b	VII
CYANOPHYCEAE	*Microcystis sp.*	Lm	5b	VII
CYANOPHYCEAE	*Microcystis aeruginosa*	M	5b	VII
CYANOPHYCEAE	*Microcystis aeruginosa*	Lm	5b	VII
CYANOPHYCEAE	*Microcystis aeruginosa*	MP	5b	VII
CYANOPHYCEAE	*Oscillatoria limosa*		5a	VII
CYANOPHYCEAE	*Oscillatoriales indéterminées*		5a	
CYANOPHYCEAE	*Planktolyngbya limnetica*	S1	5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Planktothrix agardhii*	S1	5a	III
CYANOPHYCEAE	*Planktothrix rubescens*	R	5a	III
CYANOPHYCEAE	*Planktothrix suspensa*	S1	5a	III
CYANOPHYCEAE	*Pseudanabaena acicularis*		5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Pseudanabaena catenata*	MP	5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Pseudanabaena galeata*	MP	5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Pseudanabaena limnetica*	S1	5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Pseudanabaena mucicola*		5a	IV
CYANOPHYCEAE	*Romeria sp.*		5a	
CYANOPHYCEAE	*Romeria okensis*		5a	
CYANOPHYCEAE	*Snowella sp.*			VII
CYANOPHYCEAE	*Snowella lacustris*	Lo	5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Synechococcus*	K	4	I
CYANOPHYCEAE	*Synechococcus*	K	4	I
CYANOPHYCEAE	*Synechococcus elongatus*	K	4	I
CYANOPHYCEAE	*Synechocystis sp.*	K	4	I
CYANOPHYCEAE	*Synechocystis parvula*	K	4	I
CYANOPHYCEAE	*Woronichinia compacta*		5c	VII
CYANOPHYCEAE	*Woronichinia naegeliana*	Lo	5b	VII
CYANOPHYCEAE	*Woronichinia naegeliana*	Lm	5b	VII

DIATOMOPHYCEAE	*Acanthoceras zachariasii*	A	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthes sp.*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthes sp.*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthes bioreti*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthes clevei*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthes minutissima*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthidium biasolettianum*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Achnanthidium minutissimum*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Actinocyclus normanii*	D	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Amphora sp.*	MP		VI
DIATOMOPHYCEAE	*Amphora ovalis*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Amphora pediculus*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Asterionella formosa*	C	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira sp.*	P	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira ambigua*	C	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira distans*	C	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira granulata*	P	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira muzzanensis*	P	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira subarctica*	B	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Aulacoseira valida*		6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Caloneis sp.*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cocconeis sp.*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cocconeis pediculus*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cocconeis placentula*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cocconeis placentula var. euglypta*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Coscinodiscus lacustris*		6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Craticula cuspidata*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclostephanos sp.*	A	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclostephanos dubius*	A	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclostephanos invisitatus*	A	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclotella sp.*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclotella atomus*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclotella meneghiniana*	C	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclotella pseudostelligera*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclotella radiosa*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cyclotella stelligera*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cymatopleura sp.*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Cymbella sp.*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diatoma sp.*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diatoma mesodon*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diatoma tenuis*	P	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diatoma vulgaris*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diatomées centriques indéterminées*			VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diatomées pennées indéterminées*			VI
DIATOMOPHYCEAE	*Diploneis sp.*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Encyonema silesiacum*	D	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Epithemia sp.*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Eunotia sp.*	MP	6b	VI

DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria sp.*	P		VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria arcus*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria brevistriata*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria capucina*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria capucina ssp. rumpens*	D	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria capucina var. gracilis*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria capucina var. rumpens*	D	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria capucina var. vaucheriae*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria construens*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria crotonensis*	P	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria nanana*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria parasitica*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria pseudoconstruens*	P	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria tenera*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria ulna*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Fragilaria ulna var. angustissima*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Geissleria sp.*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Gomphonema sp.*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Gomphonema exilissimum*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Gomphonema parvulum*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Gyrosigma acuminatum*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Gyrosigma parkerii*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Hippodonta capitata*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Melosira varians*	P	6a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Meridion circulare*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula sp.*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula capitatoradiata*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula cryptocephala*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula cryptotenella*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula gregaria*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula lanceolata*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula reichardtiana*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula tripunctata*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Navicula trivialis*	MP	7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia sp.*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia acicularis*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia constricta*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia costei*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia frustulum*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia fruticosa*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia gracilis*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia palea*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia recta*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Nitzschia sigma*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Pinnularia sp.*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Pinnularia viridis*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Planothidium lanceolatum*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Puncticulata radiosa*		7a	VI

DIATOMOPHYCEAE	*Rhizosolenia longiseta*	A	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Rhoicosphenia abbreviata*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Sellaphora bacillum*		6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Sellaphora pupula*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Skeletonema sp.*	D	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Stauroneis sp.*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Staurosira pinnata*		7b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Stephanodiscus hantzschii*	D	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Stephanodiscus minutulus*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Stephanodiscus parvus*	B	7a	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Surirella sp.*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Surirella minuta*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Tabellaria sp.*	N	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Tabellaria fenestrata*	N	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Tabellaria flocculosa*	N	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Ulnaria sp.*	MP	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Ulnaria delicatissima var. angustissima*	D	6b	VI
DIATOMOPHYCEAE	*Ulnaria ulna*	D	6b	VI
DINOPHYCEAE	*Ceratium hirundinella*	Lo	1b	V
DINOPHYCEAE	*Ceratium hirundinella*	Lm	1b	V
DINOPHYCEAE	*Dinophycées indéterminées*			V
DINOPHYCEAE	*Gymnodinium sp.*	Y	2b	V
DINOPHYCEAE	*Gymnodinium lantzschii*	Y	2b	V
DINOPHYCEAE	*Peridiniopsis cunningtonii*	Lo	1b	V
DINOPHYCEAE	*Peridiniopsis penardiforme*	Lo	1b	V
DINOPHYCEAE	*Peridinium sp.*	Lo	1b	V
DINOPHYCEAE	*Peridinium inconspicuum*	Lo	2b	V
DINOPHYCEAE	*Peridinium penardiforme*	Lo	1b	V
DINOPHYCEAE	*Peridinium willei*	Lo	1b	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena sp.*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena agilis*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena caudata*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena oxyuris*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena spirogyra*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena velata*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglena viridis*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Euglénophycées indéterminées*	W1		V
EUGLENOPHYCEAE	*Lepocinclis sp.*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Lepocinclis marssonii*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus sp.*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus caudatus*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus circumflexus*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus curvicauda*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus monilatus var. suecicus*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus pleuronectes*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Phacus tortus*	W1	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Strombomonas sp.*	W2	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Trachelomonas sp.*	W2	2c	V

EUGLENOPHYCEAE	*Trachelomonas hispida*	W2	1c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Trachelomonas intermedia*	W2	2c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Trachelomonas rugulosa*	W2	2c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Trachelomonas volvocina*	W2	2c	V
EUGLENOPHYCEAE	*Trachelomonas volvocina var. punctata*	W2	2c	V
TAXON INCONNU	*Taxon inconnu*			
XANTHOPHYCEAE	*Centritractus sp.*		2a	IV
XANTHOPHYCEAE	*Centritractus belenophorus*		2a	IV
XANTHOPHYCEAE	*Dichotomococcus curvatus*		9d	VII
XANTHOPHYCEAE	*Goniochloris sp.*	J	9d	IV
XANTHOPHYCEAE	*Goniochloris fallax*	J	9d	IV
XANTHOPHYCEAE	*Goniochloris mutica*	J	9d	IV
XANTHOPHYCEAE	*Goniochloris sculpta*		9d	IV
XANTHOPHYCEAE	*Goniochloris smithii*		9d	IV
XANTHOPHYCEAE	*Nephrodiella sp.*		9d	IV
XANTHOPHYCEAE	*Ophiocytium sp.*		8b	IV
XANTHOPHYCEAE	*Pseudostaurastrum sp.*		8b	IV
XANTHOPHYCEAE	*Pseudostaurastrum hastatum*		8b	IV
XANTHOPHYCEAE	*Tetraëdriella sp.*		9d	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closteriopsis acicularis*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium sp.*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium acutum*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium acutum var. linea*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium acutum var. variabile*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium gracile*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium praelongum var.brevius*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Closterium pronum*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium sp.*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium bioculatum var. depressum*	N	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium depressum*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium depressum var. planctonicum*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium regnellii*	N	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium regnesii*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium subcostatum*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium subcrenatum*	N	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium subprotumidum*	N	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Cosmarium tenue*	N	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Desmidiées indéterminées*			IV
ZYGOPHYCEAE	*Euastrum sp.*		8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Mougeotia sp.*	T	10a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Spondylosium sp.*	N	10b	IV
ZYGOPHYCEAE	*Spondylosium planum*	N	10b	IV
ZYGOPHYCEAE	*Spondylosium pulchellum*	N	10b	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum sp.*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum sp.*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum chaetoceras*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum cingulum*	P	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum cingulum*	N	9a	IV

ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum crenulatum*	P	9a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum gracile*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum pingue*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum senarium*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurastrum subavicula*	P	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurodesmus sp.*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurodesmus brevispina*	N	8a	IV
ZYGOPHYCEAE	*Staurodesmus dejectus*	N	9a	IV
AUTRES	*Gonyostomum sp.*	Q	8b	IV
AUTRES	*Raphidophycées*		8b	

Annexe 2

Paramètres environnementaux analysés sur les 45 plans d'eau étudiés.

Source et signification des en tête de colonnes :

Code : code créé pour cette étude

Libellé station : Nom du plan d'eau fournit par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne

Opérateur : Codifie les deux analystes en charge de la détermination du phytoplancton.

Date : Date de prélèvement

Icm : Indice de creux moyen

RTR : Résistance thermique relative

[PO_4^{3-}] : Concentration en orthophosphates mesurée à chaque campagne de prélèvement en $mg.l^{-1}$ de PO_4^{3-}

[NO_3-] : Concentration en nitrates mesurée à chaque campagne de prélèvement en $mg.l^{-1}$ NO_3^-

[Ca^{2+}] : Concentration en calcium mesuré sur les échantillons prélevés lors de la première campagne en $mg.l^{-1}$ de calcium

Cond. : Conductivité en $\mu s.cm^{-1}$.

Typologie nationale : défini selon la circulaire DCE n° 2005-11 du 29 avril 2005 relative à la typologie nationale des eaux de surface

Hydro-écorégion : Hydro-écorégion de niveau 1 défini selon la Définition des hydro-écoregions de France métropolitaine. (Wasson et *al.*, 2002)

Code	Libellé Station	Opérateur	Date	Icm	RTR	[PO_4^{3-}]	[NO_3-]	[Ca^{2+}]	Cond.	Typologie nationale	Hyrdo-écorégion
CAGE	COMPLEXE DE L'AGE	1	02/04/2008	8,9	1,07	0,03	1,00	6,80	89	A5	MASSIF CENTRAL NORD
CAGE	COMPLEXE DE L'AGE	1	05/06/2008	8,9	16,03	0,03	1,00		89	A5	MASSIF CENTRAL NORD
CAGE	COMPLEXE DE L'AGE	1	01/09/2008	8,9	39,6	0,03	23,20		102	A5	MASSIF CENTRAL NORD
CAGE	COMPLEXE DE L'AGE	1	22/10/2008	8,9	7,12	0,03	27,40		109	A5	MASSIF CENTRAL NORD
CFON	COMPLEXE DE FONTGOMBAULT	1	03/04/2008	2,4	6,25	0,01	10,90	28,10	229	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
CFON	COMPLEXE DE FONTGOMBAULT	1	29/05/2008	2,4	20,65	0,01	2,30		219	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
CFON	COMPLEXE DE FONTGOMBAULT	1	08/08/2008	2,4	25,13	0,01	1,00		239	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
CFON	COMPLEXE DE FONTGOMBAULT	1	20/10/2008	2,4	13,32	0,01	1,00		231	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
CLAV	COMPLEXE DE LAVALETTE	2	25/03/2009	14,0	0,48	0,03	0,50	5,60	75	A5	MASSIF CENTRAL
CLAV	COMPLEXE DE LAVALETTE	2	27/05/2009	14,0	198,17	0,03	0,70		70,2	A5	MASSIF CENTRAL
CLAV	COMPLEXE DE LAVALETTE	2	10/08/2009	14,0	301,07	0,03	0,70		84	A5	MASSIF CENTRAL
CLAV	COMPLEXE DE LAVALETTE	2	10/09/2009	14,0	187,88	0,03	0,70		85,7	A5	MASSIF CENTRAL
CMAR	COMPLEXE DU MARILLET	1	19/03/2008	5,2	3,57	0,09	35,40	15,30	240	A6b	ARMORICAIN
CMAR	COMPLEXE DU MARILLET	1	15/05/2008	5,2	193,88	0,06	15,50		239	A6b	ARMORICAIN
CMAR	COMPLEXE DU MARILLET	1	12/08/2008	5,2	236,88	0,03	0,50		255	A6b	ARMORICAIN
CMAR	COMPLEXE DU MARILLET	1	08/10/2008	5,2	58,19	0,02	1,60		260	A6b	ARMORICAIN
CMOU	COMPLEXE DE MOULIN RIBOU	1	17/03/2008	3,2	2,44	0,10	1,00	22,70	283	A6b	ARMORICAIN
CMOU	COMPLEXE DE MOULIN RIBOU	1	13/05/2008	3,2	178,75	0,06	15,00		278	A6b	ARMORICAIN
CMOU	COMPLEXE DE MOULIN RIBOU	1	11/08/2008	3,2	192	0,03	18,00		287	A6b	ARMORICAIN
CMOU	COMPLEXE DE MOULIN RIBOU	1	06/10/2008	3,2	26,64	0,02	1,00		293	A6b	ARMORICAIN
EAUM	ETANG AUMEE	1	17/03/2008	2,8	5,68	0,09	2,20	10,10	225	A6a	ARMORICAIN
EAUM	ETANG AUMEE	1	13/05/2008	2,8	71,2	0,08	1,00		227	A6a	ARMORICAIN
EAUM	ETANG AUMEE	1	12/08/2008	2,8	10,47	0,03	0,50		244	A6a	ARMORICAIN
EAUM	ETANG AUMEE	1	03/10/2008	2,8	2,19	0,01	1,00		240	A6a	ARMORICAIN
EBAI	ETANG BAIGNE-JEAN	1	09/03/2009	1,3	0	0,03	0,70	15,00	149	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBAI	ETANG BAIGNE-JEAN	1	23/06/2009	1,3	64,4	0,03	1,10		181	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBAI	ETANG BAIGNE-JEAN	1	03/08/2009	1,3	30,72	0,03	5,30		194	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBAI	ETANG BAIGNE-JEAN	1	01/09/2009	1,3	59,67	0,03	0,90		197	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBEC	ETANG DE BEAUCOUDRAY	1	23/03/2009	1,4	3,56	0,01	1,00	19,90	183	A13b	ARMORICAIN
EBEC	ETANG DE BEAUCOUDRAY	1	15/06/2009	1,4	6,92	0,01	1,00		212	A13b	ARMORICAIN

EBEC	ETANG DE BEAUCOUDRAY	1	11/08/2009	1,4	7,4	0,01	1,00		200	A13b	ARMORICAIN
EBEC	ETANG DE BEAUCOUDRAY	1	08/09/2009	1,4	3,11	0,01	1,00		236	A13b	ARMORICAIN
EBER	ETANG DE BEAUREGARD	1	10/03/2009	1,3	0	0,03	1,10	28,00	222	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBER	ETANG DE BEAUREGARD	1	23/06/2009	1,3	0	0,03	1,60		255	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBER	ETANG DE BEAUREGARD	1	04/08/2009	1,3	44,59	0,03	2,60		290	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBER	ETANG DE BEAUREGARD	1	01/09/2009	1,3	24,99	0,03	2,60		308	A6a	DEPOTS ARGILOSABLEUX
EBLI	ETANG DE LA BLISIERE	1	07/04/2009	2,0	4,04	0,03	12,20	14,10	155	A6a	ARMORICAIN
EBLI	ETANG DE LA BLISIERE	1	16/06/2009	2,0	81,27	0,01	1,00		178	A6a	ARMORICAIN
EBLI	ETANG DE LA BLISIERE	1	10/08/2009	2,0	14,8	0,01	1,00		208	A6a	ARMORICAIN
EBLI	ETANG DE LA BLISIERE	1	09/09/2009	2,0	20,93	0,01	1,00		216	A6a	ARMORICAIN
ECHE	ETANG DE LA CHELOUZE	1	31/03/2009	0,3	0	0,03	3,40	55,00	430	A13a	TABLES CALCAIRES
ECHE	ETANG DE LA CHELOUZE	1	22/06/2009	0,3	11,55	0,03	2,80		349	A13a	TABLES CALCAIRES
ECHE	ETANG DE LA CHELOUZE	1	04/08/2009	0,3	159,12	0,03	2,50		302	A13a	TABLES CALCAIRES
ECHE	ETANG DE LA CHELOUZE	1	31/08/2009	0,3	11,07	0,03	3,30		374	A13a	TABLES CALCAIRES
ECON	ETANG DU CORONG	2	10/03/2009	5,0	0	0,06	2,70	5,90	123	A6a	ARMORICAIN
ECON	ETANG DU CORONG	2	03/06/2009	5,0	186,2	0,09	14,70		132	A6a	ARMORICAIN
ECON	ETANG DU CORONG	2	04/08/2009	5,0	2,85	0,03	10,70		99	A6a	ARMORICAIN
ECON	ETANG DU CORONG	2	14/09/2009	5,0	12,55	0,03	0,50		108	A6a	ARMORICAIN
ECRA	ETANG DE CRAON	1	19/03/2009	1,0	1,33	0,06	1,00	91,00	473	A7a	TABLES CALCAIRES
ECRA	ETANG DE CRAON	1	18/06/2009	1,0	7,4	0,03	2,60		329	A7a	TABLES CALCAIRES
ECRA	ETANG DE CRAON	1	13/08/2009	1,0	15,28	0,03	0,70		159	A7a	TABLES CALCAIRES
ECRA	ETANG DE CRAON	1	07/09/2009	1,0	11,52	0,03	3,60		238	A7a	TABLES CALCAIRES
EGOU	ETANG DE GOULE	2	11/03/2009	4,1	0,47	0,04	1,00	34,00	256	A4	MASSIF CENTRAL NORD
EGOU	ETANG DE GOULE	2	18/05/2009	4,1	112,05	0,03	8,40		272	A4	MASSIF CENTRAL NORD
EGOU	ETANG DE GOULE	2	04/08/2009	4,1	57,28	0,03	2,30		271	A4	MASSIF CENTRAL NORD
EGOU	ETANG DE GOULE	2	10/09/2009	4,1	6,64	0,03	1,10		232	A4	MASSIF CENTRAL NORD
EGRA	ETANG DE LA GRANDE RUE	1	18/03/2009	3,9	5,36	0,05	1,00	22,00	145	A7a	TABLES CALCAIRES
EGRA	ETANG DE LA GRANDE RUE	1	17/06/2009	3,9	140	0,03	0,70		136	A7a	TABLES CALCAIRES
EGRA	ETANG DE LA GRANDE RUE	1	12/08/2009	3,9	133,76	0,03	0,70		144	A7a	TABLES CALCAIRES
EGRA	ETANG DE LA GRANDE RUE	1	07/09/2009	3,9	18,24	0,03	0,70		162	A7a	TABLES CALCAIRES
EJUG	ETANG DE JUGON	2	11/03/2009	6,2	0	2,12	0,50	19,70	297	A6a	ARMORICAIN

EJUG	ETANG DE JUGON	2	03/06/2009	6,2	141,12	0,25	0,90		244	A6a	ARMORICAIN
EJUG	ETANG DE JUGON	2	05/08/2009	6,2	33,33	0,12	0,50		229	A6a	ARMORICAIN
EJUG	ETANG DE JUGON	2	15/09/2009	6,2	13,45	0,09	15,30		310	A6a	ARMORICAIN
ELAN	ETANG DES LANDES	1	12/03/2009	0,9	0,61	0,03	14,70	14,00	148	A4	MASSIF CENTRAL NORD
ELAN	ETANG DES LANDES	1	25/06/2009	0,9	6,48	0,03	0,70		154	A4	MASSIF CENTRAL NORD
ELAN	ETANG DES LANDES	1	05/08/2009	0,9	9,75	0,03	0,70		160	A4	MASSIF CENTRAL NORD
ELAN	ETANG DES LANDES	1	01/09/2009	0,9	6,96	0,03	0,70		151	A4	MASSIF CENTRAL NORD
ELOU	ETANG DU LOUROUX	1	25/03/2008	1,3	0,77	0,09	0,50	68,60	417	A7a	TABLES CALCAIRES
ELOU	ETANG DU LOUROUX	1	19/05/2008	1,3	31,79	0,05	1,00		416	A7a	TABLES CALCAIRES
ELOU	ETANG DU LOUROUX	1	10/07/2008	1,3	49	0,02	1,00		358	A7a	TABLES CALCAIRES
ELOU	ETANG DU LOUROUX	1	22/08/2008	1,3	31,6	0,02	3,20		378	A7a	TABLES CALCAIRES
EPAS	ETANG DU PAS DU HOUX	2	12/03/2009	3,6	8,73	0,03	0,50	7,60	108	A6a	ARMORICAIN
EPAS	ETANG DU PAS DU HOUX	2	02/06/2009	3,6	21,36	0,01	1,00		118	A6a	ARMORICAIN
EPAS	ETANG DU PAS DU HOUX	2	06/08/2009	3,6	0	0,01	1,00		155	A6a	ARMORICAIN
EPAS	ETANG DU PAS DU HOUX	2	15/09/2009	3,6	25,12	0,01	1,00		104	A6a	ARMORICAIN
EPOI	ETANG DE LA POITEVINIERE	1	17/03/2009	1,3	6,08	0,06	11,00	22,10	280	A6a	ARMORICAIN
EPOI	ETANG DE LA POITEVINIERE	1	15/06/2009	1,3	108,16	0,03	12,65		290	A6a	ARMORICAIN
EPOI	ETANG DE LA POITEVINIERE	1	10/08/2009	1,3	41,28	0,01	1,00		321	A6a	ARMORICAIN
EPOI	ETANG DE LA POITEVINIERE	1	09/09/2009	1,3	23,45	0,01	1,00		326	A6a	ARMORICAIN
EROU	ETANG DE ROUEY	2	09/03/2009	1,5	1,29	0,03	6,30	40,01	234	A7a	COTES CALCAIRES EST
EROU	ETANG DE ROUEY	2	17/05/2009	1,5	8,91	0,03	0,70		163	A7a	COTES CALCAIRES EST
EROU	ETANG DE ROUEY	2	03/08/2009	1,5	70	0,03	0,80		191	A7a	COTES CALCAIRES EST
EROU	ETANG DE ROUEY	2	08/09/2009	1,5	40,43	0,03	1,00		205	A7a	COTES CALCAIRES EST
EVAR	ETANG DES VARENNES	1	20/03/2009	1,4	9,87	0,06	1,00	51,90	321	A16	TABLES CALCAIRES
EVAR	ETANG DES VARENNES	1	16/06/2009	1,4	150,07	0,01	1,00		296	A16	TABLES CALCAIRES
EVAR	ETANG DES VARENNES	1	11/08/2009	1,4	22,92	0,01	1,00		284	A16	TABLES CALCAIRES
EVAR	ETANG DES VARENNES	1	08/09/2009	1,4	21,21	0,01	1,00		302	A16	TABLES CALCAIRES
EVAU	ETANG DE VAUX	2	10/03/2009	1,7	0,76	0,03	4,10	24,00	158,2	A7a	COTES CALCAIRES EST
EVAU	ETANG DE VAUX	2	17/05/2009	1,7	66,72	0,03	0,70		163,7	A7a	COTES CALCAIRES EST
EVAU	ETANG DE VAUX	2	03/08/2009	1,7	111	0,03	5,00		172	A7a	COTES CALCAIRES EST
EVAU	ETANG DE VAUX	2	09/09/2009	1,7	65,55	0,03	0,70		171	A7a	COTES CALCAIRES EST

GPIB	GRAVIERES DE LA PIBLAIS	2	12/03/2009	1,1	9,12	0,03	19,20	43,50	319	A16	ARMORICAIN
GPIB	GRAVIERES DE LA PIBLAIS	2	02/06/2009	1,1	40,81	0,01	1,00		427	A16	ARMORICAIN
GPIB	GRAVIERES DE LA PIBLAIS	2	07/08/2009	1,1	0	0,01	1,20		468	A16	ARMORICAIN
GPIB	GRAVIERES DE LA PIBLAIS	2	15/09/2009	1,1	2,49	0,01	1,40		585	A16	ARMORICAIN
LAYD	LAC D'AYDAT	2	24/03/2009	10,7	2,73	0,03	0,50	12,00	137	N6	MASSIF CENTRAL
LAYD	LAC D'AYDAT	2	18/05/2009	10,7	181,44	0,03	0,50		129	N6	MASSIF CENTRAL
LAYD	LAC D'AYDAT	2	04/08/2009	10,7	291,04	0,03	0,70		140	N6	MASSIF CENTRAL
LAYD	LAC D'AYDAT	2	14/09/2009	10,7	151,97	0,03	0,70		141	N6	MASSIF CENTRAL
LCAS	LAC DE LA CASSIERE	2	23/03/2009	5,5	7,83	0,03	2,10	19,00	266	N5	MASSIF CENTRAL
LCAS	LAC DE LA CASSIERE	2	26/05/2009	5,5	190,39	0,03	2,10		243	N5	MASSIF CENTRAL
LCAS	LAC DE LA CASSIERE	2	05/08/2009	5,5	116,96	0,03	2,20		270	N5	MASSIF CENTRAL
LCAS	LAC DE LA CASSIERE	2	10/09/2009	5,5	3,29	0,03	2,30		280	N5	MASSIF CENTRAL
LCHA	LAC CHAMBON	2	24/03/2009	4,3	0	0,03	1,00	5,60	65,5	N5	MASSIF CENTRAL
LCHA	LAC CHAMBON	2	26/05/2009	4,3	116,64	0,03	4,50		57,3	N5	MASSIF CENTRAL
LCHA	LAC CHAMBON	2	05/08/2009	4,3	64,17	0,03	0,70		75	N5	MASSIF CENTRAL
LCHA	LAC CHAMBON	2	11/09/2009	4,3	67,75	0,03	0,70		77	N5	MASSIF CENTRAL
LPAV	LAC PAVIN	2	16/04/2009	49,2	1,56	0,03	0,70	3,10	57,6	N7	MASSIF CENTRAL
LPAV	LAC PAVIN	2	25/05/2009	49,2	192,21	0,03	0,70		57,4	N7	MASSIF CENTRAL
LPAV	LAC PAVIN	2	06/08/2009	49,2	238,36	0,03	0,70		58	N7	MASSIF CENTRAL
LPAV	LAC PAVIN	2	15/09/2009	49,2	150,29	0,03	0,70		58,6	N7	MASSIF CENTRAL
LSAI	LAC DE SAINT FRONT	1	01/04/2008	1,9	0,45	0,02	1,10	7,00	66	N5	MASSIF CENTRAL
LSAI	LAC DE SAINT FRONT	1	27/05/2008	1,9	0	0,01	1,50		66	N5	MASSIF CENTRAL
LSAI	LAC DE SAINT FRONT	1	04/09/2008	1,9	11,12	0,01	1,70		79	N5	MASSIF CENTRAL
LSAI	LAC DE SAINT FRONT	1	21/10/2008	1,9	1,49	0,01	1,80		78	N5	MASSIF CENTRAL
RANG	RETENUE DE L'ANGLE GUIGNARD	1	21/03/2008	4,5	2,2	1,69	0,50	39,60	367	A6b	ARMORICAIN
RANG	RETENUE DE L'ANGLE GUIGNARD	1	16/05/2008	4,5	115	0,25	0,70		370	A6b	ARMORICAIN
RANG	RETENUE DE L'ANGLE GUIGNARD	1	12/08/2008	4,5	83,97	0,03	0,50		384	A6b	ARMORICAIN
RANG	RETENUE DE L'ANGLE GUIGNARD	1	09/10/2008	4,5	9,95	0,04	1,00		426	A6b	ARMORICAIN
RCEB	RETENUE DU CEBRON	1	03/04/2008	5,6	2,48	0,05	1,00	22,00	258	A6b	ARMORICAIN
RCEB	RETENUE DU CEBRON	1	29/05/2008	5,6	200,97	0,03	4,50		246	A6b	ARMORICAIN
RCEB	RETENUE DU CEBRON	1	13/08/2008	5,6	3,29	0,01	1,00		237	A6b	ARMORICAIN

RCEB	RETENUE DU CEBRON	1	24/10/2008	5,6	1,97	0,03	12,20		251	A6b	ARMORICAIN
RCHA	RETENUE DE CHAMBOUX	1	26/03/2008	7,1	0,72	0,03	0,50	7,50	75	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCHA	RETENUE DE CHAMBOUX	1	20/05/2008	7,1	161,92	0,03	0,50		78	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCHA	RETENUE DE CHAMBOUX	1	19/08/2008	7,1	153,33	0,01	1,80		90	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCHA	RETENUE DE CHAMBOUX	1	14/10/2008	7,1	19	0,01	1,90		99	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCOM	RETENUE DES COMBES	1	11/03/2009	19,4	1,04	0,03	2,80	3,20	61	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCOM	RETENUE DES COMBES	1	24/06/2009	19,4	163,8	0,03	11,10		60	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCOM	RETENUE DES COMBES	1	05/08/2009	19,4	269,85	0,15	13,00		62	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RCOM	RETENUE DES COMBES	1	02/09/2009	19,4	183,92	0,03	7,70		55	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RGRA	RETENUE DU GRAON	1	19/03/2008	7,3	13,44	0,05	1,00	12,90	236	A6b	ARMORICAIN
RGRA	RETENUE DU GRAON	1	15/05/2008	7,3	212,4	0,04	1,00		225	A6b	ARMORICAIN
RGRA	RETENUE DU GRAON	1	12/08/2008	7,3	271,04	0,01	1,00		234	A6b	ARMORICAIN
RGRA	RETENUE DU GRAON	1	08/10/2008	7,3	42,21	0,02	1,00		243	A6b	ARMORICAIN
RJAU	RETENUE DU JAUNAY	1	18/03/2008	2,9	0	0,08	1,50	15,30	264	A6b	ARMORICAIN
RJAU	RETENUE DU JAUNAY	1	14/05/2008	2,9	176,4	0,06	2,40		294	A6b	ARMORICAIN
RJAU	RETENUE DU JAUNAY	1	13/08/2008	2,9	6,88	0,04	1,00		337	A6b	ARMORICAIN
RJAU	RETENUE DU JAUNAY	1	07/10/2008	2,9	16,45	0,02	1,00		354	A6b	ARMORICAIN
RMOU	RETENUE DE MOULIN PAPON	1	18/03/2008	3,3	2,6	0,09	0,50	14,50	235	A6b	ARMORICAIN
RMOU	RETENUE DE MOULIN PAPON	1	14/05/2008	3,3	181,57	0,06	6,10		239	A6b	ARMORICAIN
RMOU	RETENUE DE MOULIN PAPON	1	13/08/2008	3,3	48,16	0,03	11,30		261	A6b	ARMORICAIN
RMOU	RETENUE DE MOULIN PAPON	1	08/10/2008	3,3	6,39	0,03	3,90		269	A6b	ARMORICAIN
RPAL	RETENUE DE LA PALISSE	2	06/05/2009	29,7	25,83	0,03	13,30	2,90	34,1	A10	CEVENNES
RPAL	RETENUE DE LA PALISSE	2	28/05/2009	29,7	105,07	0,03	5,40		39	A10	CEVENNES
RPAL	RETENUE DE LA PALISSE	2	11/08/2009	29,7	154,28	0,03	5,20		50	A10	CEVENNES
RPAL	RETENUE DE LA PALISSE	2	17/09/2009	29,7	69	0,02	1,00		54,3	A10	CEVENNES
RPON	RETENUE DU PONT DU ROI	1	27/03/2008	13,4	1,44	0,03	13,60	18,00	113	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RPON	RETENUE DU PONT DU ROI	1	21/05/2008	13,4	156,52	0,02	1,00		128	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RPON	RETENUE DU PONT DU ROI	1	20/08/2008	13,4	147,96	0,01	2,80		150	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RPON	RETENUE DU PONT DU ROI	1	14/10/2008	13,4	26,88	0,01	1,00		157	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RROC	RETENUE DE ROCHEREAU	1	26/03/2008	2,7	9,63	0,40	0,50	23,60	296	A6b	ARMORICAIN
RROC	RETENUE DE ROCHEREAU	1	14/05/2008	2,7	230,4	0,14	6,80		293	A6b	ARMORICAIN

RROC	RETENUE DE ROCHEREAU	1	11/08/2008	2,7	65,93	0,06	12,20		307	A6b	ARMORICAIN
RROC	RETENUE DE ROCHEREAU	1	10/10/2008	2,7	6,33	0,03	10,17		334	A6b	ARMORICAIN
RSAI	RETENUE DE SAINT PARDOUX	1	02/04/2008	3,3	10,01	0,03	11,50	4,40	57	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSAI	RETENUE DE SAINT PARDOUX	1	28/05/2008	3,3	139,92	0,03	11,20		53	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSAI	RETENUE DE SAINT PARDOUX	1	02/09/2008	3,3	244,53	0,01	1,50		54	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSAI	RETENUE DE SAINT PARDOUX	1	22/10/2008	3,3	11,52	0,01	1,40		56	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSID	RETENUE DE SIDIAILLES	1	31/03/2008	8,6	22	0,06	32,20	12,00	146	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSID	RETENUE DE SIDIAILLES	1	26/05/2008	8,6	172,05	0,06	15,40		142	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSID	RETENUE DE SIDIAILLES	1	03/09/2008	8,6	208,17	0,03	41,00		150	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSID	RETENUE DE SIDIAILLES	1	23/10/2008	8,6	30,6	0,03	29,00		157	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSIL	RETENUE DE LA SILLONNIERE	1	21/03/2008	4,5	1,17	0,07	1,00	15,90	226	A6b	ARMORICAIN
RSIL	RETENUE DE LA SILLONNIERE	1	16/05/2008	4,5	202,71	0,06	2,20		227	A6b	ARMORICAIN
RSIL	RETENUE DE LA SILLONNIERE	1	11/08/2008	4,5	299,52	0,03	15,00		234	A6b	ARMORICAIN
RSIL	RETENUE DE LA SILLONNIERE	1	09/10/2008	4,5	96,75	0,03	3,70		235	A6b	ARMORICAIN
RSOR	RETENUE DE LA SORME	1	28/03/2008	2,6	0,59	0,03	0,50	10,30	107	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSOR	RETENUE DE LA SORME	1	22/05/2008	2,6	155,76	0,03	6,10		106	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSOR	RETENUE DE LA SORME	1	21/08/2008	2,6	13,76	0,01	2,30		112	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RSOR	RETENUE DE LA SORME	1	15/10/2008	2,6	6,63	0,03	0,70		112	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RTOR	RETENUE DE TORCY VIEUX	1	27/03/2008	5,2	2,24	0,03	20,00	26,00	266	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RTOR	RETENUE DE TORCY VIEUX	1	21/05/2008	5,2	176	0,03	0,50		260	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RTOR	RETENUE DE TORCY VIEUX	1	20/08/2008	5,2	160,08	0,02	24,10		280	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RTOR	RETENUE DE TORCY VIEUX	1	15/10/2008	5,2	33,28	0,03	4,00		288	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RVAS	RETENUE DE VASSIVIERE	1	11/03/2009	3,7	0	0,03	5,10	1,60	31	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RVAS	RETENUE DE VASSIVIERE	1	24/06/2009	3,7	149,6	0,03	4,50		31	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RVAS	RETENUE DE VASSIVIERE	1	06/08/2009	3,7	245,76	0,02	1,00		31	A5	MASSIF CENTRAL NORD
RVAS	RETENUE DE VASSIVIERE	1	02/09/2009	3,7	206,19	0,02	1,00		26	A5	MASSIF CENTRAL NORD