



HAL
open science

Dynamiques écologiques temporelles des lacs du littoral aquitain – DYLAQ. Tome 3 : Dynamique fonctionnelle du phytoplancton et sensibilité de la bioindication.

Aurélien Jamoneau, Sylvia Moreira, Anne Le Mat, Gwladys-Maï Tzvetan,
Christophe Laplace-Treyture

► To cite this version:

Aurélien Jamoneau, Sylvia Moreira, Anne Le Mat, Gwladys-Maï Tzvetan, Christophe Laplace-Treyture. Dynamiques écologiques temporelles des lacs du littoral aquitain – DYLAQ. Tome 3 : Dynamique fonctionnelle du phytoplancton et sensibilité de la bioindication.. Inrae eabx. 2022, pp.1-92. hal-04309212

HAL Id: hal-04309212

<https://hal.inrae.fr/hal-04309212>

Submitted on 27 Nov 2023

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

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



Centre
Nouvelle-Aquitaine Bordeaux

INRAE



Dynamiques écologiques temporelles des lacs du littoral aquitain – DYLAQ

Tome 3 : Dynamique fonctionnelle du phytoplancton et
sensibilité de la bioindication



2022 - 1ère édition

La rédaction de cet ouvrage a été coordonnée par

Aurélien Jamoneau ¹

avec la participation de :

Sylvia Moreira ¹

Anne Le Mat ¹

Gwladys-Maï Tzvetan ¹

Christophe Laplace-Treyture ¹



Citation recommandée :

Jamoneau, A., Moreira, S., Le Mat, A., Tzvetan, G.M et Laplace-Treyture, C. (2022) Dynamique écologique temporelle des lacs du littoral aquitain - Tome 3. Rapport d'étude, INRAE EABX, Cestas. 91p.

1. INRAE, UR EABX Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux

Table des matières

1	Introduction générale	5
2	Dynamique temporelle de la diversité fonctionnelle du phytoplancton	7
3	Fréquence des relevés et bioindication	73

Chapitre 1

Introduction générale

Les plans d'eau du littoral aquitain sont des écosystèmes uniques hébergeant une biodiversité exceptionnelle. Suivis depuis plusieurs décennies par les scientifiques, les associations et les gestionnaires une grande quantité de données a été accumulée sur ces plans d'eau. L'objectif du projet DYLAQ (Dynamiques Ecologiques des Lacs du Littoral Aquitain) est de rassembler ces données et de les analyser afin d'avoir une vision sur le long terme de la dynamique de ces écosystèmes soumis à des pressions anthropiques de plus en plus intenses. Une base de données a ainsi été créée (voir Tome 1, ?) et la dynamique temporelle des compartiments biotiques et abiotiques analysée (voir Tome 2, ?).

La biodiversité a longtemps été abordée sous l'angle de la taxonomie et de sa réponse unique aux facteurs environnementaux et c'est sous cet angle que le Tome 2 du projet DYLAQ (?) a été abordé. Plus récemment, le développement des approches fonctionnelles ont permis d'appréhender des processus nouveaux ou complémentaires (?) et d'offrir de nouvelles perspectives pour la compréhension du fonctionnement des écosystèmes (??).

Les écosystèmes aquatiques sont reconnus comme les écosystèmes les plus menacés à l'échelle planétaire (??) mais jouent également un rôle fondamentale pour la société humaine. Ainsi, ils sont le support de très nombreux services et fonctions écosystémiques tels que la régulation des cycles biogéochimiques, la production d'oxygène, l'approvisionnement en eau (?). L'étude de la diversité fonctionnelle permet ainsi d'avoir cette vision plus fonctionnelle sur l'ensemble de l'écosystème, et c'est l'objectif du Chapitre 2 du présent Tome.

Nous nous intéresserons ainsi plus particulièrement à la diversité fonctionnelle du compartiment phytoplanctonique, pour lequel une base de données sur les traits a récemment été construite (?). Mais plus spécifiquement nous chercherons à évaluer comment varie cette diversité fonctionnelle au cours du temps grâce aux données accumulées depuis plusieurs années sur les plans d'eau du littoral aquitain. Cette approche fonctionnelle permettra d'avoir une vision complémentaire des dynamiques écologiques se déroulant sur ces plans d'eau, dans la perspective de participer au mieux à leur gestion et à l'amélioration de leur qualité.

La qualité de l'eau des plans d'eau est suivie de manière réglementaire pour tous les plans d'eau d'une superficie supérieure à 50ha dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Ainsi, pour les lacs aquitains, l'Agence de l'Eau Adour Garonne réalise des suivis réguliers de la qualité chimique et biologique. Le suivi biologique est effectué par le biais de bioindicateurs

construits à partir du compartiment phytoplanctonique ('*IPLAC*', ?), macrophytique ('*IBML*', ?), macroinvertébré ('*IOBL*', ?) et ichtyologique ('*ILL*', ?).

Parmi ces bioindicateurs, celui basé sur le phytoplancton (*IPLAC*) est probablement le plus variable étant donné la réponse extrêmement rapide des individus au milieu en raison notamment de leur fortes capacités de reproduction. Les suivis réguliers effectués à haute fréquence par INRAE peuvent contribuer à mieux évaluer l'état écologique selon les critères DCE de cet indicateur et de mieux interpréter les données fournies avec un nombre de données plus important. C'est le but de ce chapitre 3, qui vise à tester la variabilité de l'*IPLAC* avec un échantillonnage plus intense en faisant varier le nombre d'échantillons nécessaires et les mois de prélèvements.

Chapitre 2

Dynamique temporelle de la diversité fonctionnelle du phytoplancton

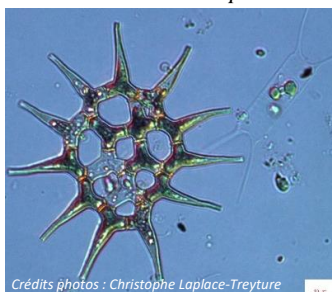
MEMOIRE de fin d'études
pour l'obtention du titre
d'Ingénieur d'AgroSup Dijon

**Etude des communautés
phytoplanctoniques dans les grands lacs
aquitains : dynamiques temporelles et
fonctionnelles**

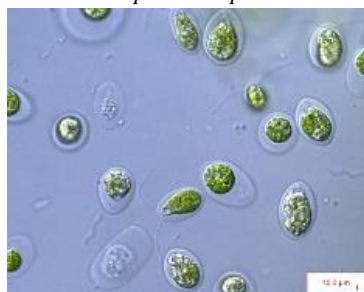
Anne LE MAT

Spécialité Agronomie Environnement

Pediastrum simplex



Sphaerellopsis



Staurastrum planctonicum



Tuteurs de stage : **Christophe Laplace-Treyture** et **Aurélien Jamoneau** – Irstea

Enseignant référent : **Manuel Blouin** – AgroSup Dijon

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à Christophe Laplace-Treyture et Aurélien Jamoneau qui m'ont accueillie chaleureusement au sein de leur équipe et fait confiance pour travailler à leur côté sur ce beau projet. Je tiens également à remercier le LabEx COTE pour le financement qui aura permis la réalisation de ce stage.

Merci à Sébastien Boutry qui m'a gentiment hébergée dans son bureau, fait partager son amour pour le logiciel R, mais aussi initiée aux pronostics de football.

Mes remerciements vont également à toute l'équipe ECOVEA de Irstea Bordeaux avec qui j'ai pris plaisir à travailler, aux autres stagiaires et aux personnes ayant contribué à ce que ce stage soit une expérience humaine et professionnelle formidable. Merci en particulier à Julie Neury-Ormanni, Liess Bourai, Margot Wagner, Mathieu Nefe et Florian Vergneau pour leur soutien moral et leur bonne humeur quotidienne.

J'adresse mes remerciements à mes professeurs d'AgroSup Dijon et plus particulièrement à mon tuteur de stage, Manuel Blouin.

Résumé

Dans l'objectif d'atteindre un bon état écologique et chimique des eaux superficielles d'ici 2021 ou au plus tard 2027, la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE) instaure en 2007 une obligation de suivi des masses d'eau de plus de 50 hectares. Elle préconise l'utilisation d'indicateurs biologiques tels que le phytoplancton afin de suivre la qualité des milieux aquatiques.

Dans cette étude, la composition fonctionnelle du phytoplancton dans les cinq grands lacs du littoral aquitain (Parentis-Biscarrosse, Cazaux-Sanguinet, Carcans-Hourtin, Lacanau et Soustons) a été analysée sur une dizaine d'années. La dynamique écologique de ces lacs a été déterminée au travers d'analyses multivariées (NMDS) et d'une étude de la diversité fonctionnelle (FD).

Les résultats montrent une composition fonctionnelle différente entre chacun des lacs, variant au cours des saisons et des années. Une influence des teneurs en phosphore total sur la dynamique temporelle et fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques a aussi été démontrée. Une similarité entre les structures d'assemblages de composition fonctionnelle au niveau du taxon et au niveau du genre a été observée, malgré une légère différence au niveau de leur réponse aux gradients environnementaux.

En conclusion, l'état trophique des lacs a été prédit avec l'étude des traits morpho-fonctionnels des communautés de phytoplancton et des variations environnementales. De plus, la comparaison d'une approche fonctionnelle à différents niveaux taxonomiques a montré la possibilité de substituer des données au niveau du taxon pour des données au niveau du genre.

Mots-clés : phytoplancton, traits morpho-fonctionnels, état trophique, lacs, phosphore, dynamique, diversité fonctionnelle

Abstract

In order to achieve a good ecological and chemical status of surface water by 2021 or at the latest by 2027, the Water Framework Directive (2000/60 / EC) introduces in 2007 an obligation of monitoring water masses of more than 50 hectares. The use of biological indicators is recommended such as phytoplankton to monitor the water quality of aquatic ecosystems.

In this study, the functional composition of phytoplankton in five large lakes of the Aquitaine coast was analyzed over a decade. The ecological dynamics of these lakes were determined through multivariate analyzes (NMDS) and a study of the functional diversity (FD).

The results show a different functional composition between each lake and variation over seasons and years. An influence of total phosphorus level has been demonstrated on the temporal and functional dynamics of phytoplankton communities. Similarity between taxon and genus functional composition assemblages was observed, despite a slight difference in their response to environmental gradients.

To conclude, the trophic status of these lakes has been predicted by studying the morpho-functional traits of their phytoplankton communities and environmental variations. A comparison of the functional approach at different taxonomic levels has shown the possibility of substituting taxon-level data for genus-level data.

Keywords : phytoplankton, morpho-functional traits, trophic status, lakes, phosphorus, dynamics, functional diversity

Table des matières

Table des illustrations.....	
Table des abréviations.....	
Glossaire.....	
Préambule.....	
Introduction.....	1
1. Approche fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques.....	3
1.1. Généralités sur l'approche fonctionnelle.....	3
1.2. Détail des traits morpho-fonctionnels utilisés pour l'étude.....	5
1.3. Relations des traits morpho-fonctionnels sélectionnés avec quatre grandes fonctions écologiques.....	7
1.3.1. Acquisition des nutriments et de la lumière.....	7
1.3.2. Résistance à la prédation.....	8
1.3.3. Reproduction.....	9
1.3.4. Résistance à la sédimentation.....	9
2. Matériels et méthodes.....	10
2.1. Sites d'études.....	10
2.2. Méthodes d'échantillonnage.....	11
2.3. Les données phytoplanctoniques et environnementales.....	11
2.4. Analyses statistiques multivariées.....	14
2.4.1. Variation temporelle de la composition fonctionnelle.....	14
2.4.2. Deux approches fonctionnelles à deux échelles différentes.....	15
2.4.3. Variabilité des indices de diversité fonctionnelle.....	16
3. Résultats.....	18
3.1. Diversité et variabilité fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques en lien avec les variations environnementales.....	18
3.2. Comparaison d'une approche fonctionnelle à l'échelle du taxon et à l'échelle du genre.....	24
3.3. Etude de la variabilité des moyennes annuelles d'indices de diversité fonctionnelle.....	26
3.3.1. Richesse fonctionnelle.....	26
3.3.2. Uniformité fonctionnelle.....	27
3.3.3. Divergence fonctionnelle.....	28
4. Discussion.....	29
Conclusion.....	34
Références bibliographiques.....	36
Table des annexes.....	41
Annexes.....	42

Table des illustrations

Figure 1 : Localisation géographique des cinq grands lacs étudiés le long du littoral aquitain	10
Figure 2 : Construction de la matrice sites-dates x traits.....	14
Figure 3 : Construction de la matrice sites-dates x traits utilisée dans le cadre de l’approche au genre	15
Figure 4 : Représentation des cinq grands lacs aquitains (ellipses) suivant les axes 1 et 2 de la NMDS appliquée aux traits morpho-fonctionnels	18
Figure 5 : Représentation des échantillons et des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS.....	19
Figure 6 : Représentation de la dynamique du lac de Parentis Biscarosse suivant les deux premiers axes de la NMDS réalisé sur les traits morpho-fonctionnels pour les données récentes et les plus anciennes.. ..	20
Figure 7 : Représentation des centroides par lac et par année sur les axes 1 et 2 de la NMDS effectuée sur les traits morpho-fonctionnels. Les différentes couleurs représentent les différents lacs. Les variables physico-chimiques sont affichées à postériori.	21
Figure 8 : Représentation des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS réalisée sur la matrice avec les morpho-fonctionnels. Les variables environnementales sont affichées à postériori.....	22
Figure 9 : Représentation des traits morpho-fonctionnels et des saisons (ellipses) suivant les axes 1 et 2 de la NMDS appliquée aux traits morpho-fonctionnels :	23
Figure 10 : Graphique des deux régressions linéaires réalisées sur les scores des échantillons des deux NMDS (approche taxon et approche genre).....	24
Figure 11 : Représentation des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS réalisée sur la matrice avec les morpho-fonctionnels à l’échelle du genre. Les variables environnementales sont affichées à postériori.....	25
Figure 12 : Boxplots représentant les valeurs d’indice de richesse fonctionnelle sur la période 2006-2016 dans les cinq grands lacs aquitains	26
Figure 13 : Boxplots représentant les valeurs d’indice d’uniformité fonctionnelle sur la période 2006-2016 dans les cinq grands lacs aquitains	27
Figure 14 : Boxplots représentant les valeurs d’indice de divergence fonctionnelle sur la période 2006-2016 dans les cinq grands lacs aquitains.....	28
Tableau 1 : Nombre de campagnes par lac, par année et par base de données.....	11

Table des abréviations

ACP	Analyse en Composantes Principales
ANOVA	Analysis of Variance (analyse de variance)
COD	Carbone Organique Dissous
DCA	Dentrended Correspondence Analysis (Analyse factorielle des correspondances redressées)
EABX	Ecosystèmes Aquatiques et changements globaux
ECOVEA	Ecologie des Communautés Végétales Aquatiques et impact des pressions multiples
ETBX	Environnement, Territoires et infrastructures
EPST	Etablissement Public à caractère Scientifique et Technologique
FD	Functional Diversity (diversité fonctionnelle)
FDiv	Functional Divergence (divergence fonctionnelle)
FEve	Functional Evenness (uniformité fonctionnelle)
FRic	Functional Richness (richesse fonctionnelle)
Irstea	Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
LSD	Least Significant Difference (plus petite différence significative)
MRPP	Multiple Response Permutation Procedure (procédure de permutation à réponse multiple)
NH4	Ammonium
NMDS	Non-Metric Multidimensional Scaling (Analyse multidimensionnelle non-métrique)
NO2	Nitrite
NO3	Nitrate
RDA	Analyse de redondance

Glossaire

Aérotape : vacuole de gaz permettant la flottaison dans la colonne d'eau.

Akinète : spore de repos à paroi épaisse formée par la transformation d'une cellule végétative et considérée comme une structure de stockage. Sont principalement retrouvés chez les cyanobactéries.

Autotrophie : A l'inverse de l'hétérotrophie, il s'agit de la capacité à synthétiser des composés organiques à partir de substrats inorganiques.

Colonie : groupe de cellules individuelles enfermées dans une gaine/enveloppe commune ou assemblées et ayant une forme et une structure caractéristique.

Disque de Secchi : disque utilisé pour mesurer la transparence de l'eau en fonction de l'instant où il disparaît de la vue de l'observateur.

Efflorescence : phase de prolifération importante des cyanobactéries notamment.

Eutrophisation : enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements tels que l'accroissement de la production algale, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau.

Filament : cellules unies ou disposées en une ou plusieurs rangées pour former une chaîne ou un fil.

Phytobs : outil informatique automatisé développé par Irstea qui permet le comptage d'échantillons de phytoplancton en intégrant la mise à jour des noms des taxons ainsi que leurs biovolumes et qui facilite ainsi la bancarisation.

Hétérocytes : cellules à paroi épaisse, fixatrices d'azote atmosphérique, qui se forme chez certaines cyanobactéries.

Lorica : mot latin que l'on associe à la partie dure de la surface de certains euglénophytes et chrysophytes.

Motilité : capacité physiologique à effectuer des mouvements.

Vacuole contractile : vacuole se remplissant de liquide et provoquant une expulsion lorsqu'elle se contracte brutalement.

Zone euphotique : couche supérieure de la masse d'eau dans laquelle pénètre suffisamment la lumière pour assurer la photosynthèse. Il s'agit de la couche comprise entre la surface et 2.5 fois le disque de Secchi.

Préambule

Ce rapport est l'aboutissement d'un travail réalisé dans le cadre d'un stage de fin d'études d'école d'ingénieur en Agronomie, dans la dominante « Agronomie, Environnement » à AgroSup Dijon. L'objectif est de réaliser une mission permettant de mettre en œuvre les connaissances et les méthodes acquises au cours de cette formation, selon une démarche argumentée, logique et cohérente. Ainsi, l'ensemble de la démarche mise en œuvre depuis l'élaboration de la problématique jusqu'à l'analyse critique du travail est retranscrit dans ce rapport.

Ce stage d'une durée de vingt-trois semaines a été réalisé à l'Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (Irstea) de Bordeaux. Irstea est un établissement public à caractère scientifique et technologique (EPST) réparti en France dans neuf centres. Ses activités de recherches et d'expertises sont tournées vers l'action et l'appui aux politiques publiques. 1533 collaborateurs et personnels y sont accueillis dont 1129 chercheurs, ingénieurs, doctorants et post-doctorants. Le centre de Bordeaux se compose de deux Unités de Recherches : UR Écosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX) et UR Environnement, territoires et infrastructures (ETBX) dans lesquelles 180 personnes dont la moitié de chercheurs et d'ingénieurs travaillent.

J'ai intégré l'unité EABX, dont les activités de recherches et d'expertises servent de support au développement d'une ingénierie permettant notamment d'évaluer l'état écologique des masses d'eaux à partir de communautés de végétaux aquatiques ou de poissons. J'ai plus particulièrement fait partie de l'équipe ECOVEA (Ecologie des communautés végétales aquatiques et impact des pressions multiples) dans laquelle les travaux de recherche visent à caractériser le fonctionnement et les réponses des communautés végétales aquatiques (macrophytes, phytoplancton et phytobenthos) sous l'influence de diverses catégories d'altérations anthropiques en cours d'eau et en plans d'eau.

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre du programme de recherche DYLAQ « Dynamique des lacs aquitains », ayant vu le jour en 2016 à Irstea ainsi qu'avec le soutien financier de l'agence de l'eau Adour-Garonne. Il vise à étudier la dynamique écologique des plans d'eau du littoral aquitain à travers de nombreuses données disponibles sur plusieurs dizaines d'années et en particulier sur le phytoplancton en ce qui concerne l'étude qui m'a été confiée.

J'ai eu le plaisir de réaliser ce stage de fin d'études accompagnée par Christophe Laplace-Treytore, spécialiste en taxonomie du phytoplancton, et Aurélien Jamoneau, spécialiste en écologie des communautés végétales.

Introduction

La surface des écosystèmes aquatiques continentaux ne représente que 0.8% de la superficie totale de la planète mais elle abrite une biodiversité incroyable. Malheureusement cette biodiversité connaît une forte régression mondiale (Michelet P., 2017) mettant la qualité des milieux aquatiques au cœur des problématiques écologiques (Wasson J. G., 2007). L'étude de ces écosystèmes est essentielle afin de comprendre, de suivre leur état et aussi d'être en mesure d'y adapter les pratiques de gestion et/ou de restauration nécessaires.

La politique de l'eau en France est encadrée par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2000/60/CE) adoptée le 23 octobre 2000. Cette directive européenne a été transposée en France par la loi n° 2004-338 du 21 avril 2004 et définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux. Elle introduit un objectif d'atteinte du bon état écologique et chimique des eaux superficielles d'ici 2021 ou au plus tard 2027 (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2016). En 2007, la gestion des eaux s'est inscrite dans un processus dynamique de suivi notamment avec l'instauration par la DCE d'une obligation de suivi des masses d'eau supérieures à 50 hectares. Sur les 4000 lacs identifiés dans le Sud-Ouest, cent sept correspondent à cette catégorie (Prévost E., 2014). L'Agence de l'eau Adour-Garonne, en collaboration avec Irstea, a mis en place un programme de recherche global intitulé « Dynamique des Lacs Aquitains » (DYLAQ) sur la période 2016 à 2020 afin de mieux connaître la dynamique des différents plans d'eau du littoral aquitain.

Ces milieux lacustres sont des écosystèmes naturels, définis comme des systèmes dynamiques qui évoluent naturellement et en permanence sous l'effet de perturbations (Schlumberger O. et Elie P., 2008) liées aux variations environnementales, incluant par exemple les conditions de pH, de luminosité, de température, les teneurs en phosphore, en azote, etc. Un point commun de la majorité des milieux lacustres du littoral aquitain est qu'ils font l'objet d'activités de baignade, d'activités nautiques, de pêche ou encore servent à la production d'eau potable. Sont ainsi présents de forts enjeux de gestion notamment pour préserver ces écosystèmes face à la pression démographique, climatique et chimique tout en permettant aux différents usages de se maintenir durablement. La préservation de la qualité de ces milieux a longtemps concerné la lutte contre les apports en phosphore mais aujourd'hui les enjeux se situent de plus en plus au niveau des micropolluants, compte tenu de leur toxicité pour les milieux aquatiques et la santé humaine (Klein *et al.*, 2015). Des suivis biologiques et chimiques des milieux lacustres sont effectués depuis de nombreuses années par Irstea et d'autres organismes. Ils visent tout d'abord, d'un point de vue écologique, à la compréhension de l'état et de la dynamique des écosystèmes lacustres du littoral aquitain et aussi d'un point de vue plus général, à l'aide à la prise de décision publique afin d'adapter les futures opérations de gestion. L'objectif de ces dernières est la surveillance de la qualité de l'eau vis-à-vis des enjeux évoqués précédemment et la reconquête du bon état écologique de ces écosystèmes (Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture, 2015).

Le meilleur reflet de l'état de santé de ces milieux est fourni par les caractéristiques biologiques des communautés qui y vivent (Reyjol Y. *et al.*, 2012). En effet ; la DCE s'appuie sur des indicateurs biologiques de la qualité des milieux aquatiques et préconise ainsi l'utilisation du phytoplancton pour mesurer et évaluer l'état écologique des milieux lacustres (Cellamare M., 2009). Le phytoplancton, ou plancton végétal, est constitué d'organismes microscopiques (0.2 μm – 2 mm) en suspension dans les couches superficielles des océans et des milieux dulçaquicoles (lacs, rivières). Il représente seulement 1% de la biomasse d'organismes photosynthétiques sur la planète, cependant, il assure 40% de la production primaire annuelle (Chisholm S. W., 1995). Le phytoplancton fait partie des organismes appartenant au premier maillon du réseau trophique. Ainsi, des modifications dans son abondance ou sa composition spécifique va affecter les niveaux trophiques supérieurs du réseau. Le phytoplancton possède donc un rôle majeur dans les écosystèmes aquatiques. De plus, ces producteurs primaires possèdent une capacité très importante de réponse aux changements environnementaux. Ils sont donc d'excellents indicateurs biologiques de la qualité des milieux aquatiques (Cellamare M., 2009).

Dans le cadre du programme DYLAQ, la mise en cohérence et l'analyse des nombreuses données disponibles sur le phytoplancton dans les différents lacs aquitains, doit permettre de mieux appréhender l'état de ces écosystèmes et de mieux comprendre leur dynamique en fonction des variations environnementales.

Dans le domaine de la recherche en écologie, l'utilisation de la taxonomie pour étudier la diversité des organismes au sein d'une communauté est de plus en plus mise de côté puisqu'elle est très spécialiste et permet difficilement de comparer des écosystèmes avec des espèces très variées. A l'inverse, l'utilisation de traits fonctionnels est de plus en plus courante, offrant la possibilité de travailler avec des espèces très diversifiées mais pouvant posséder des traits remplissant des fonctions écologiques semblables. Ce mémoire vise donc plus particulièrement à étudier les dynamiques temporelles des communautés phytoplanctoniques dans les lacs aquitains en mobilisant une approche basée sur leurs traits morpho-fonctionnels. Deux objectifs principaux sont l'objet de cette étude.

Le premier est de comprendre *comment la variation environnementale (de la chimie des eaux notamment) influe la diversité et la variabilité fonctionnelle des communautés de phytoplancton dans les grands plans d'eau du littoral aquitain au cours du temps.*

Ainsi, quatre hypothèses peuvent être formulées :

(H1) La composition fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques varie en fonction des plans d'eau ;

(H2) La composition fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques a varié au cours du temps (étude sur une dizaine d'années) ;

(H3) La composition fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques varie en fonction des saisons ;

(H4) La variabilité fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques dépend de facteurs environnementaux particuliers.

Le deuxième objectif de ce travail concerne une approche plus appliquée et vise à ***comparer les résultats d'une analyse fonctionnelle effectuée à l'échelle du genre et une analyse fonctionnelle effectuée au niveau de l'espèce.*** La détermination des espèces phytoplanctoniques étant une étape longue et laborieuse pour l'étude de ces communautés, une approche à l'échelle du genre pourrait grandement faciliter ce travail. En conséquence, nous testerons l'hypothèse que :

(H5) Une approche fonctionnelle à l'échelle du genre peut se substituer à une approche fonctionnelle à l'échelle du taxon.

Afin de répondre aux questions posées et de conclure sur les hypothèses, différentes analyses statistiques multivariées ont été menées sur les bases de données disponibles comprenant les relevés de phytoplancton et de physico-chimie des eaux dans les lacs aquitains depuis une dizaine d'années (2006-2016).

1. Approche fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques

1.1. Généralités sur l'approche fonctionnelle

L'utilisation de traits morpho-fonctionnels est de plus en plus courante en écologie des communautés (Fraisse S., 2013, Fortin St-Gelais N., 2017). L'occurrence, la dominance ou l'absence d'une espèce de phytoplancton dépend d'une combinaison de facteurs, comprenant la physique de la colonne d'eau, la disponibilité de nutriments ou encore la pression de broutage (Reynolds C. S., 1980). De la même façon, les traits fonctionnels permettent de déterminer la niche écologique des espèces en prédisant leur répartition le long de gradients environnementaux (Litchman E. et Klausmeier C.A., 2008). Par conséquent, la présence d'une espèce est étroitement liée à ses traits mais aussi à l'interaction de ces traits avec les facteurs environnementaux. Il est reconnu que les caractéristiques fonctionnelles permettent une meilleure compréhension de la réponse des communautés à leur environnement qu'une approche basée sur les espèces individuellement (approche taxonomique) (Souza M. B. G. *et al.*, 2008). L'approche taxonomique identifie des espèces qui peuvent présenter des traits morpho-fonctionnels similaires ou très variés. Ainsi, les approches taxonomiques peuvent constituer des approches complémentaires à celles se basant sur les traits fonctionnels pour analyser et expliquer la structure des communautés phytoplanctoniques en réponse aux contraintes environnementales (Kruck *et al.*, 2010). Une approche fonctionnelle, à l'inverse d'une approche taxonomique, permet de pouvoir comparer des écosystèmes possédant des espèces très variées.

Dans l'approche fonctionnelle, les traits utilisés peuvent être des traits fonctionnels physiologiques (ou éco-physiologiques), des traits fonctionnels comportementaux ou bien des traits fonctionnels morphologiques (ou morpho-fonctionnels). Le phytoplancton possède une grande variété de traits morphologiques qui influencent directement les processus de croissance en conférant un avantage ou non en fonction des contraintes environnementales. Un trait avantageux dans certaines conditions environnementales pourra être détrimentaire lorsque les conditions changeront. Ceci explique l'absence de certains taxons ou groupes fonctionnels dans certains lacs. De plus, les traits morpho-fonctionnels présentent l'avantage d'être facilement observables et mesurables (Fraisse, 2013). Dans ce mémoire, nous nous intéresserons principalement aux traits morpho-fonctionnels mais nous utiliserons aussi certains traits éco-physiologiques tel que la « production de toxines ».

Deux types de travaux ont été menés jusque-là en utilisant cette approche fonctionnelle. Le premier consiste à faire des groupes fonctionnels comme l'ont fait Reynolds *et al.*, 2002, Padisak *et al.*, 2009 ou encore Kruck *et al.*, 2012. Cette approche permet de regrouper les espèces qui répondent de manière similaire à une suite de conditions écologiques, qui peuvent partager ou non des relations phylogéniques ou des caractéristiques morphologiques. La seconde approche se concentre sur les traits fonctionnels eux-mêmes. Elle classe les espèces en termes de fonctions écologiques (reproduction, acquisition de ressource, résistance aux prédateurs, résistance à la sédimentation) et type de traits (morphologiques, physiologiques, comportementaux). Ces deux approches ont de nombreux points communs, cependant il est encore difficile de conclure si l'une ou l'autre apporte plus d'informations pour expliquer les distributions phytoplanctoniques (Cellamare M., 2009). Kruk *et al.*, 2011 a tout de même démontré que les traits fonctionnels eux-mêmes expliquaient mieux la variance du phytoplancton (changement de composition et de structures de communauté) vis-à-vis des conditions environnementales que l'approche par les groupes fonctionnels. Cette étude sera donc basée sur la seconde approche.

Cette approche fonctionnelle sur les communautés phytoplanctoniques a déjà été initiée sur certains lacs aquitains mais sur une durée réduite (1 à 2 ans). La mise en œuvre d'une telle approche sur une durée plus importante devrait permettre d'établir un état de la dynamique temporelle et fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques dans ces sites.

Afin d'être en mesure de comprendre et d'interpréter cette dynamique de communauté, il est important de détailler le lien entre certaines grandes fonctions écologiques et les traits morpho-fonctionnels du phytoplancton qui seront utilisés. Ainsi, quatre grandes fonctions écologiques (processus biologiques de fonctionnement et maintien des écosystèmes) ont été identifiées comme essentielles dans le phénomène de croissance et/ou de mortalité du phytoplancton : l'acquisition de nutriments et de lumière, la résistance face à la prédation, la reproduction et la résistance à la sédimentation. La partie suivante détaille les relations existantes entre les traits retenus pour l'étude et ces quatre grandes fonctions écologiques.

1.2. Détail des traits morpho-fonctionnels utilisés pour l'étude

Les traits morpho-fonctionnels conservés pour l'étude sont ceux qui ont été déterminés et utilisés par Emilie Prévost en 2014 pour l'étude de quatre grands lacs aquitains. Ci-après sont définis chacun de ces traits :

- Forme de vie :

Il est possible de retrouver le phytoplancton sous forme de cellule solitaire, de colonie ou bien de filament. Ne sera conservée que la forme prédominante de l'espèce si cette dernière peut être retrouvée sous plusieurs formes.

- La taille maximale que peut atteindre l'individu :

Cinq classes de tailles sont différenciées concernant la taille maximale des individus : le picophytoplancton : 0.2-2 μ m, le nanophytoplancton : 2-20 μ m, le microphytoplancton : 20-200 μ m, le mésophytoplancton : 200 μ m-2mm et le macrophytoplancton : >2mm. La taille du phytoplancton joue un rôle majeur dans les différentes fonctions écologiques que nous détaillerons dans la partie suivante.

- Forme « géométrique » :

La forme « géométrique » des cellules a été déterminée lors de l'identification. Pour chaque taxon une forme géométrique simple qui lui correspond le mieux est assignée et renseignée. Ainsi treize formes sont répertoriées : cylindre, cylindre ovale, ellipse rotationnelle, ellipse plate sphérique, forme Cymbelloïde, forme de Ceratium, forme de Staurastrum, double cône, parallélépipède, prisme sur base parallélogramme, prisme sur une base triangulaire, cône avec demi-sphère.

- Motilité :

La motilité est la capacité physiologique d'une espèce à se déplacer. La présence de flagelle, de vacuole de gaz (aérotome) ou de vacuole contractile engendre la motilité de l'espèce.

- Présence de mucilage :

Le mucilage est une enveloppe gélatineuse souvent retrouvée chez les diatomées, qui permet notamment d'attacher les cellules entre elles au sein des colonies (Quéguiner B., 2013).

- Présence d'akinètes :

Les akinètes sont des structures de stockage et de résistance que l'on retrouve chez les cyanobactéries.

- Présence d'hétérocytes :

Les hétérocytes permettent de fixer l'azote atmosphérique et permettent ainsi aux espèces qui en possèdent d'avoir une autre source de nutrition azotée lorsque les conditions deviennent limitantes.

- Présence de chloroplastes :

Ce trait permet de discriminer les cyanobactéries qui sont les seules à ne pas en posséder. En effet les cyanobactéries possèdent des thylakoïdes à la place des chloroplastes comme siège de la production photosynthétique.

- Présence de cystes :

Ce trait est souvent retrouvé chez les chrysophycées, il s'agit d'une cellule permettant de résister en conditions de fortes perturbations et assurant la reproduction lorsque les conditions redeviennent favorables (Sandgren C., 1991).

- Présence d'une gaine :

La présence de gaine permet une résistance à la prédation, aux conditions de fortes turbulences, mais est aussi impliquée dans d'autres fonctions écologiques importantes qui sont détaillées dans la partie suivante.

- Présence de tractus :

Le tractus permet d'attacher entre elles certaines cellules afin de former une colonie.

- Présence de squelette siliceux :

Seules les diatomées possèdent un squelette externe siliceux, que l'on appelle aussi « frustule ».

- Présence de lorica :

Une lorica est une enveloppe dans laquelle se protègent les chrysophytes notamment.

- Présence de plaques, d'écailles, de protubérances :

La présence de plaques, d'écailles et/ou de protubérances (épines, dents, etc) joue un rôle important dans la résistance à la prédation notamment.

- Biovolume :

Le biovolume des cellules est divisé en 5 classes ($<10 \mu\text{m}^3$, $10.1-100 \mu\text{m}^3$, $100.1-1\ 000 \mu\text{m}^3$, $1\ 000.1-10\ 000 \mu\text{m}^3$, $>10\ 000 \mu\text{m}^3$). L'utilisation des biovolumes permet d'estimer l'espace occupé par l'espèce dans l'écosystème.

- Présence de pigments :

Les pigments étudiés sont la chlorophylle b, la chlorophylle c, les xanthophylles et les phycobilines. Ces pigments permettent de discriminer les différents groupes algaux. Par exemple les cyanobactéries ne possèdent que les phycobilines sur ces 4 pigments.

- Production de toxines :

Capacité spécifique à de nombreuses cyanobactéries. Ces toxines sont dangereuses pour l'homme d'où l'intérêt de les étudier mais peuvent aussi avoir un impact sur les autres espèces de la communauté.

- Mixotrophie :

La mixotrophie est le fait de combiner les modes de nutrition autotrophe et hétérotrophe simultanément. Les espèces possédant ce trait seront donc avantagées, et notamment en conditions limitantes de nutriments.

- Mode de reproduction :

Certaines espèces sont capables d'utiliser les deux modes de reproduction sexué et asexué, ce qui leur confère là aussi un avantage vis-à-vis de la reproduction lorsque les conditions du milieu ne sont plus favorables à un mode de reproduction spécifique.

Tous ces traits ont été renseignés dans une table de traits pour le phytoplancton, et ce pour un total de 607 espèces.

1.3. Relations des traits morpho-fonctionnels sélectionnés avec quatre grandes fonctions écologiques

La dynamique des communautés phytoplanctoniques et les relations au sein des réseaux trophiques de l'écosystème sont largement dépendantes de la composition en traits morpho-fonctionnels du phytoplancton. De nombreuses études ont montré que le taux de croissance, le taux de sédimentation ou encore la résistance à la prédation sont autant de phénomènes dépendants de la taille des cellules phytoplanctoniques par exemple. Ci-après sont détaillées les relations entre quatre grandes fonctions écologiques et les traits morpho-fonctionnels utilisés pour l'étude.

1.3.1. Acquisition des nutriments et de la lumière

Concernant l'acquisition des nutriments et de la lumière, les individus de petite taille ont un meilleur taux de photosynthèse et un plus grand taux de croissance spécifique. Ils ont aussi un transport de nutriments plus rapide par unité de biomasse (Hein M. *et al.*, 1995) qui nécessite une plus faible dépense énergétique que pour les plus grands individus (Aleya L. et Amblard C., 1989). Ainsi, les unicellulaires et les petits organismes avec un fort ratio S/V (filaments

fins par exemple) prévalent largement en condition de faible disponibilité de la lumière et de nutriments (O'Farrel I. *et al.*, 2007). Un autre trait influençant l'acquisition des ressources est la motilité (Salmaso N., et Padisak J., 2007). Les espèces motiles peuvent migrer le long de la colonne d'eau et ainsi avoir une utilisation plus optimale des ressources (lumière et nutriments) même en conditions limitantes. La présence de flagelles, de vacuoles contractiles ou d'aérotopes étant étroitement liée à la motilité, ce trait peut donc aussi indiquer un avantage dans l'acquisition des nutriments.

- Acquisition des nutriments :

Concernant l'acquisition de nutriments en particulier, les petites cellules sont avantagées principalement en condition limitante de nutriments (Litchman E. et Klausmeier C. A., 2008) et à l'inverse, les plus grands individus pourraient être avantagés en conditions de fluctuation de nutriments (Litchman E., 2010). La présence de cellules spécialisées telles que les hétérocytes est aussi un trait à relier à l'acquisition des nutriments. En effet, les hétérocytes que l'on retrouve chez certaines cyanobactéries permettent la fixation de l'azote atmosphérique. Ce trait sera donc retrouvé dans des environnements avec une faible disponibilité en azote dans l'eau (Litchmann E. *et al.*, 2010). Il est aussi possible d'interpréter cette présence d'hétérocytes comme une compétition pour les nutriments (notamment pour l'azote) forte dans le milieu. D'autres traits sont à relier positivement à l'acquisition des nutriments tels que la présence de mucilage qui permet une séquestration des nutriments dans la cellule (Reynolds C. S., 2007) ou encore la mixotrophie (présence des deux modes de nutrition autotrophe et hétérotrophe) qui permet de passer d'un mode de nutrition à un autre lorsque les conditions ne sont plus favorables (Litchman E. et Klausmeier C. A., 2008).

- Acquisition de la lumière :

La présence de vésicules à gaz (aérotopes et pseudo-aérotopes) qui permet en premier lieu le contrôle de la flottabilité, a aussi un rôle plus spécifique dans l'acquisition de la lumière. Ces vésicules, synthétisées notamment par certaines cyanobactéries, diminuent en nombre lorsqu'il y a une photosynthèse accrue (en raison de la pression de turgescence). Ainsi, une forte proportion d'individus exprimant des vésicules gazeuses reflète des environnements à faible luminosité et une faible productivité photosynthétique (Litchman E. *et al.*, 2010). Un autre trait à relier à l'acquisition de la lumière, est la présence de phycobiline qui permet d'accroître très légèrement la photosynthèse (Cellamare M., 2009). Ce pigment est retrouvé seulement chez les cryptophycées et les cyanobactéries (Prévost E., 2014).

1.3.2. Résistance à la prédation

Le phytoplancton a mis au point différentes stratégies d'évitement des prédateurs (appelés aussi les brouteurs) qui sont détaillées dans cette partie.

Les individus les plus petits sont les plus vulnérables face aux prédateurs. Afin de lutter contre les effets du broutage, le phytoplancton a acquis au cours de l'évolution différentes stratégies comme l'augmentation de sa taille en formant des colonies ou filaments ou encore en développant des protubérances du type épines (Smetacek V., 2001) rendant leur consommation

plus difficile. Certaines espèces ont développé des résistances physiques, à l'image des squelettes siliceux des diatomées (Hamm C. E. *et al.*, 2003) ou encore de gaine, de lorica, de plaques dures et d'écailles siliceuses afin de réduire la prédation (Prévost E., 2014). D'autres espèces ont développé une paroi externe mucilagineuse afin de devenir indigestes (Reynolds C. S., 2007), ou bien produisent des toxines comme le font les cyanobactéries, afin de résister aux prédateurs (Lavoie I. *et al.*, 2007). Pour finir, certaines espèces peuvent échapper à leurs prédateurs grâce à leur motilité (Smetacek V., 2011). Les traits « présence de flagelles », « présence d'aérotopes » et « présence de vacuoles contractiles » peuvent donc aussi être reliés à la résistance au broutage.

1.3.3. Reproduction

La capacité de combiner les deux modes de reproduction sexuée et asexuée (diatomées, dinoflagellés, algues vertes) est un facteur important dans l'adaptation des espèces. Cela permet aux espèces qui en sont capables de survivre quand les conditions du milieu ne sont plus favorables en utilisant un autre mode de reproduction (Litchman E. et Klausmeier C., 2008)

1.3.4. Résistance à la sédimentation

Le phytoplancton doit se maintenir en suspension dans la colonne d'eau afin de bénéficier de lumière et de nutriments en quantité suffisante. Ainsi, il doit résister au phénomène de sédimentation. Différents traits morpho-fonctionnels participent à cette résistance ou bien à l'inverse, l'accentuent.

Un des traits qui minimise les pertes par sédimentation est la forme de vie. En diminuant sa taille donc son volume et dans bon nombre de cas sa masse, le phytoplancton est moins sensible à la sédimentation, cependant cela augmente son risque d'être brouter. Les espèces avec des formes complexes seront avantagées grâce à l'augmentation des forces de frottement permettant de ralentir leur chute et donc leur vitesse de sédimentation (Padisak J. *et al.*, 2003). De même, la présence de protubérance peut accentuer la résistance à la sédimentation (Universalis, 2018). La densité de l'individu est un trait qui influe aussi sur cette fonction écologique. En effet, la présence de mucilage et/ou de vésicules à gaz (aérotopes) permet de diminuer la vitesse de sédimentation en diminuant la densité de l'individu. Au contraire, la présence de structures denses comme une gaine, une lorica, des plaques dures, des écailles siliceuses ou encore un squelette siliceux, peut accentuer le phénomène de sédimentation. Pour finir, en condition de faible turbulence, la motilité peut conférer un avantage au phytoplancton. Les cellules mobiles peuvent ajuster leur position dans la colonne d'eau, ce trait peut ainsi être relié à la résistance à la sédimentation (Fraisse S., 2013). Les compositions en traits morpho-fonctionnels sont donc directement liées aux grandes fonctions écologiques déterminant la régression ou la croissance du phytoplancton et jouent un rôle essentiel dans l'étude des dynamiques du phytoplancton.

2. Matériels et méthodes

2.1. Sites d'études

Cette étude porte sur l'analyse des grands lacs du littoral Aquitain. Ces lacs se sont formés après la dernière glaciation (-10 000 ans) et l'édification d'un cordon dunaire littoral d'environ 200 km de longueur et 5 km de large (accumulation de sable par les vents d'Ouest). C'est la raison pour laquelle sont apparues des retenues naturelles d'eau douce dues au barrage de l'écoulement de ruisseaux et cours d'eau par les dunes (Cellamare M., 2009). Les plans d'eau étudiés se situent tous dans le bassin hydrographique Adour-Garonne, caractérisant le grand Sud-Ouest de la France. Il s'agit des lacs de Carcans-Hourtin, de Lacanau, de Cazaux-Sanguinet, de Parentis-Biscarrosse et de Soustons (Figure 1). Les lacs de Carcans-Hourtin et Lacanau sont connectés entre eux, tout comme les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse (Muchiut S. et Susperregui N., 2007).

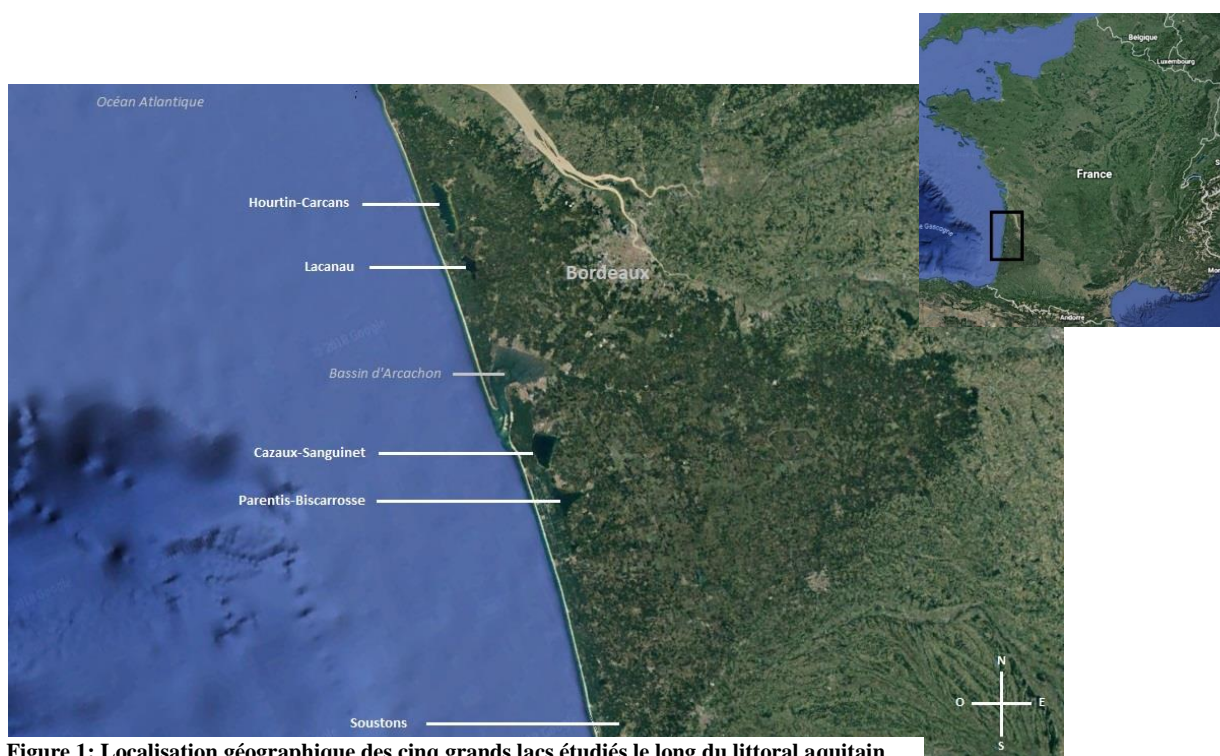


Figure 1: Localisation géographique des cinq grands lacs étudiés le long du littoral aquitain

Le choix de l'étude de ces masses d'eau douce de surfaces continentales résulte tout d'abord de leur origine similaire, de leur proximité géographique (le long de la côte aquitaine), de leur basse altitude et aussi des contraintes climatiques semblables (Cellamare M., 2009). Cependant elles présentent des caractéristiques hydro-morphologiques différentes telles que leur volume ou encore leur profondeur (Annexe 1) et aussi des états trophiques différents. Ces lacs figurent parmi les plus grands lacs naturels de plaine de France, ils abritent une biodiversité remarquable et sont le support de très nombreux services écosystémiques. En conséquence, ils représentent des milieux exceptionnels pour les études de diversité et de fonctionnement écologique (Prévoist E., 2014).

2.2. Méthodes d'échantillonnage

Les échantillons de phytoplancton ont été prélevés généralement sur une unique station au niveau du point de plus grande profondeur. Les prélèvements sont effectués dans la zone euphotique, c'est-à-dire la zone de surface où la lumière pénètre et où l'activité photosynthétique est possible. Cette dernière correspond théoriquement à la tranche d'eau comprise entre la surface et 2.5 fois la profondeur mesurée au disque de Secchi. Les échantillons sont conservés dans le lugol (permettant de fixer les échantillons biologiques) puis observés au microscope inversé pour comptage des cellules de chaque taxon (Laplace-Treyture C. *et al.*, 2009). La méthode de comptage phytoplanctonique utilisée suit la norme NF EN 1504, 2006 (AFNOR, 2006) retenue au niveau européen (méthode Utermöhl). Le comptage est alors rapporté à l'échantillon de départ pour obtenir un résultat en cellules par millilitre d'eau prélevé. Cette méthode permet une analyse qualitative avec les différentes espèces rencontrées mais aussi quantitative avec les abondances et biovolumes relatifs aux espèces phytoplanctoniques (Bertrin V. *et al.*, 2009).

Sur la station où est échantillonné le phytoplancton, des mesures physico-chimiques telles que le pH, la conductivité et la concentration en oxygène ont été réalisées. Des analyses chimiques de l'eau sont aussi réalisées en laboratoire, où différents éléments sont dosés (Laplace-Treyture C. *et al.*, 2009).

2.3. Les données phytoplanctoniques et environnementales

Les données biologiques et physico-chimiques ont été rentrées et stockées dans quatre bases de données (Tableau 1). La première est la base « **DYLAQ** » qui contient des données très anciennes remontant de 1972 à 1989, très inégalement réparties temporellement et spatialement et caractérisées par des informations qualitatives telles que des adjectifs pour décrire les abondances. De plus, cette base comporte quelques données difficilement interprétables compte tenu du manque d'information sur les objectifs fixés lors de ces campagnes. Par exemple, certaines campagnes identifient seulement 1 à 7 taxons et à l'inverse, 797 taxons ont été identifiés dans le cadre d'une unique campagne. Ces données seront donc complexes à analyser compte tenu de leur hétérogénéité et de leur fiabilité. La seconde base de données utilisée est celle de **Cellamare M.** qui a acquis des données en 2006 et 2007 dans le cadre de sa thèse. Ces données sont beaucoup plus homogènes et inclues quatre campagnes par an qui ont été réalisées sur chacun des lacs étudiés. La troisième base de données est celle de Irstea d'**Aix** qui regroupe les campagnes effectuées entre 2007 et 2011 dans le cadre du réseau de suivi national DCE des plans d'eau. Les campagnes de 2008 sont manquantes ainsi que celles de 2007 pour les lacs de Parentis-Biscarrosse et Lacanau. Pour finir, la dernière base de données disponible est la base « **lacs_aquitains** » qui regroupe des données échantillonnées par Christophe Laplace-Treyture à Irstea de Bordeaux sur la période 2010-2016. Ces données sont plus régulièrement réparties entre les lacs mais aucune donnée n'est disponible pour le lac de Soustons.

Tableau 1 : Nombre de campagnes par lac, par année et par base de données

	1972	1978	1979	1980	1981	1984	1985	1989		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Cazaux	1	1	1	1	1		1			3	4+4		3	5+8	4+12	12	12	12	12	8
Parentis	1						10	9	1	3	4		3	5+8	4+12	12	12	12	12	8
Lacanau							1			3	4		3	5	4		12	12	11	1
Hourtin							1			3	4+4		3	5	4		12	12	11	1
Souston							1			3	4		3	5	4					
	DYLAQ									Cellamare	Aix		lacs_aquitains							

1 à 7 taxons identifiés
 797 taxons identifiés

L'ensemble de ces données, bien qu'assez nombreuses, sont plutôt hétérogènes du fait du nombre de campagnes par année et par lac qui sont très variables : de 1 à 12 campagnes par an plus ou moins bien réparties sur l'année et pas forcément pour tous les lacs étudiés.

Les données phytoplanctoniques :

L'expression des données de phytoplancton varie au cours du temps (abondance ou biovolume, données qualitatives, quantitatives).

Compte tenu de l'hétérogénéité des données, les campagnes de 2006 à 2016 sont analysées et les données les plus anciennes y sont ensuite intégrées afin d'observer la dynamique de la composition fonctionnelle à plus grande échelle. Les données de 2006-2016 utilisées pour l'analyse proviennent des bases de données de Maria Cellamare pour les années 2006-2007, d'Aix pour 2009 à 2011 et celles de la base lacs_aquitains pour les campagnes de 2012 à 2016. Concernant les données plus anciennes, seules les données pour le lac de Parentis-Biscarrosse sont analysées, étant donné le nombre de campagnes trop restreint pour les autres lacs.

Le choix de travailler avec les biovolumes a été fait pour ces analyses. En effet, l'expression des données biologiques sur le phytoplancton peut être en abondance ou en biovolume (volume occupé par l'individu). Ce choix a été fait par souci de précision et de représentativité. En effet, l'abondance est parfois exprimée en nombre d'individus par millilitre ou en nombre de cellules par millilitre, ce qui peut conduire à des problèmes de comparaison des données. Les biovolumes exprimés en millimètre cube par litre, sont calculés à partir du nombre de cellules par millilitre et du biovolume spécifique des taxons en micromètre cube par litre (issu de la littérature) (Laplace-Treyture C. *et al.*, 2017). Utiliser les biovolumes permet de donner une information supplémentaire sur le volume qu'occupe l'espèce dans l'échantillon et ainsi être plus représentatif de la structure des communautés. L'utilisation des biovolumes se fera pour les données de 2006-2016. Cependant les biovolumes des données les plus anciennes étant exprimés avec des adjectifs et non pas en données quantitatives, ces derniers ne seront pas utilisés lors de l'analyse des données anciennes qui se basera donc sur la notion d'absence ou de présence des traits.

Afin d'être en mesure d'analyser ces données, quelques vérifications et modifications ont tout d'abord été nécessaires. La première étape a été d'homogénéiser la taxonomie dans le cadre de l'étude en utilisant le logiciel Phytobs comme référence (Laplace-Treyture C. *et al.*, 2017). La seconde étape a consisté à compléter la table de traits morpho-fonctionnels du phytoplancton, initiée par Emilie Prévost en 2014 au niveau aquitain puis ré-implémentée par Jonathan Derot en 2016 au niveau national. Cette table de traits contient, pour environ 600 taxons de phytoplancton, une liste de quarante-cinq traits morpho-fonctionnels. Il a tout d'abord été nécessaire de déterminer les taxons à ajouter à cette table, en comparant ceux retrouvés dans les données disponibles avec ceux déjà présents dans la table de traits. 547 taxons ont ainsi été identifiés sur les 1012 taxons de la base de données totale. Le nombre de taxons à ajouter étant trop important, des calculs d'occurrences ont été effectués afin de sélectionner et d'ajouter à la table uniquement les taxons les plus occurants. Ainsi, un seuil de 15 occurrences (incluses) a été choisi et une trentaine de taxons a été rajoutée à la table de traits. Afin de compléter la table

de traits avec ces taxons, des recherches bibliographiques ont été réalisées afin d'attribuer à chaque taxon ses traits morpho-fonctionnels avec la plus grande précision possible.

L'utilisation de la table de traits a permis de réaliser un nettoyage des données en amont, étant donné que tous les taxons absents de cette table ont été supprimés de l'analyse fonctionnelle. Cette étape a été particulièrement bénéfique pour les données de 2006-2007. En effet, l'identification des diatomées ayant été confiée à un spécialiste pendant ces deux années d'étude, un nombre très important de taxons de ce groupe algal a été répertorié en comparaison aux années suivantes, induisant une richesse taxonomique beaucoup plus élevée dans les relevés correspondants. Cependant, la suppression des taxons absents de la table de traits a permis de réduire cette richesse taxonomique en supprimant en particulier des diatomées et ramenant ainsi son niveau comparable à celui des autres années de campagne.

Les données environnementales :

Les données physico-chimiques pour les cinq grands lacs du littoral aquitain sont disponibles dans les trois bases de données d'Aix, de lacs_aquitains et de Maria Cellamare. Les paramètres chimiques retenus pour l'étude sont :

- Le phosphore total, excellent indicateur de l'eutrophisation des milieux.
- Les teneurs en pigments chlorophylliens et notamment en chlorophylle a, permettant une estimation des biomasses algales.
- Le carbone organique dissous (COD), nutriment essentiel au développement du phytoplancton. Le carbone organique total est aussi mesuré, cependant il englobe le phytoplancton lui-même. Ainsi, il sera préférable de se concentrer sur le carbone organique dissous plutôt que le carbone organique total.
- Les formes minérales de l'azote, à savoir les nitrates, les nitrites, l'ammonium. En effet, les formes minérales sont les formes que le phytoplancton va être en mesure de consommer.

Les trois bases ayant été complétées par des opérateurs différents, il a été nécessaire d'homogénéiser les données notamment les unités employées. Par exemple, l'ammonium, les nitrates et les nitrites exprimés en milligramme de NO₃ par litre (mg(NO₃)/l) ou en milligramme de N par litre (mg(N)/l) suivant l'origine de la source. Les facteurs de conversion sont détaillés en Annexe 2.

D'autres facteurs environnementaux ont également été intégrés à l'analyse de ces communautés phytoplanctoniques et incluent des paramètres hydromorphologiques et paysagers. Les variables d'hydromorphologie concernent le périmètre, le volume, la superficie, la profondeur moyenne, la profondeur maximale et l'altitude de chacun des lacs. Les variables paysagères indiquent le pourcentage d'occupation des sols de prairies, de zones artificielles, d'eau, de forêts, de sable, de champs ou d'espaces semi-urbanisés sur l'ensemble du bassin versant de chaque lac pour l'année 2000.

2.4. Analyses statistiques multivariées

2.4.1. Variation temporelle de la composition fonctionnelle

Les analyses statistiques permettant de décrire la dynamique de la composition fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques, sont basées sur une matrice sites-dates x traits (Figure 2). Cette matrice a été obtenue en fusionnant une première matrice taxons x traits contenant des données binaires avec une seconde matrice sites-date x taxons contenant les valeurs de biovolumes. Pour chaque trait, la somme des biovolumes des espèces présentes sur un site-date a été effectuée.

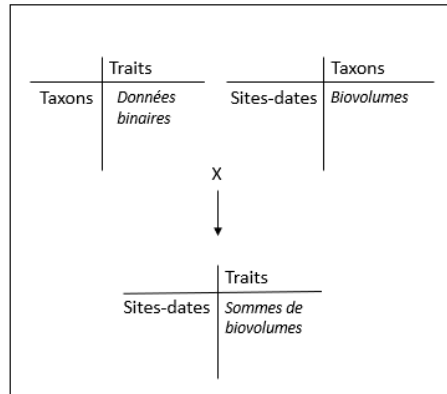


Figure 2 : Construction de la matrice sites-dates x traits

Une analyse « Non-metric multidimensional scaling (NMDS) » a été utilisée afin d'étudier la variation temporelle de la composition fonctionnelle du phytoplancton. Cette analyse permet de représenter des objets dans un espace de dimension réduite, afin qu'elles puissent être visualisées et interprétées. Pour choisir le nombre de dimensions optimal, des NMDS sont effectuées en faisant varier le nombre de dimensions (de 1 à 10), et les valeurs de stress (indicateur de la qualité de l'analyse) sont extraites. Un barplot est ensuite créé afin de visualiser les valeurs de stress en fonction du nombre de dimensions et ce nombre est déterminé en choisissant le meilleur rapport stress/nombre de dimensions (stress inférieur à 0.2, Nogues X. *et al.*, 2018). Legendre P. et Gallagher E. D., 2001 ont montré qu'une transformation de Hellinger des données avant de réaliser des analyses multivariées sur les matrices de communautés (dans notre cas sites-dates x traits) était recommandée. Nous avons donc transformé les données avant de calculer une matrice de dissimilarité (matrice de distance) entre les sites-dates en utilisant la distance de Bray-Curtis. Au contraire de certaines autres méthodes d'ordination (ACP, DCA), la NMDS ne donne pas une solution unique à un ensemble de données. En effet, la NMDS recherche de façon itérative une solution qui minimise le stress et s'arrête après un certain nombre de tentatives. Ainsi, il est possible d'avoir des ordinations quelques peu différentes entre deux NMDS sur un même jeu de données (Legendre P. et Legendre L., 1998).

Afin de visualiser la dynamique temporelle de la composition fonctionnelle en fonction des années, les scores des sites de la NMDS sont exportés et les centroïdes (moyenne des coordonnées) de ces derniers calculés pour chaque lac et chaque année. L'ensemble des données environnementales a ensuite été ajusté, à posteriori, sur l'ordination (fonction

« envfit » du package « Vegan » (Oksanen J., 2018)). Les projections des points sur les vecteurs, ou gradients environnementaux, ont une corrélation maximale avec les variables environnementales correspondantes. L'avantage considérable de l'ajustement à posteriori en comparaison à une Analyse de Redondance (RDA) par exemple, est la possibilité d'intégrer les données environnementales même si certaines valeurs sont manquantes pour certains sites-dates ou certaines variables. En effet, il ne s'agit pas d'un positionnement dans un espace contraint comme dans la RDA. Afin d'avoir un maximum d'observations (sites-dates) complètes, les trois bases de données de la physico-chimie des grands lacs aquitains ont été utilisées.

Dans l'objectif de répondre aux trois premières hypothèses posées dans la présente étude, une procédure de permutation à réponse multiple (MRPP) a été utilisée. Cette analyse permet de tester statistiquement la différence de composition entre différents groupes. Ainsi, la variation de composition fonctionnelle en fonction des différents lacs, années et saisons sont respectivement testées (H1, H2 et H3).

Toutes les analyses ont été effectuées avec le package « Vegan » (Oksanen J., 2018) de R (Development Core Team, 2005).

2.4.2. Deux approches fonctionnelles à deux échelles différentes

Le deuxième objectif de cette étude est la comparaison de deux approches fonctionnelles, une à l'échelle du taxon et une à l'échelle du genre (H5). Une NMDS pour chaque approche est réalisée. L'approche à l'échelle taxonomique a été détaillée dans le paragraphe précédent et se base sur une matrice de biovolume (sites-dates x traits). La matrice utilisée pour l'approche au genre est construite à partir d'une matrice (sites-dates x genres) en utilisant la somme des biovolumes des taxons par genre et d'une matrice (genres x traits) représentant la probabilité de présence de chaque trait pour chaque genre (Figure 3). Ainsi, les genres sont représentés par les traits qui les caractérisent le mieux.

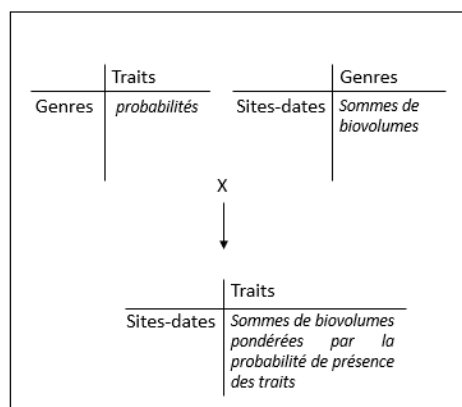


Figure 3 : Construction de la matrice sites-dates x traits utilisée dans le cadre de l'approche au genre

Dans le but de comparer les deux ordinations (approche taxon vs. approche genre), un modèle linéaire a été réalisé sur les scores des échantillons des deux NMDS. Le coefficient de détermination (R^2) indique la proportion de la variabilité expliquée par la régression et permettra, en fonction de sa valeur, de déterminer la qualité du modèle linéaire et de conclure par rapport à la similitude des deux approches.

Une procédure de permutation à réponse multiple (MRPP) a été utilisée afin de tester et comparer la composition fonctionnelle en fonction des saisons des deux approches.

2.4.3. Variabilité des indices de diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle peut être représentée comme la répartition des espèces et de leurs abondances dans un espace fonctionnel multidimensionnel en fonction de la valeur de leurs traits (Villéger S., 2008). Les indices de diversité fonctionnelle peuvent être calculés en utilisant la fonction « dbFD » du package « FD » (Laliberté E. *et al.*, 2014) avec le logiciel R.

Pour calculer ces indices de diversité fonctionnelle, une matrice taxons x traits est nécessaire ainsi qu'une matrice sites-dates x taxons. La fonction « dbFD » permet à partir de n'importe quelle quantité et type de traits fonctionnels de calculer la richesse fonctionnelle, l'uniformité fonctionnelle et la divergence fonctionnelle (Laliberté E. *et al.*, 2015). Ci-après sont définis les trois indices de diversité fonctionnelle qui seront étudiés :

- **La richesse fonctionnelle (FRic)** est définie comme le nombre de fonctions occupées par les communautés. Il s'agit du volume de l'espace multidimensionnel occupé par les espèces d'une communauté au sein de l'espace fonctionnel. Il ne prend pas en compte l'abondance des espèces (Camara M. L., 2016) et n'a pas de limite supérieure puisqu'il quantifie un volume absolu rempli qui dépend du nombre de traits (Villéger S. *et al.*, 2008).
- **L'uniformité fonctionnelle (FEve)** décrit l'équitabilité de la distribution des traits fonctionnels au sein des communautés en fonction de la distribution des espèces et de leur biovolume dans l'espace fonctionnel (Camara M. L., 2016). Ainsi, elle mesure si la communauté est dominée par certains traits (Berman S., 2006) ou au contraire bien répartie dans une multitude de traits. L'indice se situe entre 0 et 1. Il est proche de 1 lorsque le biovolume est uniformément réparti entre les espèces et lorsque les distances fonctionnelles entre les espèces sont régulières (Villéger S. *et al.*, 2008).
- **La divergence fonctionnelle (FDiv)** est définie comme l'écart à la moyenne des traits des communautés. Il s'agit en fait de la proportion de biovolume totale supportée par les espèces qui ont des valeurs de traits les plus extrêmes au sein d'une communauté (Camara M. L., 2016). Plus pratiquement, la divergence fonctionnelle mesure si les individus ont des traits qui se ressemblent au sein d'une communauté (Berman S., 2006) ou au contraire sont très éloignés (divergents). L'indice est strictement limité entre 0 et 1. Plus la valeur est proche de 1, plus les espèces les plus abondantes ont des valeurs de

traits fonctionnels extrêmes et à l'inverse plus la valeur est proche de 0, plus les espèces les plus abondantes ont des traits fonctionnels proches du centre de la gamme des traits fonctionnels (Villéger S. *et al.*, 2008).

La variabilité des moyennes annuelles de ces indices pour chaque lac est étudiée. Des boxplots sont réalisés et pour chacun des indices, la variation temporelle a été testée avec une analyse de variance (ANOVA) à 1 facteur (année) suivant l'hypothèse H0 d'absence de différence significative entre les années. Si l'hypothèse nulle est rejetée, un test LSD (Least Significant Difference) est ensuite effectué afin de tester les différences significatives entre les années.

Pour l'étude de l'indice de richesse fonctionnelle et celui d'uniformité fonctionnelle, toutes les conditions sont remplies pour réaliser l'analyse de variance (ANOVA), à savoir la normalité des résidus (Test de Shapiro) et l'homogénéité des variances (Test de Bartlett). Cependant pour l'indice de divergence fonctionnelle, l'homogénéité des variances n'est pas respectée pour les lacs de Cazaux-Sanguinet, Parentis-Biscarrosse et Carcans-Hourtin. Un test de Kruskal-Wallis est alors réalisé, suivi d'une comparaison multiple avec un test de Wilcoxon. Pour le lac de Lacanau, seule la normalité des résidus n'est pas respectée. Les résidus sont cependant proches de la loi Normale, l'analyse de variance ANOVA a donc été réalisée sur ce plan d'eau.

3. Résultats

3.1. Diversité et variabilité fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques en lien avec les variations environnementales

L'analyse du stress (Annexe 3) de la NMDS réalisée révèle que deux dimensions permettent de représenter correctement la composition fonctionnelle (stress = 0.19) des données de 2006-2016 (Figure 4).

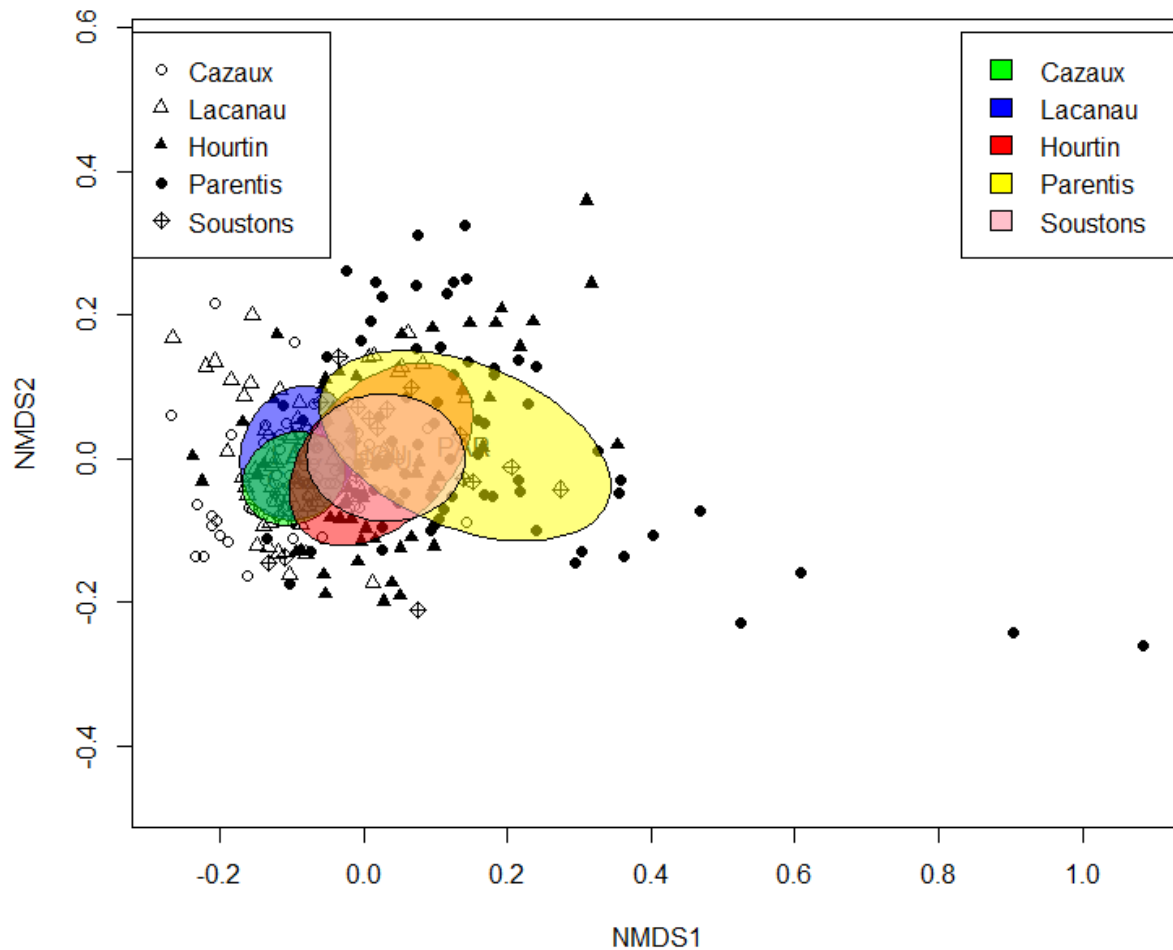


Figure 4 : Représentation des cinq grands lacs aquitains (ellipses) suivant les axes 1 et 2 de la NMDS appliquée aux traits morpho-fonctionnels

La composition fonctionnelle varie significativement en fonction des lacs (MRPP, p -value < 0.05, Annexe 4). Les compositions fonctionnelles des lacs de Cazaux-Sanguinet et Lacanau sont proches (Figure 4) ainsi que celles de Soustons et Carcans-Hourtin

Les résultats de la NMDS montrent que les échantillons prélevés sur le lac de Parentis-Biscarrosse se différencient de ceux des autres lacs et sont localisés dans les valeurs positives le long de l'axe 1. Les valeurs positives le long de l'axe 1 sont associées aux traits « présence de toxines », « présence d'akinètes », « présence d'hétérocytes » et « présence d'aérotopes » qui sont des traits caractéristiques des cyanobactéries (Figure 5). En outre, les échantillons positionnés dans les valeurs les plus fortes le long de l'axe 1 tendent à être des échantillons principalement caractéristiques des périodes hivernales et printanières.

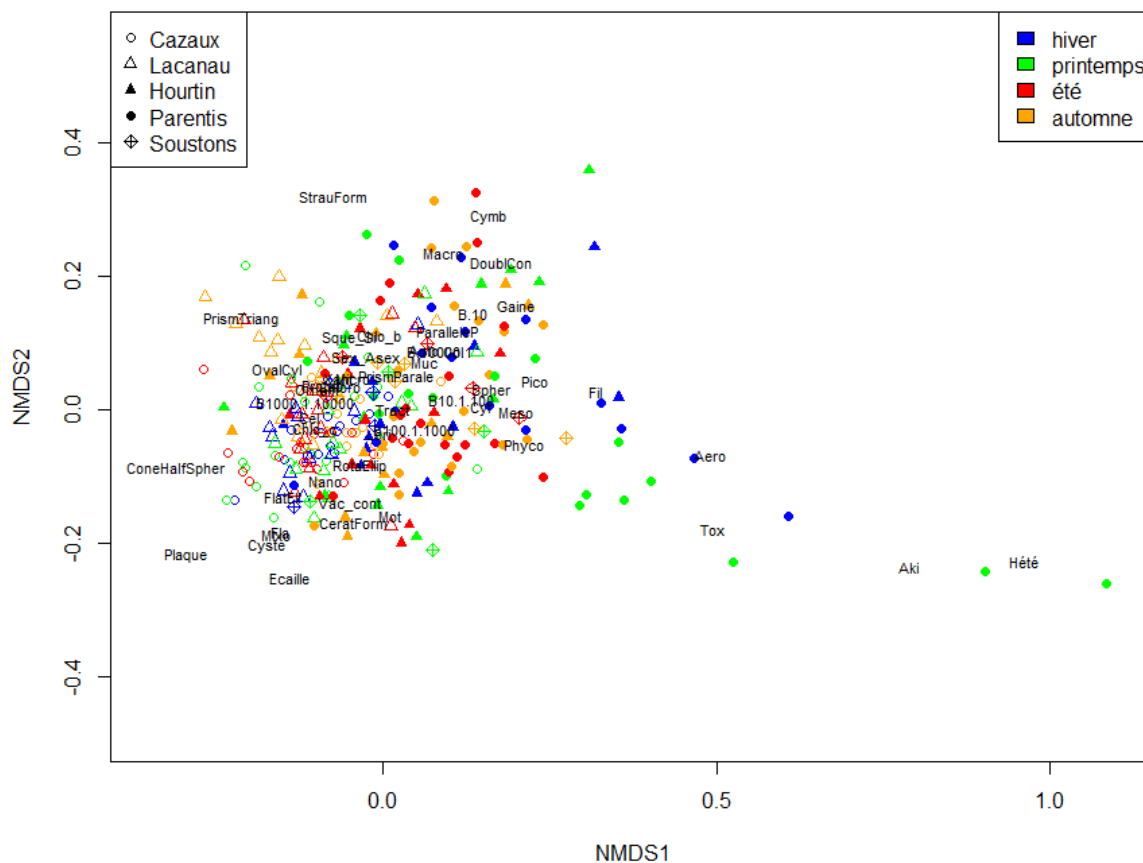


Figure 5 : Représentation des échantillons et des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS. Les différents symboles représentent les différents lacs et les couleurs les différentes saisons. Traits : Macro, Macrophytoplancton ; Meso, Mesophytoplancton ; Micro, Microphytoplancton ; Nano, Nanophytoplancton ; Cel, Cellule ; Col, Colonie ; Fil, Filament ; Formes PHYTOBS ; Mot, Motilité ; Fla, Flagelle ; Aero, Aérotape ; Vac_cont, Vacuole_contractile ; Muc, Mucilage ; Aki, Akinètes ; Hété, Hétérocyte ; Cyste ; Chloro, Chloroplaste ; Gaine ; Tract, Tractus ; Sque_Si, Squelette_siliceux ; Lori, Lorica ; Plaque ; Ecaille ; Ornem, Ornementation ; Protub, Protuberance ; B.10, B<10 ; B.1000.1, B>10000.1 ; B10.1.100, B10.1-100 ; B1000.1.10000, B1000.1-10000, biovolume ; Chlo_b ; Chlo_c ; Xant, Xanthophylle ; Phyco, Phycobiline ; Tox, Toxines ; Auto, Autotrophe ; Mixo, Mixotrophe, Sex_Asex, Sexuee_Asexuee

La composition fonctionnelle varie aussi significativement en fonction des années (MRPP, p-value < 0.05, Annexe 5) à l'exception de celle de Cazaux-Sanguinet (p-value = 0.064) et de Soustons (p-value = 0.266).

L'analyse du stress de la NMDS appliquée aux données récentes (2006-2016) ainsi qu'au données plus anciennes (1972-1989) du lac de Parentis-Biscarrosse révèle que deux dimensions permettent de représenter correctement les échantillons (stress = 0.12, Annexe 6).

La représentation avec les centroïdes par année et par site de la NMDS (Figure 6) permet de mettre en avant une dynamique très variable le long des axes de la NMDS.

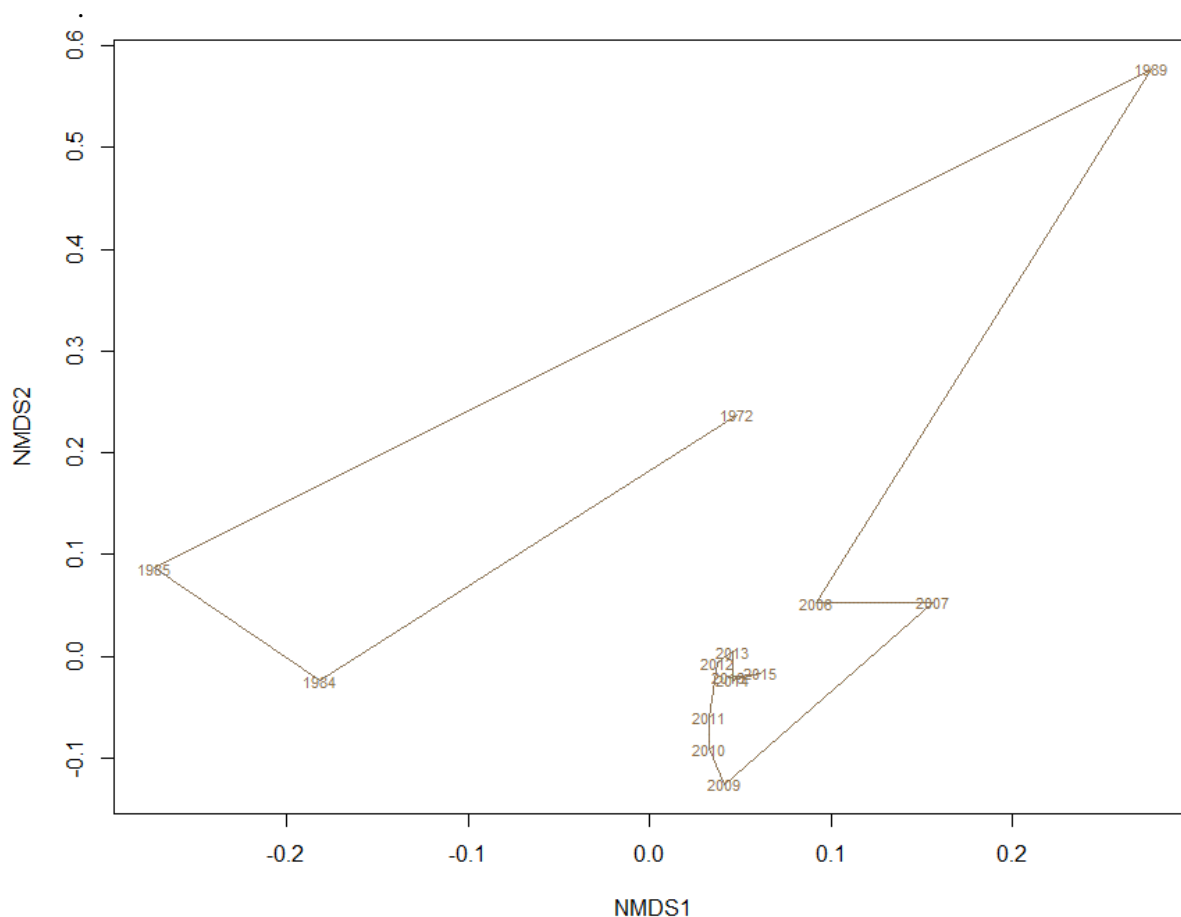


Figure 6 : Représentation de la dynamique du lac de Parentis Biscarrosse suivant les deux premiers axes de la NMDS réalisé sur les traits morpho-fonctionnels pour les données récentes et les plus anciennes.

Les relevés suggèrent des compositions fonctionnelles bien différentes en particulier en 1984-1985 et en 1989.

La représentation avec les centroïdes par année et par site (Figure 7) de la NMDS des données de 2006-2016 permet de distinguer une dynamique temporelle marquée pour les lacs de Carcans-Hourtin et de Lacanau. La composition fonctionnelle de ces deux lacs s'oriente vers les valeurs négatives le long de l'axe 2 et varie dans le sens opposé au gradient de phosphore. La composition fonctionnelle de ces deux lacs tend ainsi à se rapprocher de celle du lac de Cazaux-Sanguinet, qui reste extrêmement stable dans le temps (exception de 2006) et positionné à l'inverse de ce gradient de phosphore.

La composition fonctionnelle du lac de Parentis-Biscarrosse est très instable, sans dynamique particulièrement marquée et légèrement opposée au gradient de phosphore pour ses échantillons

les plus récents. Le lac de Soustons a une légère dynamique tendant vers les valeurs négatives le long de l'axe 2, cependant les campagnes s'arrêtant en 2011, il est difficile de décrire sa stabilité fonctionnelle.

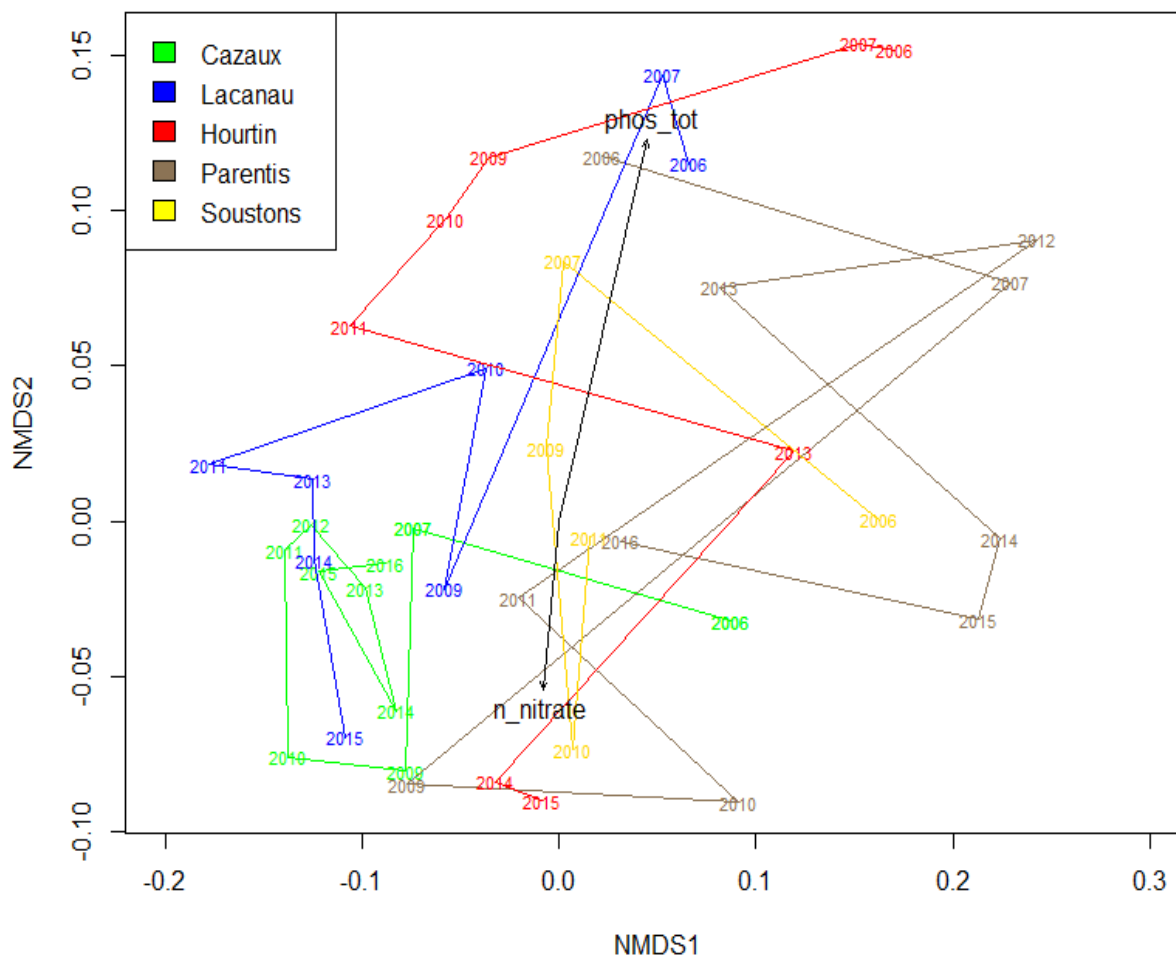


Figure 7 : Représentation des centroïdes par lac et par année sur les axes 1 et 2 de la NMDS effectuée sur les traits morpho-fonctionnels. Les différentes couleurs représentent les différents lacs. Les variables physico-chimiques sont affichées à postériori. Variables physico-chimiques : phos_tot, phosphore total ; n-nitrate, nitrates.

Les valeurs négatives de l'axe 2 sont associées à la présence de plaques, d'écailles, de cyste, de la forme Ceratium et aussi de traits liés à la motilité (présence de flagelles et de vacuoles contractiles) ou encore la capacité de mixotrophie (Figure 8). Ces traits sont associés au gradient de nitrates et opposés à celui du phosphore qui est lui, associé aux traits « forme de Cymbelloïde » et « forme de Staurastrum » ainsi qu'au macrophytoplancton.

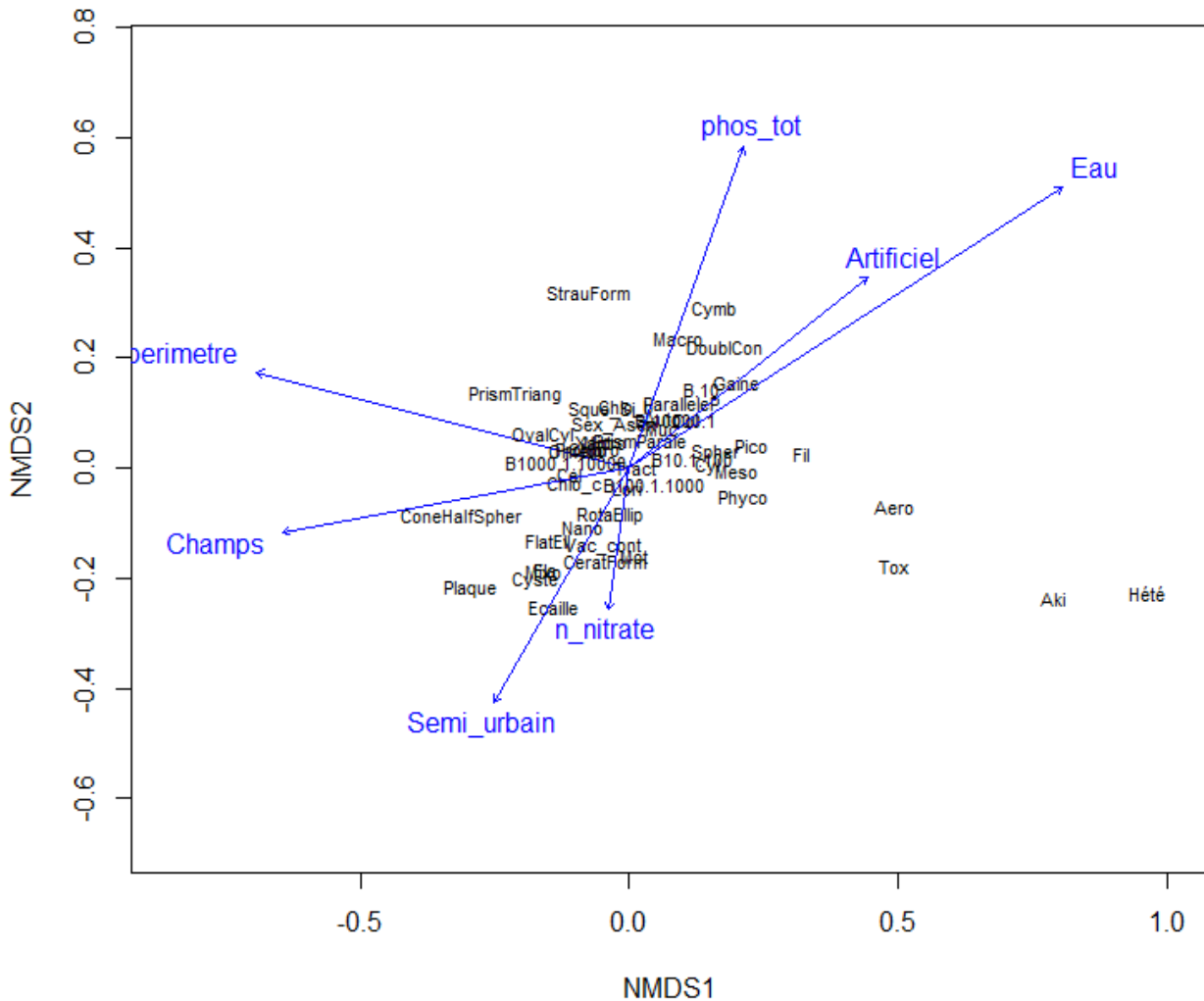


Figure 8 : Représentation des traits morfo-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS réalisée sur la matrice avec les morfo-fonctionnels. Les variables environnementales sont affichées à postériori. Variables physico-chimiques : *phos_tot*, phosphore total ; *n_nitrate*, nitrates. Variables d’hydromorphologie : *perimetre*, périmètre. Variables paysagères : *Semi_urbain*, espaces semi-urbanisés ; *Champs*, champs ; *Artificiel*, zones artificialisées ; *Eau*, eau.

Les autres variables environnementales testées font ressortir des gradients significatifs pour l’occupation des sols (eau, champs, espace semi-urbanisés, zone artificielles) et pour l’hydromorphologie des lacs (périmètre). Seul le gradient correspondant aux espaces semi-urbanisés est associé aux valeurs négatives de l’axe 2 de la NMDS.

Au-delà de la variation inter-annuelle, la composition fonctionnelle varie aussi significativement en fonction des saisons (MRPP, p -value < 0.05, Annexe 7) à l’exception de la composition fonctionnelle de l’automne qui n’est pas significativement différente de celle du printemps (p -value = 0.078) et de celle de l’été (p -value = 0.386).

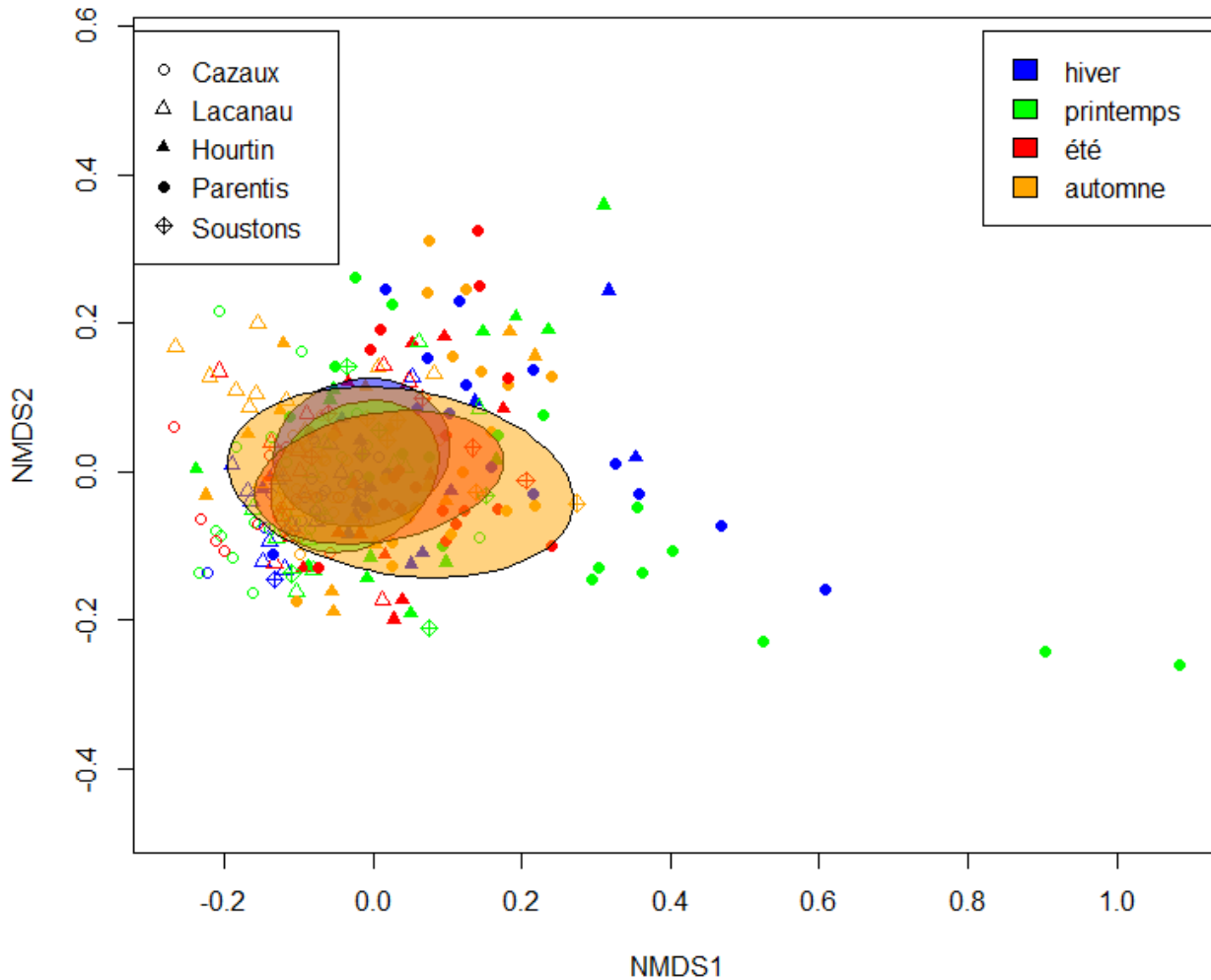


Figure 9 : Représentation des traits morpho-fonctionnels et des saisons (ellipses) suivant les axes 1 et 2 de la NMDS appliquée aux traits morpho-fonctionnels

Les échantillons prélevés au printemps et en hiver sont moins dispersés que ceux de l'été et de l'automne (Figure 9). La variance semble augmenter progressivement en fonction des saisons (de l'hiver à l'automne).

De manière nominative seulement, les traits retrouvés dans le recoupement des ellipses (Annexe 8) sont : la présence de protubérance, d'ornementation, de chloroplastes, la forme de vie en cellule, la présence des xanthophylles et de chlorophylle c, la présence de mucilage, de tractus et de lorica mais aussi le mode de reproduction sexuée_asexuée, la forme de prisme sur une base parallélogramme, le microphytoplancton ainsi que les biovolumes compris entre 100.1 et 10 000 μm^3 .

3.2. Comparaison d'une approche fonctionnelle à l'échelle du taxon et à l'échelle du genre

L'analyse du stress des NMDS réalisées dans le cadre de l'approche au genre révèle que deux dimensions permettent d'avoir une représentation satisfaisante des données de 2006-2016 (stress = 0.17, Annexe 9).

Visuellement la NMDS obtenue est très proche de celle réalisée pour l'étude au niveau des taxons (Annexe 10).

Les modèles linéaires appliqués sur les scores des échantillons de chaque NMDS permettent de confirmer l'observation visuelle ($R^2_{aj} = 0.85$ pour les scores des axes 1 des NMDS et $R^2_{aj} = 0.81$ pour les scores des axes 2 (Figure 10)).

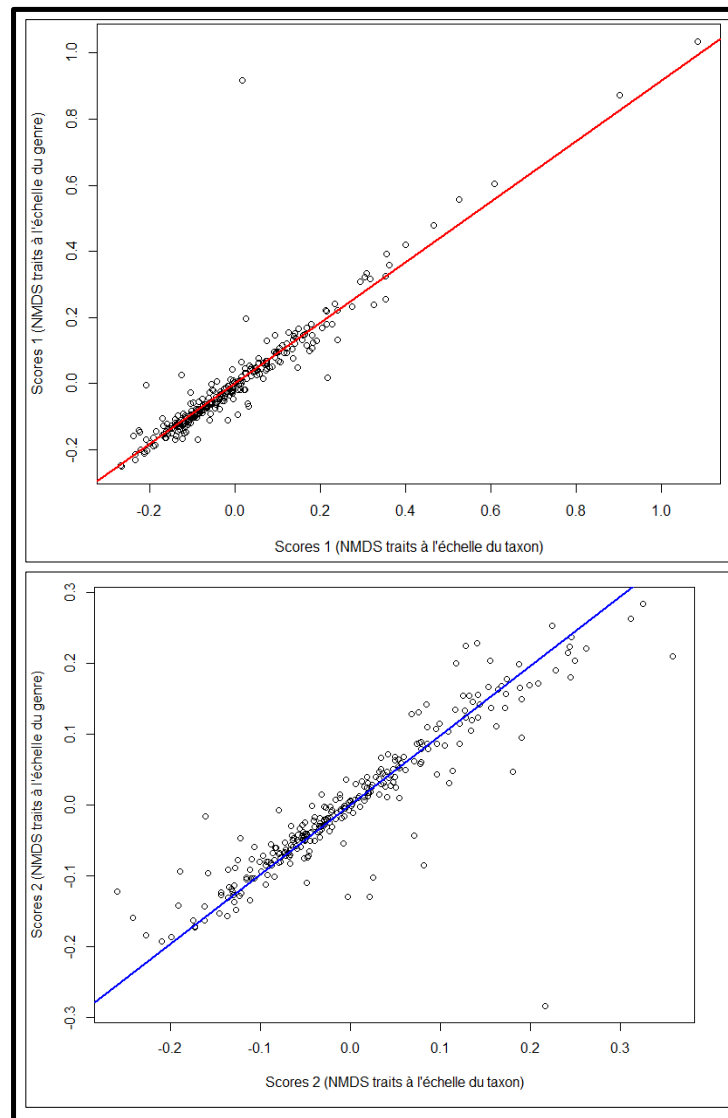


Figure 10 : Graphique des deux régressions linéaires réalisées sur les scores des échantillons des deux NMDS (approche taxon et approche genre). En rouge sont représentés les scores des axes 1 des deux NMDS et en bleu ceux des axes 2.

Dans les deux approches, la composition fonctionnelle varie significativement en fonction des saisons (MRPP, $p\text{-value}_{\text{genre}} < 0.05$, Annexe 11), à l'exception de la composition fonctionnelle de l'automne qui n'est pas significativement différente de celle du printemps ($p\text{-value}_{\text{genre}} = 0.075$) et de celle de l'été ($p\text{-value}_{\text{genre}} = 0.38$).

La seule différence observable est au niveau des gradients environnementaux (Figure 11). En effet, ces gradients ajoutés à postériori sur la NMDS réalisée sur l'approche au genre différent légèrement de ceux sur l'approche fonctionnelle à l'échelle du taxon.

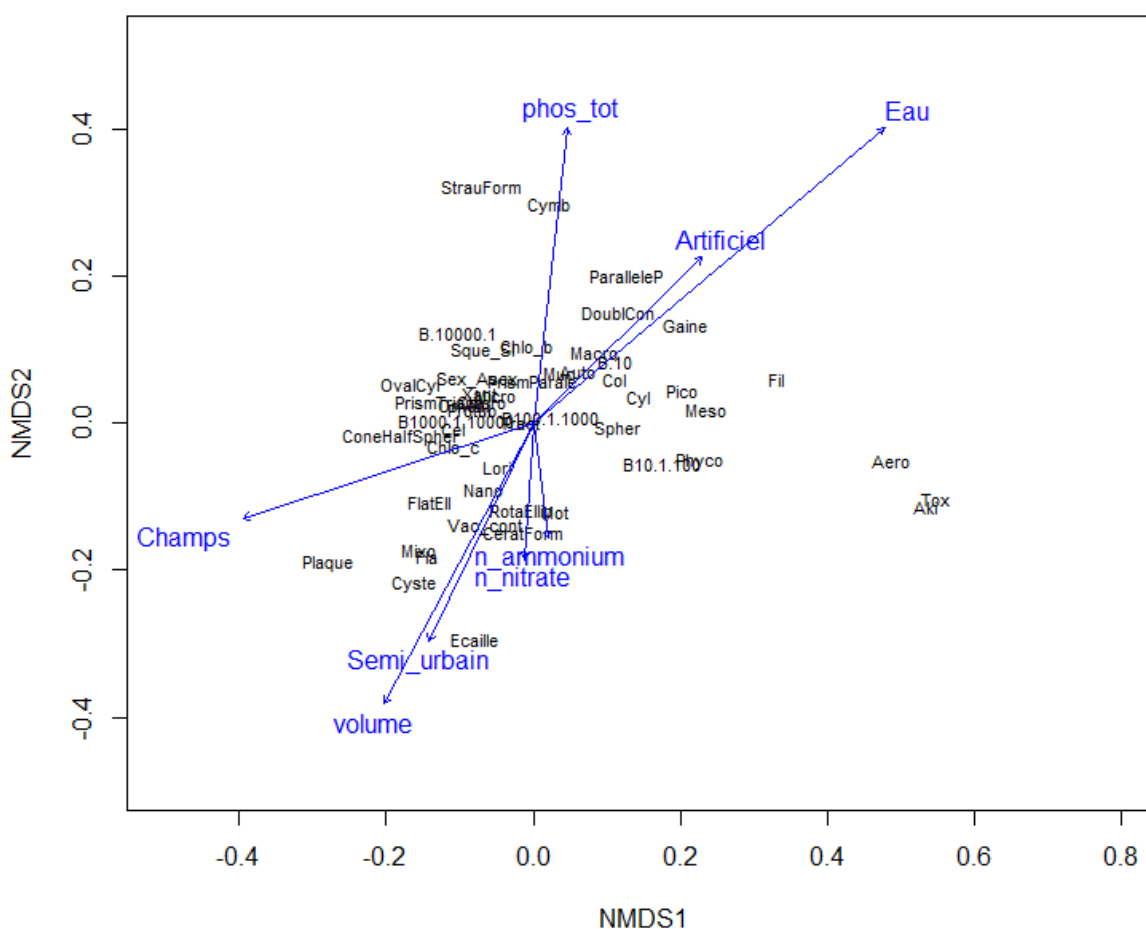


Figure 11 : Représentation des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS réalisée sur la matrice avec les morpho-fonctionnels à l'échelle du genre. Les variables environnementales sont affichées à postériori. Variables physico-chimiques : phos_tot, phosphore total ; n_nitrate, nitrates ; n_ammonium, ammonium. Variables d'hydromorphologie : volume, volume. Variables paysagères : Semi_urbain, espaces semi-urbanisés ; Champs, champs ; Artificiel, zones artificialisées ; Eau, eau.

3.3. Etude de la variabilité des moyennes annuelles d'indices de diversité fonctionnelle

3.3.1. Richesse fonctionnelle

La Figure 12 représente la dynamique annuelle de l'indice de richesse fonctionnelle (FRic) pour les différents lacs. Les résultats de l'analyse de variance montrent que la richesse fonctionnelle varie significativement en fonction des années pour tous les lacs, à l'exception de celui de Soustons (Cazaux-Sanguinet, p-value = 0.012, F = 2.633 ; Carcans-Hourtin, p-value = 3e-04, F = 4.975 ; Lacanau, p-value = 0.003, F = 3.748 ; Parentis-Biscarrosse, p-value = 0.003, F = 3.175 ; Soustons, p-value = 0.31, F = 1.321).

Le lac de Parentis-Biscarrosse possède les valeurs d'indice de richesse fonctionnelle les plus élevées et celui de Carcans-Hourtin les plus faibles.

Les lacs de Parentis-Biscarrosse et de Cazaux-Sanguinet suivent une dynamique semblable avec un indice de richesse fonctionnelle qui affiche des valeurs plutôt similaires jusqu'en 2011, bien que les valeurs de 2006 et 2007 soient légèrement plus élevées. Une augmentation des valeurs est ensuite visible en 2012 suivie d'une stabilisation pour Cazaux-Sanguinet et d'une sensible augmentation pour Parentis-Biscarrosse après 2013. Le test LSD effectué sur ces deux lacs confirme l'évolution globalement croissante de l'indice de richesse fonctionnelle.

Jusqu'en 2014, le lac de Lacanau suit la même tendance que les lacs de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarrosse quant à la dynamique de son indice de richesse fonctionnelle. Cependant, la comparaison multiple montre une différence significative des années 2013 et 2014 où les valeurs enregistrées sont plus élevées. A partir de 2014, l'indice de richesse fonctionnelle diminue contrairement à ceux de Parentis-Biscarrosse et de Cazaux-Sanguinet.

Le lac de Carcans-Hourtin présente une augmentation de sa richesse fonctionnelle entre 2006 et 2016 avec les années 2013-2014-2015 qui ressortent comme le groupe d'années avec les valeurs les plus élevées de l'indice de richesse fonctionnelle. Une tendance à la stabilité est observée après 2013.

Globalement, tous les lacs ont une richesse fonctionnelle stable jusqu'en 2011 et qui augmente ensuite.

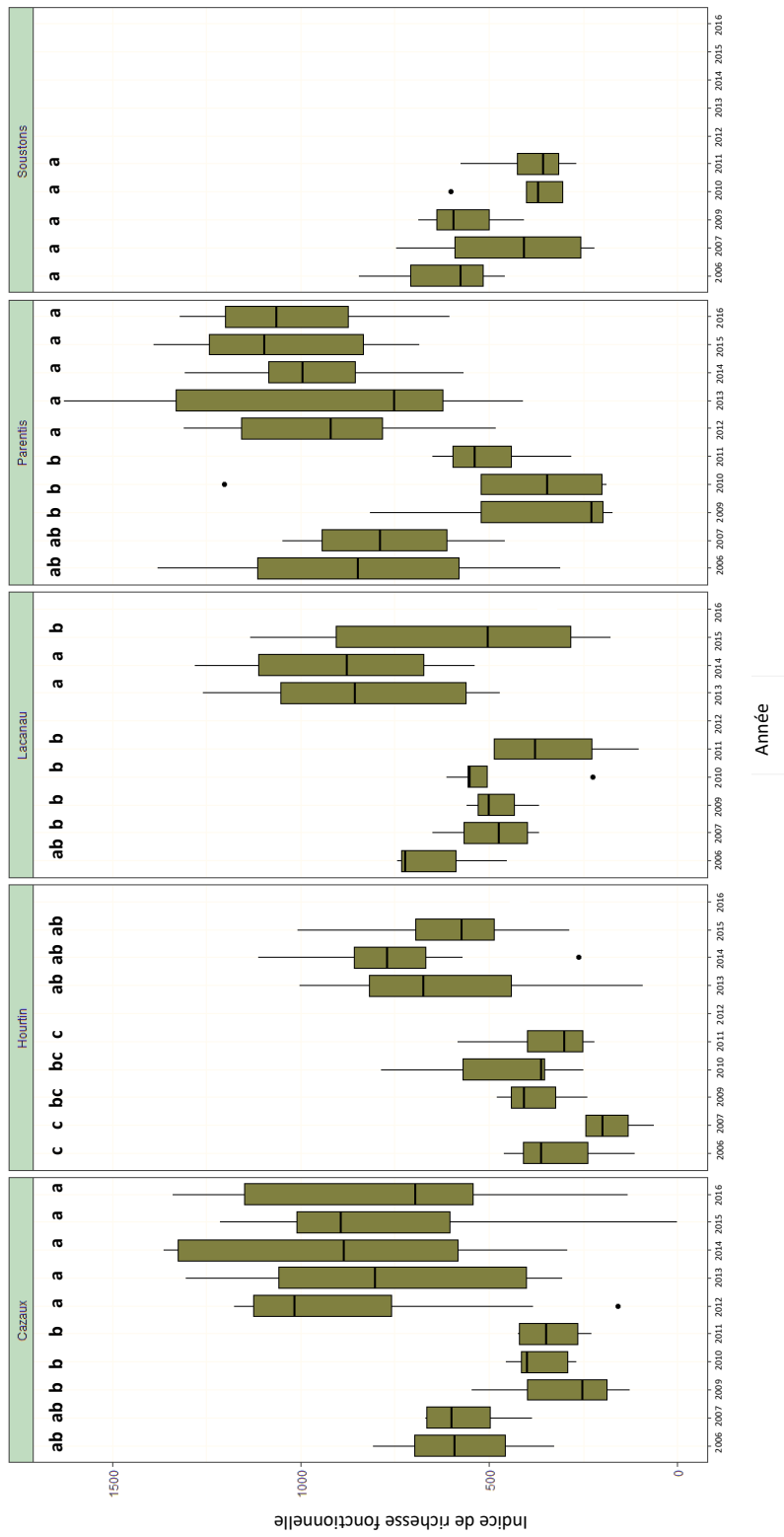


Figure 12 : Boxplots représentant les valeurs d'indice de richesse fonctionnelle sur la période 2006-2016 dans les cinq grands lacs aquitains

3.3.2. Uniformité fonctionnelle

La Figure 13 représente la dynamique annuelle de l'indice d'uniformité fonctionnelle pour les différents lacs. Les résultats de l'analyse de variance montrent que l'uniformité fonctionnelle varie significativement en fonction des années seulement pour le lac de Cazaux-Sanguinet (Cazaux-Sanguinet, p-value = 0.031, F = 2.233, Carcans-Hourtin, p-value = 0.467, F = 0.965 ; Lacanau, p-value = 0.418, F = 1.039 ; Parentis-Biscarrosse, p-value = 0.686, F = 723 ; Soustons, p-value = 0.109, F = 0.686)

Les valeurs d'indice d'uniformité fonctionnelle sont relativement faibles puisque qu'elles se situent presque toutes en dessous de 0.55.

L'uniformité fonctionnelle des lacs de Parentis-Biscarrosse, Carcans-Hourtin et Lacanau est stable sur la période d'étude, ce qui est confirmé par les résultats de l'analyse de variance montrant l'absence de différence significative entre les années.

Le lac de Cazaux-Sanguinet est le seul lac pour lequel il existe des variations significatives de l'uniformité fonctionnelle au cours de l'étude. La dynamique de cet indice, en dents de scie, tend à décroître et affiche des valeurs plus faibles en particulier à partir de 2012.

Malgré le fait que l'hypothèse d'absence de différence significative entre les années soit acceptée pour le lac de Soustons, l'uniformité fonctionnelle affiche une chute en 2010.

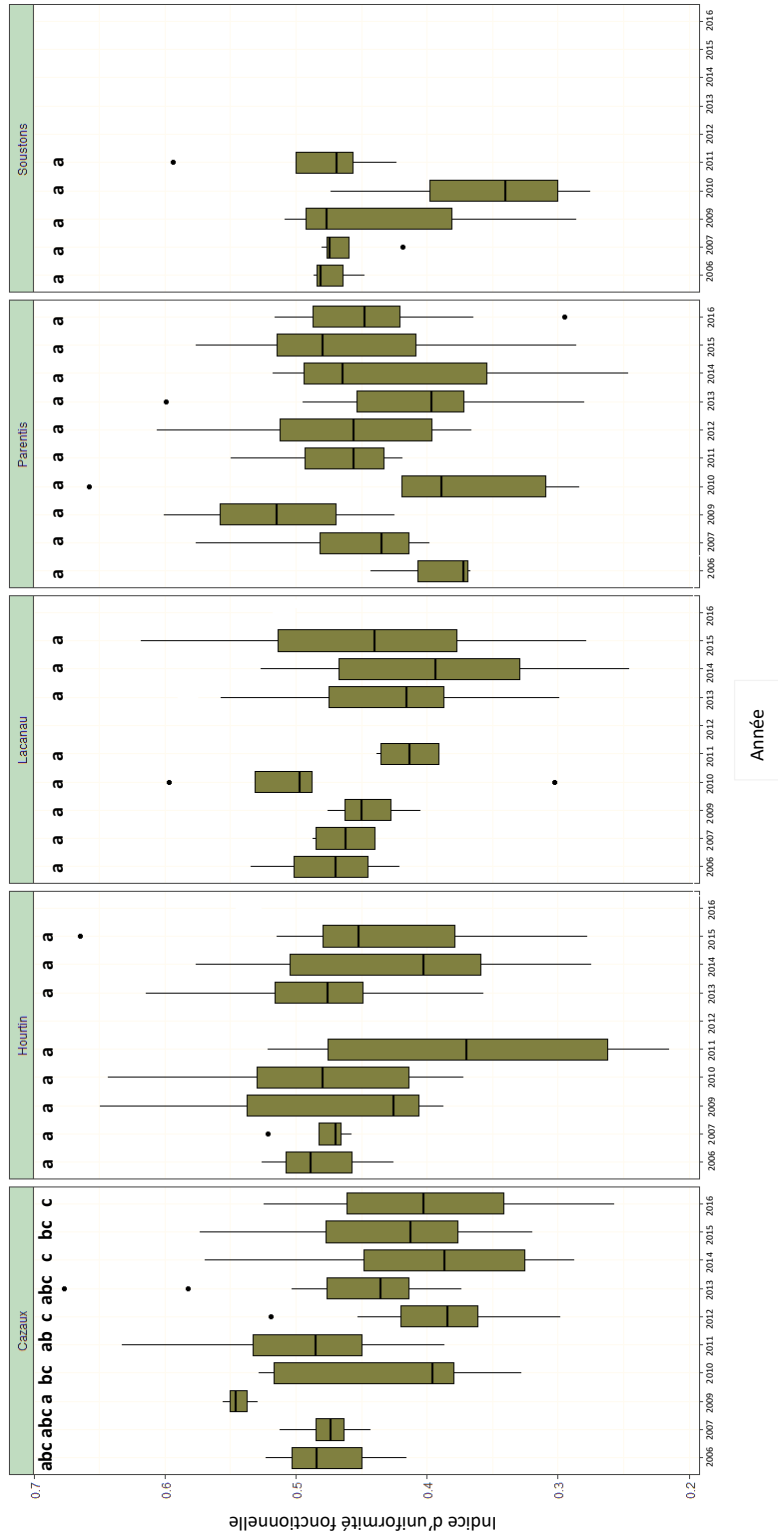


Figure 13 : Boxplots représentant les valeurs d'indice d'uniformité fonctionnelle sur la période 2006-2016 dans les cinq grands lacs aquitains

3.3.3. Divergence fonctionnelle

La Figure 14 représente la variation annuelle de l'indice de divergence fonctionnelle pour les différents lacs. Les résultats de l'analyse de variance montrent que la divergence fonctionnelle varie significativement en fonction des années pour les lacs de Cazaux-Sanguinet, Parentis-Biscarrosse et Carcans-Hourtin (Cazaux-Sanguinet, p-value = 0.023 ; Parentis-Biscarrosse, p-value = 0.017 ; Carcans-Hourtin, p-value = 0.050 ; Lacanau, p-value = 0.188, F = 1.511 ; Soustons, p-value = 0.251, F = 1.517).

La divergence fonctionnelle de tous les lacs est élevée (presque toujours au-dessus de 0.8) pour tous les lacs. La différence inter-lacs est marquée de manière plus importante que pour l'indice d'uniformité fonctionnelle.

Le lac de Lacanau possède des valeurs globalement supérieures de divergence fonctionnelle par rapport aux autres lacs et bien qu'elle ne varie pas significativement au cours du temps, cette dernière augmente légèrement de 2006 à 2011 avant que des valeurs plus faibles ne soient affichées après 2012.

Le lac de Carcans-Hourtin affiche des valeurs relativement stables jusqu'en 2011, qui chutent en 2013 et 2014 avant de retrouver des valeurs similaires à la première période 2006-2011.

Entre 2011 et 2013, la divergence fonctionnelle du lac de Cazaux-Sanguinet tend à diminuer puis se stabilise à des valeurs légèrement plus faibles.

Le lac de Parentis-Biscarrosse possède de fortes fluctuations de sa divergence fonctionnelle. Ses valeurs chutent en 2012 et 2013 puis augmentent de manière significative. En effet, sur la comparaison multiple (Annexe 12), les années 2012 et 2013 sont significativement différentes de toutes les années suivantes. Une baisse significative est ensuite enregistrée en 2016.

La divergence fonctionnelle du lac de Soustons reste stable entre 2006 et 2011.

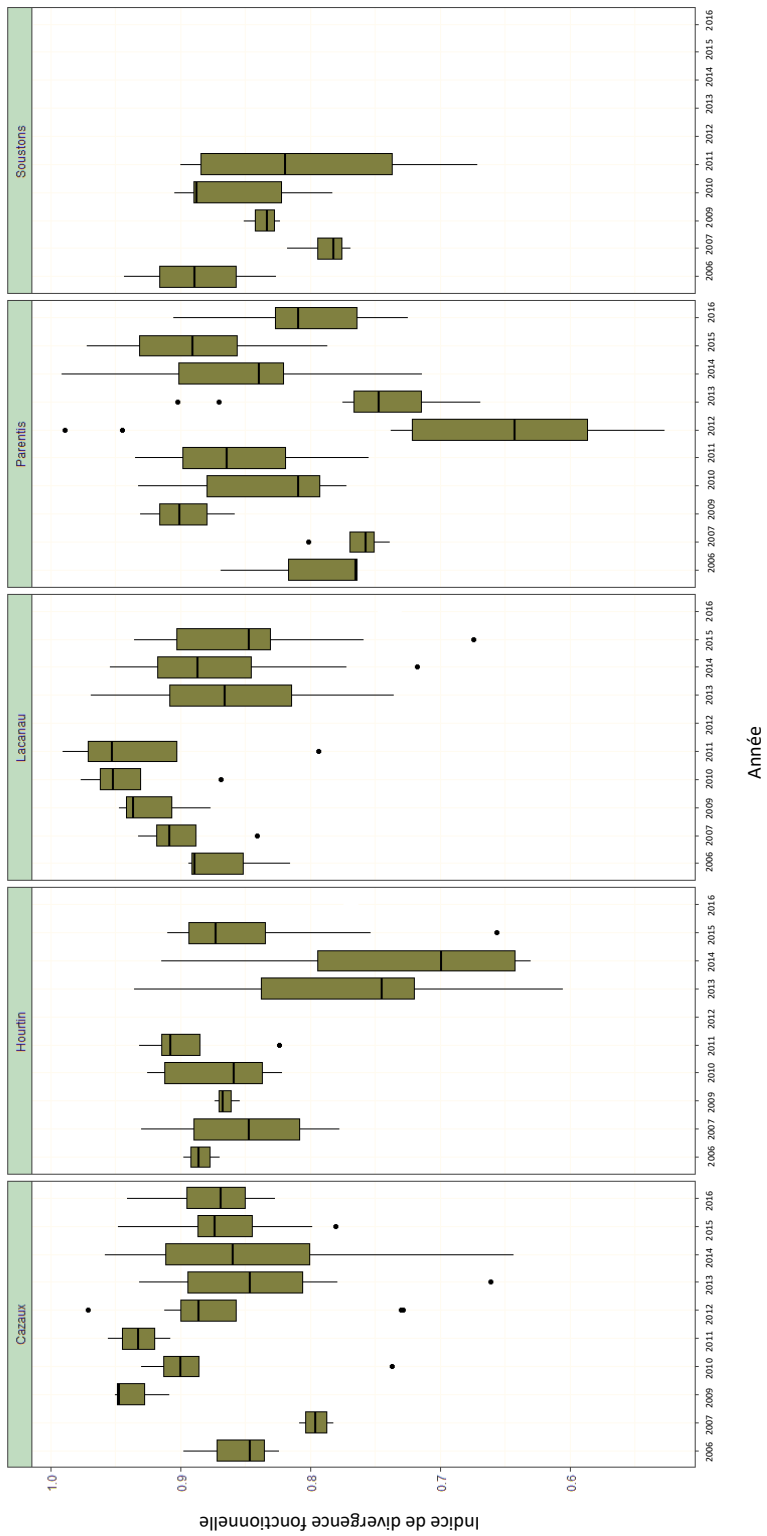


Figure 14 : Boxplots représentant les valeurs d'indice de divergence fonctionnelle sur la période 2006-2016 dans les cinq grands lacs aquitains

4. Discussion

Le **premier objectif** de cette étude était de montrer la diversité et de la variabilité de la composition fonctionnelle des cinq grands lacs du littoral aquitain.

Ces lacs possèdent des communautés phytoplanctoniques aux traits morpho-fonctionnels variés qui diffèrent entre les plans d'eau (**H1**) (Figure 4). L'étude réalisée sur la période 2006-2016 a permis de démontrer que la composition fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques des lacs de Parentis-Biscarrosse, Lacanau et Carcans-Hourtin varie considérablement au cours du temps (**H2**). Au contraire, la composition fonctionnelle observée dans les lacs de Cazaux-Sanguinet et Soustons est très stable (Figure 7 et Annexe 5). La dynamique de composition fonctionnelle du lac de Lacanau est très proche de celle de Carcans-Hourtin indiquant une similarité dans les variations environnementales agissant sur ces plans d'eau. Une diminution des teneurs en phosphore total est en effet associée à la dynamique fonctionnelle de ces deux lacs et traduit une amélioration de leur état trophique. De plus, leur composition fonctionnelle tend à se rapprocher de celle de Cazaux-Sanguinet, localisé à l'inverse du gradient de phosphore total, témoignant de son bon état trophique. Moreira S. *et al.*, 2015 ont d'ailleurs montré que le lac de Cazaux-Sanguinet est oligo-mésotrophe et que les lacs de Carcans-Hourtin et Lacanau sont respectivement passés de l'état méso-eutrophe à oligo-mésotrophe et de l'état méso-eutrophe à mésotrophe, ce qui correspond à nos résultats.

La richesse fonctionnelle du lac de Cazaux-Sanguinet est stabilisée depuis 2013 et relativement élevée (Figure 12), ce qui correspond bien à la stabilité fonctionnelle de ce lac et coïncide avec une diversité fonctionnelle, reflet du bon état écologique des plans d'eau. La divergence fonctionnelle de ce lac représente particulièrement cette stabilité fonctionnelle à partir de 2012 (Figure 14) avec une distribution des espèces maximisant la variation des caractéristiques fonctionnelles et restant à des valeurs semblables jusqu'à la fin de l'étude.

L'amélioration de l'état trophique des lacs de Carcans-Hourtin et Lacanau visible sur la NMDS (Figure 7), l'est aussi au niveau de la variation de l'indice de richesse fonctionnelle (Figure 12) qui augmente globalement sur la durée de l'étude. Cependant, l'indice d'uniformité et celui de divergence fonctionnelle (Figure 13 et 14) ne reflètent pas particulièrement l'amélioration de l'état trophique de ces deux lacs. En effet, la dynamique de l'indice de divergence fonctionnelle dénote un changement dans la distribution des espèces, maximisant de moins en moins la variation des caractéristiques fonctionnelles malgré le fait que le volume fonctionnel occupé par la communauté, lui, augmente.

De moins en moins de traits extrêmes sont présents dans les lacs de Carcans-Hourtin et de Lacanau (Figure 14). Etant donné l'état d'amélioration de ces deux lacs, la divergence fonctionnelle aurait tendance à diminuer lorsque l'état trophique des plans d'eau s'améliore. Cette constatation ne coïncide cependant pas avec l'hypothèse de Mouillot *et al.*, 2013 énonçant qu'une baisse des indices de diversité fonctionnelle se produit lors d'une perturbation.

Les traits morpho-fonctionnels associés aux données les plus récentes (Figure 7 et 8) et aux teneurs en phosphore plus faibles semblent être particulièrement impliqués dans la fonction de résistance à la prédation et caractéristiques de certains groupes algaux comme les

chrysophycées (présence d'écailles, de cyste et de la forme *Ceratium*) ou encore les dinophycées (présence de plaque). A l'inverse, certains traits représentatifs des diatomées (forme *Cymbelloide*) et d'une partie des desmidiées/chlorophycées (forme *Staurastrum*) semblent être associés à des teneurs en phosphore total plus élevées. Le macrophytoplancton en fait aussi partie. Une étude de Cottingham K. L., 1999 a montré que la taille des prédateurs est étroitement liée aux teneurs en phosphore des milieux (prédateurs de plus grande taille dans les milieux plus riches). Cette augmentation en taille des prédateurs a un impact considérable sur la communauté phytoplanctonique dont la taille des organismes devient un trait procurant un réel avantage compétitif. Ainsi, de plus gros individus comme le macrophytoplancton sont retrouvés en plus grand nombre dans les milieux plus riches (en phosphore notamment). A l'inverse, des diminutions de la charge nutritive des lacs font diminuer la taille des organismes phytoplanctoniques. Dans notre étude, le nanophytoplancton est d'ailleurs retrouvé vers les valeurs plutôt négatives de l'axe 2. Il est ainsi démontré que la variabilité fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques dépend de facteurs environnementaux et en particulier de la teneur en phosphore total dans le milieu (**H4**).

La composition fonctionnelle du lac de Parentis-Biscarrosse est très éloignée de celle de Cazaux-Sanguinet et très instable (Figure 4 et 7). Cette instabilité traduit des conditions environnementales probablement très irrégulières elles aussi dans ce lac (à l'inverse de celles de Cazaux-Sanguinet). En effet, le lac de Parentis-Biscarrosse possède l'état trophique le plus médiocre (mésio-eutrophe). Cependant la richesse fonctionnelle dans les lacs de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarrosse est proche et varie de la même manière alors que ces deux lacs ont des états trophiques opposés. Le fait que la diversité fonctionnelle soit le reflet d'un bon fonctionnement de l'écosystème peut donc être discuté. En revanche, l'indice de divergence fonctionnelle du lac de Parentis-Biscarrosse, lui, varie beaucoup et reflète l'instabilité de la composition fonctionnelle et des variations environnementales de ce plan d'eau.

Dans le cadre de notre étude, l'indice d'uniformité apporte peu d'information sur les dynamiques temporelles et fonctionnelles des communautés phytoplanctoniques dans les grands lacs aquitains (Figure 13). Ces lacs possèdent une régularité dans la distribution et l'abondance des espèces le long des gradients fonctionnels qui reste relativement constante. Cette régularité a tendance à baisser légèrement pour Cazaux-Sanguinet, ce qui ne coïncide pas tout à fait avec la stabilité fonctionnelle constatée de ce lac.

Le lac de Soustons est un peu à part puisqu'un faible nombre de données est disponible et analysé. Il est donc difficile de prédire son état trophique sur l'analyse NMDS (Figure 7). Cependant, sa richesse fonctionnelle étant la plus faible en comparaison à celle des autres lacs étudiés, cela semble indiquer un moins bon état trophique. En effet, des études antérieures ont démontré que les lacs de Soustons et Parentis-Biscarrosse possèdent de moins bons statuts écologiques par rapport aux trois autres lacs étudiés (Cellamare M. *et al.*, 2011).

La NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels (Figure 5) a permis de montrer la présence de cyanobactéries dans le lac de Parentis-Biscarrosse. Ce lac est en effet sujet à de nombreuses campagnes de surveillance concernant la prolifération de ces algues, dont certaines espèces peuvent produire des toxines dangereuses pour l'homme et pouvant avoir un impact considérable sur la structure et le fonctionnement de la communauté lors des efflorescences

(Feuillard J. C., 1992). Nos résultats ont montré la présence de ce groupe algale surtout en période hivernale et printanière. Ces deux saisons sont caractérisées par une plus faible luminosité ce qui confère un avantage compétitif aux cyanobactéries qui tolèrent les faibles intensités lumineuses avec à leurs pigments spécialisés et à leur potentiel de flottabilité (aérotopes) (Lavoie I. *et al.*, 2007). De plus, le printemps est marqué par la période d'eau claire où le phytoplancton est massivement brouté par le zooplancton (Lampert W. *et al.*, 1986). Les cyanobactéries étant souvent de taille relativement importante ou retrouvées sous forme filamenteuse, elles ont une capacité de résistance face aux prédateurs plus élevée par rapport aux autres groupes algaux. Leur production de toxines est aussi un avantage compétitif considérable vis-à-vis des prédateurs.

Le lien entre la présence des cyanobactéries et des teneurs en phosphore plus élevées est souvent présenté dans la littérature (Barroin G., 2003, Blais S., 2002). En effet, en conditions naturelles, l'azote est plus abondant que le phosphore et satisfait donc mieux les besoins nutritionnels du phytoplancton. Lorsque des perturbations notamment anthropiques, provoquent une augmentation des teneurs en phosphore, ce dernier perd son statut d'élément limitant au profit de l'azote. Cela explique l'opposition des gradients de nitrate (forme minérale de l'azote assimilable par le phytoplancton) et de phosphore total sur les Figures 7 et 8. Ainsi, lorsque l'azote du milieu devient limitant, des organismes ayant la capacité de fixer l'azote atmosphérique apparaissent comme les cyanobactéries avec leurs hétérocytes. Des teneurs trop élevées en phosphore induisent une prolifération de ce groupe algal. Des efforts sont donc demandés/fournis par les gestionnaires des plans d'eau afin de réduire ces teneurs pour ramener la prolifération à une valeur proche des conditions naturelles (Barroin G., 2003). Nos résultats montrent que l'effort fourni par les gestionnaires a été efficace, en particulier pour ceux de Carcans-Hourtin et de Lacanau et plus tardivement de Parentis-Biscarrosse. Cependant une contradiction apparaît avec la littérature puisque le phosphore n'est pas un facteur explicatif de la présence des traits caractéristiques des cyanobactéries (Figure 5) dans notre étude. Les autres données environnementales testées n'ont pas permis de détecter le facteur pouvant expliquer la présence de ces cyanobactéries.

Un paramètre souvent étudié dans l'analyse des communautés phytoplanctoniques est la saisonnalité (Mayot N., 2016). La composition fonctionnelle des lacs étudiés varie significativement entre les saisons (Annexe 7) à l'exception de la composition automnale qui est semblable à celle du printemps et de l'été (**H3**). Les saisons hivernales et printanières possèdent une plus grande spécificité des traits retrouvés (Figure 9). En effet, il s'agit de la période de transition où la communauté phytoplanctonique s'installe dans le milieu et croît doucement avant d'atteindre un pic en automne. Les traits associés à ces deux saisons (Annexe 8) sont caractéristiques des chrysophycées (présence de lorica, de xanthophylle, de chlorophylle c, de chloroplastes, et reproduction sexuée et asexuée) et des xanthophycées (présence de chloroplastes, reproduction sexuée et asexuée, présence des pigments xanthophylle et chlorophylle c). De plus des organismes de grande taille (biovolume compris entre 100.1 et 10 000 μm^3 , microphytoplancton, présence de tractus permettant l'attachement d'une colonie) sont caractéristiques de cette période de transition.

Le **second objectif** de cette étude était la comparaison de deux approches fonctionnelles, une à l'échelle du taxon et une à un niveau supérieur ; le genre.

Nos résultats ont montré la possibilité d'utiliser le genre comme substitut de données sur les taxons dans l'étude de la composition fonctionnelle des communautés phytoplanctoniques (**H5**) (Figure 10). Cependant, une légère différence a été observée lors de l'ajout à posteriori des variables environnementales (Figure 11). Des études antérieures de la congruence entre différents niveaux taxonomiques ont montré une similarité dans la structure d'assemblage des communautés entre le niveau de l'espèce et celui du genre (Heino J. et Soininen J., 2007), en accord avec nos résultats. Cependant, cette même étude a montré que les différents niveaux taxonomiques répondaient de manière semblable aux facteurs environnementaux ce qui n'est pas entièrement le cas dans notre étude. Il est possible que malgré une structure d'assemblage similaire, les différentes espèces au sein d'un genre ne réagissent pas de la même manière aux variations environnementales, induisant ainsi quelques différences entre l'approche à l'échelle du taxon et celle à l'échelle du genre lors de l'ajout des gradients environnementaux. Les deux approches permettent tout de même d'obtenir des résultats très proches.

Une analyse fonctionnelle réalisée à plus grande échelle sur le lac de Parentis-Biscarrosse (Figure 6) a permis de montrer de grandes différences dans sa composition fonctionnelle entre les données récentes et les données plus anciennes. Ces différences traduisent des conditions environnementales particulières à chaque date. Cependant, la complexité de l'interprétation de ce jeu de données est mise en avant. En effet, différents biais peuvent interagir dans l'analyse et ainsi la rendre moins précise. Par exemple, la richesse taxonomique annuelle, ne prenant en compte que les taxons de la table de traits, est de 64 sur l'ensemble des données anciennes ce qui est bien plus faible que celle des données plus récentes qui oscillent entre 150 et 300 taxons. La forte hétérogénéité temporelle et l'incertitude sur les méthodes d'échantillonnages utilisées afin de recueillir les données plus anciennes sont deux autres biais pouvant interférer dans l'analyse. Il est donc difficile d'interpréter l'analyse fonctionnelle de ces données.

La NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels montre vraisemblablement un léger biais opérateur (Figure 7) étant donné la légère différenciation du groupe de dates 2006-2007, suggérant une composition fonctionnelle moins similaire à celles des autres années. Des analyses complémentaires ont été réalisées et ont permis de montrer que ce biais est limité en particulier grâce au nettoyage des données effectué en amont de l'analyse fonctionnelle (*cf. 2. Matériels et méthodes*). Ces analyses complémentaires ont aussi permis de montrer que le passage de l'approche taxonomique à l'approche fonctionnelle permet de réduire considérablement l'effet opérateur (Annexe 13).

La principale limite concerne la table de traits du phytoplancton qui est incomplète. Un total de 1012 taxons différents a été identifié sur les dix années de l'étude tandis que seulement 600 taxons sont répertoriés dans la table de traits. Cependant, les taxons possédant une occurrence supérieure à 15 sur tous les relevés (exception des données les plus anciennes de la base DYLAQ) et dans tous les lacs ont été rajoutés à la table de traits. Ainsi les taxons qui sont supprimés de l'analyse fonctionnelle sont principalement des taxons peu fréquents ou rares. Les diatomées identifiées en très grand nombre en 2006-2007 ont été en partie supprimées de l'analyse fonctionnelle car absentes de la table de traits, ce qui a permis de rétablir un niveau

de richesse taxonomique plus proche de celui des autres relevés (Annexe 14) et d'éviter un biais. Cependant, pour de futures études sur le sujet, il serait intéressant de répertorier de nouvelles espèces dans la table de traits afin d'enrichir les informations disponibles.

Conclusion

L'étude des dynamiques temporelles des communautés phytoplanctoniques au travers de leurs traits morpho-fonctionnels a montré des différences significatives de composition fonctionnelle entre les grands lacs du littoral aquitains étudiés. Les dynamiques de la composition fonctionnelle des lacs de Lacanau et Carcans-Hourtin sont très proches et indiquent une amélioration de leur état trophique sur la période d'étude. La dynamique temporelle de composition fonctionnelle du lac de Cazaux-Sanguinet est très stable et opposée à celle de Parentis-Biscarrosse qui possède de très fortes variations de sa composition au cours du temps. La variation environnementale agissant sur le lac de Parentis-Biscarrosse est beaucoup plus instable que celle influençant les autres lacs. Des traits morpho-fonctionnels jouant un rôle en particulier dans la fonction de résistance à la prédation apparaissent sur les données le plus récentes dans ces deux lacs. La taille des prédateurs semble avoir diminuée au cours de l'étude dans ces deux milieux ainsi que celle des organismes phytoplanctoniques.

Outre la composition fonctionnelle qui diffère entre les plans d'eau et au cours du temps, la richesse fonctionnelle augmente sur la période d'étude pour tous les lacs, indiquant un nombre de fonctions occupées par les communautés dans l'espace fonctionnelle de plus en plus important. L'uniformité fonctionnelle des lacs est stable et possède des valeurs autour de la moyenne, ainsi certains traits sont dominants dans les communautés tout au long de l'étude. Tous les lacs du littoral aquitain possèdent une forte divergence fonctionnelle et donc des traits extrêmes plus éloignés de la gamme de traits (moyenne des traits) au sein de l'espace fonctionnel. Dans le cadre de notre étude, la diversité fonctionnelle n'est pas toujours associée à un bon fonctionnement de l'écosystème.

Les résultats de l'analyse des données les plus anciennes ont montré la complexité de les analyser. Une piste envisagée pourrait être d'étudier les taxons présents au cas par cas dans les données anciennes, en les croisant avec les données récentes de manière à déterminer quels seraient les taxons encore présents.

Nos résultats ont aussi montré que le passage du niveau du taxon au niveau du genre est un bon rapport coût, temps et efficacité de travail puisqu'il permet d'obtenir des résultats similaires de structure d'assemblage de la communauté algale, malgré quelques différences au niveau de la réponse aux variables environnementales. En substituant le taxon par le niveau supérieur du genre, le biais au niveau de l'identification des taxons est supprimé, un gain de temps considérable est notable et la possibilité s'offre à des chercheurs moins expérimentés de pouvoir faire de l'identification.

Un axe de réflexion autour de la diversité fonctionnelle peut être présenté. En effet notre étude reste très orientée autour des valeurs des trois principaux indices de diversité fonctionnelle et de la variabilité annuelle de leur moyenne. Il serait cependant intéressant sur le même principe que celui de l'étude de la bêta-diversité taxonomique, d'étudier la bêta-diversité fonctionnelle, c'est-à-dire la part de diversité fonctionnelle non partagée par plusieurs communautés (Villéger S., 2008). En effet, il n'existe pas de relation linéaire entre la bêta diversité au niveau taxonomique et celle au niveau fonctionnel. Une bêta-diversité taxonomique peut être très forte entre deux communautés ne possédant pas d'espèces en commun cependant si ces espèces

présentent des traits similaires, la bêta diversité fonctionnelle sera très faible. Etant donné que la diversité fonctionnelle influence les processus écosystémiques, il est très intéressant de quantifier sa variation.

Pour conclure, ce stage m'a beaucoup apporté d'un point de vue professionnel mais aussi personnel. J'ai eu la chance de pouvoir travailler sur un sujet qui m'intéresse tout particulièrement, améliorer mes compétences en statistiques et gagner en autonomie dans mon travail. Le déroulement du stage, le domaine de la recherche en écologie et les problématiques liées à l'étude des milieux aquatiques m'ont conforté dans mon envie de construire mon projet professionnel dans cette voie.

Références bibliographiques

AFNOR, 2006. Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl) – NF EN 15204. 39 p.

Agouni M., 2013. Caractérisation physico-chimiques et étude des Cyanobactéries dans le barrage d'Ain El Dalia (Région de Souk Ahras). Thèse, Université Mohamed Chérif Messaadia-Souk-Ahras.

Aleya L. and Amblard C., 1989. Importance quantitative de différentes classes de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe. *Hydrobiologia*. 183 : 97-113.

Barroin G., 2003. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Courrier de l'environnement de l'INRA*. p 13-31.

Berman S., 2006. Méthodes de mesure de la diversité fonctionnelle : exploration des indices de Mason et application au col du Lautaret. Mémoire, master mention Biologie spécialité Ecologie, Biodiversité, Evolution.

Bertrin V., Vandenhende M., Laplace-Treytore C., Moreira S., Dutartre A., 2009. Diagnostic écologique des milieux aquatiques du Palus de Molua, projet de réserve Naturelle Nationale des dunes et marais d'Hourtin. Rapport final, Cemagref de Bordeaux, unité de recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux, 98 p.

Blais S., 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol* 13(2) : 103-110.

Büdel B., Gärtner G., Krienitz L., Schagerl M., Komarek J. and Anagnostidis K., 2005. Süßwasserflora von Mitteleuropa : Cyanoprokaryota 2. Teil Oscillatoriales. Elsevier GmbH, München.

Büdel B., Gärtner G., Krienitz L., Schagerl M. and Komarek J., 2013. Süßwasserflora von Mitteleuropa : Freshwater flora of central Europe. Springer Spektrum, Berlin Heidelberg.

Camara M. L., 2016. Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche. *Biologie animale*. Université Montpellier. Français.

Cellamare M., 2009. Evaluation de l'Etat Ecologique des Plans d'Eau Aquitains à partir des Communautés de Producteurs Primaires. Thèse, Ecole doctorale des sciences, "sciences et environnements" spécialité écologie évolutive, fonctionnelle et des communautés, Université de Bordeaux 1, 328 p.

Cellamare M., Morin S., Coste M., Haury J., 2011. Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184(8) : 4685-4708.

Cellamare M., de Tezanos Pinto P., Leitão M., Coste M., Boutry S., Haury J., 2013. Using functional approaches to study phytoplankton communities in a temperate region exposed to tropical species dispersal *Hydrobiologia*, 702 (1) : 267-282.

- Chisholm S. W., 1995. The iron hypothesis : Basic research meets environmental policy. *Reviews of Geophysics* : 33 : 1277-1286.
- Colin S. Reynolds, 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology* 3 : 141–159.
- Cottingham K. L. 1999. Nutrients and zooplankton as multiple stressors of phytoplankton communities: Evidence from size structure. *Limnol. Oceanogr.*, 44(3) : 810-827.
- Ettl H., Gärtner G., Heynig H., Mollenhauer D., Komarek J. and Anagnostidis K., 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa : Cyanoprokaryota 1. Teil Chroococcales. Gustav Fischer Verlag Jena, Germany.
- Feuillard J. C., 1992. Les toxines des cyanobactéries : revue de synthèse. *Revue des sciences de l'eau*. 2(4) : 489-508.
- Fortin St-Gelais N., 2017. L'écologie fonctionnelle : une approche pour mieux comprendre le rôle du plancton dans les lacs. Thèse, Université du Québec, doctorat en Biologie, Montréal.
- Fraisse S., 2013. Structure de la communauté phytoplanctonique des fleuves côtiers en réponse aux contraintes hydrodynamiques : une approche basée sur les traits morpho-fonctionnels. Thèse de doctorat de l'université de Rennes 1, 168 p.
- Hamm C. E., Merkel R., Springer O., Jurkojc P., Maier C., Prectel K., Smetacek V., 2003. Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. *Nature*. 421 : 841–843.
- Hein M., Pedersen M. F., Sand-Jensen K., 1995. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology progress series*. 118 : 247-253.
- Heino J. et Soininen J., 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organism? *Biological Conservation* 137: 78-89.
- John D. M., Whitton B. A. and Brook A. J., 2011. The freshwater algal flora of the British Isles : an identification guide to freshwater and terrestrial algae. Second edition, Cambridge University Press, Cambridge.
- Klein A., Martinier A., Cachera S., 2015. Gestion et protection. Dans : Montuelle B., Clemens A. Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions, Groupe de Recherche Rhône-Alpes sur les infrastructures et l'eau, Villeurbanne, p 139-162.
- Kruk C., Peeters T. H. M., Van Nes E. H., Huszar V. L. M., Costa L. S. and Scheffer M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnol. Oceanogr.* 56(1) : 110-118.
- Kruck C., Segura A. M., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*. 698 : 191-202.
- L'helguen S., Madec C., Le Corre P., 1993. Nutrition azotée du phytoplancton dans les eaux brassées de la Manche occidentale. *Oceanologica acta*, 16(5-6) : 653-660.

- Laliberté E., Legendre P., Siple B., 2014. Package 'FD'. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. 28 p.
- Lampert W., Fleckner W., Rai H., Tayloe B. E., 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton : A study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.*, 31(3) : 478-490.
- Laplace-Treyture C., Barbe J., Dutartre A., 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. 44 p.
- Laplace-Treyture C., Hadoux E., Plaire M., Dubertrand A. et Esmieu P., 2017. PHYTOBS v3.0 : Outil de comptage du phytoplancton en laboratoire et de calcul de l'IPLAC. Version 3.0. Application JAVA.
- Lavoie I., Laurion I., Warren A., Vincent W., 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue littérature. INRS rapport 916, 124 p.
- Legendre, P., and L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier: Amsterdam, 853 p.
- Legendre P., Gallagher E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129 : 271-280.
- Litchman E. et Klausmeier C.A., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39 : 615–639
- 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.
- Marcon E., 2016. Mesures de la Biodiversité. Master. Kourou, France.
- Mayot N., 2016. La saisonnalité du phytoplancton en Mer Méditerranée. Science de la Terre. Université Pierre et Marie Curie. Paris VI.
- Michelet P., 2017. La biodiversité des milieux aquatiques continentaux en France métropolitaine : état des lieux et menaces. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*. 140 p.
- Moreira S., Laplace-Treyture C., Eon M., Jan G., 2015. Rapport d'activité du suivi scientifique des plans d'eau de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarosse. Irstea, Unité de Recherche Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux. 106 p.
- Mouillot D., Graham N. A. J., Villéger S., Mason N. W. H., Bellwood D. R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3) : 167-77.
- Muchiut S., Susperregui N., 2007. Etat des lieux de la ressource anguille et de son environnement dans le bassin d'arcachon et ses bassins versants associés. Comité local pêches maritimes et élevages marins, Institut des Milieux Aquatiques. 144 p.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2011. Fight on plankton ! Or, phytoplankton shape and size as adaptative tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogamie, Algologie*. 32 : 157-204.

- Nogues X., Fiévet V., Garenne A., Bouteiller X., 2018. Biostatistiques : Le cours. Dunod, 416 p.
- O'Farrell I., de Tezanos Pinto P., Izaguirre I., 2007. Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*. 578 :65-77.
- Oksanen J., 2018. Vegan: Community Ecology Package v2.5-2.
- Padisak J., Crossetti L. O. and Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification : A critical review with updates. *Hydrobiologia*. 621 : 1-19.
- Prévost E., 2014. Caractérisation des traits morpho-fonctionnels des communautés phytoplanctoniques des grands lacs du littoral aquitain. Rapport de stage. Ecole Polytechnique de l'université François Rabelais de Tours. Spécialité MSc IMACOF, 89 p.
- R Development Core Team (2005). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rapin F., Blanc P., Corvi C., 1989. Influence des apports sur le stock de phosphore dans le lac Léman et sur son eutrophisation. *Revue des sciences de l'eau*, 2(4) : 721-737.
- Reyjol Y., Spyrtos V., Basilico L., 2011. Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Synthèse des journées « DCE et bioindication » du séminaire « Méthodes d'évaluation de l'état des eaux, situation et perspectives dans le contexte de la directive cadre sur l'eau ». 31p.
- Reynolds C. S., Huszar V., Kruck C., Naselli-flores L., Melo S., 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*. 24 : 417-428.
- Reynolds C. S., 2007. Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. *Hydrobiologia* 578 : 37-45.
- Salmaso N. et Padisak J., 2007. Morpho-functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*. 578 : 97-112
- Sandgren C. D., 1991. Chrysophyte reproduction and resting cysts: a paleolimnologist's primer. *Journal of Paleolimnology* 5 : 1-9
- Schlumberger O. et Pierre E., 2008. Poissons des lacs naturels français, écologie et évolution des peuplements. Quae, Versailles. p 21-23.
- Smetacek V., 2001. A watery arm race. *Nature* 411 :745
- Souza M. B. G., Barros C. F. A., Barbosa F., Hajnal E. et Padisak J., 2008. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helve ´cio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia* 607 : 211–224.
- Villéger S., 2008. Dynamique de la diversité fonctionnelle des communautés de poissons (Lagune de Terminos, Mexique). These pour obtenir le grade de docteur de Montpellier SupAgro, discipline biologie de l'évolution et écologie. 340 p.

Villéger S. *et al.*, 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8) : 2290-2301.

Wasson J. G., 2007. Les questions de recherche posées par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : problématique pour les eaux de surface continentales. *Hydroécologie Appliquée*, 13 : 1-19.

Wehr J. D., Sheath R. G. and Kociolek J. P., 2015. *Freshwater algae of North America : ecology and classification*. Second edition, Elsevier, USA.

Sites internet:

Diatoms of the United States, 2018. Disponible sur <https://westerndiatoms.colorado.edu/> [en ligne]

Algaebase, 2018. Disponible sur www.algaebase.org/ [en ligne]

Universalis, 2018. Les caractéristiques d'une vie en suspension [en ligne]. Disponible sur <https://www.universalis.fr/encyclopedie/plancton/2-les-caracteristiques-d-une-vie-en-suspension/>. Consulté le 12 avril 2018.

Centre National de la Recherche Scientifique, 2002. Ecosystèmes aquatiques continentaux [en ligne]. Disponible sur <http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosys/eutrophisat.html>. Consulté le 01 février 2018.

Développement durable, Environnement et Lutte contre le changement climatique, 2018. Réseau de surveillance volontaire des lacs, Québec [en ligne]. Disponible sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>. Consulté le 20 juillet 2018.

Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2016. Gestion de l'eau en France [en ligne]. Disponible sur <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/gestion-leau-en-france>. Consulté le 14 janvier 2018.

Oksanen J., 2017. RDocumentation. Multi response Permutation procedure and mean dissimilarity matrix [en ligne]. Disponible sur <https://www.rdocumentation.org/packages/vegan/versions/2.4-2/topics/mrpp>. Consulté le 27 avril 2018.

Table des annexes

Annexe 1 : Tableau récapitulatif des caractéristiques de l'hydromorphologie des cinq grands lacs aquitains	42
Annexe 2 : Facteurs de conversion pour les nitrates, les nitrites et l'ammonium.....	42
Annexe 3 : Barplot des valeurs de stress de la NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels (2 dimensions)	43
Annexe 4 : Résultat de la MRPP réalisée sur les lacs deux à deux.....	43
Annexe 5 : Résultats de la MRPP réalisée sur les années et appliquée à chacun des lacs.....	44
Annexe 6: Barplot des valeurs de stress de la NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels des données récentes et des données plus anciennes pour le lac de Parentis-Biscarrosse	44
Annexe 7 : Résultats de la MRPP réalisée sur les saisons deux à deux pour tous les lacs	44
Annexe 8: Représentation des traits morpho-fonctionnels et des saisons(ellipses) suivant les axes 1 et 2 de la NMDS appliqué aux traits morpho-fonctionnels.....	45
Annexe 9: Barplot des valeurs de stress de la NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels de l'approche au genre (2 dimensions).....	45
Annexe 10 : Représentation des échantillons et des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS (approche au genre).....	46
Annexe 11: Résultats de la MRPP réalisée sur les saisons pour tous les lacs sur l'approche au genre	46
Annexe 12 : Comparaisons multiples pour l'indice de divergence fonctionnelle des lacs de Parentis-Biscarrosse, Cazaux-Sanguinet et Carcans-Hourtin	47
Annexe 13: Représentation des centroïdes par année et par lac de la NMDS appliquée sur la taxonomie suivant les axes 1 et 2 puis 2 et 3 (stress = 0.16).....	48
Annexe 14: Histogramme de la richesse taxonomique annuelle avant (totale) et après nettoyage des données (table)	49

Annexes

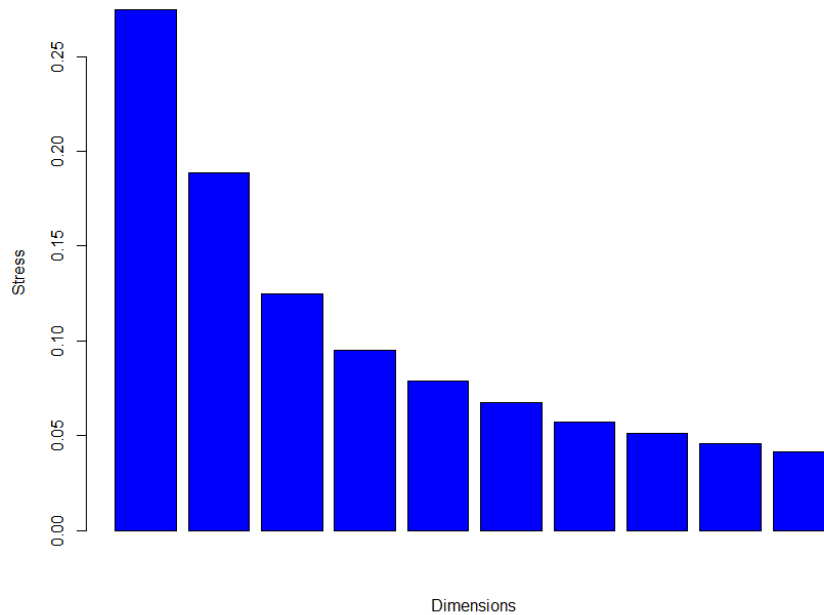
Annexe 1 : Tableau récapitulatif des caractéristiques de l'hydromorphologie des cinq grands lacs aquitains

	Volume (m ³)	Superficie (km ²)	Altitude (m)	Périmètre (km)	Prof max (m)	Prof moy (m)	Taux de renouvellement
Cazaux-Sanguinet	498800000	48,29416	21	42709,98597	24	8,6	1587
Hourtin-Carcans	210000000	57,5735	13	66444,15848	10	3,64	665
Lacanau	53000000	16,21245	13	43844,96408	8	3,269093	
Parentis-Biscarrosse	241200000	31,90897	21	38843,07788	22	6,7	372
Soustons	2500000	4,191701	3	16727,30664	6	0,6	7,7

Annexe 2 : Facteurs de conversion pour les nitrates, les nitrites et l'ammonium

	CONVERTISSEUR	
	Valeur en molécule	Valeur en élément
NITRATE 4,4 mg/l de NO ₃ = 1 mg/l de N	1	0,2273
NITRITE 3,3 mg/l de NO ₂ = 1 mg/l de N	0,04	0,0121
AMMONIUM 1,3 mg/l de NH ₄ = 1 mg/l de N	0,04	0,0308

Annexe 3 : Barplot des valeurs de stress de la NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels (2 dimensions)



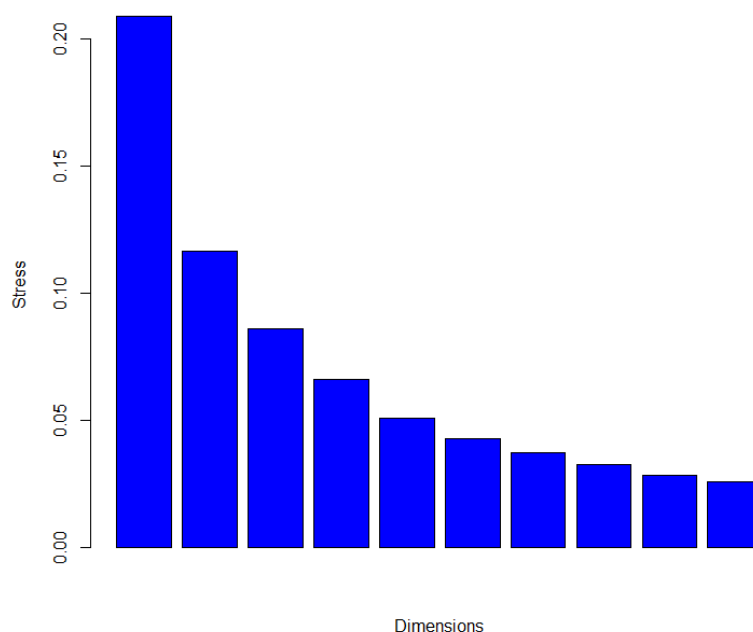
Annexe 4 : Résultat de la MRPP réalisée sur les lacs deux à deux

<i>lacs</i>	<i>p-value</i>	<i>interprétation</i>
Cazaux-Parentis	0,001	lacs différents
Cazaux-Lacanau	0,001	lacs différents
Cazaux-Hourtin	0,001	lacs différents
Cazaux-Soustons	0,001	lacs différents
Lacanau-Parentis	0,001	lacs différents
Hourtin-Parentis	0,006	lacs différents
Parentis-Soustons	0,001	lacs différents
Hourtin-Lacanau	0,035	lacs différents
Lacanau-Soustons	0,001	lacs différents
Hourtin-Soustons	0,001	lacs différents

Annexe 5 : Résultats de la MRPP réalisée sur les années et appliquée à chacun des lacs

<i>dates</i>	<i>lac</i>	<i>p-value</i>	<i>interprétation</i>
2006-2016	Cazaux	0,064	pas de différences
	Parentis	0,008	années différentes
	Lacanau	0,048	années différentes
	Hourtin	0,001	années différentes
	Soustons	0,266	pas de différences

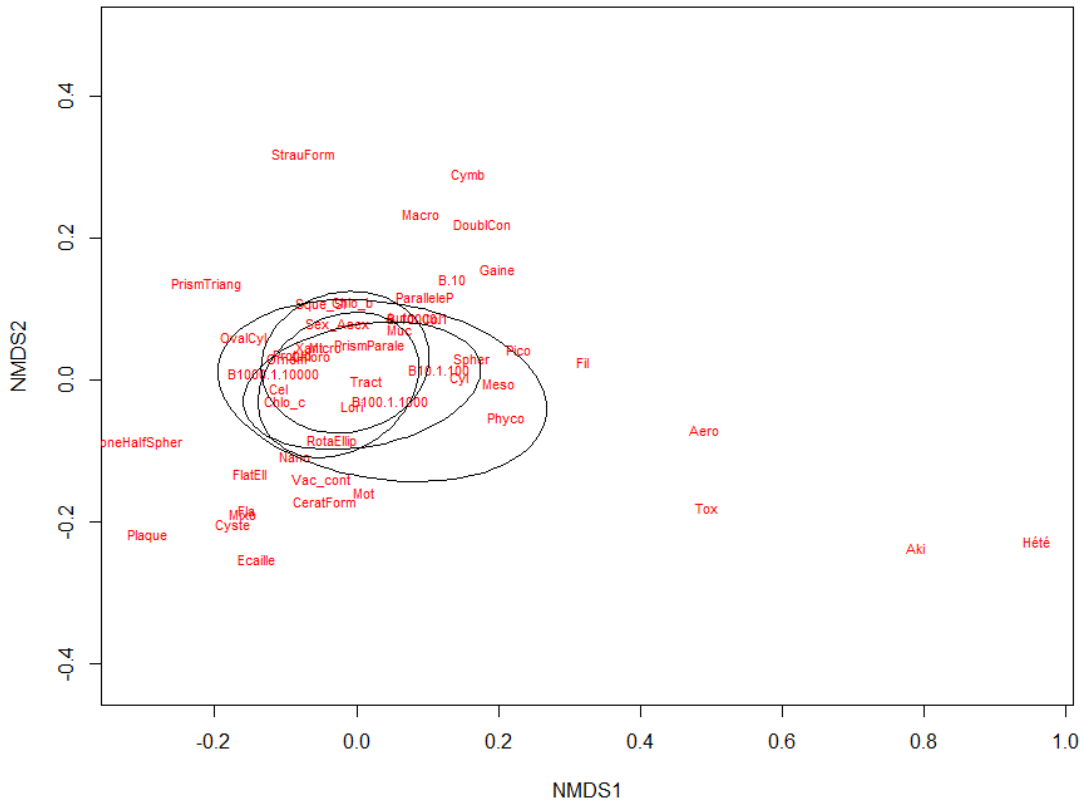
Annexe 6 : Barplot des valeurs de stress de la NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels des données récentes et des données plus anciennes pour le lac de Parentis-Biscarrosse



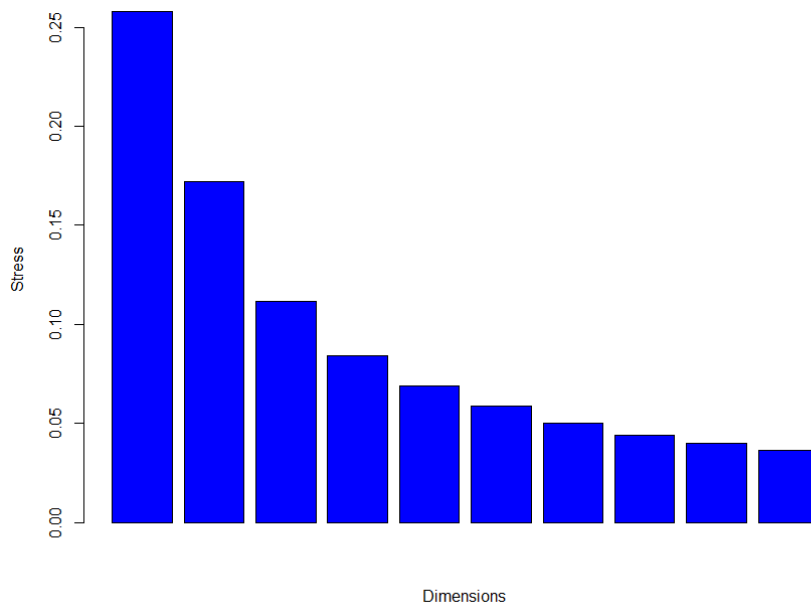
Annexe 7 : Résultats de la MRPP réalisée sur les saisons deux à deux pour tous les lacs

<i>Saisons par paires</i>	<i>p-value</i>	<i>interprétation</i>
Hiver-Printemps	0,01	saisons différentes
Hiver-Automne	0,001	saisons différentes
Hiver-Eté	0,001	saisons différentes
Automne-Eté	0,386	saisons similaires
Eté-Printemps	0,036	saisons différentes
Automne-Printemps	0.078	saisons similaires

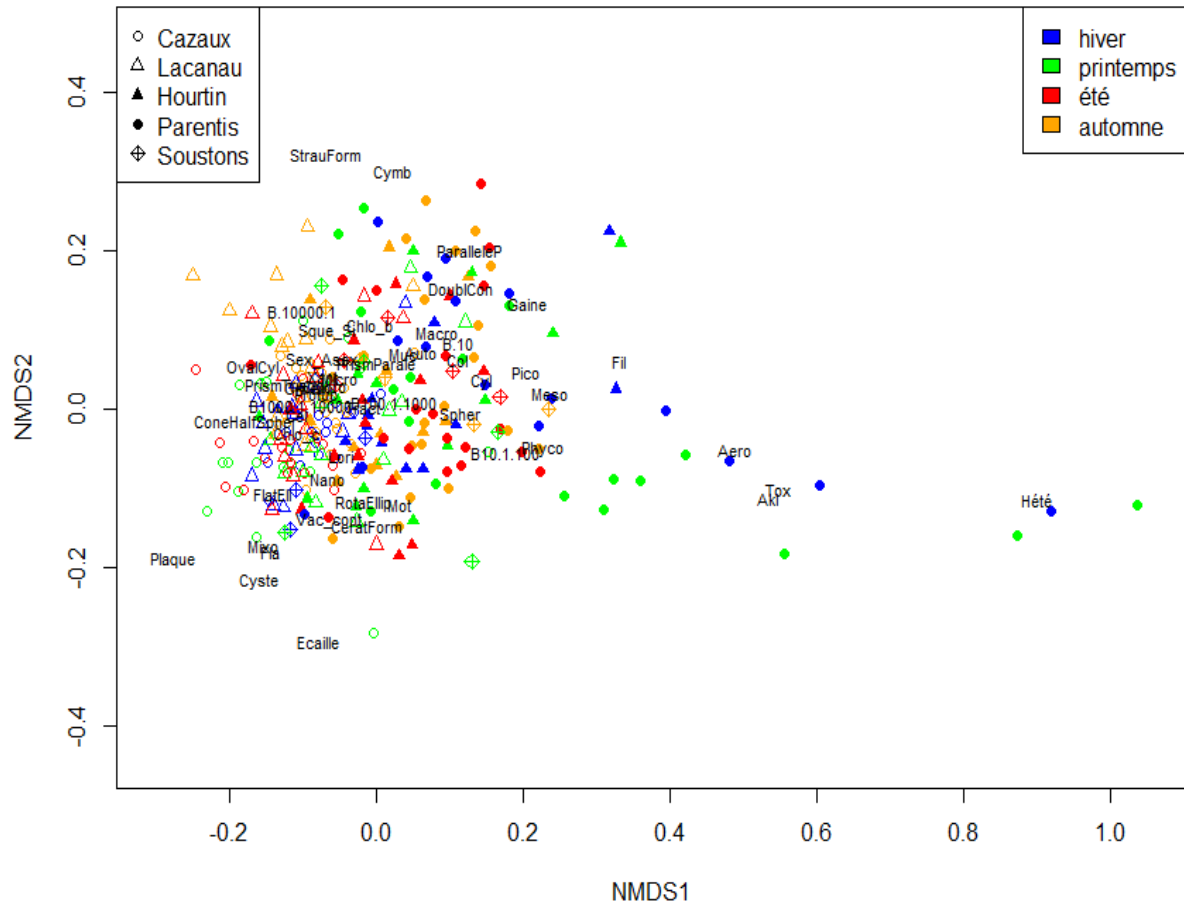
Annexe 8 : Représentation des traits morpho-fonctionnels et des saisons(ellipses) suivant les axes 1 et 2 de la NMDS appliqué aux traits morpho-fonctionnels



Annexe 9 : Barplot des valeurs de stress de la NMDS appliquée sur les traits morpho-fonctionnels de l'approche au genre (2 dimensions)



Annexe 10 : Représentation des échantillons et des traits morpho-fonctionnels sur les deux premiers axes de la NMDS (approche au genre)



Annexe 11 : Résultats de la MRPP réalisée sur les saisons pour tous les lacs sur l'approche au genre

<i>saisons</i>	<i>p-value</i>	<i>interprétation</i>
Hiver-Printemps	0,019	saisons différentes
Hiver-Automne	0,001	saisons différentes
Hiver-Eté	0,001	saisons différentes
Automne-Eté	0,38	saisons similaires
Eté-Printemps	0,037	saisons différentes
Automne-Printemps	0,075	saisons similaires

Annexe 12 : Valeurs des p-value obtenue pour la comparaison multiple de l'indice de divergence fonctionnelle des lacs de Parentis-Biscarrosse, Cazaux-Sanguinet et Carcans-Hourtin

Parentis-Biscarrosse

	2006	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2007	0.2286	-	-	-	-	-	-	-	-
2010	0.2500	0.0635	0.3929	-	-	-	-	-	-
2011	0.6286	0.2000	0.6286	0.7302	-	-	-	-	-
2012	0.1011	0.0582	0.1011	0.0365	0.0582	-	-	-	-
2013	0.2330	0.5209	0.0308	0.0194	0.0582	0.0205	-	-	-
2014	0.3648	0.0582	0.2945	0.5743	0.7703	0.0045	0.0121	-	-
2015	0.0703	0.0022	0.9451	0.1600	0.4462	0.0029	0.0002	0.2415	-
2016	0.9212	0.2141	0.0485	0.4351	0.2141	0.0159	0.0825	0.1349	0.0073

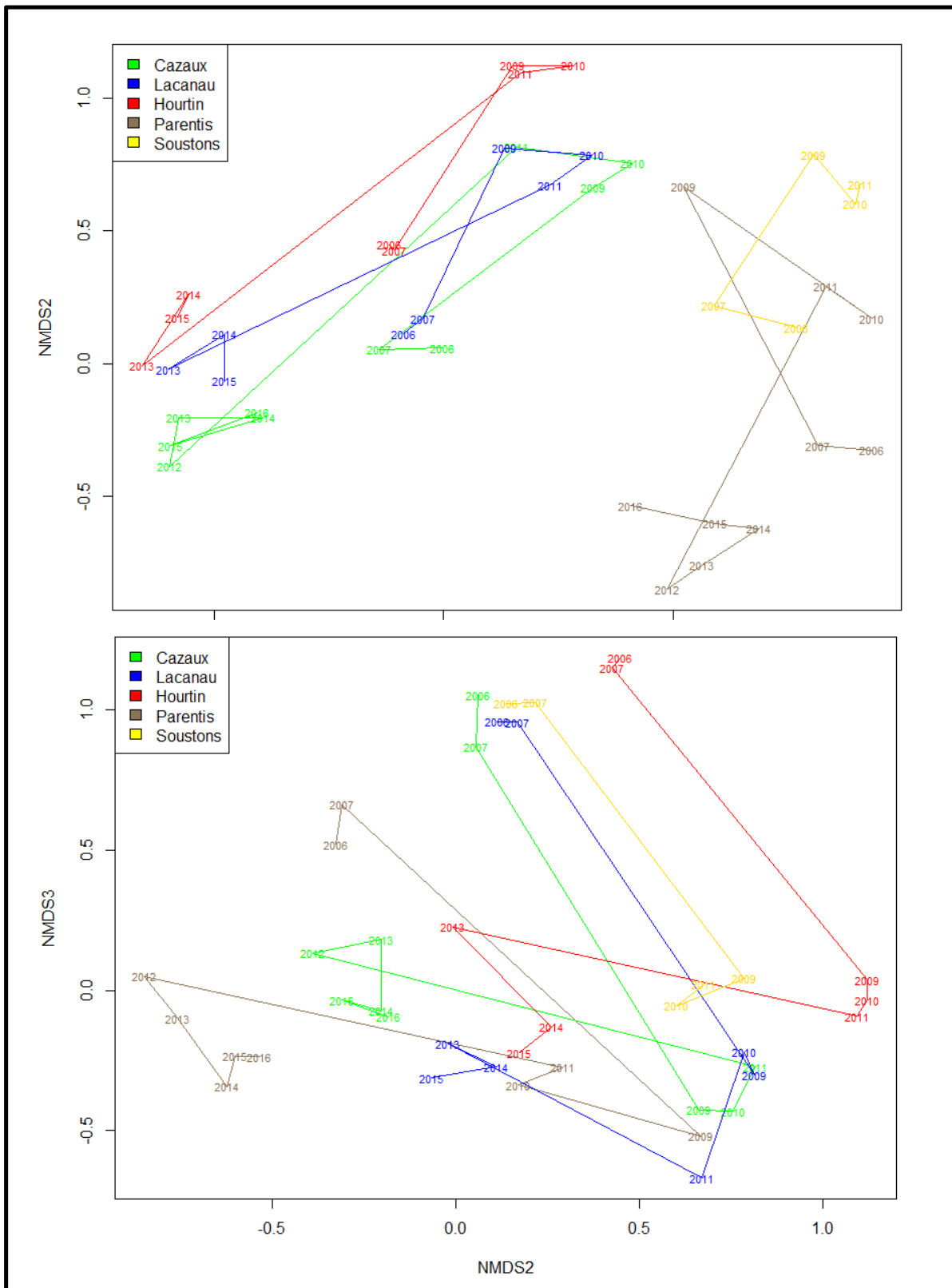
Cazaux-Sanguinet

	2006	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2007	0.0571	-	-	-	-	-	-	-	-
2009	0.1000	0.0571	-	-	-	-	-	-	-
2010	0.3929	0.1905	0.1429	-	-	-	-	-	-
2011	0.0571	0.0286	0.8571	0.1111	-	-	-	-	-
2012	0.4484	0.0582	0.0484	0.3827	0.0198	-	-	-	-
2013	0.9451	0.1330	0.0176	0.3284	0.0077	0.2657	-	-	-
2014	1.0000	0.1703	0.0703	0.5743	0.0780	0.5137	0.6707	-	-
2015	0.7341	0.0297	0.0484	0.5058	0.0297	0.5899	0.2913	0.5899	-
2016	0.4970	0.0040	0.0242	0.5237	0.0283	0.6784	0.2703	0.6239	0.9101

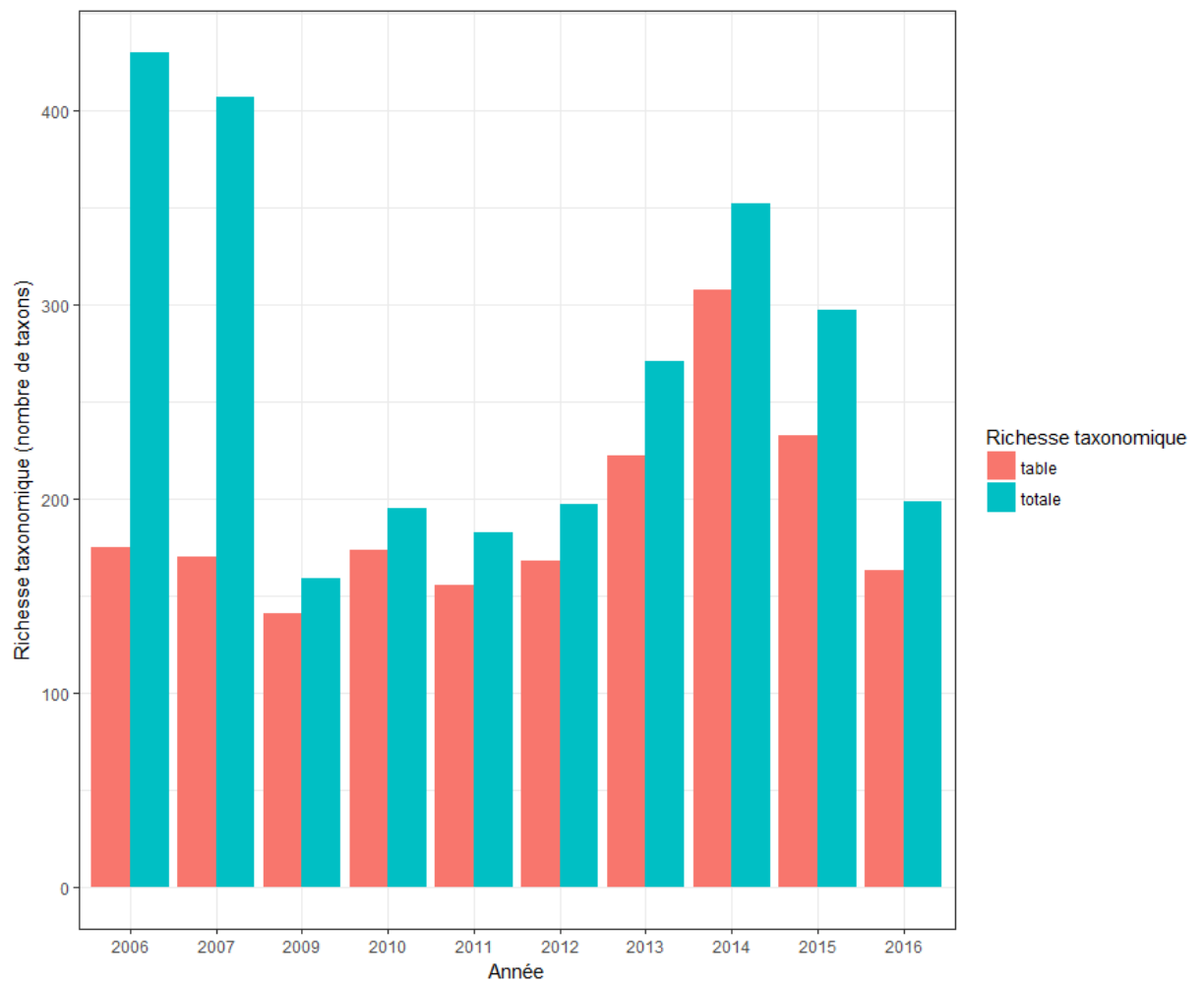
Carcans-Hourtin

	2006	2007	2009	2010	2011	2013	2014
2007	0.629	-	-	-	-	-	-
2009	0.200	1.000	-	-	-	-	-
2010	0.786	0.730	1.000	-	-	-	-
2011	0.400	0.343	0.400	0.730	-	-	-
2013	0.136	0.133	0.180	0.064	0.078	-	-
2014	0.136	0.078	0.233	0.037	0.020	0.514	-
2015	0.555	1.000	0.769	0.743	0.226	0.079	0.051

Annexe 13 : Représentation des centroides par année et par lac de la NMDS appliquée sur la taxonomie suivant les axes 1 et 2 puis 2 et 3 (stress = 0.16)



Annexe 14 : Histogramme de la richesse taxonomique annuelle avant (totale) et après nettoyage des données (table)



Chapitre 3

Fréquence des relevés et bioindication

?

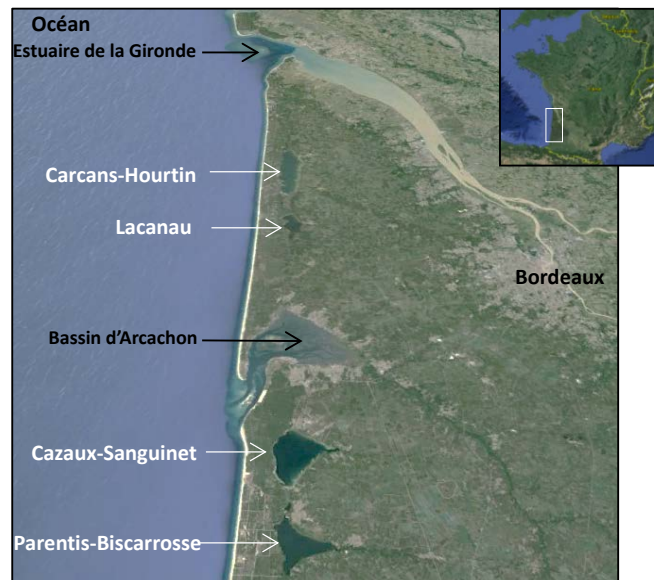
MASTER SCIENCES, TECHNOLOGIES, SANTÉ
Mention Biodiversité, Ecologie & Evolution
1^{ère} année

Année Universitaire 2016/2017

RAPPORT DE STAGE

TZVETAN Gwladys-Maï

Variabilité et incertitude de l'indice IPLAC sur les grands lacs Aquitains



Stage effectué du 02/05 au 31/07/2017

Maître de stage : Christophe LAPLACE-TREYTURE

Laboratoire d'accueil : IRSTEA Centre de Bordeaux
Unité EABX Equipe CARMA
50 avenue de Verdun
33612 Cestas Cedex
Tel: +33 (0)5.57.89.08.00



Remerciements

Je remercie particulièrement mon maître de stage Christophe LAPLACE-TREYTURE et mon responsable Aurélien JAMONEAU pour m'avoir offert l'opportunité de faire ce stage, pour leur disponibilité, leur soutien et leur partage de connaissance.

Je remercie également pour leurs conseils Sébastien BOUTRY et Marie WACH.

Je remercie toute l'équipe CARMA pour leur accueil sympathique et leur gentillesse.

Et pour finir je remercie Gwilherm JAN de m'avoir accueillie dans son bureau.

Présentation d'Irstea

Irstea ou Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture, est un établissement public à caractère scientifique et technologique (EPST) placé sous la double tutelle des ministères en charge de la recherche et de l'agriculture. Pluridisciplinaires, tournées vers l'action et l'appui aux politiques publiques, ses activités de recherche et d'expertises impliquent un partenariat fort avec les universités et les organismes de recherche français et européens, les acteurs économiques et porteurs de politique publique. L'institut est membre fondateur de l'Alliance nationale de recherche pour l'environnement, AllEnvi et du réseau européen Peer (Partnership for european environmental research). Il est labellisé « Institut Carnot » depuis 2006.

Irstea comporte 14 unités de recherche regroupées dans 3 départements : eaux, écotecnologies, territoires. Chacune de ces unités possède une équipe différenciée dont le travail est axé sur un thème de recherche. A l'échelle nationale, Irstea se décline en 9 centres régionaux : le centre de Bordeaux regroupe deux unités ETBX (Environnement, territoires et infrastructures) et EABX (Ecosystèmes aquatiques et changements globaux), unité dans laquelle s'est déroulé mon stage et dont l'organigramme est présenté en Figure 1.

Les recherches dirigées par l'unité EABX ont pour objectif l'amélioration de la connaissance sur le fonctionnement, la dynamique et les réponses aux pressions anthropiques (pêche, fragmentation des milieux, urbanisation, contamination, changement climatique) des écosystèmes aquatiques continentaux et la création d'outils d'évaluation et d'aide à la décision pouvant être utilisés par les différents acteurs de l'environnement (Agences de l'eau, collectivités territoriales, bureaux d'études ...) dans le cadre de la restauration et la conservation des écosystèmes aquatiques continentaux et des espèces menacées qui y sont associées.

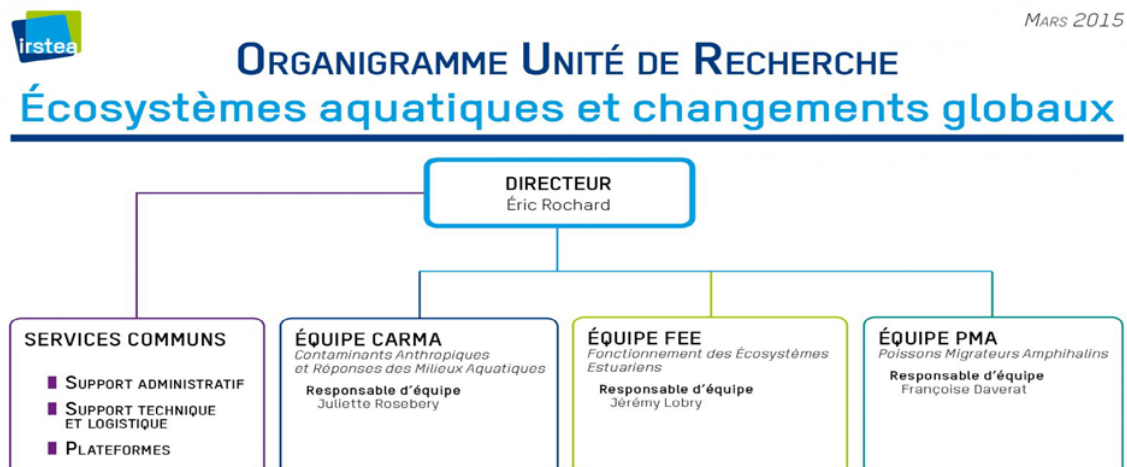


Figure 1 : organigramme de l'unité de recherche EABX du groupement Irstea de Bordeaux

SOMMAIRE

Remerciements	
Présentation d'Irstea	
Introduction.....	1
Matériel et Méthodes	2
A. Sites d'études et campagnes de prélèvements.....	2
B. Calcul des indices IPLAC.....	3
C. Variabilité de l'indice IPLAC.....	3
D. Corrélation de l'indice IPLAC avec le phosphore total	4
Résultats et Discussion	5
A. Variabilité de l'indice IPLAC et des métriques associées	5
B. Corrélation de l'indice IPLAC avec la concentration en phosphore total.....	9
Conclusions.....	10
Table des illustrations.....	
Bibliographie.....	
Résumé	

Introduction

Depuis 2000, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) impose aux états membres le suivi et la restauration de la qualité des masses d'eaux superficielles et souterraines ; l'objectif est d'atteindre un bon état des ressources en eau à l'échéance 2015. Cet état est évalué par rapport à plusieurs critères : l'état chimique (qui repose sur le respect de normes environnementales pour 48 substances) et l'état écologique. Dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique des eaux, la création d'indices biologiques reposant sur des organismes bio-indicateurs a été nécessaire.

Dans les milieux lacustres, le développement de l'indice IPLAC (indice phytoplanctonique lacustre) répond à cette exigence. Cet indice, développé par Irstea de 2007 à 2012 permet d'évaluer l'état écologique des plans d'eau à partir de l'étude des communautés phytoplanctoniques. Le phytoplancton est un bon indicateur car il présente des réponses rapides et graduées aux différentes pressions environnementales (pollutions, anthropisations...). Se situant à la base du réseau trophique, son abondance et sa composition affectent de façon significative la dynamique de l'ensemble du réseau trophique. L'IPLAC varie de 0 à 1 et se divise en 5 classes d'états de 0,2 d'amplitude : très bon (1-0,8), bon (0,8-0,6), moyen (0,6-0,4), médiocre (0,4-0,2), mauvais (0,2-0). Il est composé de deux métriques :

- La Métrique de Composition Spécifique (MCS) qui représente 70% de la valeur finale de l'indice. Elle repose sur la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques du plan d'eau et sur la cotation de 165 taxons indicateurs.
- La Métrique de Biomasse Algale (MBA) qui représente 30% de la valeur finale de l'indice. Elle repose sur la moyenne de chlorophylle-a mesurée sur l'ensemble de la zone euphotique.

L'IPLAC est reconnu comme répondant particulièrement bien au niveau trophique des lacs et en particulier à la concentration en phosphore [2]). En effet, de fortes concentrations en nutriments induisent le développement de communautés particulières, certaines espèces deviennent alors extrêmement abondantes (ex : cyanobactéries). La forte croissance algale en réponse aux fortes concentrations de phosphore se caractérise également par des teneurs en chlorophylle-a beaucoup plus importante. Par conséquent, les deux métriques constitutives de l'IPLAC sont directement influencées par ces teneurs en nutriments.

Le protocole de l'indice IPLAC [1] impose 3 campagnes de prélèvements sur la période végétative (printemps, été et automne) qui doivent être représentatives du cycle annuel du phytoplancton et du lac. La première campagne doit être réalisée entre mai et juin ; elle correspond à la mise en place de la stratification estivale et à la phase de croissance printanière du phytoplancton. La deuxième doit être réalisée entre juillet et août ; elle correspond à la phase de stratification estivale (pour les lacs se stratifiant en été) et à la deuxième phase de croissance du phytoplancton. La troisième campagne doit être réalisée entre septembre et octobre ; elle correspond à la phase de brassage automnal. Chaque campagne se traduit par le prélèvement d'un échantillon intégré d'eau sur la zone euphotique au niveau du point de plus grande profondeur du plan d'eau.

L'objectif de ce stage est de mesurer l'incertitude temporelle de l'indice IPLAC et de ses métriques (MCS et MBA) en vérifiant la variabilité occasionnée par la date des campagnes à partir d'un jeu de données possédant des campagnes plus fréquentes que celles préconisées dans le protocole de l'IPLAC. Ces mesures permettront aussi de tester si les variations dans la note IPLAC entraînent un changement de classe d'état écologique finale, sachant que la classe d'état est déterminante en termes de gestion et de suivis des masses d'eau. Dans un second temps, la corrélation entre l'IPLAC et les concentrations en phosphore des lacs a été vérifiée le long de la série temporelle.

Matériel et Méthodes

A. Sites d'études et campagnes de prélèvements

Depuis 2010 les lacs de Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet font l'objet d'un suivi régulier avec la réalisation d'une campagne de prélèvement tous les mois (exception faite de l'année 2010 et 2016 où il manque respectivement les mois de mai et d'octobre). Un suivi régulier et similaire existe aussi sur lacs de Lacanau et Hourtin-Carcans sur la période de 2013 à 2015. Les lacs sud sont des lacs monomictiques caractérisés par une profondeur plus importante par rapport aux lacs de Lacanau et Hourtin-Carcans : profondeur moyenne de 8,6 m pour Cazaux-Sanguinet et 6,7 m pour Parentis-Biscarrosse. Hourtin-Carcans et Lacanau sont des lacs polymictiques avec une profondeur moyenne respective de 2,6 m et 1,8 m.

Chaque campagne de prélèvement est conforme à la méthodologie réglementaire de l'IPLAC (prélèvement d'un échantillon intégré sur l'ensemble de la zone euphotique au niveau du point le plus profond du lac) et s'accompagne de mesures de la concentration en phosphore dans l'eau.

B. Calcul des indices IPLAC

L'indice IPLAC et ses métriques associées (MCS et MBA) ont été calculés avec le logiciel Phytobs (Hadoux et al., 2015). C'est un outil d'aide au comptage du phytoplancton au microscope qui permet également de réaliser les calculs de l'IPLAC à partir de la composition spécifique des communautés et de la teneur en chlorophylle-a.

Le calcul de l'IPLAC et de ses métriques s'est déroulé en deux étapes :

- 1 Le calcul des métriques sur l'ensemble des combinaisons potentielles de 3 campagnes par lac et par année. Pour les années comportant 6 campagnes valides il y a alors 8 combinaisons possibles et pour les années avec 5 campagnes valides il y a 4 combinaisons possibles.
- 2 Le calcul des métriques en prenant en compte l'ensemble des campagnes disponibles, par année et par plan d'eau. Les valeurs obtenues sont considérées comme les « références » auxquelles seront confrontées les différentes combinaisons précédentes. Ainsi 20 résultats de référence sont disponibles toutes années et tous lacs confondus.

C. Variabilité de l'indice IPLAC

Pour analyser la variabilité des valeurs des séries de combinaisons par rapport à la valeur de référence, deux outils ont été utilisés : Le logiciel de statistique R et Excel.

- **Variabilité temporelle des indices phytoplanctoniques**

La réalisation de boîtes à moustaches (avec le logiciel R), par lac et par année, a permis la visualisation de la gamme de distribution des différentes séries de combinaisons. Pour chaque lac, un graphique a été réalisé pour l'indice IPLAC, pour la MBA et la MCS. Chaque boîtes à moustache est réalisée à partir des séries de 8 (ou 5) combinaisons, et la valeur de référence correspondante est représentée sur le plot par un point rouge.

Pour comparer de façon statistique les séries de 8 (ou 5) combinaisons avec les valeurs de références correspondantes, l'utilisation du test non paramétrique de comparaison à une norme de Wilcoxon-Mann-Whitney a été préférée au test de conformité de Student du fait du faible nombre de valeurs des séries testées qui dans la plupart des cas ne suivent pas une loi normale (la normalité est testée avec le test de Shapiro-Wilk). Ce test a été réalisé pour chaque année et pour chaque lac pour les valeurs d'IPLAC, de MBA et de MCS.

- **Influence de la variabilité temporelle sur l'écart à la référence**

Les règles établies par la commission européenne lors des exercices d'intercalibration européenne imposent pour la validité des indices biologiques un écart maximum d'un quart de classe par

rapport à la valeur de référence. Pour s'assurer que cette condition est respectée, des graphiques en nuage de points ont été réalisés. L'IPLAC, la MBA, et la MCS ont une valeur comprise entre 0 et 1 et chaque classe à une amplitude de 0,2. Dans ce cas, un quart de classe correspond à 0,05 et une demi-classe à 0,1. Pour chaque année et pour chaque lac sont visualisés sur le graphique : les 8 combinaisons par des points, la valeur de référence par une ligne noire, l'écart de 0,05 par rapport la valeur de référence par des lignes rouges, et l'écart de 0,1 par rapport à la valeur de référence par des lignes oranges.

A partir des graphiques en nuage de points, le nombre de fois où l'écart à la référence est inférieur ou supérieur à 0,05, et supérieur à 0,1 a été comptabilisé pour l'IPLAC, la MBA, et la MCS de chaque lac sur l'ensemble des années. Ces tableaux ont été mis sous forme d'histogramme de fréquences afin de réaliser un bilan final pour l'ensemble des lacs. Le nombre de fois où un changement de classe IPLAC est observé par rapport à la classe de référence a également été calculé, par année pour chaque lac, par lac sur l'ensemble des années, et sur l'ensemble des lacs.

- **Probabilité de changement de classe**

Pour déterminer la probabilité de changement de classe IPLAC par rapport à la distance aux limites de classe (qui correspondent ici à 0,2 ; 0,4 ; 0,6 ; 0,8), un graphique en nuage de points a été réalisé avec en ordonnée le pourcentage de changement de classe par année et par lac (pour chaque combinaisons par rapport à l'état de référence), et en abscisse la distance à la limite de classe. Pour ceci, chaque valeur de référence par lac et par année a été ramenée à une valeur comprise entre 0,1 et 0,2, 0,1 représentant le milieu d'une classe et 0,2 la limite d'une classe.

D. Corrélation de l'indice IPLAC avec le phosphore total

Les mesures de phosphore total ont servies à vérifier si les différentes combinaisons d'IPLAC sont en accord avec le niveau trophique des lacs. Pour cela, la concentration moyenne en phosphore total obtenue à partir des mesures réalisées sur les trois mois de chaque combinaison a été comparé à la valeur d'IPLAC correspondante par des modèles linéaires. Cependant, la distribution des résidus ne respectait pas les conditions d'application des modèles linéaires. Plusieurs transformations (log, centrer-réduire, carré) ont été testées, mais aucune n'a permis de respecter les conditions d'application des modèles. Un test non paramétrique de corrélation de Spearman a donc été appliqué.

Résultats et Discussion

A. Variabilité de l'indice IPLAC et des métriques associées

Variabilité de la note IPLAC

Les tests de Wilcoxon effectués donnent une p-value supérieure à 0,05 dans tous les cas : ils ne traduisent donc pas de différences significatives entre les séries de combinaisons et les valeurs de référence. On peut donc affirmer d'un point de vue statistique que la variabilité occasionnée par le choix des campagnes n'affecte pas significativement la note finale par rapport à la note de référence.

L'analyse de la distribution des séries de valeurs d'IPLAC à partir des boîtes à moustaches du lac de Cazaux-Sanguinet (Figure 2) montre une bonne concordance entre la valeur de référence et la médiane de la série excepté pour l'année 2016. De même, pour les autres lacs, aucune différence n'est observée entre les séries de combinaisons et la valeur de référence pour Parentis-Biscarrosse, Lacanau et Carcans-Hourtin, à l'exception de l'année 2016 pour Parentis-Biscarrosse et 2013 pour Lacanau. Cette première analyse graphique est encourageante et permet de constater que dans la plupart des cas les séries de combinaisons restent centrées autour de la valeur de référence.

Ces analyses permettent également de noter une différence dans les profils de distribution annuelle des lacs. Les valeurs sont globalement plus étendues pour Hourtin-Carcans et Lacanau et beaucoup plus regroupées pour Cazaux-Sanguinet. La variabilité occasionnée par le choix des campagnes est donc plus importante sur Hourtin-Carcans et Lacanau. Cette constatation est appuyée par le calcul de la variance pour chaque série et la moyenne des variances par lac, qui est plus élevée pour les lacs de Hourtin-Carcans et Lacanau (Variance de l'IPLAC en moyenne : Cazaux-Sanguinet : $3,31.10^{-4}$, Parentis-Biscarrosse : 1.10^{-3} , Lacanau : $2,6.10^{-3}$, Hourtin-Carcans: 6.10^{-3}).

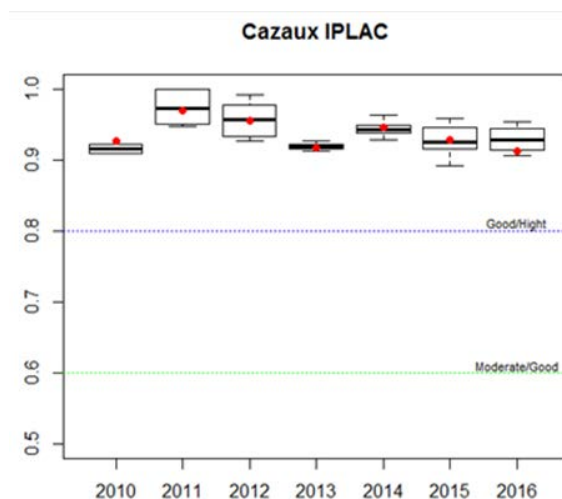


Figure 2 : Boîtes à moustaches des valeurs IPLAC par année pour Cazaux-Sanguinet (2010-2016)

Les graphiques en nuages de points ont permis de déterminer le nombre de fois où une combinaison s'écarte de plus d'un quart de classe de la valeur de référence. Au total 82% des valeurs respectent les valeurs seuils de +/- 0,05 et seules 15% des combinaisons s'écartent de plus d'un quart de classe et 3% de plus d'une demi-classe (Tableau 1 : >0,05 représente l'écart d'un quart de classe par rapport à la référence et >0,1 l'écart d'une demi-classe par rapport à la référence). Pour Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet seules 3% des combinaisons s'écartent de plus d'un quart de classe de la valeur de référence IPLAC. Pour Lacanau, dans 50% des cas les combinaisons s'écartent de plus de 0,05 de la référence. Pour Hourtin-Carcans, c'est le cas pour 40% des valeurs et 20% s'écartent de plus d'une demi-classe.

Tableau 1: Valeurs des écarts à la référence (en %) des valeurs IPLAC et des deux métriques pour chaque lac pour l'ensemble des années.

Lac	Ecart	MBA	MCS	IPLAC
Parentis	> 0,05	29%	27%	6%
Parentis	> 0,1	6%	0%	0%
Cazaux	> 0,05	44%	0%	0%
Cazaux	> 0,1	6%	0%	0%
Hourtin	> 0,05	25%	35%	40%
Hourtin	> 0,1	15%	25%	20%
Lacanau	> 0,05	15%	20%	50%
Lacanau	> 0,1	0%	20%	0%
4 lacs	> 0,05	31,6%	18%	15%
4 lacs	> 0,1	6,6%	7%	3%

Ces différences de variabilité qui sont plus élevées pour Hourtin et Lacanau peuvent s'expliquer par les caractéristiques morphologiques des lacs [2]. Hourtin-Carcans et Lacanau ayant de plus faibles profondeurs que Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet, ils sont vraisemblablement plus impactés par les périodes de vent fort durant lesquelles une partie des sédiments et des nutriments peuvent être remis en suspension dans la colonne d'eau. Les nutriments sont ainsi à nouveau disponibles pour le phytoplancton, changeant ainsi la composition spécifique et par conséquent la note de l'IPLAC.

Une différence de variabilité plus faible peut également être constatée entre Cazaux-Sanguinet (pour lequel la variation est très faible) et Parentis-Biscarrosse. Cette différence pourrait s'expliquer par la composition chimique des sédiments : dans la couche supérieure des sédiments, le phosphore va former des liaisons très fortes avec les hydroxydes ferriques et les hydroxydes de manganèse. Ces liaisons jouent le rôle de barrière en empêchant le transfert du phosphore des sédiments vers l'eau mais, en période d'anoxie estivale, les hydroxydes sont réduits et une partie du phosphore stocké est relarguée dans l'eau [5]. Hors les sédiments de Parentis-Biscarrosse possèdent des concentrations en phosphore beaucoup plus élevées que celles de Cazaux-Sanguinet (Cazaux : 11 mg/Kg sec ; Parentis : 1448 mg/Kg sec) [4]. Parentis-Biscarrosse est donc soumis à des pics de phosphore en été qui peuvent dégrader la note IPLAC sur certains

mois par une augmentation de la teneur en chlorophylle et/ou une modification de la communauté algale.

Variabilité de la métrique MCS

A l'instar des résultats de l'IPLAC, les tests de Wilcoxon ne traduisent pas de différence significative entre les séries de combinaisons et les valeurs de références correspondantes. D'un point de vue graphique on observe une bonne correspondance entre les valeurs de référence et les médianes des séries associées dans tous les cas, sauf pour Parentis-Biscarrosse en 2014 et 2016, et Lacanau en 2013.

De même que pour les valeurs IPLAC, Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet présentent pour la MCS une variance plus faible que les deux autres lacs en termes de moyenne sur l'ensemble des années et année par année (Variance de MCS en moyenne : Cazaux-Sanguinet : $1,6.10^{-4}$, Parentis-Biscarrosse: $1,83.10^{-3}$, Lacanau : $5,93.10^{-3}$, Hourtin- Carcans: $7,23.10^{-3}$). Concernant les écarts par rapport aux valeurs de référence de la métrique MCS les résultats sont également meilleurs pour Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet que pour Lacanau et Hourtin-Carcans (Tableau 1).

Variabilité de la métrique MBA

Les tests de Wilcoxon donnent des p. value supérieures à 0.05 (Tableau 1) donc les combinaisons ne sont pas statistiquement différentes des valeurs de références correspondantes. Graphiquement la correspondance entre la valeur de référence et la médiane des séries est mauvaise dans 3 cas sur 20 : 2010 et 2016 pour Cazaux-Sanguinet et 2010 pour Parentis. Les boîtes à moustaches et les mesures de variance montrent une variabilité inter-mensuelle légèrement moins élevée sur les lacs de Hourtin-Carcans et Lacanau pour la métrique de biomasse algale (variance moyenne de la MBA: Cazaux-Sanguinet, $3,7.10^{-3}$; Parentis-Biscarrosse, $3,09.10^{-3}$; Lacanau, $5,24.10^{-3}$ et Hourtin-Carcans, $5,4.10^{-3}$). Ce constat est appuyé par l'étude des écarts à la référence. Pour Lacanau et Hourtin-Carcans 85% et 65% des cas respectent les valeurs seuils $+0,05/-0,05$ contre 65% et 50% pour Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet (Tableau 1).

Variabilité des indices IPLAC et des deux métriques

Sur l'ensemble des quatre lacs la variabilité moyenne de la MBA est légèrement plus élevée que celle de la MCS (variance moyenne de $4,36.10^{-3}$ et $3,78.10^{-3}$ respectivement). De plus, 38% des cas ne respectent pas les valeurs seuils de $\pm 0,05$ par rapport à la référence pour la MBA alors que seulement 24% des cas ne respectent pas les valeurs seuils pour la MCS. Cependant à

l'échelle des lacs, la MBA présente une variabilité inférieure à la MCS sur les lacs de Hourtin-Carcans et Lacanau, alors que sur les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse la MBA présente une variabilité supérieure à la MCS.

Le profil de distribution des séries de combinaisons varie aussi en fonction des années. Pour un même lac, certaines années vont avoir une faible étendue des valeurs (Parentis-Biscarrosse en 2011) et d'autres une étendue beaucoup plus large (Parentis-Biscarrosse en 2013). Ces profils de distribution élargis peuvent être correspondre aux valeurs associées à un mois particulier faisant baisser la note quand il se trouve inclus dans une combinaison. Ce mois peut être associé à des apports importants en intrants dans le système lacustre du fait, par exemple, de fortes pluies, de périodes de vent fort, d'épisodes orageux ou de pollutions accidentelles. Ces épisodes particuliers peuvent ainsi augmenter la disponibilité en nutriments et influencer directement la communauté algale.

Changement de classe d'état

Pour l'ensemble des lacs étudiés, un changement de classe d'état écologique est observé dans 15% des cas. Cependant ce résultat ne traduit pas l'hétérogénéité entre les lacs : Parentis-Biscarrosse connaît le plus fort taux de changement avec 29% de changement de classe d'état, puis vient Lacanau avec 20%, Hourtin-Carcans avec 15% ; Cazaux-Sanguinet, lui, ne connaît aucun changement de classe d'état écologique. Ces changements ne sont pas problématiques dans tous les cas car seul le passage d'un état bon à moyen est décisif dans la mise en place de mesures de restauration. Ce cas de figure concerne uniquement Parentis-Biscarrosse à hauteur de 25% et sur l'ensemble des lacs ce pourcentage tombe à 6%.

A partir de ces résultats, il a été possible d'étudier la probabilité de changement d'état écologique par rapport à la distance à une limite de classe, ce qui revient à estimer le risque que la valeur finale de l'IPLAC ne reflète pas l'état écologique réel du plan d'eau (sur classement ou sous-classement). Malgré deux valeurs aberrantes, les données permettent d'établir clairement une courbe de tendance significative (coefficient de corrélation $R^2 > 0,5$). La probabilité de changer de classe augmente quand la valeur de référence se

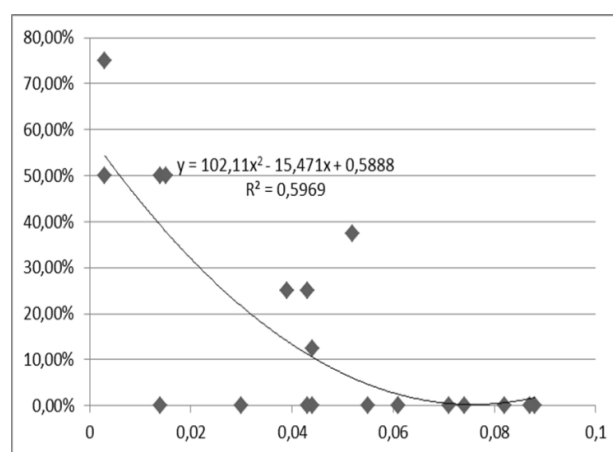


Figure 3 : Probabilité de changement de classe (en %) en fonction de la distance à une limite de classe

rapproche d'une limite de classe (Figure 3). Par exemple si la valeur IPLAC se trouve à 0,02 d'une limite de classe le pourcentage de probabilité de changement de classe est de 30%, si la valeur IPLAC se trouve à 0,01 (soit 0,09) la probabilité de changement de classe passe à 45. L'établissement de cette courbe permet une quantification de l'estimation de l'erreur en fonction de la proximité d'une limite d'une classe, ce qui peut être utile pour les gestionnaires.

B. Corrélation de l'indice IPLAC avec la concentration en phosphore total

Afin de tester la relation entre les valeurs de l'IPLAC et les concentrations en phosphore totale, des tests de Spearman ont été effectués en utilisant la valeur moyenne en phosphore total pour chaque combinaison de trois mois, la valeur moyenne par année, la valeur médiane pour chaque combinaison et la valeur médiane par année. Bien que les résultats valident l'existence d'une corrélation entre les valeurs d'IPLAC et le taux de phosphore (l'ensemble des p-value sont inférieures à 0,05), les régressions observées restent faiblement significatives : les coefficients de corrélation *rbo* sont inférieurs à 0,5 dans la plupart des cas mis à part pour Hourtin-Carcans (*rbo*=0.7).

Les règles définies par la Commission européenne dans le cadre des exercices d'intercalibration [6] imposent un coefficient de Pearson supérieur à 0,5 et une pente de régression comprise entre 0,5 et 1,5. Les résultats obtenus ne permettent donc pas d'affirmer que l'IPLAC répond de façon optimum au gradient de phosphore sur ce jeu de données spécifique. Cette faible significativité peut être due à plusieurs biais du jeu de données qui peuvent être mis en évidence par une analyse graphique (Figure 4). La gamme de variation du phosphore total est très faible sur le jeu de données considéré. Les valeurs se situent entre 0 et 0,8mg/L mais la plupart des valeurs se concentrent entre 0 et 0,2 et les quelques valeurs maximales correspondent aux extrêmes des années 2014 et 2015. Ces pics de phosphore, observés en 2014 sur l'ensemble des 4 grands lacs Aquitains, peuvent s'expliquer par des épisodes orageux très localisés et intenses d'avril à août 2014 [8]. Les orages s'accompagnent par de fortes pluies qui augmentent le lessivage des sols et l'apport d'intrants dans les systèmes aquatiques et par des vents forts qui permettent la remise en suspension des nutriments présents dans le sédiment.

Des résultats similaires ont été trouvés dans le cadre d'une autre étude [7] réalisée sur une gamme de phosphore total identique mais pour un jeu de données beaucoup plus important (98 lacs d'Adour-Garonne). En revanche, une relation significative entre les valeurs d'IPLAC et les concentrations en phosphore a pu être trouvée pour 3 lacs d'Ile de France possédant un gradient de phosphore compris entre 0,14mg/L et 31,2mg/L [7]. Dans notre cas, les coefficients de corrélation les plus forts ($> 0,5$) ont été observés pour les lacs possédant la gamme de variation de phosphore total la plus large (Hourtin-Carcans et Parentis-Biscarosse), suggérant que de manière générale, le gradient de phosphore n'est probablement pas suffisant pour montrer une corrélation forte avec les valeurs d'IPLAC. De plus, la qualité des corrélations effectuées entre le taux de phosphore et l'IPLAC est probablement fortement affectée par l'absence d'indépendance temporelle des données : les différentes combinaisons sont par définition liées par les valeurs des mois associés.

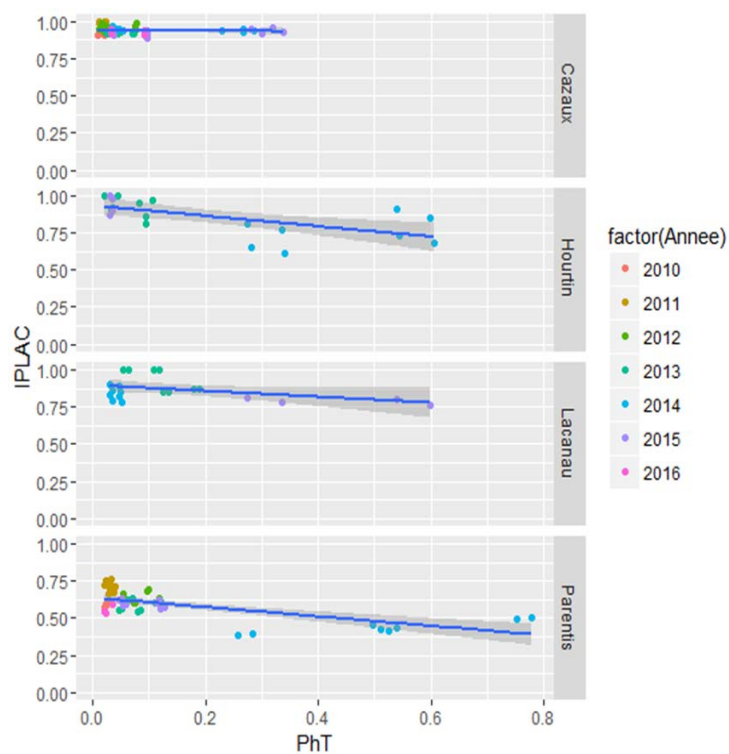


Figure 4 : variation des valeurs d'IPLAC en fonction des taux de phosphore total (PhT en mg/L) par lac

Conclusions

Au terme de cette étude il est possible de définir une partie de l'incertitude de l'indice. D'un point vu statistique le choix des campagnes n'impacte pas de façon significative la note finale par rapport à la valeur d'IPLAC de référence du plan d'eau. Cependant ce choix peut représenter une certaine source de variabilité pour l'indice du fait de la variabilité mensuelle d'évènements exceptionnels de types orages, fortes pluies ou pollutions accidentelles qui vont générer une augmentation des apports d'intrants aux plans d'eau, et une baisse de la note IPLAC sur les mois considérés.

Cette variabilité est significative en terme de pourcentage d'écart de plus d'un quart de classe à la valeur d'IPLAC de référence, de variance et de changement de classe d'état. Néanmoins cette variabilité n'a pas le même impact ni la même amplitude en fonction du plan d'eau : deux facteurs entrent vraisemblablement en considération :

- la profondeur du lac : pour les lacs faibles profondeurs (Hourtin-Carcans et Lacanau), la variabilité de la note IPLAC est plus forte et la variabilité de la MBA est supérieure à celle de la MCS. Pour les lacs de profondeur plus importante la variabilité de la note IPLAC est plus faible et la variabilité de la MCS est supérieure à celle de la MBA.
- la proximité entre la note d'IPLAC de référence et une limite de classe d'état : les taux de changements de classe d'état observés sont corrélés de façon positive à la proximité d'une limite de classe.

Une des solutions pour quantifier et prendre en compte la variabilité causée par le choix des campagnes pourrait être l'intégration de l'équation obtenue par le calcul de probabilité de changement de classe (Figure 3) dans le calcul final de l'IPLAC pour définir une part de l'incertitude associée.

Table des illustrations

Figure 1 : organigramme de l'unité de recherche EABX du groupement Irstea de Bordeaux.....	
Figure 2 : Boîtes à moustaches des valeurs IPLAC par année pour Cazaux-Sanguinet (2010-2016).....	5
Figure 3 : Probabilité de changement de classe (en %) en fonction de la distance à une limite de classe	8
Figure 4 : variation des valeurs d'IPLAC en fonction des taux de phosphore total (PhT en mg/L) par lac	10

Tableau 1: Valeurs des écarts à la référence (en %) des valeurs IPLAC et des deux métriques pour chaque lac pour l'ensemble des années.	6
--	---

Bibliographie

[1] Laplace-Treytore C., Barbe J., Dutartre A., Druart J.C., Rimet F., Anneville O., 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. *Irstea*, version : 3.3.1, 2009, 44p.

[2] Syndicat intercommunal d'Aménagements des Eaux du Bassin Versant des Etangs du Littoral Aquitains (SIAEBVELG), Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux - Documents d'objectifs NATURA 2000 des Lacs Médocains, 2013, 120p. Disponible sur : <http://siaebvegh.kiubi-web.com/media/2342.pdf> (Consulté le 10/06/2017)

[3] Syndicat Mixte du Bassin Versant des Lacs du Born, Schéma d'Aménagements et de Gestion des Eaux Etangs littoraux Born et Buch : état initial, 2013, p.365.

[4] Gardaix Julien, Qualité des eaux des lacs de Carcans-Hourtin et de Lacanau - Etude des paramètres azote et phosphore – Résultats d'analyses, Rapport de Post-doctorat, Bordeaux : Université de Bordeaux 3, 2012, 59p. Disponible sur : <http://siaebvegh.kiubi-web.com/media/2242.pdf> (Consulté le 15.06.2017)

[5] Le-Borgne. J., Cours de physique-chimie, Disponible sur <<http://physchileborgne.free.fr>> (Consulté le 17.06.2017)

[6] Laplace-Treytore C., Feret T., IPLAC : l'indice Phytoplanctonique Lacustre : Méthodes de développement, description et application nationale 2012, *Irstea*, 2013, 70p.

[7] Durimel Claire, Adaptation de l'Indice Phytoplancton Lacustre (IPLAC) compatible avec la Directive Cadre sur l'Eau Européenne aux milieux Africains tropicaux et sub-tropicaux, Mémoire de Master professionnel en Microbiologie, Environnement, Santé. Paris : Université Paris Diderot, 2017,28p.

[8] Météo France, Bulletin climatique mensuel : Aquitaine, Janvier-Décembre

Résumé

Mis en application à l'échelle nationale depuis 2012, l'indice IPLAC (indice phytoplanctonique lacustre) permet d'évaluer l'état écologique des plans d'eau à partir de la composition taxonomique des communautés phytoplanctoniques et de la moyenne de chlorophylle a. Il repose sur 3 campagnes de prélèvements permettant de représenter l'ensemble du cycle annuel du phytoplancton (printemps, été et automne). L'objectif de cette étude était d'évaluer la variabilité et la robustesse temporelle de l'indice IPLAC en étudiant l'influence du choix des dates des campagnes sur la valeur de la note finale et sur la classe d'état écologique du plan d'eau. Ce travail a été réalisé à partir des chroniques mensuelles (ou quasi-mensuelles) d'analyses phytoplanctoniques des eaux des 4 grands lacs Aquitains de 2010 à 2016. Les valeurs d'IPLAC et de ses métriques associées (métrique de composition spécifique – MCS et métrique de biomasse algale – MBA) ont été calculées pour l'ensemble des combinaisons de campagnes possibles. Ces valeurs ont ensuite été comparées aux valeurs de référence déterminées avec la totalité des campagnes effectuées sur une année. Les valeurs d'IPLAC ont également été mises en corrélation avec les teneurs en phosphore (proxy de l'eutrophisation des cours d'eau).

Si en termes de tests statistiques la variabilité temporelle des campagnes n'a pas d'effet sur la note IPLAC, cette étude a mis en évidence une variabilité significative en terme de changement de classe d'état écologique et d'écart à la référence. Cette variabilité dépend de la profondeur des lacs : les lacs de faible profondeur présentent une variabilité plus importante que ceux de forte profondeur. Elle dépend également de la proximité des limites de classe qui est corrélée de façon positive au pourcentage d'erreurs de classe d'état écologique du plan d'eau par rapport à la classe de référence.

DYLAQ



Dynamiques Ecologiques des Lacs Aquitains

INRAE

INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux
UR 1454 EABX (Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux)
50, avenue de Verdun
33612 Cestas, France