



HAL
open science

Influence de l'histoire du paysage sur les communautés aquatiques des lacs aquitains du littoral

L. Bouraï

► **To cite this version:**

L. Bouraï. Influence de l'histoire du paysage sur les communautés aquatiques des lacs aquitains du littoral. Sciences de l'environnement. 2018. hal-02608815

HAL Id: hal-02608815

<https://hal.inrae.fr/hal-02608815v1>

Submitted on 16 May 2020

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.

2017-2018

Rapport de Stage

Influence de l'histoire du paysage sur les communautés aquatiques des lacs aquitains du littoral



Bouraï Liess

Enseignant référant :

François Bretagnolle

Maitre de Stage :

M. Aurélien Jamoneau, chargé de
recherche

M. Vincent Bertrin, Ingénieur d'étude

Remerciements

Je souhaite remercier toutes les personnes qui m'ont permis de réaliser ce stage à IRSTEA et qui m'ont aidé pour la rédaction de ce mémoire et la préparation pour ma soutenance.

Dans un premier temps je tiens à remercier les différents responsables du centre IRSTEA de Bordeaux, merci à Frédéric Saudubray pour m'avoir permis de réaliser ce stage au sein du centre IRSTEA ; merci à Éric Rochard pour sa gentillesse et son attention. Merci à Juliette Rosebery pour son accueil au sein de l'équipe CARMA.

Je remercie chaleureusement Aurélien JAMONEAU, mon maître de stage, pour m'avoir permis de participer à ce projet. Je le remercie pour son accompagnement, le temps accordé et surtout pour ses conseils avisés. Son aide et ses consignes furent précieuse et m'ont permis de m'orienter tout au long de ce stage. Merci d'avoir partagé ton bureau, et de m'avoir apporté ton soutien lors de la longue période de cartographie et lors des analyses sur R, cela m'a énormément aidé.

Je tiens également à remercier Sebastien Boutry pour sa bonne humeur, ses conseils sur R et son tournoi de pari pour la coupe du monde. Merci à Vincent Bertrin pour ses conseils.

Merci à Maximo Mesiona pour sa cuisine, mais surtout pour les mails de menu en fin de matinée permettant de tenir jusqu'au midi.

Pour terminer je souhaite remercier affectueusement l'ensemble des stagiaires de l'été 2017 pour leur soutien et les bons moments passés ensemble. Merci à Anne, Margaux, Florian, Fi et Mathieu. Un grand merci également à Julie pour le soutien et pour avoir su occuper mon temps sur Bordeaux.

Un grand merci à l'ensemble du personnel d'IRSTEA pour leur accueil chaleureux et leur bonne humeur.

Table des matières

.....	1
Remerciements.....	2
Table des matières	3
Table des Figures.....	5
Table des Tableaux.....	5
Table des sigles.....	5
Organisme d'accueil	6
Introduction.....	8
Synthèse Bibliographique.....	9
1. L'écologie du Paysage.....	9
2. Le paysage Aquitain.....	9
3. Gestion des plans d'eau	10
4. Les Macrophytes	11
a. Définition.....	11
b. Importance écologique des macrophytes.....	11
c. L'étude des communautés de macrophytes	12
Objectif.....	13
Matériel et Méthodes	14
1. Zone d'étude	14
2. Préparation des données cartographiques	15
a. Géoréférencement des photographies aériennes	17
b. Digitalisation de l'occupation du sol	18
3. Les données : physique, chimique, relevés botaniques.....	19
a. Les relevés botaniques	19
b. Les données physique et chimique	23
4. L'analyse de la dynamique paysagère.....	24
5. L'analyse de l'influence du changement de paysage et de l'environnement sur la composition floristique	25
a. L'influence sur la diversité des communautés de macrophyte.....	25
b. L'influence sur la composition des communautés de macrophyte	25
6. L'analyse de l'influence du changement de paysage sur la bêta-diversité temporelle	26
Résultats.....	28
1. Dynamique paysagère.....	28

a. Dynamique globale.....	28
b. Dynamique par lac.....	30
2. Influence des changements de paysage sur la diversité floristique aquatique	31
3. Influence des changements de paysage sur la composition floristique aquatique	34
4. Influence du changement paysager sur la bêta-diversité temporelle	38
Discussion.....	40
1. Un changement paysager en faveur d'une artificialisation des terres.	40
2. Une importante influence du paysage ancien sur les communautés de macrophytes	41
3. Une dynamique paysagère déterminante de la dynamique des communautés de macrophytes 43	
4. Limite de l'étude.....	44
a. Georéférencement	44
b. Digitalisation.....	44
c. Analyse Statistique	45
Conclusion	46
Bibliographie	47

Table des Figures

Figure 1 : Organigramme de l'équipe EABX-IRSTEA Bordeaux.....	7
Figure 2 : Courbe d'accumulation des différents lacs.....	21
Figure 3 : Relation linéaire de type $aX+b$ entre la richesse et le nombre de secteur pour chacun des plans d'eau	22
Figure 4 : Diagramme de Sankey montrant la dynamique paysagère globale entre 1945 et 2000.....	29
Figure 5 : Représentation des axes 1 et 2 de l'ACP sur les variables paysagères. L'axe 1 explique 49,7% de la variation totale et l'axe 2 21,6%, soit 71,3%.....	31
Figure 6 : Partition de la variance du modèle sur la diversité en macrophyte.....	34
Figure 7 : Représentation de la position des plans d'eau et des variables environnementales sur les deux premiers axes de la NMS. Seules les variables significatives sont représentées. Le stress de la NMS est de 0,16.....	35
Figure 8 : Partition de variance du modèle sur la composition des communautés de macrophytes.....	37
Figure 9 : Arbre de décision montrant l'influence des variables sur le déterminisme des valeurs de bêta diversité	39

Table des Tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques générales des plans d'eau étudiés. La mention « NA » signale le manque de données	15
Tableau 2 : Récapitulatif des années et des auteurs des bassins versants digitalisés	16
Tableau 3 : Récapitulatif du géoréférencement.....	17
Tableau 4 : Année des campagnes de relevés des macrophytes en fonction des plans d'eau et nombre de secteurs correspondants pour chaque plan d'eau.....	20
Tableau 5 : Résultats des régressions linéaires entre la richesse spécifique/l'indice de Shannon et les variables paysagères anciennes et actuelles, les variables chimiques et physiques. Seules les variables représentatives sont représentées.....	32
Tableau 6 : Résultat de nos modèles de diversité et des croisements de modèle	33
Tableau 7 : Dates de prélèvement utilisées et indices de bêta diversité calculés entre ces deux dates .	38

Table des sigles

ACP : Analyse en Composantes Principales
BD : Base de Données
BV : Bassin Versant
CLC : Corine Land Cover
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
DYLAQ : Dynamiques Ecologiques des Lacs du littoral Aquitain
EQM : Erreur Quadratique Moyenne
IGN : Institut national de l'information géographique et forestière
IRSTEA : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
LIMS : Laboratory Information Management System
NMS : Non-metric Multidimensional Scaling
ODS : Occupation Du Sol
SIG : Système d'Information Géographique
RMS : Root Mean Square

Organisme d'accueil

IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture) est un établissement de recherche public à caractère scientifique et technologique (EPST), sous la double tutelle du Ministère chargé de la recherche et du Ministère en charge de l'agriculture, et titulaire d'une convention avec le Ministère en charge de l'Ecologie. Il a pour objectif de produire des solutions concrètes au bénéfice de la décision publique et débouchant sur l'action. Il offre une approche pluridisciplinaire sur les domaines de l'eau, des écotechnologies et des territoires.

IRSTEA est implanté sur 9 sites dans toute la France. Le centre IRSTEA de Bordeaux travaille sur trois domaines principaux :

- La dynamique des écosystèmes aquatiques ;
- L'environnement et les dynamiques territoriales ;
- La gestion patrimoniale des réseaux d'eau.

L'activité de recherche autour de ces thématiques s'organise au sein de deux unités de recherche : l'UR Environnement, territoires et infrastructures (ETBX) et l'UR Ecosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX), dans laquelle ce stage a eu lieu.

L'unité EABX conduit des recherches qui visent à acquérir des connaissances, construire des méthodes et mettre au point les outils pour caractériser et comprendre l'état et la dynamique des écosystèmes aquatiques continentaux. Les réponses de ces écosystèmes ou des espèces aux pressions anthropiques comme la pêche, la fragmentation des habitats, l'eutrophisation, la contamination toxique et le changement climatique sont évaluées. L'objectif est d'évaluer la qualité des masses d'eau et de développer des indicateurs de leur état écologique, afin d'apporter les outils nécessaires à la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE – directive 2000/60) émise par la commission européenne en 2000. Un autre des objectifs de cette unité est la conservation d'espèces menacées, principalement les poissons migrateurs amphihalins comme l'esturgeon européen ou l'anguille, en améliorant la connaissance sur ses espèces et en aidant à la prise de décision publique dans le cadre des opérations de gestion proposée. Voici l'organigramme de l'unité :

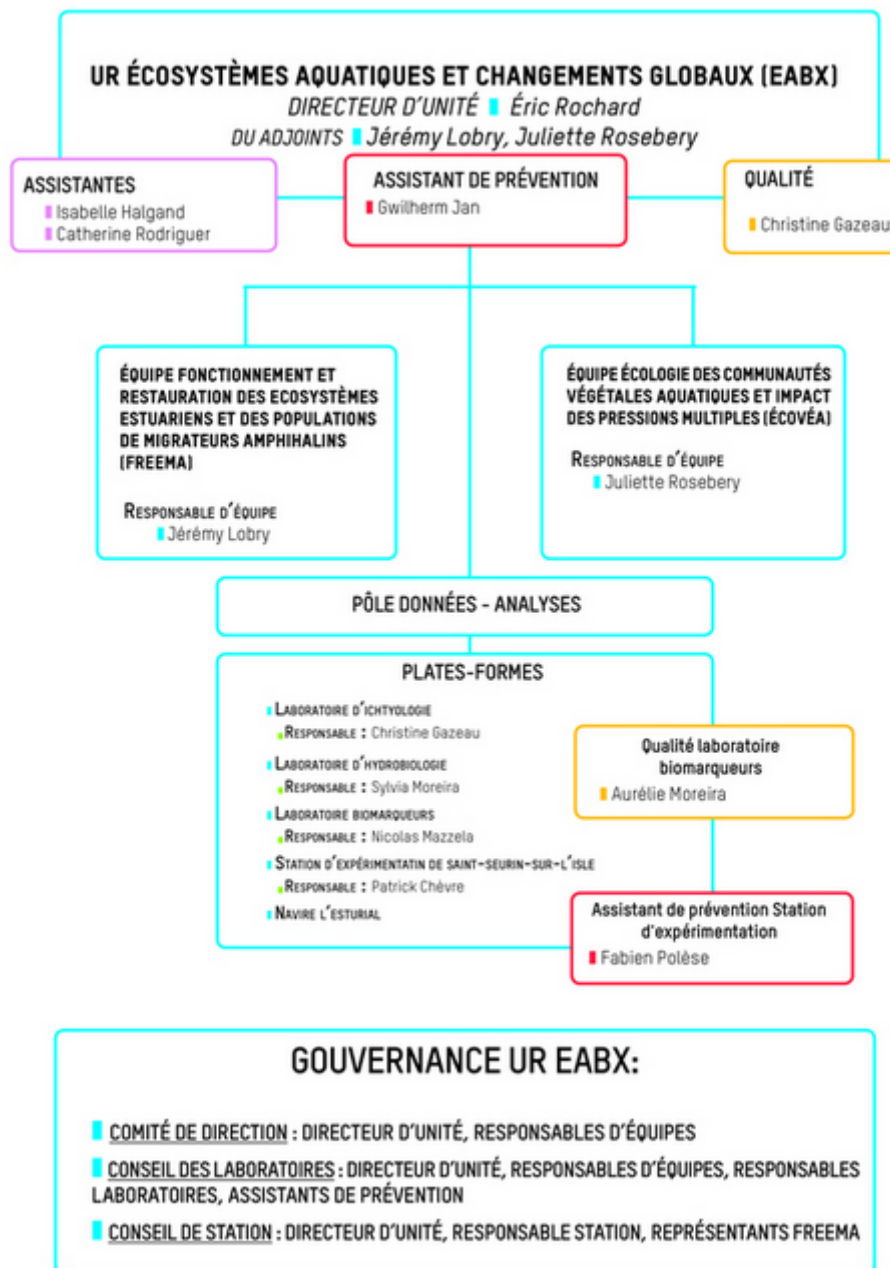


Figure 1 : Organigramme de l'équipe EABX-IRSTEA Bordeaux

J'étais inclus au sein de l'équipe Écologie des communautés végétales aquatiques et impact des pressions multiples (Équipe ÉCOVEA). Les recherches de l'équipe ECOVEA sont centrées sur la connaissance de la biodiversité et du fonctionnement des communautés végétales (macrophytes, phytoplancton, phytobenthos) en cours d'eau et plans d'eau, ainsi que sur leurs réponses aux perturbations naturelles en anthropiques. Les activités de recherche de l'équipe s'articulent autour des thématiques suivantes : évaluation de l'exposition aux contaminants, impact sur les communautés végétales à différents niveaux d'organisation biologique, biodiversité, vulnérabilité et adaptation aux changements globaux. Sur un plan opérationnel, ces recherches visent à produire des outils pour le diagnostic de l'état chimique et écologique des plans d'eau et des cours d'eau.

Introduction

Depuis la fin de la seconde guerre mondiale d'importants changements sociétaux sont notables : Industrialisation, production agricole de masse, urbanisation grandissante, développement du tourisme. Ces changements ont eu pour conséquence d'amener à des modifications conséquentes du paysage. Nous observons ainsi une détérioration des paysages anciens au profit de la création de nouveaux paysages artificiels. Ces changements rapides, radicaux en moins d'un siècle est considéré comme une véritable rupture entraînant à des transformations dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Antrop, 2005). Les conséquences ne sont pas simplement visuelles, mais impactent directement l'environnement et sa biodiversité (Marty, 2009). Nos pratiques dégradent cette biodiversité en participant à la destruction et la fragmentation de ses habitats (Foley et al., 2005). Cette dégradation impacte également les ressources naturelles nécessaires à notre vie quotidienne (alimentation, ...).

L'impact de l'expansion humaine touche particulièrement les milieux aquatiques, d'autant plus lorsqu'il s'agit de plans d'eau isolés dont les organismes ne peuvent coloniser les autres masses d'eau en dehors des moments de crue. Ces milieux sont particulièrement sensibles car ils sont présents en fin de cycle et récoltent ainsi la pollution diffusée le long du bassin versant par ruissellement. A cela s'ajoute l'usage direct de l'homme pour les pratiques agricoles, industrielles ou de consommation, en plus des aménagements à visée touristique (Dudgeon et al., 2006). L'ensemble de ces présences entraîne des modifications de l'habitat autour et au sein des plans d'eau qui impactent le fonctionnement et la composition des écosystèmes aquatiques, avec notamment la disparition d'organismes (Lévêque, 1998).

L'étude de l'impact du changement paysager peut être réalisée en s'appuyant sur l'écologie du paysage. Cet axe d'étude permet d'évaluer l'impact de la dynamique paysagère sur les communautés présentes. En effet il fut déjà démontré par Burel et Baudry en 1999 que la composition des communautés dépend du paysage actuel et de son passé. Deux principes permettent de mettre en évidence l'importance du paysage passé. Le premier est le principe de dette d'extinction qui correspond au fait que nous pouvons prédire la disparition de certaines espèces à la suite d'une perturbation actuelle ou passée (Tilman et al., 1994). Le second principe est celui de crédit d'immigration qui dit que lors de la création de nouveaux habitats leur colonisation prend un certain temps dépendant des traits biologiques des espèces colonisatrices (Baeten et al., 2010; Jackson and Sax, 2010). Cela concerne notamment les espèces avec une faible capacité de dispersion qui demanderont plus de temps pour coloniser ces habitats.

C'est dans ce contexte que l'étude de l'influence de l'occupation du sol passé et présent sur la diversité et la composition des communautés de la flore aquatique semble pertinente. En effet l'état actuel de la communauté de la flore aquatique sera mieux expliqué par l'occupation du sol passé et sa dynamique dans le cas d'un délai de réponse de ces écosystèmes (Lira et al., 2012).

Synthèse Bibliographique

1. L'écologie du Paysage

L'écologie du paysage est définie comme étant l'étude à différentes échelles de l'hétérogénéité de son paysage et de ses occupations du sol, dont les causes sont diverses : physique, biologique, sociétale (L'*International Association for Landscape Ecology* (IALE), 1981). Le paysage est considéré comme un niveau d'organisation de nos écosystèmes, avec notamment ses différentes échelles et ses différentes parties qui communiquent entre elles (Baudry, 1985). Les différentes parties sont des éléments du paysage qui sont définis selon leur taille, leur forme, etc, tandis que les échanges se réalisent par interconnexion à travers des corridors qui relient les différentes parties (Burel and Baudry, 1999). La définition de la structuration du paysage permet ainsi de prendre en compte l'impact de son hétérogénéité et de sa fragmentation lors des études des écosystèmes.

L'un des axes de recherche de l'écologie du paysage porte sur la relation existante entre paysage et processus écologique. Sous cet axe de recherche l'étude de la biogéographie historique a pour but de comprendre l'histoire liant la structuration de nos communautés avec l'histoire du paysage afin de prévenir l'évolution de ces communautés (Deleporte, 2002). Il s'agit d'une approche globale où ce qui nous intéresse n'est pas la structure fine du paysage (corridor, etc), mais l'étude de sa dynamique à grande échelle spatiale et temporelle. L'intérêt est de lier cette dynamique paysagère sur une longue période avec la manière dont est distribué dans notre cas la flore aquatique actuelle. Cette étude sur l'histoire du paysage permet de mettre en évidence les cas de délais de réponse des communautés d'espèce aux changements environnements (Dubois, 1994).

2. Le paysage Aquitain

Le paysage aquitain est caractérisé par ses important massif forestier et ses vignobles. Le massif forestier est principalement composé de forêt de culture, avec notamment la culture de pins maritime. La sylviculture ne fut pas toujours le système prédominant de la région. Avant le XXème siècle le paysage était principalement marqué par d'importante prairie et de grands marécages. La végétation présente était adaptée à cet environnement de type zone humide et les pratiques étaient orientées vers l'agro-pastoral d'élevage de mouton dont le composte était valorisé par les cultures de maïs. Par la suite les zones humides furent asséchées et les parcours du bétail comblé au profit du massif forestier de pins. Les forêts ont participé à l'essor économique de la région en plus de permettre la solidification des dunes littorales et ainsi favoriser la croissance de l'urbanisation du littoral.

Le tourisme devient une nouvelle orientation pour l'économie de la région, avec notamment le développement d'un aménagement de l'urbain à visé touristique et d'un réseau routier permettant de relier les grandes villes aux plages et lacs du littoral ('Atlas Des Paysages de La Gironde | Les Évolutions Au Long Cours' 2016).

3. Gestion des plans d'eau

Le constat mondial est que la gestion de l'eau par le gaspillage, la pollution et l'inégalité face à l'accès à l'eau potable montre une réelle défaillance. Cette situation n'est pas pérenne et met en danger la santé humaine. En Europe, de nombreux efforts ont été engagés notamment à travers la dépollution des eaux, mais la qualité de ces eaux baisse toujours, en même temps que la qualité biologique des milieux aquatiques. (Rousseau, 2008)

En France, les dégradations physiques infligées aux cours d'eau au fil du temps (barrages, le détournement des rivières, le recalibrage des rivières, prélèvements d'eau) ont entraîné un appauvrissement biologique des milieux aquatiques aboutissant à une perte de qualité de l'eau. A cela s'ajoute une pollution par les nitrates, phosphates, pesticides et divers produits chimiques qui aggrave encore la situation. Aujourd'hui presque tous les cours d'eau sont pollués, de même que les nappes d'eau souterraines, déjà souvent surexploitées. En conséquence, la potabilisation de l'eau demande toujours plus de traitements. La perte de qualité de l'eau et la dégradation du milieu aquatique affecte aussi les usages traditionnels tels que la pêche, la baignade, le canotage, l'alimentation en eau de rivière du bétail (Rousseau, 2008).

L'Europe à travers la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) adoptée en 2000 incite les pays européens à faire un effort, pour que nous puissions retrouver des rivières où la vie se développe et dont l'eau sera facilement potabilisable et utilisable par tous. La DCE établit son système de gestion des eaux à l'échelle géographique des « bassins hydrographiques », c'est-à-dire, selon la DCE (2014), toute zone dans laquelle toutes les eaux de ruissellement convergent à travers un réseau de ruisseaux, rivières, lacs et fleuves vers la mer, dans laquelle elles se déversent par une seule embouchure, estuaire ou delta.

Le bassin de la Garonne fait partie des 6 bassins métropolitains établis par le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) qui fixe pour chaque bassin les orientations fondamentales d'une gestion équilibrée de la ressource en eau. Le SDAGE comprend un diagnostic des enjeux sur chaque bassin, les règles générales de bonne gestion et les objectifs à atteindre en rapport avec les enjeux définis, et un programme de mesures concrètes pour atteindre ces objectifs. Il est élaboré par un Comité de bassin composé des principaux acteurs de l'eau du bassin hydrographique. (Rousseau, 2008)

L'un des quatre objectifs de la DCE est d'atteindre « un bon état des eaux », de manière à ce que les espèces animales et végétales qui occupaient naturellement ces milieux y soient de nouveau présentes, de manière peu différente de l'état naturel. Un bon état correspond à 75% de l'état naturel. Le bon état des eaux de surface est atteint lorsque sont simultanément atteints (i) l'état écologique (la biologie du milieu et la physico-chimie supportant la vie biologique, traduisant la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface) et (ii) l'état chimique (respect des concentrations de substances fixées par les directives européennes). (Commission européenne, 2014)

4. Les Macrophytes

a. Définition

L'évaluation de la qualité des eaux est l'un des enjeux majeurs en vue de la conservation des milieux aquatiques, pouvant entre autres représenter une richesse en termes d'attaché culturel, de ressources ou bien de biodiversité. Les données biologiques peuvent être utilisés comme des indicateurs de cette qualité, notamment à travers l'intégration des perturbations par l'écosystème. Ceci est particulièrement vrai pour la végétation aquatique qui intègre les modifications brutales/occasionnelles ou récurrentes. Les macrophytes, végétaux macroscopiques se développant entièrement ou partiellement dans un milieu aquatique, représentent donc un compartiment de l'hydrosystème riche en information (Symoens, 1988). Il a ainsi été établi un Indice Biologique Macrophytique en Rivière (Association Française de NORmalisation (AFNOR, 2003).

Ainsi autant d'un point de vue théorique qu'à visée d'outil de gestion de l'environnement, il est nécessaire d'améliorer les connaissances concernant les peuplements de macrophytes. De nombreux auteurs se sont penchés sur le déterminisme par les facteurs du milieu sur la structuration des communautés. Ainsi les paramètres qui influencent la structuration des végétaux aquatique mis évidence par Haury (1996) sont la lumière (/turbidité de l'eau), la nature du substrat, la profondeur, la température, les caractéristiques physico-chimique de l'eau (pH, gaz, pression hydraulique), les conditions locales d'écoulement/courant, la trophie de l'eau et des sédiments. Il est donc ainsi possible de déterminer le potentiel floristique d'un milieu aquatique à travers l'étude de ces paramètres.

b. Importance écologique des macrophytes

Les macrophytes peuvent être considérées comme des espèces ingénieurs, il s'agit d'organismes qui contrôlent directement ou indirectement la disponibilité en ressources pour les autres organismes en provoquant des modifications dans leur habitat physique (Jones et al., 1997). En effet les macrophytes aquatiques vont produire de la matière organique mobilisable, absorber des substances dissoutes (phosphates et les nitrates) et former des structures physiques qui peuvent constituer des obstacles à certains flux (Large et al. 1993). Cela profitera aux nombreux organismes qui vivent sur ou à proximité des macrophytes. Ainsi ils servent à la fois d'habitat pour des organismes variés et de source de nourriture (Schmieder et al. 2006).

Les macrophytes peuvent également être considéré comme étant une espèce bioindicatrice. Cela est définie par l'existence de relations intégrative entre les communautés biologiques et l'environnement. Lorsque ces relations sont suffisamment importantes et fréquentes, nous pouvons alors considérer cette espèce comme étant bioindicatrice, c'est-à-dire que sa présence permet de caractériser l'environnement. Il est ainsi possible d'élaborer des indices biologiques. Dans le cas des macrophytes, cet indice permet l'évaluation de la qualité de l'eau et de l'habitat physique. Ce qui nécessite une connaissance précise de la réponse des macrophytes aux paramètres physico-chimique et biologique du milieu et à leurs variations dans le temps. Il s'agit de l'Indice Biologique Macrophyte en Rivière (IBMR, Association Française de NORmalisation (AFNOR, 2003a)). L'IBMR permet de déterminer le statut trophique des rivières.

Cet indice est basé sur un inventaire exhaustif de tous les taxa de macrophytes relevés sur une station d'une centaine de mètres. A chaque taxon échantillonné est attribué un coefficient

d'abondance, une cote spécifique et un coefficient de sténoécie qui permettent de calculer une note allant de 0 à 20.

$$IBMR = \frac{\sum_i^n E_i \times K_i \times CS_i}{\sum_i^n E_i \times K_i}$$

i : espèce contributive

n : nombre total d'espèces contributives

Csi : cote spécifique d'oligotrophie (de 0 à 20)

Ki : coefficient d'abondance (de 1 à 5)

Ei : coefficient de sténoécie (de 1 à 3)

c. L'étude des communautés de macrophytes

Barendregt et Bio (2003) ont hiérarchisé l'habitat des communautés végétales aquatiques en considérant trois échelles géographiques pour étudier les mécanismes gouvernant la distribution des macrophytes. L'échelle régionale qui regroupe le long de gradient les caractéristiques du système (sol, hydrologie, taille). L'échelle locale qui regroupe les conditions locales de chimie des eaux, d'écoulement, de turbidité, etc. vu précédemment. L'échelle du site qui correspond au milieu de vie (nutriment, ...) du macrophyte. Autour de ces échelles s'ajoute les processus biotiques tel que la compétition, la succession végétale, d'interaction avec d'autres organismes (broutage par la faune) qui auront une influence sur la dynamique du système.

Pour étudier ces différentes échelles, nous pouvons envisager une étude de la métacommunauté. C'est-à-dire que nous considérons que l'écosystème est une mosaïque de patch et que chacun des patchs est caractérisé par des tailles et des âges différents. Ces patchs peuvent être ou non connectés, ils évoluent chacun en suivant la succession écologique (stade pionnier, maturité, perturbation) (Pickett et White, 1985).

Nous avons ainsi pu voir que l'étude de la structuration des communautés de macrophytes doit forcément passer par une étude de sa dynamique. Cette dynamique doit être étudié en considérant l'hétérogénéité spatiale mais également l'histoire c'est-à-dire l'aspect temporelle qui a amené à ces communautés. En effet, malgré le peu d'étude ayant traité ce sujet, étant donné que les communautés de macrophyte peuvent jouer un rôle important pour évaluer la qualité des eaux, il est important d'envisager la manière dont va répondre cette communauté à la suite d'une perturbation. Et cela peut être déterminé par l'étude de l'histoire du paysage.

Objectif

L'objectif de ce stage est d'étudier l'occupation du sol passé et son influence sur les communautés végétales aquatiques des lacs du littoral Aquitain. Nous avons fait ressortir la problématique suivante :

Quelle est l'influence relative du paysage ancien et actuel sur les communautés de macrophytes ?

Nous pouvons mettre en évidence trois hypothèses d'études que nous chercherons à vérifier lors de cette étude :

1. Un paysage qui tend vers l'urbanisation et l'agriculture de production à l'image de la dynamique régionale
2. Le paysage et notamment le paysage ancien influence les communautés de macrophytes et possède une valeur explicative aussi importante que les variables physico-chimiques.
3. La dynamique du paysage permet d'expliquer le changement de composition des communautés de macrophytes.

Matériel et Méthodes

1. Zone d'étude

L'ensemble des dix-sept plans d'eau étudiés se situent dans les départements de la Gironde (33) et des Landes (40), le long du cordon dunaire à environ 5 km de l'océan. Ils sont pour la plupart reliés entre eux par des cours d'eau et canaux, liant ainsi des ensembles de grand bassin versant. Ainsi nous observons un emboîtement des bassins versants pour certain lac, formant six grands bassins versants. Cela s'explique par l'origine formatrice de ces lacs, isolés par la formation des dunes littorales, ce qui rend difficile l'observation ou d'établissement de bassins versants isolés étant donné que la région n'est pas caractérisée par un important gradient de pente.

Nous avons ainsi :

- Le grand bassin de Lacanau formé du bassin de Carcans-Hourtin appelé Hourtin et de Lacanau
- Le grand bassin d'Aureilhan formé du bassin Cazaux-Sanguinet, appelé Cazaux dans cette étude, du petit étang de Biscarosse, appelé ici Biscarosse, du bassin d'Ychoux, cet étang est compris dans le bassin versant de Parentis-Sanguinet, appelé Parentis ici et enfin le bassin d'Aureilhan
- Le grand bassin de Moïsan qui comprend le bassin de Moliets, La Prade et Moïsan
- Le grand bassin de Soustons avec étang Noir, l'étang Blanc, Hardy et Soustons.
- Le grand bassin de Turc composé de l'étang de Truc et Garros
- Et finalement le bassin de Leon

Si nous nous intéressons aux caractéristiques de ces différents lacs, nous pouvons voir que de manière générale ils présentent d'importants dépôts de matières organiques pouvant s'expliquer par la faible minéralisation bactérienne possible dans ces milieux quelque peu acides. De plus l'eutrophisation est favorisée par un apport en nutriment phosphaté et azoté provenant d'effluents d'élevage et domestique du bassin versant. De même cela favorise le comblement des plans d'eau, au même titre que l'apport continu en sable. C'est face à ces problèmes que les gestionnaires se sont orientés vers le curage régulier des étangs afin d'éviter la possible disparition de ces plans d'eau.

Lac	Superficie (km ²)	Profondeur moyenne (km ²)	Superficie du BV (km ²)	Etat trophique	Etat écologique	Etat chimique	Usages
Lacanau	18,09	2,6	710,79	Mésotrophe	Moyen	Bon	Chasse, pêche, sport nautiques, baignade
Hourtin	57,91	3,4	332,3	Eutrophe	Bon	Bon	Chasse, pêche, sport nautiques, baignade
Aureilhan	3,31	1,9	1023,1	Hyper-eutrophe	Moyen	Bon	Chasse, baignade, sports nautiques non motorisé
Cazaux	55,72	8,6	306,63	Oligotrophe	Bon	Bon	Eau potable, chasse, sport nautique, baignade
Biscarosse	0,78	0,66	358,87	Mésotrophe	Bon	Bon	Chasse, pêche
Ychoux	0,03	3	11,65	Eutrophe	NA	NA	Pêche, promenade, camping
Parentis	32	6,7	604,82	Eutrophe	Moyen	Bon	Pêche, sports nautiques, baignade, exploitation de pétrole
Moisan	0,06	1,5	30,54	Hyper-eutrophe	Bon	Bon	Pêche
La Prade	0,14	4	18,22	Mésotrophe	Moyen	Bon	Chasse, pêche
Moliets	0,09	4,3	2,87	Mésotrophe-eutrophe	Bon	Bon	Chasse, pêche
Soustons	4,12	0,6	230,81	Hyper-eutrophe	Mauvais	Bon	Pêche, sports nautiques, baignade
Noir	0,17	3	9,15	Eutrophe	Moyen	Bon	Chasse, pêche
Blanc	1,74	0,66	25,46	Mésotrophe	Moyen	Bon	Promenade, pêche, baignade
Hardy	0,33	1	26,76	Mésotrophe	Bon	Bon	Chasse, pêche
Turc	0,08	1,7	28,2	Eutrophe-Hypereutrophe	NA	NA	Pêche
Garros	0,22	0,66	26,8	Hypereutrophe	NA	NA	Chasse, pêche
Leon	3,4	0,7	375	Hypereutrophe	Moyen	Bon	Chasse, pêche, baignade

Tableau 1 : Caractéristiques générales des plans d'eau étudiés. La mention « NA » signale le manque de données

2. Préparation des données cartographiques

L'étude de l'occupation du sol a été réalisée sur dix-sept bassins versants autour de quatre années clés de 1945, 1965, 1985, 2000 (Percaille, 2015). La délimitation des bassins versants est réalisée sous ArcGis en utilisant les données de dénivelé et de cours d'eau et le module SWAT. Certains bassins versant présentant des erreurs (n'englobe pas l'entièreté du lac d'intérêt) furent réalisés avec une autre méthode sous QGIS. Les données de dénivelé ont été obtenu en utilisant la BD ALTI® qui est un modèle numérique de terrain avec un pas de 25m. Nous travaillons ainsi sur un ensemble de 17 bassins versant dont certain se superposent

comme nous avons pu le montrer précédemment avec le principe de grand bassin versant. La préparation des différentes cartes est réalisée par photo-interprétation de photographie aérienne. Parmi les dix-sept bassins versants, treize ont été entièrement géoréférencés et digitalisés pour les différentes dates par les précédentes stagiaires (Louise Percaille, 2015, Audrey Queau, 2016, Lise Devreux, 2017), notre étude complétera ces données en traitant le bassin versant de Turc/Garros, le bassin versant de Leon ainsi que complétera celui de Soustons pour les dates de 1965 et 2000 (Tableau 2).

Bassin versant	Années traitées	Auteur
Carcans-Hourtin	1945, 2000	Louise Percaille
	1965, 1985	Audrey Queau
Lacanaud	1945, 2000	Louise Percaille
	1965, 1985	Audrey Queau
Aureilhan	1945, 1965, 1985, 2000	Lise Devreux
Cazaux	1945, 1965, 1985, 2000	Audrey Queau
Petit-Biscarosse	1945, 1965, 1985, 2000	Audrey Queau
Ychoux	1945, 1965, 1985, 2000	Audrey Queau
Parentis	1945, 1965, 1985, 2000	Audrey Queau
Moliets	1945, 1965, 1985, 2000	Louise Percaille
La Prade	1945, 1965, 1985, 2000	Louise Percaille
Moisan	1945, 1965, 1985, 2000	Louise Percaille
Soustons	1945, 1985	Lise Devreux
	1965, 2000	Liess Bouraï
Blanc	1945, 1985	Lise Devreux
	1965, 2000	Liess Bouraï
Hardy	1945, 1985	Lise Devreux
	1965, 2000	Liess Bouraï
Noir	1945, 1985	Lise Devreux
	1965, 2000	Liess Bouraï
Leon	1945, 1965, 1985, 2000	Liess Bouraï
Turc	1945, 1965, 1985, 2000	Liess Bouraï
Garros	1945, 1965, 1985, 2000	Liess Bouraï

Tableau 2 : Récapitulatif des années et des auteurs des bassins versants digitalisés

a. Géoréférencement des photographies aériennes

Le géorégérencement nécessite l'utilisation de photographies aériennes qui sont récupérés sur le Géoportail de l'IGN (<http://remonterletemps.ign.fr/>) qui permet de retrouver des photographies des bassins versants aux différents pas de temps fixé. Le site nous permet d'accéder aux photographies pour les années 1945, 1965 et 1985, en prenant comme base un intervalle de plus ou moins cinq ans autour de l'année en question. Cet intervalle nous permet d'avoir une quantité de photographie de qualité suffisante pour couvrir l'ensemble des bassins versants. Pour l'année 2000, les photographies sont directement récupérées de la BD Ortho (Tableau 3).

Bassin versant	Années d'étude	Années des clichés utilisés	Nombre de photo	RMS moyen (mètre)	Surface (km)
Soustons	1965	1963, 1965, 1966	15	17	230
Leon	1945	1945	12	13	28
	1965	1965, 1966	18	8	
	1985	1985	25	6	
Turc	1945	1945	3	12	375
	1965	1962, 1965, 1968	5	11	
	1985	1985	4	11	

Tableau 3 : Récapitulatif du géoréférencement

L'utilisation de ces photographies nécessite un géoréférencement et une orthorectification. En effet les clichés issus de l'IGN proviennent d'un avion survolant à la verticale la zone prise en photographie. L'angle de prise de la photo fait qu'il existe une déformation à la fois du fait du relief, mais également provenant de l'angle plus important dans le cas des objets en bordure.

La correction a été réalisée en cherchant des points de correspondance entre la photographie et l'image de référence : BD Ortho 2000 à la précision 50 cm. Cela permet de référencer spatialement les éléments de la photographie et de corriger la déformation provoquée par la manière dont est prise la photo.

Une préparation préalable de la photographie a été nécessaire. La bordure noire a été découpée et l'image positionnée dans le sens de la carte pour faciliter la reconnaissance de points de correspondance. Le géoréférencement est réalisé par une transformation polynomiale nécessitant un minimum de dix points communs et un maximum de vingt points. Les premiers points ont été placés de sorte à se retrouver au plus proche des quatre angles de la photographie, les autres sont répartis de sorte à occuper l'ensemble de l'espace de la photographie. Chaque point a été choisi en fonction des angles de prise de vue, en minimisant les effets dû aux ombres ou à la présence de végétation. Il a été préféré les croisements de routes ou les bâtiments semblables.

Le nombre et le choix des points ont été choisis en fonction de la valeur de la RMS qui en découle. La RMS, ou Erreur Quadratique Moyenne (EQM) en français, correspond aux erreurs résiduelles issues du géoréférencement. L'erreur est calculée à partir de la différence existante entre la position du point sur la photo et celle du point sur l'image de référence. Ainsi nous avons une valeur de la RMS pour chaque point, et chaque point influence la RMS des autres et donc la valeur moyenne. La valeur moyenne est celle qui nous intéresse car elle reflète l'homogénéité de la transformation de l'image. La qualité de la transformation dépend donc à la fois de la qualité de la photographie ainsi que la présence d'éléments communs utilisables pour le géoréférencement. En effet nous pouvons remarquer que la valeur de la RMS moyenne est généralement plus grande pour les années plus anciennes (Tableau 3), en raison de la qualité des photos, de la difficulté de géoréférencement pour certaines et d'une différence d'emprise spatiale entre les clichés, augmentant ainsi l'importance de l'étirement.

Afin de garder une trace de ces manipulations, des captures d'écran de chaque photographie aérienne avec les points de géoréférencement ont été enregistrées dans un fichier de texte, et un document PDF a également été généré à chaque photo géoréférencée permettant de visualiser directement l'emplacement des points, le nom de la photo et les valeurs de RMS.

b. Digitalisation de l'occupation du sol

A partir des clichés photographiques nous avons pu, par photo-interprétation, digitaliser l'occupation du sol (ODS). Cette digitalisation a été réalisée à une échelle de 1 :5 000ème en utilisant l'outil SIG ArcGis.

Pour cela, nous avons créé un fichier shapefile pour chaque classe d'ODS et procédons à la digitalisation dans l'ordre suivant :

- les routes,
- les chemins,
- les champs,
- les prairies, comprenant le pâturage, les zones de marais et de végétations basses. Pour plus de simplicité, on appellera cette classe « prairies » dans la suite de cette étude,
- l'eau, cette couche contient l'information spatiale concernant les lacs, les mares etc.,
- le sable, cette couche comprend le cordon dunaire ainsi que le sable au bord des lacs lorsque celui-ci est visible,
- l'urbain qui comprend les bâtiments (fermes, maisons, entrepôt etc.),
- le semi-urbain qui contient les jardins, les zones urbanisées de manières générales (parcs municipaux, villes, stade etc.),
- la forêt, enfin cette couche correspond à toutes les parcelles de sylviculture, incluant les parcelles venant d'être exploitées au moment de la prise de vue.

Certaines zones (notées « NA ») n'ont pas pu être digitalisées en raison de l'absence de photographies disponibles (correspondant en particulier aux zones militaires). Une fois l'ensemble du bassin versant digitalisé, nous avons procédé à une première transformation des entités linéaires (routes et chemins) en leur assignant une zone tampon afin de les transformer en entité polygonale. Toute l'information spatiale a ensuite été réunie en un seul fichier « shape » par lac et par année, et une entité « artificiel » a été créée en combinant les couches « chemins », « routes » et « urbain ».

Une fois les couches regroupées en un unique ShapeFile, ce fichier fut pour chaque bassin à chaque année convertis au format raster (.tiff) avec une résolution spatiale de 50 mètres. Nous avons ainsi un nombre de pixel associé à chaque type d'ODS, conformément à la méthodologie utilisée sur les précédentes études (Percaille, 2015). Cette résolution nous permet de limiter les erreurs liées à la photo- interprétation tout en ayant un fichier assez peu volumineux. Cependant, elle provoque une perte importante de données, notamment pour les données « artificiel » où les petites entités sont éliminées.

La création des données cartographique est l'étape la plus chronophage, elle a en effet occupé les premiers deux mois et demi du stage. En plus du nombre de photographies géoréférencées, l'année 2000 a également été digitalisée puisque l'utilisation des couche d'ODS de Corine Land Cover ne sont pas d'une qualité suffisante pour être exploitées.

3. Les données : physique, chimique, relevés botaniques

a. Les relevés botaniques

Afin de tester nos hypothèses sur l'impact de la dynamique d'occupation du sol sur la diversité des macrophytes nous utilisons des relevés botaniques de nos communautés de macrophytes pour les différents plans d'eau. Il s'agit de données de présence/absence et d'abondance de macrophyte collectées pour chaque lac.

Ces données sont issues de plusieurs campagnes de collectes effectuées par IRSTEA depuis le début des années 1980. Pour cela le périmètre de chaque lac a été divisé en secteurs de 100 m (Tableau 4) et la présence de chaque espèce de macrophyte sur chaque secteur a été déterminé jusqu'à une profondeur de 1 m par observation directe ou à l'aide d'un bathyscope (Castagnos and Dutartre, 2001). Deux années de campagnes ont été choisi pour les différents plans d'eau (à l'exception de deux n'ayant qu'une campagne de disponible) : une année avant 2000 ainsi que l'année la plus récente. Ces années de campagnes varient en fonction des plans d'eau (Tableau 4).

Plans d'eau	Année de campagne	Nombre de secteur
Carcans-Hourtin	2011	560
Lacanau	2011	352
Aureilhan	1988, 1993	121
Cazaux	1997, 2005	240
Petit-Biscarosse	1994, 2011	43
Ychoux	1990, 1998	15
Parentis	1997, 2006	257
Molietts	1996, 2010	29
La Prade	1994, 2010	35
Moïsan	1994, 2010	27
Soustons	1993, 2005	148
Noir	1988, 1998	26
Blanc	1986, 1994	52
Hardy	1994, 2009	23
Leon	1988, 2003	93
Turc	1994, 2009	20
Garros	1994, 2009	28

Tableau 4 : Année des campagnes de relevés des macrophytes en fonction des plans d'eau et nombre de secteurs correspondants pour chaque plan d'eau

De ces campagnes il ressort une liste d'espèces présentes pour chacun des secteurs des différents lacs. Nous réalisons une première transformation de ces relevés afin d'avoir une matrice d'occurrence par lac. Cette matrice d'occurrence correspond au nombre de secteur où nous avons identifié l'espèce. Ainsi une espèce que nous retrouvons sur plusieurs secteurs aura une valeur supérieure à celle d'une espèce présente que sur un seul secteur. De plus nous pondérons les valeurs d'occurrence en fonction du nombre total de secteur. Nous avons ainsi pour chaque espèce une occurrence relative ce qui permet une homogénéisation des données entre les lacs. Cela permet de pallier l'effet aire/espèce. Cette transformation permet d'avoir un résultat similaire que lors d'une transformation de Hellinger, souvent utilisé en écologie pour l'étude de communauté.

$$\text{Occurrence} = p / \text{nombre total de secteurs}$$

Où : p correspond au nombre de secteurs où l'espèce est présente, indépendamment de son abondance ou de sa richesse

En plus des matrices d'occurrence, nous calculons des indices de diversité pour chacun de ces lacs pour l'année de relevé la plus récente. Dans un premier temps nous avons calculé la richesse spécifique par lac, cela correspondant au nombre d'espèces observées. Etant donné qu'il existe une forte relation entre le nombre de secteurs (i.e. surface et périmètre) du lac et la richesse spécifique en raison de la relation aire-espèce (Arrhenius, 1921), nous cherchons à estimer une valeur de la richesse qui s'affranchit de cette relation. Pour cela nous avons réalisé

des courbes d'accumulation du nombre d'espèce pour chaque plan d'eau en fonction du nombre de secteur. Les courbes d'accumulation sont réalisées à la suite d'un tirage aléatoire des secteurs en calculant la valeur de la richesse spécifique à l'ajout de chacun des secteurs. Nous pouvons ainsi visualiser comment la richesse augmente avec l'augmentation de la taille pour chacun des lacs, ce qui illustre très bien la relation aire-espèce (Figure 2).

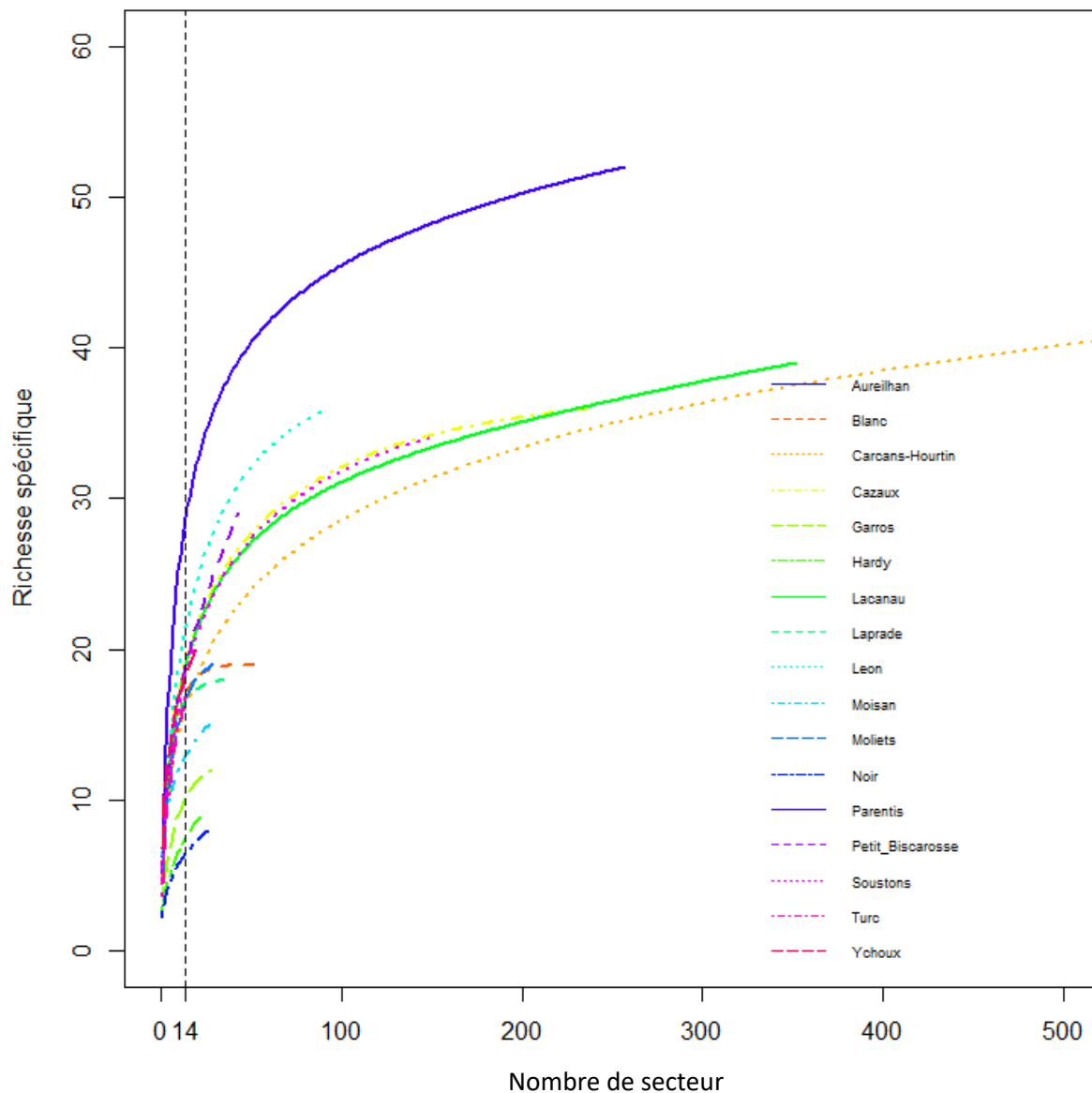


Figure 2 : Courbe d'accumulation des différents lacs

Une fois les courbes réalisées, nous procédons à une transformation logarithmique du nombre de secteur, afin d'avoir une relation linéaire entre richesse et nombre de secteur. Nous avons ainsi une équation du type $Y=aX+b$ pour chacun des lacs. Avec cette équation nous pouvons obtenir une valeur de la richesse estimée pour un nombre fixé de secteur. Ce nombre de secteur fixe est choisi en prenant le nombre de secteur total le plus petit, cela correspond à celui de l'étang d'Ychoux, auquel nous retirons un secteur. Nous estimons donc une richesse par lac pour un nombre de secteur fixe de 14 (Figure 3).

Cette méthode permet de s'affranchir de la relation aire-espèce et de l'effort d'échantillonnage, permettant ainsi de comparer les plans d'eau entre eux. Dans notre cas cette utilisation nous permet de choisir le nombre de secteur à utiliser.

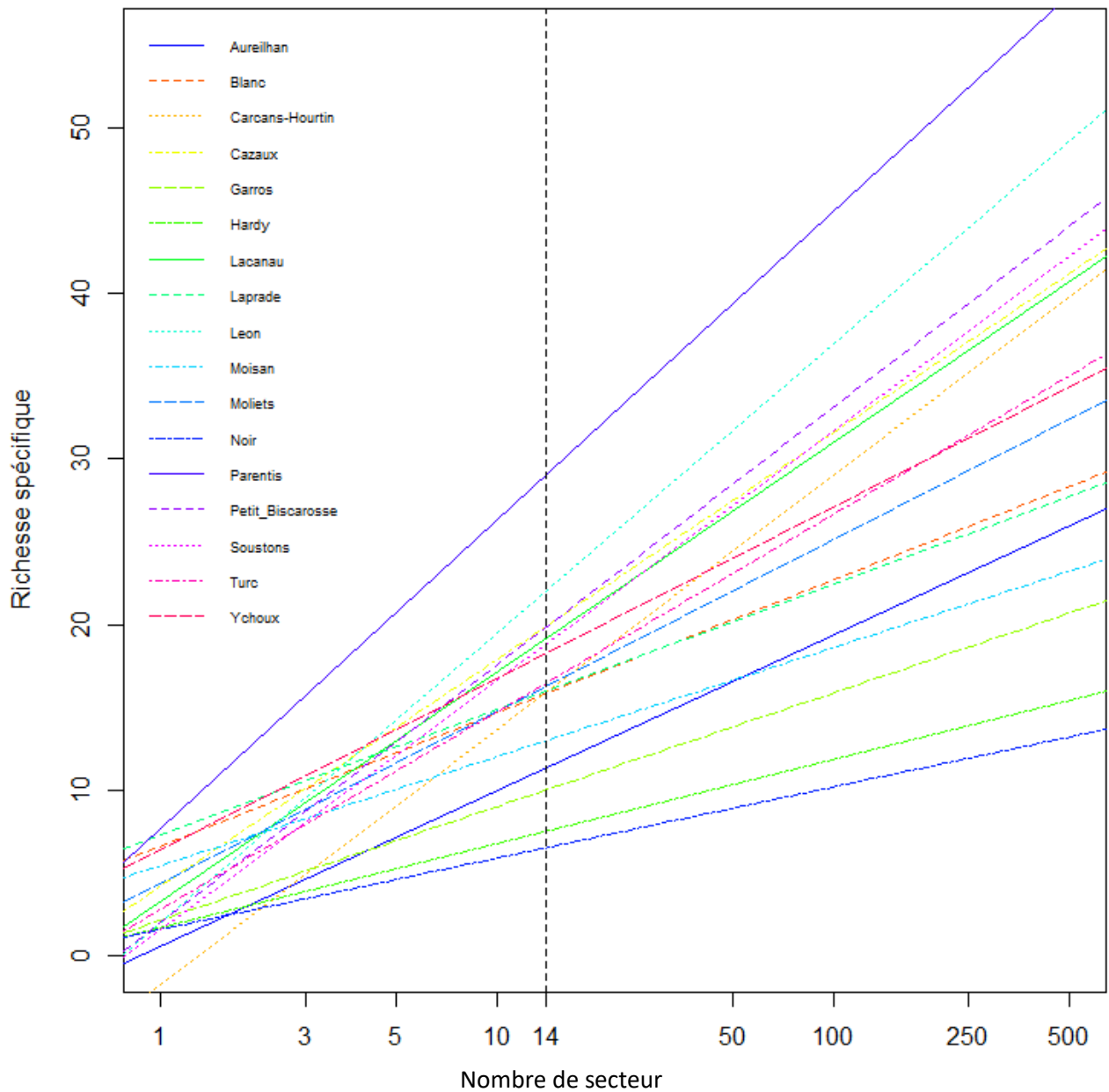


Figure 3 : Relation linéaire de type $aX+b$ entre la richesse et le nombre de secteur pour chacun des plans d'eau

Nous avons également calculé l'indice de diversité de Shannon qui permet d'évaluer la diversité spécifique en prenant en compte dans notre cas de l'occurrence des espèces.

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i * \log(2 * p_i)$$

Où : H' est l'indice de Shannon i est une espèce au sein du milieu et S la richesse spécifique

p_i est la proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude. p_i se calcule comme ceci : $p(i) = n_i/N$ où n_i est l'occurrence pour l'espèce i et N est l'occurrence total.

Nous avons également calculé l'indice d'équitabilité de Pielou qui traduit la manière dont les espèces sont présentes dans la communauté (tend vers 0 quand la quasi totalité des effectifs est concentrée sur une espèce ; elle est de 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance) (Blondel, 1979). Sa formule est :

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

b. Les données physique et chimique

D'autres paramètres, en plus de l'occupation du sol, sont testés afin de voir leur impact sur la diversité des macrophytes. Dans le cadre de certaines études et programmes de suivis réalisés à la fois au niveau national dans le cadre de la directive cadre sur l'eau, ou bien au niveau local par IRSTEA de Bordeaux pour le projet DYLAQ de nombreuses données ont été mesurées sur nos différents lacs. Etant donné les provenances nombreuses les protocoles de récoltes de l'information ne furent pas toujours les mêmes, c'est pour cela qu'il nous a fallu choisir les variables les plus notables et procéder à certaines corrections.

Tout d'abord les données chimiques, qui proviennent de IRSTEA, ont été collectées approximativement aux mêmes années que celles des macrophytes (3 années avant et après l'année de collecte des données macrophytes)

Les données chimiques utilisées comprennent 4 paramètres :

- l'ammonium (NH_4^+), exprimé en mg/l, - les nitrates (NO_3^-), exprimés en mg/l, - les nitrites (NO_2^-), exprimés en mg/l, - le phosphore total (TP), exprimé en mg/l.

Lorsque l'élément chimique était présent en dessous du seuil de détection, noté comme « traces », nous avons divisé le seuil par deux (Exemple : ammonium : $< 0,05 \rightarrow 0,025$) afin de conserver l'information de présence de l'élément.

Les données physiques ont été récupérées dans des publications (Castagnos et Dutartre, 2001 ; Dutartre et al., 2014) et à la suite de notre travail SIG. Les variables physiques utilisées sont :

- la superficie du lac (km^2),
- la superficie du bassin versant (km^2),
- le périmètre du lac (km),
- la profondeur moyenne (m),
- la profondeur maximale (m),
- le temps de résidence (jours),
- le taux de renouvellement (nombre de renouvellement par an),
- le volume entrant (million de m^3),
- le volume moyen (million de m^3),
- le nombre de secteurs,

Lorsque le temps de résidence n'était pas disponible, il a été calculé à partir du taux de renouvellement selon la formule suivante :

Temps de résidence = 365 / taux de renouvellement

4. L'analyse de la dynamique paysagère

Dans notre étude, la dynamique paysagère a été étudiée à travers le pourcentage d'occupation du sol qui correspond au recouvrement de chaque classe pour chaque année et chaque bassin versant. D'autres indices paysagers avaient été envisagés lors des précédentes années (hétérogénéité paysagère, LPI - Largest Patch Index...) sans montrer d'intérêt pour le reste de l'étude, ils furent donc écartés (Percaille 2015, Queau 2016, Devreux 2017).

Dans un premier temps, nous avons cherché à visualiser les changements d'ODS entre 1945 et 2000. Pour cela nous créons une matrice de transition réalisée par l'intersection entre les couches SIG de 1945 et 1965, 1965 et 1985 ainsi que 1985 et 2000. Cette matrice a été utilisée afin de réaliser un diagramme de Sankey qui offre la possibilité de visualiser directement ces changements. Le diagramme de Sankey permet de voir le passage des pixels d'un type d'ODS de la première année vers les différents types d'ODS de l'année suivante à travers un flux d'échange entre les deux années. Les deux années sont représentées par deux diagrammes bâton divisés selon leur occupation du sol. Afin de rendre le diagramme plus lisible nous avons choisi de ne pas sélectionner les flux représentant moins de 0,5% de l'ensemble des bassins versants, soit moins de 12km².

Afin de quantifier les changements paysagers au cours du temps et d'identifier les trajectoires paysagères de la zone d'étude, nous avons réalisé une analyse en composante principale (ACP) sur les différentes ODS des différents bassins versants. L'ACP permet de synthétiser l'information contenue dans un grand nombre de variables (n dimensions) dans un espace à dimensions réduites (les composantes principales ou facteurs). L'ACP regroupe les variables corrélées entre elles et synthétise l'information sur des axes indépendants. Les deux axes expliquent chacun une partie de la variance, ils n'ont pas de réelle signification mais il est possible de lier nos variables explicatives à ces axes pour les caractériser. Les individus occupent une place dans l'ACP qui peut être expliqué en fonction des axes/des variables explicatives. Dans notre cas les variables explicatives correspondent aux différents types d'ODS, tandis que les individus correspondent aux différents bassins versants aux différents pas de temps. Il nous est alors possible de lier les différentes dates pour visualiser la trajectoire que prennent chacun des bassins au cours du temps. Ce suivi permettra de voir vers quel type d'ODS chacun des bassins versant se dirigent entre 1945 et 2000.

De plus à partir de cette ACP, il est également possible de quantifier les changements paysagers afin d'avoir une idée de l'importance de la dynamique paysagère pour chacun des bassins. Cette quantification se fait en calculant les distances euclidiennes (sur l'axe 1, axe 2 ou dans l'espace à deux dimensions) entre les différentes années. Plus la distance entre deux années est grande, plus le changement paysager est important. De plus en calculant cette valeur entre chacune des dates il est également possible de déterminer l'intervalle de temps où le changement est le plus important pour les différents bassins.

5. L'analyse de l'influence du changement de paysage et de l'environnement sur la composition floristique

a. L'influence sur la diversité des communautés de macrophyte

Une fois les indices de diversité calculés, nous avons cherché à déterminer l'influence relative des différentes catégories de variable (paysage ancien, paysage actuel, physico-chimie) sur la diversité des communautés de macrophyte. Pour ce faire nous avons créé des modèles pour ces différentes catégories. Pour pouvoir créer ces modèles il nous a fallu sélectionner un ensemble de variable notable pour chacun. Pour cela nous avons étudié la corrélation de l'ensemble des variables individuellement avec nos indices de diversité à partir de l'étude de modèle linéaire simple.

La sélection des variables a été faite ainsi : seules les variables significativement (p -value < 0,05) associées aux indices de diversité et celles possédant un coefficient de corrélation suffisamment élevé ($R^2 > 0,25$) ont été conservées. Cette sélection a été réalisée pour les paramètres physico-chimiques et pour l'occupation du sol actuelle. Pour le paysage ancien (1945, 1965, 1985), la même méthode de sélection a été appliquée, à la différence que dans le cas où un type d'ODS se révèle présent sur plusieurs dates nous privilégions celui ayant le coefficient de corrélation le plus grand. Si les coefficients de corrélation pour deux années étaient égaux, nous avons conservé uniquement la variable correspondant à l'année la plus récente. De la même façon nous avons choisi de transformer les variables physico-chimiques en les passant au logarithme afin d'améliorer la réponse du modèle en favorisant la normalité des données.

Une seconde procédure de choix des variables s'ajoute lors de la construction des différents modèles (paysage ancien, paysage actuel, physique, chimique ou physico-chimique) par une procédure « stepwise ».

Une fois les variables sélectionnées pour chacun des modèles, nous réalisons une partition de variable sur ces modèles afin de déterminer la part d'explication de la variance de l'indice de diversité pour chacun des modèles et dans le cas de modèle combinés (par exemple paysage ancien et physico-chimie). Cela est visualisable à la fois à travers les R^2 de chacun des modèles (et modèle combiné), mais surtout par le pourcentage de la variance totale expliqué par chaque modèle.

b. L'influence sur la composition des communautés de macrophyte

L'étude de la composition des communautés de macrophytes a été réalisée à partir de la matrice d'occurrence pour l'année de prélèvement la plus récente de chaque lac. De la même manière que pour l'étude sur l'influence sur la diversité, nous avons cherché à étudier l'influence relative des différentes catégories de variable (ici paysage ancien, paysage actuel, physique et chimique) sur la composition des communautés de macrophytes.

Pour cela nous avons réalisé dans un premier temps une NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling) sur les communautés de macrophytes, suivi d'un ajustement des variables paysagères, chimiques et physiques. La NMS se base sur une procédure itérative et positionne les sites et les espèces, dans un espace multidimensionnel. L'ajustement des variables se fait à la suite de cette procédure et consiste dans un premier temps à déterminer la

significativité des variables, puis ensuite d'ajuster celles significatives sur le graphique en fonction de la position (coordonnées/scores sur les deux premiers axes) des sites et espèces. Cette représentation nous permet donc de visualiser les variables qui impactent le plus la composition floristique des plans d'eau et de voir les lacs ayant la composition la plus corrélée avec ces différentes variables.

Les variables ont ensuite été sélectionnées selon leurs significativités et les valeurs de leur R^2 sur les deux premiers axes de la NMS en évaluant également le caractère récent ou plus ancien des variables paysagères. Les variables ont été groupées pour former nos quatre modèles sur lesquels nous avons réalisé une partition de variance afin de tester l'influence relative des différentes catégories de variable permettant d'expliquer la composition. La partition de variance évalue la part de variance expliquée par chaque groupe de variable et leur interaction sur l'ensemble de la variance expliquée, et permet ainsi d'appréhender la part propre imputable aux variables chimiques, paysagères et physiques ainsi que la part expliquée par l'interaction entre ces différents groupes de variables.

6. L'analyse de l'influence du changement de paysage sur la bêta-diversité temporelle

La bêta diversité correspond à la variation de la composition au sein des communautés de différents sites (beta diversité spatiale) ou à travers le temps (beta diversité temporelle). Nous nous intéressons à la beta diversité temporelle, ici appelé TBI, qui compare la différence de composition de communauté entre deux dates. Elle peut se calculer par la somme de deux indices « B » et « C » qui correspondent respectivement à la perte et au gain d'espèce entre le temps T1 et le temps T2 (Legendre, 2015). Ainsi B correspond à la perte d'espèce au sein de la composition, c'est-à-dire la somme des pertes d'occurrence d'espèce entre T1 et T2. C lui correspond au gain d'espèce. La valeur A, elle, correspond au nombre d'espèce commune c'est-à-dire aux nombres d'espèces présentes à la fois en T1 et en T2.

Nous avons utilisé l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis (Odum, 1950) $D\%diff = (B + C) / (2A + B + C)$. En utilisant une matrice de présence-absence cette indice correspond à l'indice de dissimilarité de Sorensen habituellement utilisé en écologie. Nous utilisons la fonction TBI() sur R (Legendre et Salvat, 2015) sur nos matrices d'occurrence aux deux dates pour chaque point d'eau pour calculer cette indice de bêta diversité. Pour chaque lac, nous avons ainsi calculé le TBI entre nos deux dates de prélèvement. Cela exclu les deux lacs qui n'ont qu'une seule année de prélèvement. L'indice se comprend ainsi : une forte bêta diversité temporelle correspond à une importante dissimilarité entre les deux compositions, c'est-à-dire un important changement au sein de la communauté entre les deux dates.

Une fois cet indice calculé pour chaque lac, nous avons cherché à déterminer l'influence des variables paysagères, physiques et chimiques sur la bêta diversité temporelle des communautés de macrophyte. Pour cette étude nous avons choisi de rajouter une variable d'étude correspondant à la dynamique paysagère. Cette variable est calculée pour chaque type d'ODS en calculant la différence de pourcentage entre deux années. Nous faisons l'hypothèse que plus que la caractéristique paysagère du bassin versant à un temps T c'est la dynamique paysagère entre deux temps qui pourrait avoir une influence sur la dynamique au cours du temps des communautés de macrophyte. L'étude de l'influence des variables sur la bêta diversité temporelle est réalisé par la méthode CART (Breiman et al, 1984) ; il s'agit d'une méthode

d'induction d'arbres de décision par apprentissage ; en utilisant la fonction `rpart()`. Cet arbre de décision est réalisé par apprentissage à la suite de nombreuses permutations afin d'identifier le meilleur modèle explicatif. Il nous est possible de déterminer les conditions d'établissement de l'arbre, nous avons choisi comme condition pour initier un nœud dans l'arbre que cette division ne peut s'opérer sur une population de moins de sept individus (lac).

Les résultats sont visibles sous la forme d'un arbre de décision dont chaque nœud correspond à une variable déterminant la valeur de bêta diversité. A chaque nœud bifurque deux branches, chacune en fonction d'une valeur de notre variable explicative. Au bout de la branche se trouve soit un autre nœud soit une valeur moyenne de bêta diversité. Globalement une branche d'un nœud amène à des valeurs de bêta diversité temporelle plus élevée et l'autre branche à des valeurs plus faible (ex : ODS supérieur à 15% amène à un TBI fort, et si inférieur à 15% à des valeurs de TBI plus faible).

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées sur le logiciel open-source R® et les scripts des analyses sont disponibles avec les données. Les packages suivants ont été utilisés : ade4 (Dray and Dufour, 2007, p. 4), circlize (Gu et al., 2014), modEvA (Barbosa et al., 2016), raster (Hijmans et al., 2016), rgdal (Bivand et al., 2017a), vegan (Oksanen, 2015). TBI(), rpart(), rpart.plot() (Legendre, 2011)

Résultats

1. Dynamique paysagère

a. Dynamique globale

Nous avons étudié dans un premier temps la dynamique paysagère sur l'ensemble du territoire, c'est-à-dire en confondant tous les bassins versants (Figure 4). Cette première étude permet d'avoir une vision globale à la fois en terme d'échelle spatiale que temporelle, il s'agit d'une étude sur la dynamique paysagère sur l'ensemble du territoire entre 1945 et 2000. Ce diagramme représente cette dynamique en montrant le pourcentage d'occupation pour chaque classe et son changement entre deux années.

La première observation que nous pouvons faire est que la classe d'ODS la plus importante est celle de la forêt et qu'elle augmente entre 1945 et 2000, malgré une légère baisse entre 1985 et 2000, avec en moyenne une représentation de 70% de l'ODS. La seconde classe la plus importante en 1945 était la prairie, cette classe baisse énormément par la suite au profit de la forêt et des champs avec une perte des 2/3 de la surface prairial. Le reste de la prairie présente aujourd'hui provient principalement de la forêt de 1985, le reste ne provenant que de faible échange de moins de 0.05% de la superficie totale, flux que nous ne représentons volontairement pas pour rendre le diagramme plus lisible. En 2000 la seconde classe la plus importante devient donc les champs cultivés en doublant sa présence sur le territoire depuis 1945. La superficie occupée actuellement par les champs cultivés provient principalement d'un changement d'usage des terres forestières et de la prairie. Enfin nous observons une autre augmentation notable en superficie dans le cas des surfaces urbanisées (classes artificiel et semi-urbain) en gagnant de l'espace sur la forêt, les champs et les zones sans données correspondant aux espaces non photographiés (espaces militaires, nuages, ...). Peu de changements sont visibles sur le diagramme pour la classe « eau ». Globalement, le territoire s'urbanise et s'artificialise (champs cultivé et potentiel forêt artificiel) au détriment de la prairie.

Dynamique de l'occupation du sol entre 1945 et 2000

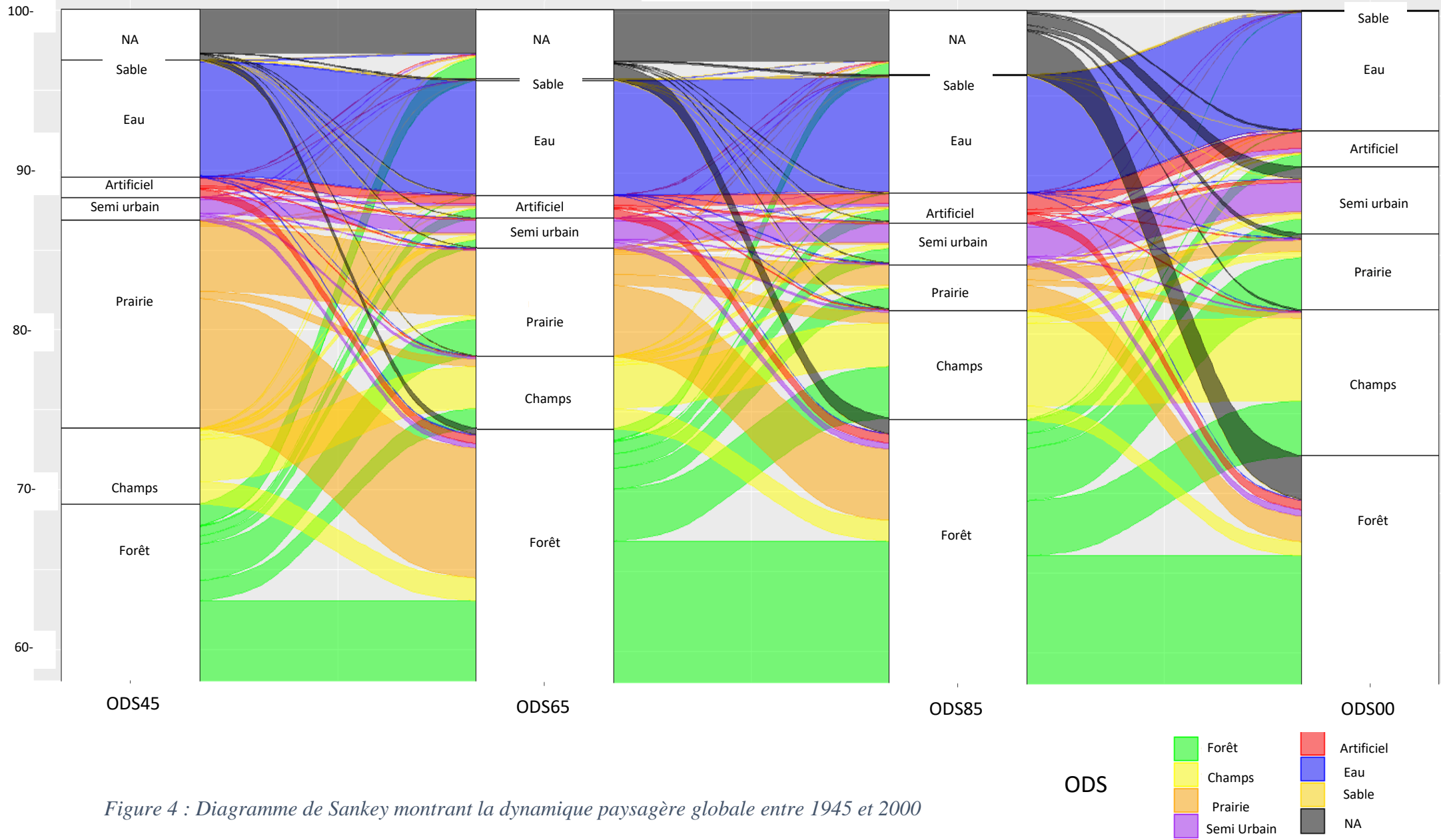


Figure 4 : Diagramme de Sankey montrant la dynamique paysagère globale entre 1945 et 2000

b. Dynamique par lac

Après l'étude sur une grande échelle spatiale et temporelle, nous cherchons à visualiser cette dynamique à plus faible échelle. L'ACP nous permet d'aller un peu plus loin dans l'analyse temporelle du changement de l'ODS en visualisant la variation du paysage à travers le temps (Figure 5). Cette figure met en évidence la variation du paysage pour chaque bassin versant expliquée par les différentes classes d'ODS. Les flèches correspondent aux variables explicatives, les lignes aux trajets au cours du temps pour chaque bassin versant en finissant par le point correspondant à leur état actuel. Les couleurs des lacs correspondent aux ensembles de grand Bassin Versant. L'ACP possède un bon niveau explicatif avec une représentation sur les deux axes de plus de 70% de la variance. Ce que nous pouvons noter dans un premier temps est que l'axe 1 est expliqué principalement par les champs cultivés et l'urbanisation de manière positive et négativement corrélé par l'eau. L'axe 2 est défini positivement par la forêt et négativement par la prairie.

Pour ce qui est de l'explication sur la dynamique pour nos différents bassins, nous remarquons que globalement ils se dirigent tous vers l'axe 1 positif et ainsi tendent tous à s'artificialiser. Les bassins versants montrant le plus de variation sont Lacanau et Carcans-Hourtin, avec une baisse importante de la surface prairial en se dirigeant vers une déterminante forestière entre 1945 et 1985 pour finir sur une baisse de surface forestière et une direction vers l'artificialisation. Ce que nous observons également pour les bassins de Moisan, Moliets et Laprade, bien qu'avec une progression moins importance. Les bassins versants inclus dans le grand bassin versant de Soustons (l'étang Noir, l'étang Blanc et Hardy) présentent une variation assez similaire. Nous observons ainsi une augmentation de la surface forestière entre 1945 et 1965 (progression verticale) avant de s'orienter vers une tendance à l'urbanisation entre 1965 et 2000 (progression horizontale). Une évolution similaire est visible pour le bassin de Turc et celui de Garros qui se dirigent vers les caractéristiques de l'artificialisation, avec cette fois ci une progression plutôt linéaire entre 1945 et 2000 avec donc une augmentation préférentielle pour l'artificialisation plutôt que l'emprise forestière. Finalement les bassins versants inclus dans le grand bassin versant d'Aureilhan (Cazaux, Petit- Biscarosse, Parentis et Aureilhan) ne présentent que peu de variation sur l'axe 2, mais montrent cependant la même tendance à l'urbanisation que les autres bassins versants. Seul le bassin versant de Leon ne présente pas une forte évolution, simplement une faible baisse de l'occupation forestière qui reste cependant celle qui caractérise le plus ce bassin (Une artificialisation importante ne semble pas toucher ce bassin).

Globalement les bassins versants des différents plans d'eau semble plutôt avoir une dynamique paysagère corrélé/caractérisé par une artificialisation de leur occupation du sol entre 1945 et 2000.

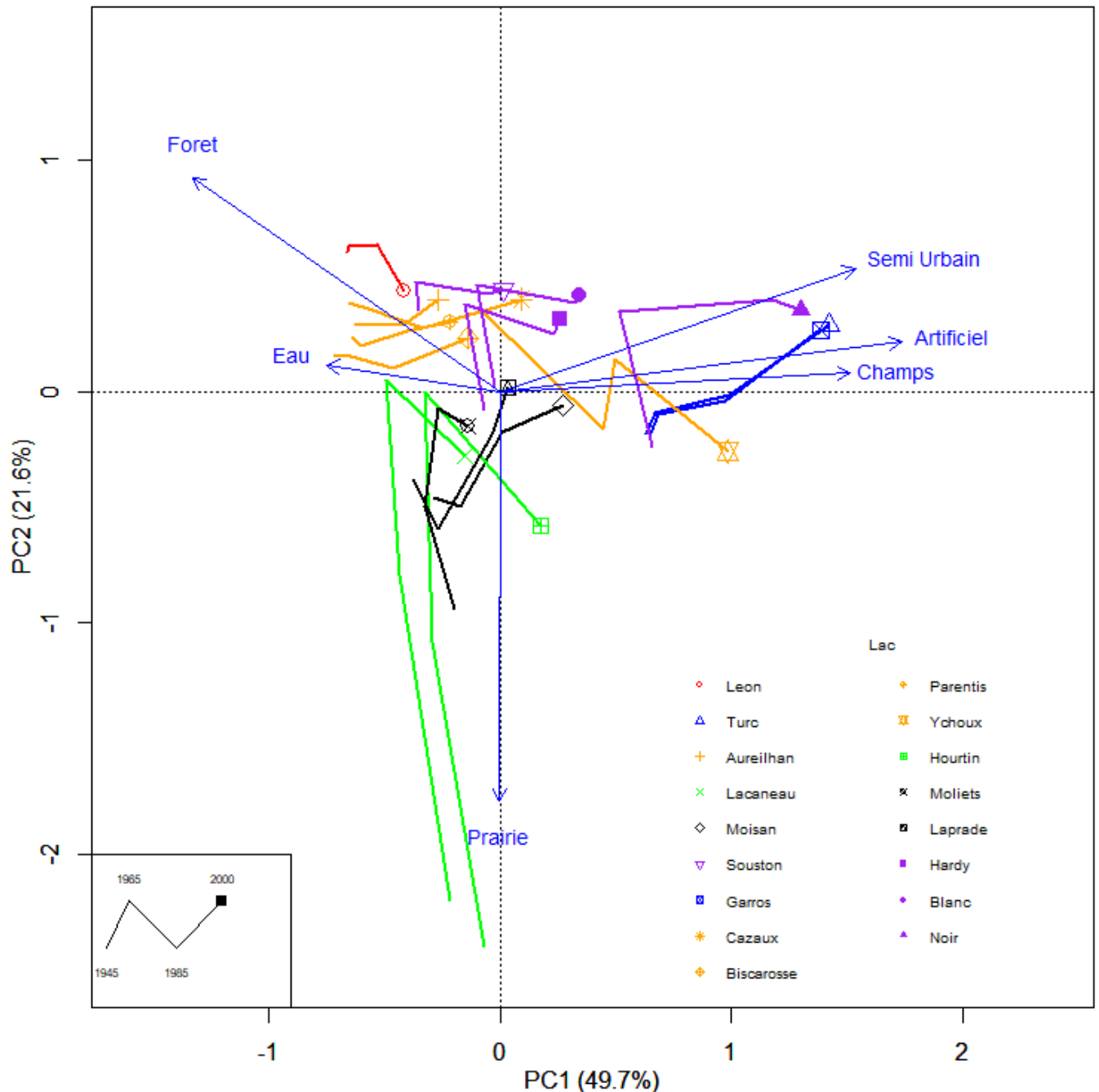


Figure 5 : Représentation des axes 1 et 2 de l'ACP sur les variables paysagères. L'axe 1 explique 49,7% de la variation totale et l'axe 2 21,6%, soit 71,3%

2. Influence des changements de paysage sur la diversité floristique aquatique

Une fois les indices de diversité des macrophytes calculés, nous avons testé la corrélation avec les variables paysagères anciennes et actuelles, les variables chimiques et physiques. Ce que nous pouvons voir dans un premier temps est que nous avons des résultats similaires dans le cas de l'indice de richesse et de diversité spécifique (aucune variable paysagère n'est significativement corrélée à l'indice de Piélou) (Tableau 5).

Les principales variables corrélées dans le cas du paysage sont les variables liées à l'artificialisation : champs, artificiel et semi-urbain ancien, ainsi que semi urbain actuel. Chacune de ces variables ont une corrélation négative avec nos deux indices. Pour les variables paysagères ayant une corrélation positive avec nos indices, seule la forêt ancienne de 1985 ressort, aucune variable paysagère actuelle ne présente une corrélation positive significative. De plus cela exclu les prairies ancienne et actuel, ainsi que la présence d'eau, que nous aurions pu supposer comme pouvant avoir une relation positive avec notre richesse ou diversité en macrophyte.

Pour ce qui est des variables physiques, chacune de celle ayant une corrélation significative ont une relation positive avec nos indices. Il s'agit de variable relative à la taille de nos plans d'eau avec la surface, le volume moyen et le nombre de secteur. Il ressort aussi une corrélation avec la superficie du bassin versant montrant que plus ce dernier est grand, plus notre richesse est importante au niveau de nos lacs.

Finalement une unique variable chimique présente une corrélation avec notre indice de Shannon, il s'agit du phosphore avec une corrélation négative. Ainsi une forte présence de phosphore est corrélée avec une baisse de la diversité de nos macrophytes sur nos lacs.

Paysage ancien	R² (S, H')	Pente
Forêt 1985	0,20 , 0,26	Positive
Champs 1945	0,27 , 0,32	Négative
Champs 1965	- , 0,21	Négative
Champs 1985	0,30 , 0,33	Négative
Artificiel 1945	0,33 , 0,33	Négative
Artificiel 1965	0,25 , 0,25	Négative
Artificiel 1985	0,24 , 0,27	Négative
Semi-Urbain 1965	0,20 , 0,31	Négative
Semi-Urbain 1985	0,28 , 0,38	Négative
Paysage actuel	R² (S, H')	Pente
Semi-Urbain	0,20 , 0,31	Négative

Physique	R² (S, H')	Pente
logSurface	0,21 , -	Positive
logSuperficie BV	0,20 , -	Positive
logVolumeMoy	0,24 , 0,21	Positive
Nb de secteur	- , 0,21	Positive
Chimie	R² (S, H')	Pente
Phosphore	- , 0,26	Négative

Tableau 5 : Résultats des régressions linéaires entre la richesse spécifique/l'indice de Shannon et les variables paysagères anciennes et actuelles, les variables chimiques et physiques. Seules les variables représentatives sont représentées

A partir des résultats des modèles linéaires, nous avons sélectionné les variables les plus significatives pour créer plusieurs modèles explicatifs de la richesse spécifique et de l'indice de Shannon. Trois modèles différents ont été formés : un modèle paysage ancien, un modèle paysage actuel et enfin un modèle physico-chimie. Le but de ces trois modèles est de pouvoir les grouper afin d'étudier la partition de variance du modèle complet en fonction de nos trois modèles initiaux (et du croisement entre eux). Dans notre cas nous ne montrerons que le cas du modèle sur la richesse, celui sur l'indice de Shannon rapportant des résultats similaires.

Les variables explicatives retenues pour les modèles de richesse spécifique et d'indice de Shannon sont :

Pour les modèles sur le paysage ancien : Artificiel 1945 ; Champs 1985 ; Semi Urbain 1985

Pour les modèles sur le paysage actuel : Semi Urbain 2000 ; Artificiel 2000

Pour les modèles sur les paramètres physiques : $\log(\text{Surface du lac}(\text{km}^2))$; $\log(\text{Volume moyen (millions de m}^3))$; $\log(\text{Superficie du Bassin Versant (km}^2))$

Pour les modèles sur les paramètres chimiques : $\log(\text{phosphore})$

Les résultats sur nos modèles (Tableau 6) montre que le modèle complet possède un R^2 assez important de 0,74. Globalement le modèle de physico-chimie est le modèle avec la corrélation le plus important, suivi du modèle paysage ancien. Si nous intéressons aux modèles combinés ils possèdent une corrélation équivalente d'environ 0,5.

Modèles	Paysage Ancien	Paysage Actuel	Physico-Chimie	Paysage P.Ancien+ P.Chimie	P.Ancien+ P.Chimie	P.Actuel+ P.Chimie	Modèle Complet
R^2	0,37	0,26	0,50	0,53	0,55	0,51	0,74

Tableau 6 : Résultat de nos modèles de diversité et des croisements de modèle

Une fois les différents modèles créés, nous avons effectué une partition de variance afin de déterminer l'importance relative des principaux groupes de variables dans le déterminisme de la richesse spécifique de nos communautés de macrophyte (Figure 6). Ainsi, nous pouvons voir que le paysage ancien, le paysage actuel et la physique-chimie expliquent chacun environ 20% de la variance. Les modèles combinés n'ont pas une valeur explicative propre notable (seulement 3% pour le croisement entre paysage ancien et physico-chimie). Néanmoins le modèle global possède la valeur explicative propre la plus importante avec 30% de la variance expliqué par la combinaison de l'ensemble des variables sélectionnés. Seulement 25% de la variance de la richesse n'est pas expliqué par le modèle.

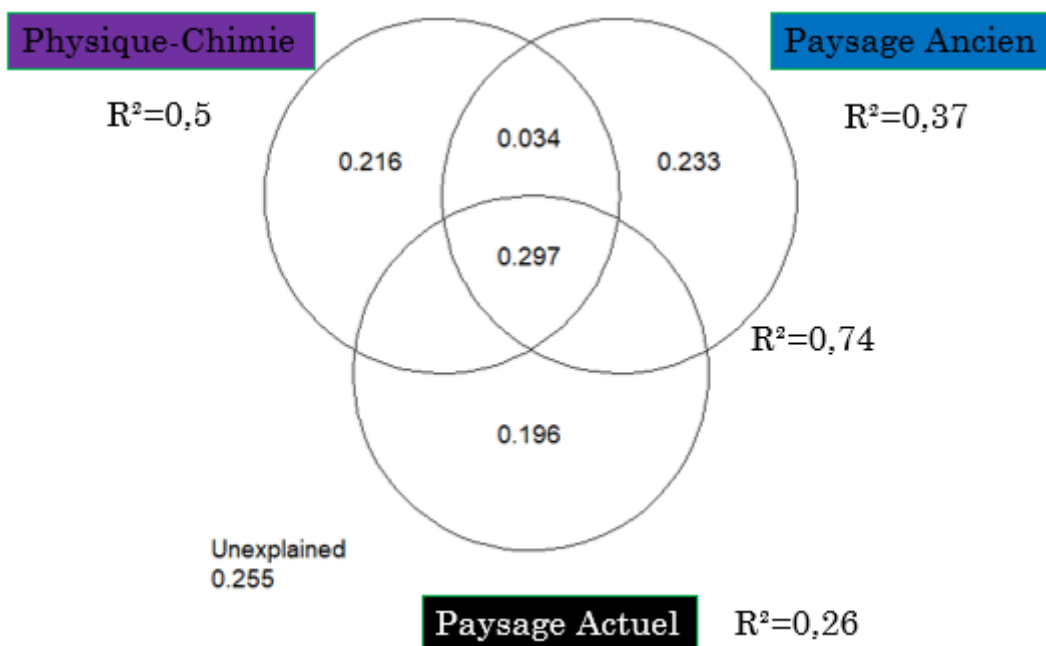


Figure 6 : Partition de la variance du modèle sur la diversité en macrophyte

3. Influence des changements de paysage sur la composition floristique aquatique

Notre analyse de l'influence de nos différentes catégories de variables sur la composition de nos communautés de macrophytes est réalisée en deux étapes. Dans un premier temps à travers les résultats de la NMS, ensuite à travers l'étude de la partition de variance sur nos modèles en utilisant les variables significativement ressortis lors de la NMS. Lors de l'ajustement des variables sur les deux premiers axes de la NMS, il est ressorti de manière significative quatre variables de paysage ancien, deux variables de paysage actuel, deux variables physique et une variable chimique. Avec globalement des R^2 entre 0,5 et 0,6. Les variables paysagères qui ressortent sont celles liés à l'artificialisation passé (semi urbain, artificiel, champs cultivé) et présent (semi urbain, artificiel), seule la prairie de 1985 se démarque à ce niveau. Pour les variables physiques il s'agit de variables liées à la taille du plan d'eau (périmètre et volume moyen), pour la chimie une variable lié à l'état trophique (phosphore).

La représentation de la NMS nous permet de situer les lacs par rapport à ces variables sélectionnées (Figure 7). La valeur de stress est de 0,16, nous pouvons considérer la représentation comme bonne en dessous de 0,20.

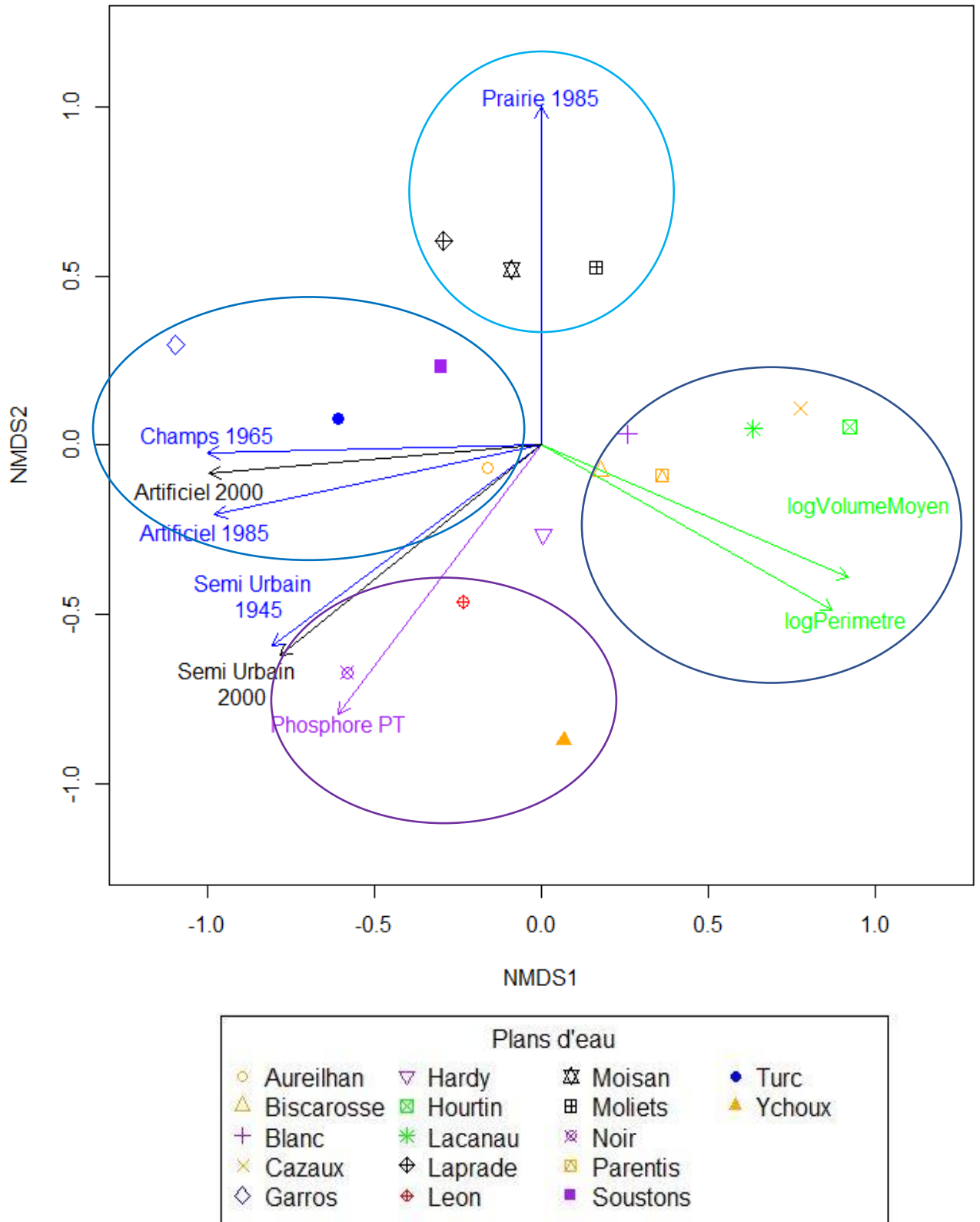


Figure 7 : Représentation de la position des plans d'eau et des variables environnementales sur les deux premiers axes de la NMS. Seules les variables significatives sont représentées. Le stress de la NMS est de 0,16.

La première lecture que nous pouvons faire est celle des gradients sur nos deux axes principaux. L'axe 1 est représenté positivement par les variables physiques et négativement par le paysage lié à l'artificialisation passé et présent. L'axe 2 est représenté positivement par la prairie et négativement par la concentration en phosphore (ainsi que l'occupation du sol semi-urbain).

Nous pouvons identifier quatre groupes de lacs dont la composition est différente et est corrélée à un groupe de variable différent. Nous avons dans un premier temps les lacs dont la composition en macrophytes est corrélée aux variables physiques. Il s'agit des lacs de Lacanau, Hourtin, Cazaux ou Parentis qui sont caractérisés par le fait d'être parmi nos plus grands lacs d'étude. Nous avons ensuite l'ensemble du grand bassin versant de Moïsan dont la composition est corrélée avec la présence de surface prairial en 1985. Cela correspond aux lacs les plus petits et dont l'état trophique est plutôt bon (eutrophe-mésotrophe), nous les trouvons également inversement corrélés avec la concentration en phosphore. Les plans d'eau qui ressortent avec une corrélation avec la concentration en phosphore sont l'étang de Leon, Ychoux et Noir qui sont caractérisés par un état trophique entre eutrophe et hyper-eutrophe. De même le grand bassin versant de Turc, l'étang de Soustons et Aureilhan avec des états trophiques très riches en nutriment (hyper-eutrophe) ont quant à eux une composition floristique corrélée avec l'occupation du sol liée à l'artificialisation et notamment la présence de champs cultivés en 1965.

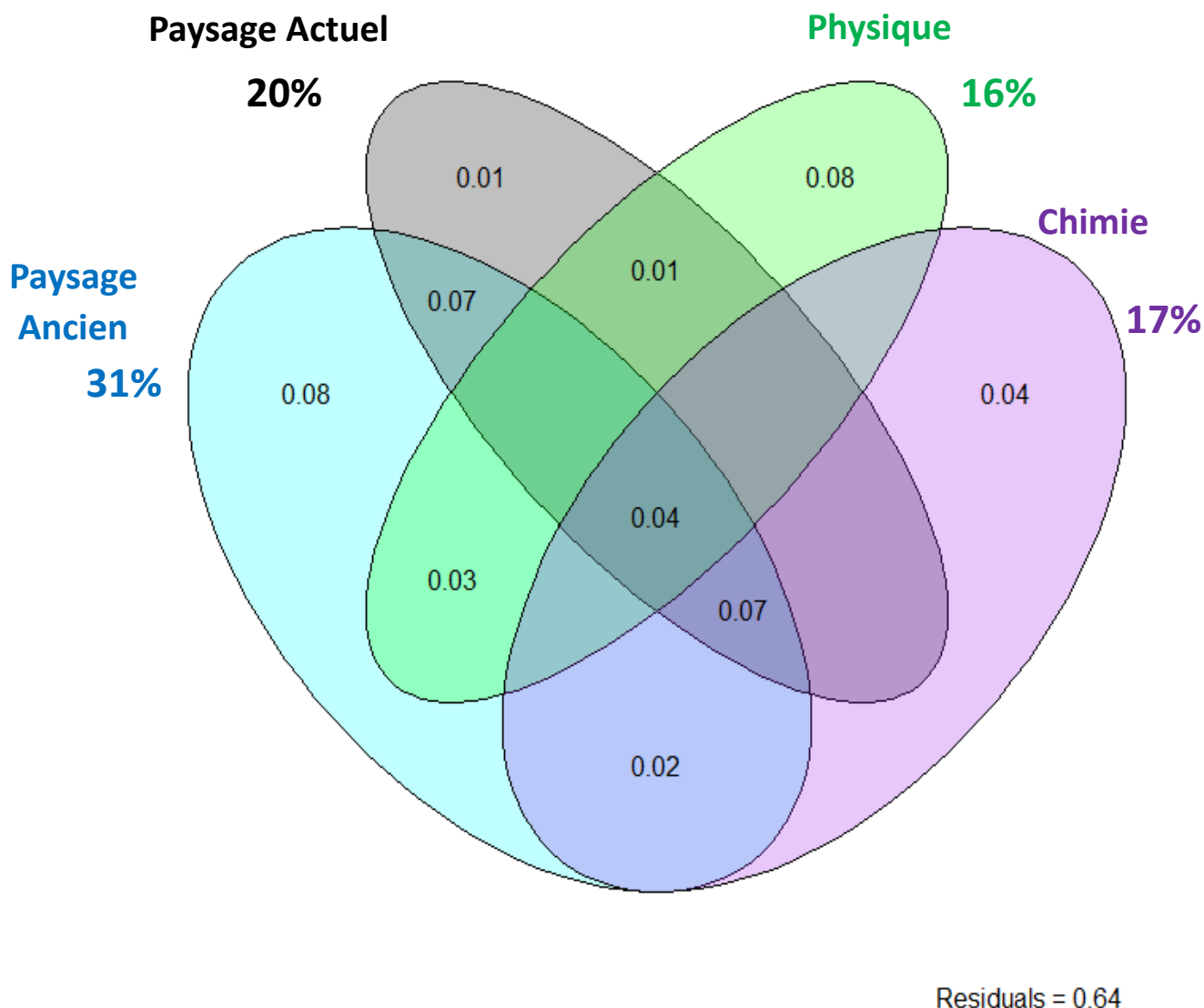


Figure 8 : Partition de variance du modèle sur la composition des communautés de macrophytes

Les variables ressortis lors de la NMS ont été sélectionnés pour former nos différents modèles explicatifs de la variation au sein des différentes compositions en macrophytes de nos lacs. Nous avons ainsi quatre modèles : paysage ancien, paysage actuel, physique et chimie. La partition de variance sur l'ensemble de ces modèles permet d'expliquer 36% de la variance (Figure 8). Si nous nous intéressons à la variance expliquée impliquant chacun de nos groupes de variables, le paysage ancien est impliqué dans l'explication de 31% de la variance, ce qui est autant que la physique et la chimie combinées (29% avec respectivement 16% et 17% d'implication propre). Le second modèle le plus explicatif est le paysage actuel avec une implication sur 21% de la variance expliquée.

Si nous nous intéressons cette fois ci aux effets propres des différents modèles les paramètres physiques (périmètre, volume moyen) expliquent à eux seuls 8% de la variance au sein de l'assemblage des communautés de macrophytes. La fraction expliquée par les variables paysagères anciennes (semi-urbain, champs, artificiel et prairie) seules est de 8%, pour seulement 1% pour le paysage actuel seul. Le croisement entre paysage ancien et actuel est de 7%, ce qui nous fait un pourcentage en effet propre pour le paysage de 16%. Enfin, la chimie

seule (phosphore total) explique 4% de la variation de la composition des communautés. L'effet conjoint de la chimie et du paysage ancien explique 2% de la variation de composition alors qu'il est de 7% pour l'effet conjoint du paysage ancien-actuel et de la chimie. L'effet combiné des trois groupes de variables expliquent quant à lui 4% de la variance.

4. Influence du changement paysager sur la bêta-diversité temporelle

Les indices de bêta-diversité calculés montrent globalement un gain relatif d'espèce au sein de la communauté pour sept lacs contre 8 lacs ayant subi des pertes d'espèces entre les deux dates (Tableau 7). La valeur des indices de bêta-diversité sont assez disparates, avec un minimum pour Noir de 0,27 représentant une forte similarité entre les deux temps, et un maximum pour Léon de 0,93, représentant une forte différence de composition entre les deux relevés.

Lac	T1-T2	Années d'écart	Bêta-Diversité	Changement
Aureilhan	1988, 1993	5	0,42	Perte
Cazaux	1997, 2005	8	0,38	Perte
Petit-Biscarosse	1994, 2011	17	0,47	Gain
Ychoux	1990, 1998	8	0,67	Gain
Parentis	1997, 2006	9	0,36	Gain
Moliet	1996, 2010	14	0,41	Gain
La Prade	1994, 2010	16	0,50	Gain
Moisan	1994, 2010	16	0,74	Perte
Soustons	1993, 2005	12	0,43	Gain
Noir	1988, 1998	10	0,27	Perte
Blanc	1986, 1994	8	0,32	Perte
Hardy	1994, 2009	15	0,42	Perte
Leon	1988, 2003	15	0,93	Perte
Turc	1994, 2009	15	0,44	Gain
Garros	1994, 2009	15	0,36	Perte

Tableau 7 : Dates de prélèvement utilisées et indices de bêta diversité calculés entre ces deux dates

Nous pouvons essayer de lier cette différence de bêta-diversité avec la différence d'années entre les deux dates de relevé, en supposant que plus l'écart est grand plus la communauté aura changé et donc l'indice sera élevé. Mais nous n'observons aucune corrélation entre années d'écart et indice de bêta-diversité. La différence de changement de communauté semble donc imputable aux caractéristiques des lacs et de leur bassin versant. C'est ce que nous cherchons à déterminer avec l'élaboration de notre arbre de décision réalisé avec l'ensemble de nos variables paysagères, de dynamique paysagère et physico-chimiques (Figure 9). Notre arbre possède trois nœuds et le modèle créé possède un R^2 ajusté de 0,76.

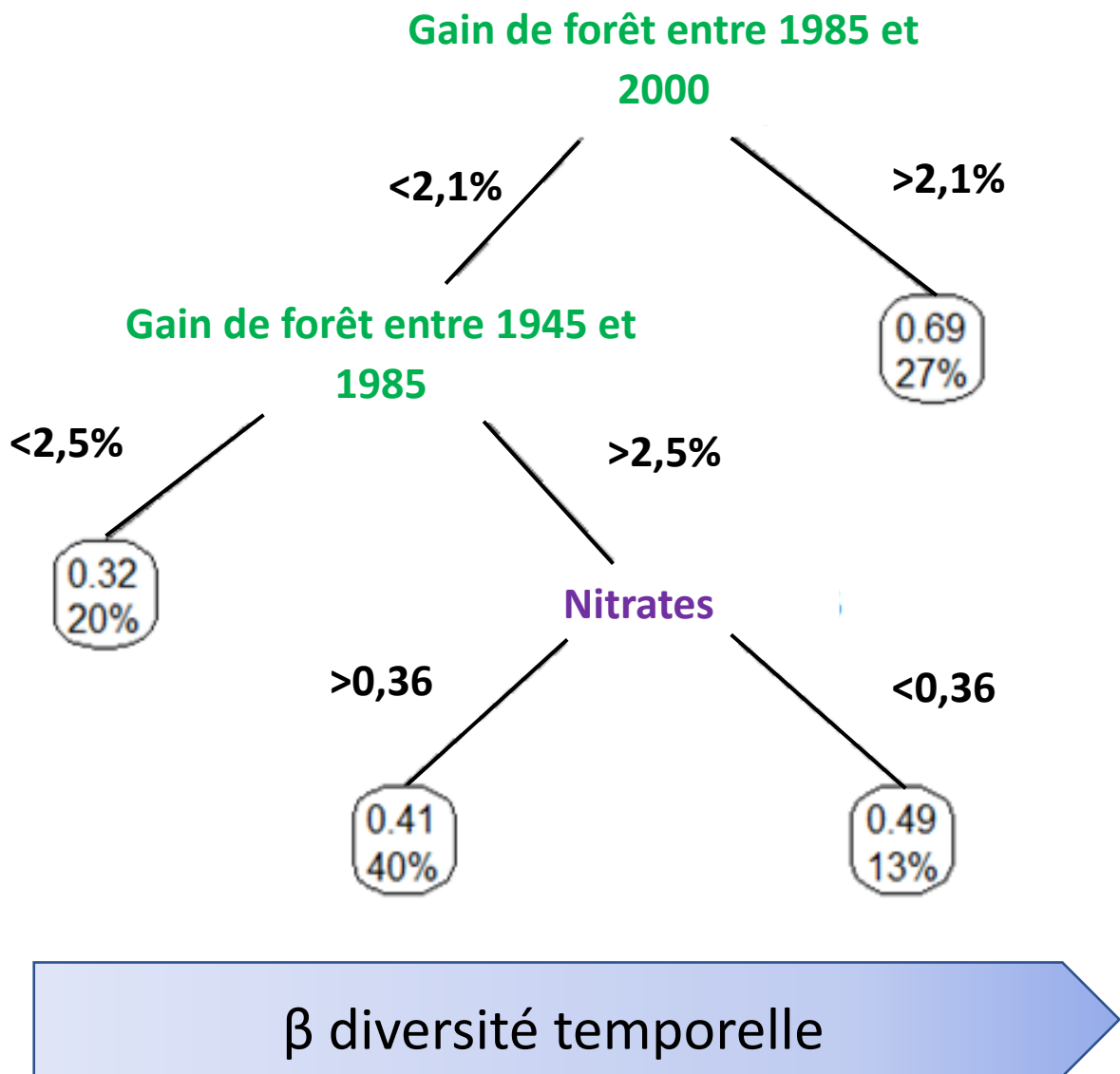


Figure 9 : Arbre de décision montrant l'influence des variables sur le déterminisme des valeurs de béta diversité

La première variable qui ressort de notre modèle est le gain de forêt entre 1985 et 2000. Pour un gain important (de plus de 2,1% de l'occupation du sol) nous retrouvons les lacs avec une valeur de béta-diversité la plus importante (en moyenne 0,69). La seconde variable intervenant est le gain de forêt entre 1945 et 1985. Nous retrouvons un effet similaire que précédemment, un gain important amène à des valeurs de béta-diversité plus importantes, entre 0,41 et 0,49. La différence se fait selon la concentration en nitrate des lacs, dans le cas d'une concentration plus importante nous retrouvons des valeurs de béta-diversité significativement plus faible (0,41 en moyenne, contre 0,49 pour des concentrations plus faible).

Pour conclure nous voyons donc qu'une importante dynamique forestière est le premier déterminant d'une forte béta-diversité. Ensuite intervient les variables chimiques avec la concentration en Nitrate.

Discussion

Cette étude fait suite à celles des précédentes stagiaires (Devreux, 2017 ; Percaille, 2015 ; Queau, 2016) et a permis d'obtenir davantage de données d'ODS. Les résultats obtenus semblent conforter les résultats précédents en y apportant plus de précision et en baissant l'erreur statistique pouvant exister avec un plus faible nombre de données. Il reste que l'étude se porte sur un nombre de données assez faible (dix-sept bassins versants) ce qui nous invite à analyser ces résultats avec précaution.

1. Un changement paysager en faveur d'une artificialisation des terres.

Nos analyses statistiques et cartographiques nous ont permis d'observer ces changements depuis 1945 jusqu'aux années 2000. A la suite de la seconde guerre mondiale, le paysage a subi d'important changement qui s'est notamment caractérisé par une montée de l'urbanisation et de culture de production (agricole et sylvicole) au détriment des paysages « naturels » (Antrop, 2005). Notre région d'intérêt est d'autant plus ciblée qu'elle se trouve le long du littoral dont l'attractivité touristique ou migratoire est un vecteur important d'artificialisation (Lee and Slak, 2007). Nous cherchons à déterminer si nous observons une dynamique similaire dans le cas de nos bassins versants d'étude.

De manière générale, nous observons une augmentation remarquable des surfaces anthropisées. Cette anthropisation s'est faite majoritairement au détriment de la forêt et des champs cultivés à proximité des zones urbaines (Figure 4). L'augmentation de l'emprise urbaine s'explique par une hausse démographique et une concentration de la population au niveau de ce qui deviendra des grandes villes ou métropoles. Cela s'observe d'autant plus à la proximité des lacs où le développement du tourisme s'accompagne de structure d'accueil pour la saison estivale ('ARS - Agences Régionales de Santé: Contexte Géographique et Démographique' 2016). Nous observons notamment une augmentation particulière de l'urbain à proximité des lacs, ce développement est vraisemblablement lié à l'attrait touristique, vivier économique de la région (Carré et al., 1972). Malgré la prise de l'urbain sur les champs cultivés, nous observons également de manière corrélée une augmentation de ce type d'occupation du sol, qui se fait également au détriment de la forêt. Cela se caractérise par une augmentation de la taille des parcelles, de moins en moins espacées les unes des autres, caractéristique de la modernisation de l'agriculture favorisant la machinerie et limitant la fragmentation parcellaire en simplifiant les rotations (Desriers, 2007). Cela est caractéristique de l'orientation que prit l'agriculture suite aux politiques publiques visant une augmentation de la production. Nous observons ainsi une augmentation de l'emprise de l'urbain poussant les champs cultivés à l'extérieur prenant ainsi la place précédemment occupé par la forêt (Flamant, 2010).

La surface forestière a pourtant gagné en superficie, en échangeant des parcelles avec les champs cultivés, mais principalement en prenant du terrain sur les prairies. Cela se caractérise par une fermeture des prairies et ainsi d'une homogénéisation du paysage comme nous pouvons déjà le constater à l'échelle régionale (Lee and Slak, 2007). Cette homogénéisation peut être révélatrice d'une perte de la biodiversité notamment si nous avons une perte de la diversité des essences d'arbres dans ces forêts. La région est certes caractérisé par une forte proportion de forêt, mais également par une artificialisation de cette forêt ('Land

Use — European Environment Agency' 2016). Une étude plus poussée sur les populations forestières semble nécessaire si nous voulons réellement conclure sur une homogénéisation du territoire forestier.

Enfin, nous avons pu observer une réduction importante de la surface prairial entre 1945 et 2000, avec une perte de plus de la moitié de la superficie qui se fait en grande partie au profit de la forêt et des champs cultivés. Il s'agit ici d'une tendance que nous observons également au niveau régional (Lee and Slak, 2007). Ces prairies étaient situées à proximité de petits ou grands plans d'eau ou bien à proximité des champs cultivés. Il s'agit très probablement d'espaces dédiés au pâturage ou bien de zones humides. Cela s'explique par le constat précédemment décrit de l'augmentation de l'artificialisation (urbanisation et champs cultivés) associé à une politique de conservation des forêts. A cela s'ajoute la politique agricole qui s'opère durant la seconde moitié du 20ème siècle qui encourage la production agricole et rend moins économique la conservation de prairies valorisables (Bernard, 1994). Or les prairies ainsi que les zones humides sont des garantis d'une biodiversité importante et permettent également une régulation physique de la qualité des eaux en régulant les crues, en filtrant la pollution, en plus de permettre le développement d'activités de loisirs (Eaufrance, 2015).

La perte des prairies, l'augmentation de l'urbanisation (d'autant plus à proximité des plans d'eau), l'homogénéisation des parcelles cultivées et de la forêt semblent être des facteurs problématiques pour le maintien d'une biodiversité sur le territoire et pour favoriser une bonne qualité des eaux.

2. Une importante influence du paysage ancien sur les communautés de macrophytes

Le premier constat que nous pouvons faire à la suite de nos résultats est que les communautés de macrophytes sont davantage influencées par l'ODS passé que par l'ODS actuel (Figure 6 et 8). Cela semble cohérent avec les observations sur d'autres organismes aquatiques (Harding, et al., 1998).

L'étude de nos partitions de variance a permis de montrer que dans le cas de l'étude de la diversité ou de la composition de la communauté de macrophyte nous retrouvons des résultats similaires. Ces résultats montrent que la variation au sein de la diversité ou de la composition est préférentiellement expliqué par le paysage ancien. Le paysage actuel, la physique et la chimie ont quant à eux globalement un pouvoir explicatif similaire. Cela montre que comme nous l'avons supposé dans nos hypothèses le paysage de manière globale influence autant voire plus que les variables physico-chimiques habituellement utilisées, mais également que le paysage ancien possède une plus forte valeur explicative que le paysage actuel. Cela témoigne d'un certain délai de réponse des communautés aux changements anciens.

Si nous nous intéressons à l'influence du paysage, nous pouvons voir que seule une variable ressort en ayant un effet positif sur la diversité. Il s'agit de la classe d'ODS de la forêt de 1985 qui influence la richesse spécifique et la diversité spécifique, avec respectivement une corrélation de 20% et 26% (Tableau 5). Cela témoigne d'un effet bénéfique de la forêt sur les communautés aquatiques avec notamment un effet de tampon et de filtre pour les nutriments et l'arrivée de sédiment.

La variable représentant l'occupation du sol forestière n'est pas significativement associé à la composition des communautés de macrophyte. Une autre variable se démarque du reste des variables paysagères qui ressortent, il s'agit des prairies anciennes de 1985. De la même

manière la prairie permet de jouer un rôle tampon à la pollution et du ruissellement/érosion. La présence de prairie va permettre la présence d'espèces plus sensibles à cette pollution ainsi que d'espèces caractéristiques des bas marais. C'est ce que nous retrouvons avec les lacs du grand bassin versant de Moisan qui présente un état trophique moins eutrophe (moins forte présence de phosphore et nitrate) et dont la composition en macrophyte se différencie du reste et est directement corrélée à la présence de prairie.

Les autres typologies d'occupation du sol ayant un impact sur la diversité des communautés de macrophytes ont un effet négatif. Il s'agit globalement de l'ODS lié à l'artificialisation passée comme actuelle. Ce sont les mêmes variables paysagères que nous retrouvons comme ayant une influence sur la composition de nos communautés. Les ODS lié à l'urbanisation (Artificiel 1945,1965 et 1985 ainsi que Semi urbain 1965 et 1985) passées sont celles qui influencent le plus la richesse, la diversité spécifique et la composition. Nous retrouvons les mêmes variables pour le paysage actuel. Nous pouvons nuancer ce résultat, tout d'abord à travers nos résultats de partition de variance où le paysage ancien est plus déterminant que l'actuel, mais également par la dynamique paysagère vu plus tôt. En effet nous avons pu voir que l'emprise urbaine est réalisée à partir d'une empreinte passée, il s'agit de ville qui s'élargissent. L'ODS de l'urbain actuel est donc directement dépendant de l'urbain passé, son influence sur la communauté peut donc n'être qu'un artefact mathématique de l'influence déjà existence de l'ODS urbain passé. Cela favorise l'hypothèse d'une influence relativement plus grande pour le paysage ancien, soutenant un délai de réponse des communautés de macrophyte. C'est ce que nous remarquons avec l'étude sur la composition de nos communautés. En effet nous pouvons remarquer en plus de l'influence de l'artificiel et le semi urbain actuel et passé, que seuls les champs cultivés passés influencent la composition. Cela peut être dû à un effet de dette écologique, en effet cela peut être la conséquence d'un changement de la composition des communautés passé avec la sélection des espèces les plus tolérantes et/ou adaptés à l'enrichissement en matière organique et la concentration en pesticide provenant du milieu agricole. C'est par exemple ce que nous pouvons voir avec des milieux très eutrophes comme l'étang de Turc, Aureilhan ou Soustons.

Néanmoins dans le cas de l'ODS semi-urbain nous aurions pu nous attendre à avoir un effet positif sur la diversité en macrophyte, puisqu'il s'agit de jardins et d'infrastructures urbaines comme des parcs municipaux qui constituent des terrains semi-naturel. Par exemple à travers la limitation de l'érosion et la filtration des eaux de ruissellement, ces zones auraient pu jouer un rôle tampon et diminuer l'impact négatif de l'urbanisation. Dans certains cas, ces zone semi-urbaines pourraient même être des milieux refuges pour certaines espèces, des habitats permettant la colonisation et les échanges entre les plans d'eau en jouant le rôle de corridors et favorisant ainsi la biodiversité. Nos résultats ne permettent cependant pas de montrer de tels effets, puisque le semi-urbain est associé à une diminution significative de la diversité spécifique. Le lien entre l'expansion de l'urbain et du semi-urbain peut être une explication (Figure 5). Le semi-urbain variant comme l'urbain, leurs effets peuvent être directement associés et le rôle potentiel (bénéfique) du semi-urbain masqué par l'effet négatif de l'urbain. Nous retrouvons également cette corrélation entre semi urbain et urbain dans notre NMS.

Si nous nous intéressons aux variables physico-chimiques, ce que nous constatons c'est que les variables qui ressortent sont des variables qui peuvent être expliqué par l'étude de la dynamique du paysage. Nous avons déjà vu que globalement le paysage a une part d'explication plus importante que les variables physico-chimiques utilisé pour notre étude, nous pouvons en plus supposer par notre étude que l'étude du paysage peut être utilisé comme proxy de ces variables.

Dans un premier temps la variable chimique qui ressort est le Phosphore total, signe d'eutrophisation. Cette eutrophisation amène un déséquilibre chimique du milieu et est caractérisée par une croissance excessive des plantes et algues les plus adaptées. Cette sélection oriente la composition de la communauté vers un nombre d'espèce limité par leur adaptabilité et ainsi amène à une perte de la diversité au sein des plans d'eau (Barker et al., 2008 ; Bornette et Puijalon, 2011). De plus nous observons dans ces lacs un important apport en sédiment qui va permettre le stockage des nutriments et le relargage de manière diffus au cours du temps (Gomez et al., 1998 ; Lemerrier, 2003). C'est pour cela que malgré les directives en faveur de l'amélioration de la qualité des eaux, comme par exemple les stations d'épurations post seconde guerre mondiale, il est toujours possible d'observer un effet de l'accumulation du phosphore passé (Triantafillou, 1987). A cela s'ajoute l'augmentation de l'occupation du sol des champs cultivés ainsi que de la forêt d'exploitation, qui peut être une cause de l'apport en phosphore. Nous observons également une certaine corrélation entre artificialisation et phosphore lors de l'étude de la composition de nos communautés.

Pour ce qui est des variables physique, les variables qui ressortent sont les variables relatives à la taille du plan d'eau ou du bassin versant. Nous aurions pu supposer une absence de cette corrélation lorsque nous avons fait en sorte de limiter l'effet aire-espèce. Si nous avons fait en sorte d'étudier les lacs en les simulant avec une taille similaire, nous n'avons pas pu pour autant enlever l'impact du reste du lac. En effet il existe des échanges au sein même de partie du même lac, ainsi lorsqu'un lac est plus grand, chaque secteur aura plus de chance d'être enrichi par les nombreux autres secteurs. Néanmoins les variables physiques qui ressortent sont majoritairement des variables liées directement à l'étude du paysage qui prend en compte la taille du lac et du bassin.

Finalement nous avons pu voir que globalement l'étude du paysage ancien est très intéressante. L'influence relative du paysage ancien sur les communautés est le plus grand et ce paysage peut être directement interprété comme un proxy des variables physiques et chimiques.

3. Une dynamique paysagère déterminante de la dynamique des communautés de macrophytes

Ce que l'étude sur la bêta-diversité temporelle nous montre est que la dynamique forestière est la plus déterminante de la dynamique des communautés de macrophyte (Figure 9). Comme nous avons pu le voir la dynamique forestière est caractérisée par un gain de forêt, plus ce gain est important et plus nous observons un important changement au sein de la communauté de macrophyte. Ainsi il existe un lien direct entre forêt et flore aquatique, un changement de la forêt entraîne un changement au sein de la flore aquatique. De plus comme nous l'avons vu précédemment ce changement forestier peut être directement lié avec la perte de prairie (dont zone humide) et l'importance prise de l'artificialisation depuis 1945. Une étude sur l'emprise de l'artificialisation de la forêt permettrait de voir si ce type de changement est d'autant plus déterminant. En effet nous pouvons supposer que l'artificialisation de la forêt qui s'accompagne d'une homogénéisation des essences et de l'utilisation d'engrais chimique aura un plus fort impact sur la communauté aquatique en favorisant les espèces les plus adaptés.

Notre étude ne permet pas de conclure là-dessus, nous pouvons cependant conclure qu'une dynamique forestière s'accompagne d'un changement de composition au sein des communautés de la flore aquatique, mais que ce changement n'est pas orienté vers un type de communauté en particulier. Cela explique la non-présence de l'ODS forestier dans notre NMS,

la forêt n'est pas déterminante d'une composition particulière, mais sa dynamique est déterminante d'une dynamique de la composition des communautés de macrophyte.

En plus de la dynamique forestière il ressort comme déterminante la concentration en Nitrate. Une forte concentration en nitrate se caractérise par un faible changement de la composition. Cela s'explique par une homogénéisation de nos communautés, déjà composé par des espèces adaptées à un milieu riche en nutriment. C'est alors justement une perte de cette richesse en nutriment qui sera déterminant d'une importante dynamique au sein de nos communautés de macrophytes.

4. Limite de l'étude

a. Georéférencement

La première limite intervient au moment du géoréférencement. En effet l'utilisation de photographies aériennes anciennes implique certains biais pouvant avoir une répercussion sur l'analyse qui suivra. Nous observons ainsi que malgré un nombre important de point de correspondance utilisés entre la photo et la carte de référence, il existe toujours un décalage spatial entre les différentes photographies. En plus de ne pas totalement s'accorder avec l'image de référence, nous pouvons remarquer que d'une photographie à une autre les jointures ne sont pas parfaites, pouvant dans certain cas amener à des décalages très importants de l'ordre de la centaine de mètre. Ce problème peut être pallié dans le cas de l'utilisation de plusieurs photographies dont la jointure peut être faite non pas sur la marge mais sur l'intérieur de la photographie où l'erreur de géoréférencement est minimisée. Cela est certes une solution envisageable, mais demande de géoréférencer beaucoup plus de photographie alors que cette étape de l'étude est déjà la plus chronophage.

Cette difficulté est d'autant plus accrue que la photographie sera ancienne. Les clichés les plus anciens sont ceux qui se différencient le plus de l'image de référence, mais surtout sont souvent très sombres ce qui rend difficile l'interprétation pour trouver de réel point de similitude. Ce qui n'est pas le cas avec les photographies récentes en infrarouge ou en couleur beaucoup plus précises.

b. Digitalisation

La photo-interprétation des photographies anciennes est particulièrement difficile, notamment pour les clichés en noir et blanc. La qualité des photographies en infrarouge de 1985 est bien meilleure que les années précédentes, mais il reste difficile de distinguer les routes des chemins par exemple. Les chemins et les routes sont également difficiles à digitaliser, ils peuvent être cachés par la végétation et on en perd ainsi le tracé. La digitalisation peut ainsi comporter des erreurs liées à la qualité originelle mais aussi liées à la personne qui réalise les manipulations (erreurs d'interprétation). En effet quatre personnes différentes sont intervenues pour digitaliser l'ensemble des bassins versants. Même si tous ont suivi le même protocole il reste une part de subjectivité relativement importante dans la façon d'interpréter les photographies, d'autant plus dans le cas de photographies de moindre qualité.

La conversion des données vecteurs en raster afin de pouvoir analyser les données sur le logiciel R® amène également une perte de données. Malgré le choix d'une résolution de 50 m pour la conversion en raster, les entités les plus petites ne sont pas converties. Il y a donc une perte de données importante pour les bâtiments et les entités linéaires. Cela peut être voulu afin

d'arrondir les données, car nous n'avons pas besoin pour l'étude d'une importante précision (cf. le diagramme de Sankey où nous avons dû procéder à une sélection des données car trop précise). Nous avons tout de même comparé le fait d'utiliser les données vectorielles initiales et les données après la transformation sous forme de raster. Cette comparaison n'a pas permis de montrer une différence significative entre les deux méthodes. Cependant, la résolution choisie dans cette étude nous permet de pouvoir atténuer les biais liés à la difficulté du géoréférencement et de la digitalisation, et à la mauvaise qualité des photographies aériennes.

c. Analyse Statistique

La première limite que nous pouvons retrouver se trouve au niveau des données utilisées. Cela concerne les données des relevés de macrophytes ainsi que les données chimiques. Ces données ont été récoltées à des années différentes et par différents opérateurs. Un travail de nettoyage fut même nécessaire pour les données chimiques afin d'avoir les homogénéiser. Ce biais opérateur peut-être assez problématique si cela a amené par exemple à surestimer la richesse sur un lac ou sur une année et la sous-estimé sur un autre lac ou une autre année de prélèvement. Ce biais sur les données s'ajoute aux potentielles erreurs sur les données d'ODS citées précédemment.

La deuxième limite provient du manque de données. En effet nous n'avons qu'au maximum 17 lacs ce qui restreint la puissance statistique et demande parfois d'interpréter les résultats avec précaution. Ce manque de données est la résultante du temps nécessaire pour la numérisation de l'ODS, mais également pour la récolte des données sur les différents lacs. Par exemple l'étang d'Orx fut retiré de l'étude par manque d'information, il ne pouvait être exploité. De la même manière nous avons pu voir que deux lacs furent retirés pour l'étude de la bêta-diversité temporelle car seulement une date de relevés de macrophyte était exploitable. Nous pouvons néanmoins voir que les résultats au cours des différentes études au cours du temps tendent vers des conclusions similaires tandis que nos données se sont enrichies par l'intégration de nouveaux bassins versants. Cela nous conforte dans le fait que les résultats puissent être interprétables. A côté de cela nous nous sommes assurés de minimiser divers biais, comme par exemple le risque de pseudo-réplication provenant de l'imbrication des bassins versants. Pour vérifier cela nous avons étudié nos modèles de paysage en réalisant cette fois-ci des modèles mixtes dans lesquels les grands bassins versants étaient mis en « random effect ». Le résultat de ces modèles mixtes étant similaire à ceux de nos modèles initiaux, cela nous a permis de voir que l'effet grand bassin versant n'entraînait pas de pseudo-réplication, chaque bassin versant représente bien un « individu » indépendant.

Conclusion

Notre étude nous a permis de répondre à l'objectif de ce stage qui était d'étudier la dynamique de l'occupation du sol des bassins versants du littoral aquitain, ainsi que d'étudier l'influence de cette dynamique sur les communautés de la flore aquatique des lacs de ces bassins versant.

Nous avons ainsi pu montrer que nous avons une dynamique paysagère depuis 1945 qui s'oriente vers une urbanisation et une production agricole importante. Et que cette orientation avait pour conséquence de baisser la diversité des communautés de macrophytes, ainsi que d'orienter ces communautés vers des compositions adaptés à ce profil fortement anthropisé et excessivement enrichi en nutriment. Nous avons également pu montrer que le changement des communautés était dépendant de la dynamique forestière. Dynamique forestière très importante dans la région qui depuis plus d'un siècle est en faveur d'un gain de la forêt au détriment de la présence de surface prairial notamment de zones humides.

Finalement ce qui est le plus marquant dans cette étude est l'importance du paysage ancien en termes d'influence sur les communautés de macrophytes. Cela confirme l'hypothèse d'un délai de réponse de ces communautés aux changements environnementaux. L'étude du paysage ancien afin d'anticiper les changements au sein des communautés de la flore aquatique des lacs aquitains semble donc pertinent.

Comme perspective d'étude à venir pour appuyer la nôtre, il pourrait être intéressant d'étudier nos communautés en s'intéressant aux traits biologiques de nos espèces. En effet pour répondre aux nombreuses contraintes des écosystèmes aquatique les végétaux présentent des caractéristiques morphologiques, de reproduction et de dispersion différentes, il s'agit d'autant de stratégies adaptatives. Ainsi l'étude des traits fonctionnels se révèle particulièrement pertinente pour caractériser un environnement (Puijalon & Bornette, 2004). Si nous nous intéressons à leur morphologie, les macrophytes peuvent être décrits selon leur mode de croissance, leur mode d'ancrage et la profondeur, la taille de la plante et la forme de ces feuilles, la flexibilité de la plante et finalement son caractère pérenne/persistance en hiver. Tous ces traits reflètent potentiellement une adaptation des végétaux au milieu, ou du moins une sélection de ces traits par les paramètres du milieu. Par exemple la grande flexibilité de la plante, la forme des feuilles, fines est caractéristique d'une faible résistance au courant alors qu'un appareil racinaire avec un fort ancrage est caractéristique des plantes adaptées au milieu ayant de fort courant.

L'étude de ces traits biologiques semblent plus pertinent que la simple étude des espèces, en effet des espèces différentes mais possédant des traits similaires répondent de manière similaire aux changements induits par les perturbations (Willby, 2001). L'étude des communautés par les traits biologiques semblent donc être un meilleur indicateur pour évaluer la qualité du milieu.

Bibliographie

Antrop, M. 2005. 'Why Landscapes of the Past Are Important for the Future'. *Landscape and Urban Planning*, Rural Landscapes: past processes and future strategies, 70 (1–2): p21–34.

'ARS - Agences Régionales de Santé: Contexte Géographique et Démographique'. 2016. Accessed August 4.

Association française de normalisation (AFNOR), 2003. *Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). Qualité de l'eau*. Association Française de Normalisation, St Denis, p28.

'Atlas Des Paysages de La Gironde | Les Évolutions Au Long Cours'. 2016. Accessed July 25.

Baeten, Lander, Martin Hermy, Sander Van Daele, and Kris Verheyen. 2010. 'Unexpected Understorey Community Development after 30 Years in Ancient and Post-Agricultural Forests'. *Journal of Ecology* 98

Baudry, J. (1985). *Utilisation des concepts de Landscape Ecology pour l'analyse de l'espace rural : occupation du sol et bocage* - Thèse de Doctorat d'Etat - Université de Rennes, p487

Barendregt A., Bio A.M.F. 2003. *Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters*. p205-217.

Barker, T., Hatton, K., O'Connor, M., Connor, L., Moss, B., 2008. *Effects of nitrate load on submerged plant biomass and species richness: results of a mesocosm experiment*. *Fundam. Appl. Limnol. Arch. Für Hydrobiol.* 173, p89–100.

Bernard, P. 1994. *Les Zones Humides: Rapport de L'instance D'évaluation*. Paris: La Documentation française.

Bornette, G., Puijalon, S., 2011. *Response of aquatic plants to abiotic factors*. A review. *Aquat. Sci.* 73, p1–14.

Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., and Stone, C.I., 1984. *Classification and regression trees*. Belmont, Calif.: Wadsworth.

Burel, F., Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage - Concepts, méthodes et applications*, Tec & Doc. ed. Lavoisier, Paris.

Carré, J., Dubois, P., Malinvaud, E., 1972. *La croissance française. Un essai d'analyse économique causale de l'après-guerre*. Seuil, Paris.

Castagnos, E, et Dutartre, A. 2001. 'Evolutions Récentes Des Peuplements de Plantes Aquatiques Exotiques Dans Les Lacs et Les Étangs Landais (Landes, France)'. Étude 66. Cemagref, Unité de Recherche Qualité des Eaux. Etude.

Commission européenne, 2014. *Directive n° 2014/101/UE du 30/10/14 modifiant la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*.

Deleporte, P. 2002. 'Biogéographie et Systématique, Problèmes et Méthodes'. *Systématique et Biogéographie*, Systématique et Biogéographie, 20: p3–5.

Desriers, M., 2007. *L'agriculture française depuis cinquante ans : des peites exploitations familiales aux droits à paiement unique*, L'agriculture, Nouveaux Défis. INSEE Références, p14.

Devreux, L., 2017. *L'influence de l'histoire du paysage sur les communautés végétales aquatiques des plans d'eau du littoral aquitain* (Rapport de stage de master 2). Université Lumière Lyon2.

Dubois, J. 1994. 'La Place de L'histoire Dans L'interprétation Des Paysages Végétaux'. In *Mélanges de La Casa de Velasquez*, 30–1: p231–51.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*. Biol. Rev. 81, p163.

Dutartre, A., Bertrin, V., Jan, G., Labrousse, B., Lagrola, M., Laplace-Treytore, C., Mazzella, N., Moreira, S., 2014. *Système d'évaluation de la qualité (SEQ) Plans d'eau littoraux landais (2009- 2010)*. IRSTEA Géolandes, Cestas.

Eaufrance, 2015. *Intérêts des zones humides* [WWW Document]. Zones Humides.

Flamant, Jean-Claude. 2010. 'Une Brève Histoire Des Transformations de L'agriculture Au 20^è Siècle'.

Foley, Jonathan A., Ruth DeFries, Gregory P. Asner, Carol Barford, Gordon Bonan, Stephen R. Carpenter, F. Stuart Chapin, et al. 2005. 'Global Consequences of Land Use'. Science 309 (5734): p570–74.

Gomez, E., Fillit, M., Ximenes, C., Picot, B., 1998. *Phosphate mobility at the sediment– water interface of a Mediterranean lagoon (etang du Méjean), seasonal phosphate variation*. Hydrobiologia 373, p203–216.

Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S., Jones, E.B.D., 1998. *Stream biodiversity: the ghost of land use past*. Proc. Natl. Acad. Sci. 95, p14843–14847.

Haury J. 1996. *Macrophytes des cours d'eau : bioindication et habitat piscicole*. Thèse d'Habilitation à Diriger les Recherches, Rennes, p99.

Jackson, S.T., and D.F. Sax. 2010. 'Balancing Biodiversity in a Changing Environment: Extinction Debt, Immigration Credit and Species Turnover'. Trends in Ecology and Evolution 25 : p153-160.

Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M., 1997. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. Ecology, 78: p1946-1957.

'Land Use — European Environment Agency'. 2016. Page. Accessed March 16.

Large A.R.G., Wade P.M., Pauton G., Amoros C., 1993. *Producteurs et productions primaires. Hydrosystèmes fluviaux*. Paris, Masson. Collection d'écologie, 24: p107-124.

Lee, A., Slak, M.-F., 2007. *Les paysages français changent entre 1992 et 2002: artificialisation et fermeture des paysages aux dépens du mitage ou de la déprise des zones agricoles*. Agreste Cah. 3, p19–40.

Legendre, P., 2015. *TBI: Difference between multivariate observations at T1 and T2*. R function available online at <http://adn.biol.umontreal.ca/~numerica/ecology/Rcode/>.

Legendre, P., & Salvat, B., 2015. *Thirty-year recovery of mollusc communities after nuclear experimentations on Fangataufa atoll (Tuamotu, French Polynesia)*. Proceedings of the Royal Society B, p282.

Lemerrier, B., 2003. *La pollution par les matières phosphorées en Bretagne - Sources, transfert et moyens de lutte* (Etude bibliographique). Direction Régionale de l'Environnement Bretagne.

Lévêque, C., 1998. *Biodiversité et gestion des systèmes aquatiques continentaux*. Rev. Sci. Eau 11, p211.

Marty, Pascal. 2009. 'Paysage et Biodiversité : Évaluation Participative de La Durabilité Des Stratégies de Gestion'. CNRS.

Odum, E. P., 1950. *Bird populations of the Highlands (North Carolina) plateau in relation to plant succession and avian invasion*. Ecology, 31, p587-605.

Percaille, L., 2015. *Effet de l'histoire du paysage sur la diversité végétale macrophytique des lacs aquitains* (Rapport de stage de master 2). Ecole Nationale Supérieure en Environnement, Géoressources et Ingénierie du Développement Durable.

Pickett S.T.A., White P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. p472.

Puijalon S., Bornette G., 2004. *Morphological variation of two taxonomically distant plant species along a natural flow velocity gradient*. p651-660.

Queau, A., 2016. L'occupation du sol passée : Influence sur la composition des communautés végétales aquatiques des lacs Aquitain du littoral (Rapport de stage de master 2). Université de Lorraine.

Rousseau B., 2008. *Brève sur la directive cadre sur l'eau (DCE), Fédération Nature environnement*.

Schmieder K., Werner S., Bauer H.-G., 2006. *Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance*. p245-250.

Symoens J.J. 1988. *Vegetation of inland waters*. Handbook of vegetation science. p378

Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. *Habitat destruction and the extinction debt*. Nature 371, 2 pages.

Triantafillou, C., 1987. *LA DEGRADATION ET LA REHABILITATION DES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT FRANCE-ANGLETERRE-ETATS-UNIS*. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Willby, 2001. *Inter-relationships between standing crop, biodiversity and trait attributes of hydrophytic vegetation in artificial waterways*. Freshwater Biology, 46: p883-902.

Sites internet

IALE International Association for landscape Ecology

<http://www.landscape-ecology.org> Consulté le 18/07/2018