Centre
Nouvelle-Aquitaine Bordeaux

INRAE

Dynamiques écologiques temporelles des lacs du littoral aquitain – DYLAQ

Tome 2 : les paramètres environnementaux et biologiques

2022 - 1ere édition

La rédaction de cet ouvrage a été coordonnée par

Aurélien Jamoneau [1]

avec la participation de :

Gaït Archambaud [2]

Christine Argillier [2]

Vincent Bertrin [1]

Sébastien Boutry [1]

Julien Dublon [2]

Christophe Laplace-Treyture [1]

Nicolas Mazzella [1]

Jacky Vedrenne [1]

Citation recommandée :
Jamoneau, A., Archambaud, G., Argillier, C., Bertrin, V., Boutry, S., Dublon, J., Laplace-Treyture, C., Mazzella, N., Vedrenne, J. (2022) Dynamique écologiques temporelles des lacs du littoral aquitain - Tome 2. Rapport d'étude, INRAE EABX, Cestas. 654p.

1. INRAE, UR EABX Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux
2. UMR RECOVER Risques, Ecoystèmes, Vulnérabilité, Environnement, Résilience

Remerciements

Dans le cadre de ce travail nous tenons particulièrement à remercier le CRESS (Centre de Recherches et d'Etudes Scientifiques de Sanguinet) association créée en 1976 et qui participe activement à l'amélioration des connaissances sur les lacs, principalement de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse. Les archives de cette association ont été d'une grande aide pour la réalisation de ce travail.

Nous tenons aussi à remercier sincèrement tous les gestionnaires de ces milieux qui nous ont fournies des données importantes pour l'élaboration de la base de donnée. Ainsi, nous remercions chaleureusement le Syndicat Intercommunal d'Aménagement des Eaux du Bassin Versant et Etangs du Littoral Girondin (SIAEBVELG), la communauté de commune des grands lacs (CCGL) et le syndicat mixte Géolandes. Un grand merci aussi aux gestionnaires de la réserve naturelle de l'étang Noir et du courant d'Huchet.

De sincères remerciements sont également adressés à toutes les associations de pêche du territoire : la Fédération Départementale de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques de Gironde (FDAAPPMA33), la Fédération Départementale de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques des Landes (FDAAPPMA40), l'Association Agréée pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA) de Carcans, l'AAPPMA « Le Sandre Hourtinais », l'APPMA de Sanguinet, des lacs de Biscarrosse et la gaule Cazauline, l'AAPPMA de Mimizan et l'AAPPMA « Lous Pescadous » de Tarnos.

Nous souhaitons également remercier la Direction Départementale du territoire et de la mer de Gironde (DDTM 33) et l'Office Français de la Biodiversité (OFB) qui ont également contribuer à ce travail. Merci également à Météo-France pour les données météorologiques fournies dans le cadre de cette base de données.

Enfin, un grand merci à l'Agence de l'Eau Adour Garonne pour son soutien financier, sans lequel l'ensemble de ce travail n'aurait pas été possible.

INRAE

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

eau GRAND SUD-OUEST
AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE

Table des matières

1 Introduction générale **13**

2 Bassin versant de Lacanau **17**

2.1 Lac de Carcans-Hourtin 17

2.1.1 Caractéristiques du plan d'eau 17

2.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac 18

2.1.3 Hydromorphologie 24

2.1.4 Physico-chimie 28

2.1.5 Phytoplancton 36

2.1.6 Macrophytes 45

2.1.7 Poissons 49

2.2 L'étang de Cousseau 60

2.2.1 Caractéristiques du plan d'eau 60

2.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur l'étang 61

2.2.3 Physico-chimie 64

2.2.4 Phytoplancton 70

2.2.5 Macrophytes 70

2.2.6 Poissons 70

2.3 Lac de Lacanau 74

2.3.1 Caractéristiques du plan d'eau 75

2.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac 75

2.3.3 Hydromorphologie 78

2.3.4 Physico-chimie 83

2.3.5 Phytoplancton 91

2.3.6 Macrophytes 100

2.3.7 Poissons 108

3 Bassin versant d'Aureilhan **119**

3.1 Lac de Cazaux-Sanguinet . . . 119
3.1.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 119
3.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 120
3.1.3 Hydromorphologie . . . 127
3.1.4 Physico-chimie . . . 129
3.1.5 Phytoplancton . . . 139
3.1.6 Poissons . . . 148
3.2 Lac de Petit-Biscarrosse . . . 160
3.2.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 160
3.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 160
3.2.3 Hydromorphologie . . . 164
3.2.4 Physico-chimie . . . 164
3.2.5 Phytoplancton . . . 172
3.2.6 Poissons . . . 181
3.3 Lac de Ychoux . . . 190
3.3.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 190
3.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 190
3.3.3 Hydromorphologie . . . 194
3.3.4 Physico-chimie . . . 194
3.3.5 Phytoplancton . . . 194
3.3.6 Macrophytes . . . 196
3.3.7 Poissons . . . 197
3.4 Lac de Parentis-Biscarrosse . . . 197
3.4.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 197
3.4.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 198
3.4.3 Hydromorphologie . . . 202
3.4.4 Physico-chimie . . . 205
3.4.5 Phytoplancton . . . 216
3.4.6 Poissons . . . 225
3.5 Lac d'Aureilhan . . . 235
3.5.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 235
3.5.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 236
3.5.3 Hydromorphologie . . . 242
3.5.4 Physico-chimie . . . 245
3.5.5 Phytoplancton . . . 253
3.5.6 Poissons . . . 261

4 Bassin versant de Léon **277**

4.0.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 277
4.0.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 278
4.0.3 Hydromorphologie . . . 284
4.0.4 Physico-chimie . . . 289
4.0.5 Phytoplancton . . . 297

5 Bassin versant de Moisan **307**

5.1 Lac de Moliets . . . 307
5.1.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 307
5.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 309
5.1.3 Hydromorphologie . . . 310
5.1.4 Physico-chimie . . . 310
5.1.5 Phytoplancton . . . 320
5.1.6 Macrophytes . . . 327
5.1.7 Poissons . . . 333
5.2 Lac de la Prade . . . 339
5.2.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 339
5.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 339
5.2.3 Hydromorphologie . . . 342
5.2.4 Physico-chimie . . . 344
5.2.5 Phytoplancton . . . 351
5.2.6 Macrophytes . . . 359
5.2.7 Poissons . . . 365
5.3 Lac de Moïsan . . . 371
5.3.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 371
5.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 372
5.3.3 Hydromorphologie . . . 376
5.3.4 Physico-chimie . . . 376
5.3.5 Phytoplancton . . . 384
5.3.6 Macrophytes . . . 392
5.3.7 Poissons . . . 397

6 Bassin versant de Soustons **399**

6.1 Etang Noir . . . 399

6.1.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 399

6.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 400

6.1.3 Hydromorphologie . . . 404

6.1.4 Physico-chimie . . . 406

6.1.5 Phytoplancton . . . 415

6.1.6 Poissons . . . 423

6.2 Etang Blanc . . . 427

6.2.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 428

6.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 429

6.2.3 Hydromorphologie . . . 430

6.2.4 Physico-chimie . . . 432

6.2.5 Phytoplancton . . . 440

6.2.6 Poissons . . . 449

6.3 Etang de Hardy . . . 456

6.3.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 456

6.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 457

6.3.3 Hydromorphologie . . . 458

6.3.4 Physico-chimie . . . 460

6.3.5 Phytoplancton . . . 461

6.3.6 Macrophytes . . . 474

6.3.7 Poissons . . . 480

6.4 Lac de Soustons . . . 481

6.4.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 481

6.4.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 482

6.4.3 Hydromorphologie . . . 486

6.4.4 Physico-chimie . . . 489

6.4.5 Phytoplancton . . . 497

6.4.6 Poissons . . . 505

7 Bassin versant de Turc **515**

7.1 Etang de Garros . . . 515

7.1.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 515

7.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 518

7.1.3 Hydromorphologie . . . 520

7.1.4 Physico-chimie . . . 520
7.1.5 Phytoplancton . . . 529
7.1.6 Macrophytes . . . 537
7.1.7 Macro-invertébrés . . . 544
7.1.8 Poissons . . . 544
7.2 Etang du Turc . . . 545
7.2.1 Caractéristiques du plan d'eau . . . 545
7.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac . . . 546
7.2.3 Hydromorphologie . . . 549
7.2.4 Physico-chimie . . . 549
7.2.5 Phytoplancton . . . 558
7.2.6 Poissons . . . 566

8 Dynamique globale sur l'ensemble des bassins versants 569
8.1 Les pressions sur le bassin versant . . . 569
8.2 Physico-chimie . . . 573
8.2.1 Evolutions décennales des orthophosphates . . . 573
8.2.2 Evolutions décennales des nitrates . . . 575
8.2.3 Synthèse évolutions décennales des orthophosphates et nitrates . . . 579
8.2.4 La température de l'eau . . . 583
8.3 Phytoplancton . . . 585
8.3.1 Changement de la biomasse algale . . . 585
8.3.2 Changement de la structure et de la composition de la communauté . . . 590
8.3.3 Synthèse . . . 592
8.4 Macrophytes . . . 592
8.4.1 Changement dans les populations . . . 592
8.4.2 Dynamique de la diversité . . . 597
8.4.3 Changement de la composition . . . 599
8.4.4 Synthèse . . . 601

9 Bibliographie 605

10 Annexes 619
10.1 Données et méthodes pour l'analyse de la population . . . 620
10.2 Données et méthodes pour l'analyse du réseau d'assainissement . . . 621
10.3 Données pour l'analyse diachronique du paysage . . . 622
10.4 Données pour l'analyse de la surface agricole déclarée . . . 623

10.5 Variation des limites de quantifications des paramètres physico-chimiques dans le temps . . . 624
10.6 Paramètres physico-chimiques des éléments nutriment et transparence et calculs des valeurs seuils . . . 626
10.7 Evolution décennale des températures de l'eau à partir des données mesurées sur le terrain . 627
10.8 Matériels & Méthodes de l'étude des communautés des macrophytes . . . 634
10.8.1 Échantillonnage standardisé des macrophytes en plans d'eau : norme XP T90-328 . . 634
10.8.2 Inventaires floristiques sur les secteurs de rives des plans d'eau . . . 635
10.9 Données disponibles sur l'observation des macrophytes . . . 638
10.9.1 Le lac de Carcans-Hourtin . . . 638
10.9.2 Le lac de Lacanau . . . 638
10.9.3 L'étang de Ychoux . . . 638
10.9.4 L'étang de Moliets . . . 638
10.9.5 L'étang de La Prade . . . 638
10.9.6 L'étang de Moïsan . . . 638
10.9.7 L'étang de Hardy . . . 638
10.9.8 L'étang de Garros . . . 638
10.10 Code et nom des taxons phytoplanctoniques . . . 647
10.11 Code et nom des taxons macrophytes . . . 653

Chapitre 1

Introduction générale

La chaine des lacs du littoral aquitain représente un système naturel unique en France et en Europe. Constitués d'une succession de lacs et étangs peu profonds, formés naturellement suite à l'édification du cordon dunaire, ces écosystèmes abritent une biodiversité exceptionnelle et sont le support de nombreuses activités de loisirs et économiques. Par conséquent, ces systèmes sont régulièrement suivis (qualité de l'eau, développement des espèces exotiques envahissantes, niveau d'eau...) par les gestionnaires et les différents usagers de ces milieux. Ils représentent également un terrain d'étude remarquable pour les scientifiques s'intéressant au fonctionnement des écosystèmes lacustres et à leur diversité.

Ainsi, depuis plusieurs décennies, une énorme quantité de données a été accumulée sur ces systèmes par les usagers, les gestionnaires et les différents programmes d'études scientifiques. Les données récoltées sont cependant généralement utilisées pour répondre à une question spécifique sur un pas de temps relativement court. Mais les processus qui gouvernent les écosystèmes, et notamment les écosystèmes lacustres, s'étendent sur de longues périodes temporelles, qui ne peuvent être prise en compte dans les études ponctuelles cherchant à répondre rapidement à une question de gestion ou une question scientifique. Cependant, une analyse globale de ces différents suivis et projets peut permettre d'avoir une vision sur le long terme de ces écosystèmes remarquables, et d'appréhender leurs dynamiques, leurs tendances et leurs évolutions. Plus précisément, le regroupement et la bancarisation de l'ensemble des données enregistrées depuis les années 70 représente l'opportunité unique d'avoir une vision temporelle sur la dynamique de ces systèmes, et c'est l'un des objectifs principal de ce projet DYLAQ (DYnamique des écosystèmes Lacustres du littoral Aquitain).

Dans le cadre de cette étude, nous nous intéresserons à 18 lacs et étangs du littoral aquitain, regroupées dans un ensemble de six grands bassins versants (Fig. 1.1). Au nord, dans le médoc le grand bassin versant de Lacanau regroupe les bassins versants des lacs de Carcans-Hourtin, de Cousseau et de Lacanau. Entre les départements des Landes et de la Gironde, le grand bassin versant d'Aureilhan regroupe les bassins versants des lacs de Cazaux-Sanguinet, Petit-Biscarrosse, Ychoux, Parentis-Biscarrosse et Aureilhan. Plus au sud, le lac de Léon est le seul qui ne présente aucune connexion avec d'autres lacs et qui possède par conséquent un bassin versant non emboité. Au sud-ouest de ce dernier se situe le grand bassin versant de Moïsan, regroupant les bassins versants des lacs de Moliets, la Prade et Moïsan. A proximité immédiate se trouve le grand bassin versant de Soustons qui intègre les bassins versants de l'étang Noir,

Blanc, de Hardy et Soustons. Enfin, à l'extrémité sud se situe le bassin versant de l'étang du Turc qui intègre celui de Garros.

Dans les prochains chapitres nous détaillerons les caractéristiques de chacun de ces lacs et étangs ainsi que ceux de leur bassin versant, avant de décrire plus en détail les dynamiques temporelles observées pour les paramètres physico-chimiques et les différents maillons biologiques (phytoplancton, macrophytes, macro-invertébrés et poissons). Les dynamiques décrites se baseront sur l'ensemble des données récoltées au travers les différentes études et suivis effectués depuis les années 70. Au total, un énorme travail bibliographique et de recueil de données anciennes et récentes a permis de regrouper plus de xx données de physico-chimie, xx sur le phytoplancton, xx sur les macrophytes, xx sur les macro-invertébrés et xx sur les poissons. A ceci s'ajoute également un fastidieux travail de reconstitution de l'occupation du sol passé et une étude plus fine sur les différentes pressions s'exerçant sur les lacs et leurs bassins versants.

Malgré cette énorme quantité de données, il faut noter que ces dernières ne sont pas homogènes pour l'ensemble des lacs : certains maillons biologiques n'ayant jamais fait l'objet de suivis sur certains lacs et les chroniques temporelles sont souvent assez hétérogènes en fonction des milieux. Cependant, pour chaque écosystème, elles devraient permettre de dresser un tableau de leur dynamique écologique et des différentes pressions qui peuvent s'exercer sur ces milieux, avec l'objectif final de 'mieux connaître pour mieux gérer'.

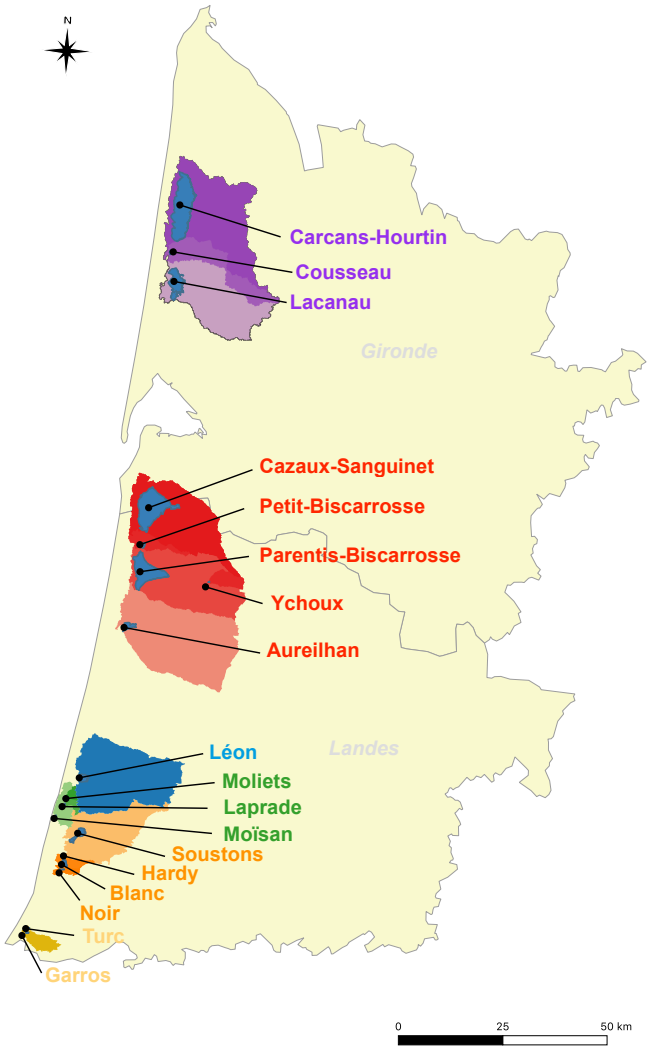


FIGURE 1.1 – Localisation des 18 lacs et étangs étudiés et des bassins versants correspondants dans les départements de la Gironde et des Landes. Les 18 bassins versants sont intégrés dans un ensemble de 6 grands bassins versants : 1/ Carcans-Hourtin, Cousseau et Lacanau ; 2/ Cazaux-Sanguinet, Petit-Biscarrosse, Ychoux, Parentis-Biscarrosse, et Aureilhan ; 3/ Léon ; 4/ Moliets, la Prade et Moïsan ; 5/ Noir, Blanc, Hardy et Soustons et 6/ Turc et Garros.

Chapitre 2

Bassin versant de Lacanau

2.1 Lac de Carcans-Hourtin

2.1.1 Caractéristiques du plan d'eau

Le lac de Carcans-Hourtin est le lac situé le plus au nord de notre zone d'étude (Fig.1.1 et 2.1), et partagé entre la commune de Carcans et celle d'Hourtin. Avec une superficie de 58,16 km^2 (Agence de l'Eau Adour Garonne) ce lac représente, après le lac Léman (partagé avec la Suisse), l'un des (sinon le) plus grand lac de France - le lac de Grand-Lieu possède une surface très fluctuante qui en hiver est proche de celle de Carcans-Hourtin.

Il s'agit d'un lac peu profond avec une profondeur moyenne de 3,1m et maximale de 9,4m, dont le volume moyen est estimé à 366 millions de m^3 (Agence de l'Eau). Il est alimenté essentiellement par les crastes (eux même directement alimentés par la nappe des sable) et possède un taux de renouvellement estimé à 0,5 soit un temps de séjour de 730 jours (Agence de l'Eau Adour Garonne). Ses principaux tributaires sont les crastes de Matouse, Lupian, Garroueyre, Pipeyrous, Queytive, Lambrusse et il s'écoule vers les lacs de Cousseau et de Lacanau par le canal des étangs. Son bassin versant s'étend sur 367,62 km^2 (Fig. 2.1), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 6,38 (Jamoneau et al., 2021).

Comme la plupart des lacs du littoral aquitain, il s'est formé progressivement suite à l'édification des dunes du littoral (il y a environ 3000 ans) pour atteindre une configuration proche de celle actuellement observée très récemment, soit à partir du XVIIIe siècle (Cellamare, 2009; Tastet et al., 2008). De cette formation géologique résulte un lac avec une forte dissymétrie bathymétrique : les rives ouest situées au pied des dunes possèdent des pentes relativement fortes alors que les rives est possèdent des pentes très faibles.

Au XVIIe siècle, il ne formait avec le lac de Lacanau qu'une seule et vaste étendue d'eau ('le Grand étang doux du Médoc') qui s'étendait depuis le sud-ouest de Vendays-Montalivet jusqu'à Lège au sud, soit environ 60km de long (Fig. 2.2). Entre le XVIIe et le XVIIIe siècles les plans d'eau se sont peu à peu séparés pour former deux entités distinctes. Le canal des étangs, permettant de relier ces grands lacs au bassin d'Arcachon a été créé en 1860 et le canal de jonction entre le lac de Carcans-Hourtin et celui de Lacanau en 1870. Ces constructions ont permis la régulation du

TABLEAU 2.1 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur le lac de Carcans-Hourtin (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Moyen	Médiocre	Moyen
2010	Moyen	Médiocre	Moyen
2011	Moyen	Moyen	Moyen
2012	Moyen	Moyen	Moyen
2013	Moyen	Moyen	Bon
2014	Moyen	Moyen	Bon
2015	Moyen	Mauvais	Très bon
2016	Moyen	Bon	Bon
2017	Très bon	Très bon	Très bon

niveau des eaux et participées à l'assèchement des marais voisins, contribuant ainsi à marquer la séparation physique entre ces deux grands lacs (SIAEBVELG, 2015).

Selon les critères de l'O.C.D.E (O.C.D.E., 1982) il est qualifié de méso-eutrophe et possède un état écologique, physico-chimique et biologique généralement bon (de l'Eau Adour Garonne, 2016, Tab. 2.1). Il est géré par le Syndicat Intercommunal d'Aménagement des Eaux du Bassin Versant et Etangs du Littoral Girondin (SIAEBVELG).

2.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

2.1.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de Carcans Hourtin [1] varie entre 12 et 17000 habitants entre 1990 et 2017 (Fig. 2.3a). Même si ce bassin versant est l'un des moins densément peuplé des bassins versant des lacs du littoral aquitain (Fig. 2.3c), le taux d'accroissement de la population augmente fortement depuis 2008 (Fig. 2.3b).

En raison de sa superficie, l'activité touristique sur le lac et son bassin versant est importante. Le lac compte environ 1300 emplacements de bateaux (SIAEBVELG, 2013) et 6 plages surveillées. L'été la population des communes de Lacanau et de Hourtin est multiplié par plus de 15 et en 2008 plus de 50% des logements des communes de Lacanau, Carcans et Hourtin est représenté par des résidences secondaires (SIAEBVELG, 2015).

La chasse et la pêche sont des activités traditionnelles pratiquées sur le lac de Carcans-Hourtin. Plus de 200 'tonnes' (cabanes de chasse) ponctuent ainsi le littoral du lac de Carcans-Hourtin, et sont aménagées pour la pratique de la chasse au gibier d'eau. Les activités nautiques sont aussi bien représentées sur le lac (ski-nautique, école de voile, stand-up paddle...) et de nombreux circuits de randonnées pédestres ou itinéraires cyclables serpentent aussi les berges du lac.

1. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

FIGURE 2.1 – Localisation et délimitation du lac de Carcans-Hourtin et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

FIGURE 2.2 – Cartes anciennes illustrant la formation des lacs de Carcans-Hourtin et de Lacanau. (a) Extrait de la carte de La Guienne, Medoc, Saintonge, Aunis et païs voisins avec les Isles de Ré, et Oleron réalisée entre 1639 et 1683 par Pierre Du Val ; (b) extrait de la carte du Bourdelois, pérogord et province réalisée par G. Del'Isle en 1714 ; (c) extrait de la Nouvelle carte générale de la Guienne avec les canaux de navigation projetés, réalisée en 1774 par Clavaux (sources : bibliothèque nationale de France).

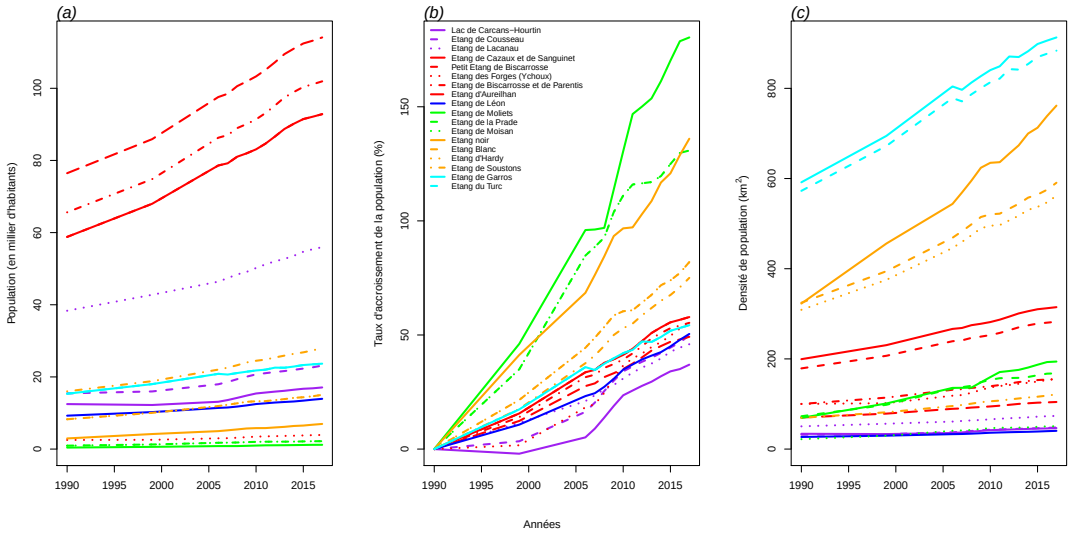


FIGURE 2.3 – Evolution de la population (a), du taux d'accroissement de la population (b) et de la densité de population (c) recensée dans les bassins versants des lacs et étangs du littoral aquitain entre 1990 et 2017.

2.1.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Au niveau du bassin versant de Carcans-Hourtin, deux stations d'épuration, actuellement en service, rejettent leurs effluents en direction du lac : celle de Carcans et celle de Brach. Ces deux stations sont en service depuis 2016 (février et septembre respectivement), mais était auparavant existantes depuis 1982 (1er septembre) pour celle de Carcans et 2007 (1er janvier) pour celle de Brach. Celle de Carcans avait historiquement un traitement par lagunage naturelle, désormais remplacé dans la nouvelle station par la présence de prétraitements, de filtres plantés, et de zone intermédiaire avant rejet. Elle rejetait ses effluents directement dans le réseau hydrographique mais depuis 2016, les rejets se font par infiltration.

La station de Brach présente les même modalités de traitement que celle de Carcans (prétraitements, filtres plantés et d'un lagunage de finition). La nouvelle station en service depuis 2016 est une extension de la station historique (construction d'une nouvelle file). Cette station rejette ses effluents directement dans le réseau hydrographique. A noter que le paramétrage de l'alternance des filtres a été revu par l'exploitant en 2018. Cette station rejette ses eaux traitées directement dans l'hydrosystème au niveau du fossé de l'Audine.

A noter que la STEP de la commune d'Hourtin, qui traite un volume par habitant beaucoup plus important, rejette par infiltration dunaire en dehors du bassin versant et ne sera donc pas considérée dans le cadre de cette étude.

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Entre 1992 et 2018, on observe une diminution de la quantité et qualité des rejets, mais depuis cette date, les flux rejetés semblent repartir à la hausse (Fig. 2.4). Ainsi même si les nouvelles stations d'épuration mises en service depuis 2016 ont des capacités de traitement plus efficaces, les quantités de phosphore et d'azote rejetés sont plus importantes que celles rejetées par les anciennes stations. Cette augmentation est directement liée à l'augmentation des volumes traitées par les stations (Fig. 2.4e). Le volume d'eau traité augmentent ainsi fortement ces dernières années, en lien vraisemblablement avec l'augmentation de la population observée sur le sur le bassin versant de Carcans-Hourtin (Fig. 2.3). Le taux d'accroissement de la population, relativement stable entre 1990 et 2008, augmente ensuite considérablement jusqu'en 2017, pour atteindre une valeur de presque 37% (Fig. 2.3). A noter toutefois qu'il est difficile d'estimer la part de ces derniers rejets dans le milieu naturel puisque la station de Carcans-Bourg rejette depuis 2016 ces effluents par infiltration.

2.1.2.3 Le paysage et les changements paysagers

A l'image de l'ensemble des bassins versant de tous les lacs et étangs du littoral aquitain, le bassin versant est principalement occupé par une surface forestière caractérisée par les plantations de pins [2] (Fig. 2.5, Tab. 2.2). Sur le bassin versant de Carcans-Hourtin, cette surface représente presque 47 % du bassin versant en 1945 et n'a cessée d'augmenter jusque dans les années 2000,

2. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

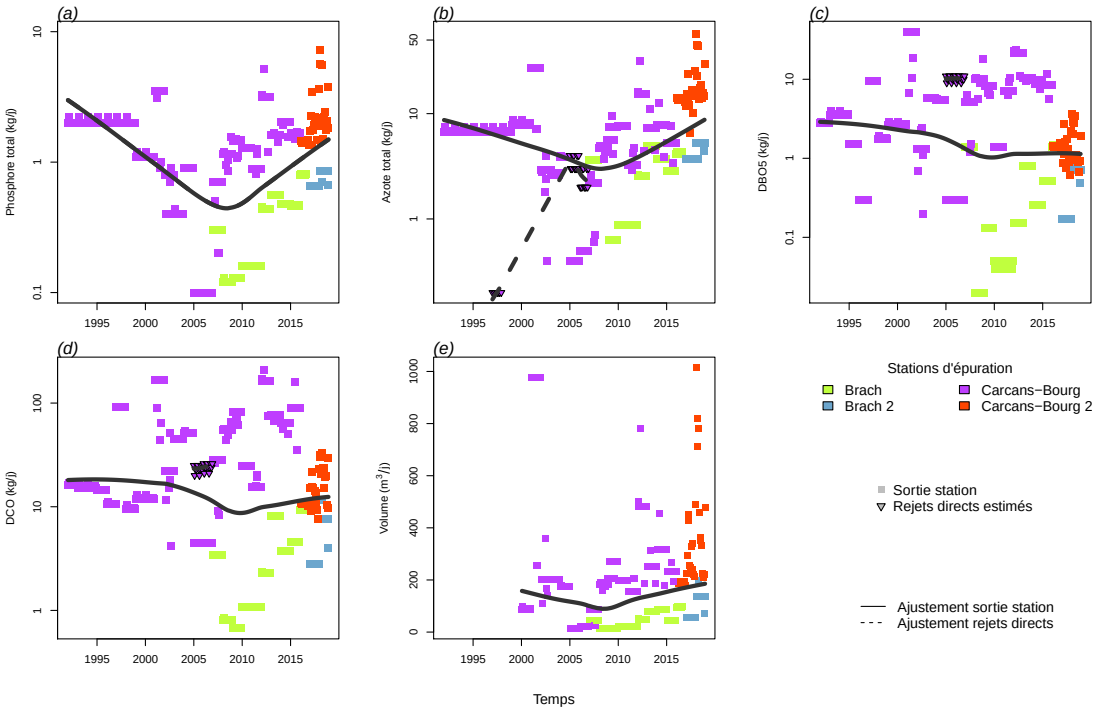


FIGURE 2.4 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant du lac de Carcans-Hourtin. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) et (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 2.2 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du lac de Carcan-Hourtin entre 1945 et 2002. Note : la surface du lac a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	46.59	64.16	73.43	77.87
Champs cultivés	5.64	4.97	12.61	12.62
Prairies	44.91	26.78	7.97	3.79
Eau	0.35	0.38	0.51	0.45
Urbain	1.44	1.68	1.86	2.62
Semi-urbain	1.07	1.71	2.24	2.64
Non déterminé	0.00	0.32	1.38	0.00

pour atteindre aujourd'hui presque 78 % du bassin versant. Cette augmentation de la surface 'forestière' s'est essentiellement faite au détriment des prairies et landes (Fig. 2.5).

Les prairies semblent ainsi avoir fortement régressées sur le territoire, en ayant perdu plus de 90% de leur surface originelle entre 1945 et 2002 (Fig. 2.6). Ce type d'occupation du sol occupe désormais moins de 5% du bassin versant alors qu'il représentait une classe dominante dans les années 45 (Tab. 2.2). On peut cependant souligner que, dans notre étude, la proportion d'habitats semi-naturels ou prairies en 1945 est peut-être légèrement surestimée, en raison des incendies importants qui ont eu lieu à cette période sur ce territoire. En Gironde, les incendies ont en effet détruit plus de 500000 ha de forêt entre 1937 et 1947 (Sargos, 1997), et en raison de la qualité des images aériennes à cette période, ces surfaces incendiées ont potentiellement été qualifiées de landes. Néanmoins, des études plus locales confirment la disparition de ces espaces (des Forêts, 2010, 2014; Rabourdin, 2017), suggérant que, même si la proportion de prairies et de milieux ouverts semi-naturels en 1945 est surestimée, la tendance globale observée (i.e. forte diminution de ces surfaces) reste une forte réalité sur ce bassins versant.

Les espaces de grandes cultures ont aussi fortement augmenté au cours de ces dernières décennies (+124%, Fig. 2.6), initialement au détriment des espaces prairiaux et de landes et plus récemment à partir des surfaces forestières (Fig. 2.5). Ces espaces agricoles sont principalement représentés par la culture de maïs, qui représente 75% des surfaces déclarées depuis 2010, et par les cultures de légumes (carottes, pommes de terre, haricots) représentant environ 20% des surfaces restantes [3] (Fig. 2.7). Les proportions représentés par les différents types de culture sont relativement stables dans le temps (notons que les cultures de semences ne sont plus recensés à partir de 2014 et de la mise en oeuvre de la nouvelle Politique Agricole Commune, et qu'il est vraisemblable que ces espaces correspondaient sur le territoire à une culture de maïs semence, l'Aquitaine étant la première région productrice de maïs semence, Maiz'Europ', 2017).

En lien avec la forte augmentation de la population sur le territoire, les espaces urbains et semi-urbains ont eux aussi fortement augmenté depuis les années 45. Même si ils restent minoritaires à l'échelle du bassin versant en ne représentant que moins de 6% du territoire en 2002 (Tab. 2.2), l'augmentation de la surface est particulièrement importante (82 et 147% pour les espaces urbains et semi-urbains respectivement, Fig. 2.6), et l'augmentation des espaces urbains est encore plus marqué à proximité immédiate des rives du lacs, ou le taux de changement depuis 1945 atteint plus de 134% pour le lac de Carcans-Hourtin.

3. voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

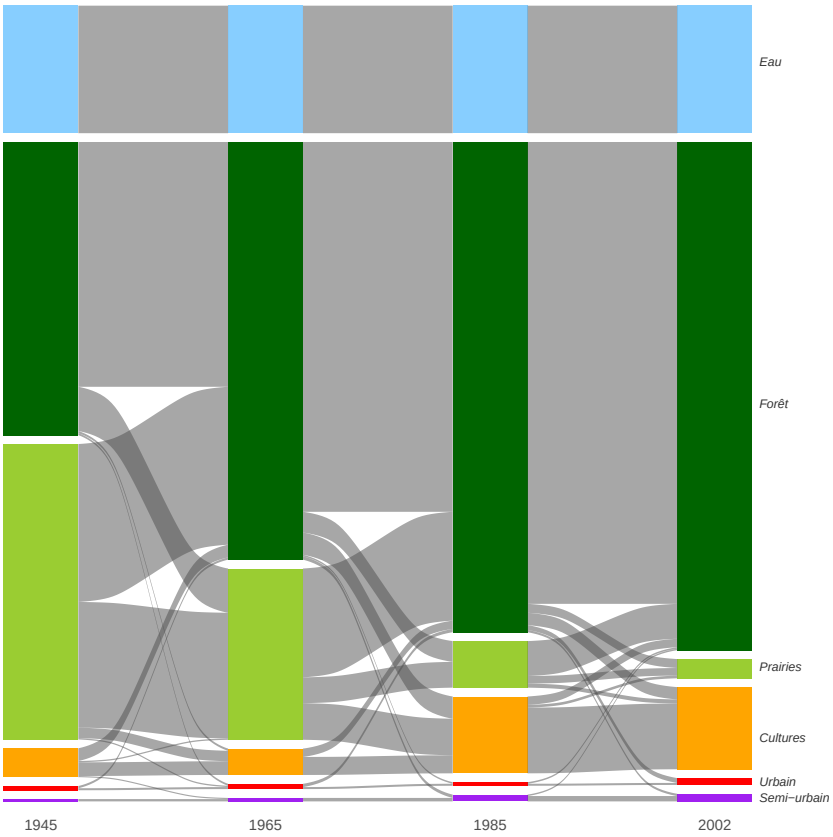


FIGURE 2.5 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de Carcans-Hourtin. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

2.1.3 Hydromorphologie

2.1.3.1 Niveaux d'eau

La variation temporelle des niveaux d'eau des lacs médocains a été soigneusement étudiée dans une étude de 2014 (SIAEBVELG, 2014). Le niveau du lac est controlé par l'écluse de Montaut situé à l'exutoire au niveau de Maubuisson. Le niveau moyen du lac entre 1978 et 2018 est de 14.04m NGF (Fig. 2.8). D'après le règlement d'eau (arrêté préfectoral de 2017) les cote d'alertes sécheresse et inondations sont respectivement fixées à 13.8 et 14.6m respectivement.

Les apports d'eau du lac de Carcans-Hourtin proviennent essentiellement des crastes et des précipitations, les apports souterrains étant négligeables (Buquet, 2017). En fonction des années et des précipitations l'influence de ces apports varient, mais on peut retenir que globalement elle est à peut près équilibré. A noter cependant que les crastes sont quant à elles essentiellement alimentés par la nappe des sables (SIAEBVELG, 2014).

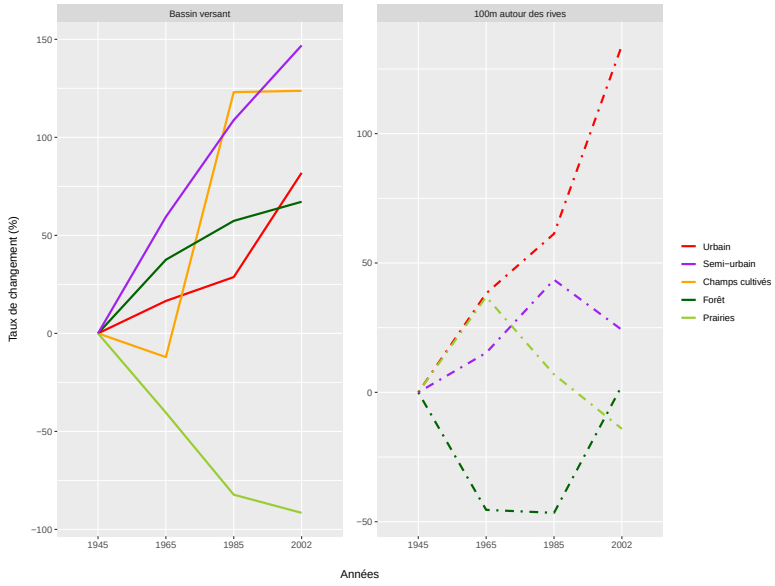


FIGURE 2.6 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives du lac de Carcans-Hourtin (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

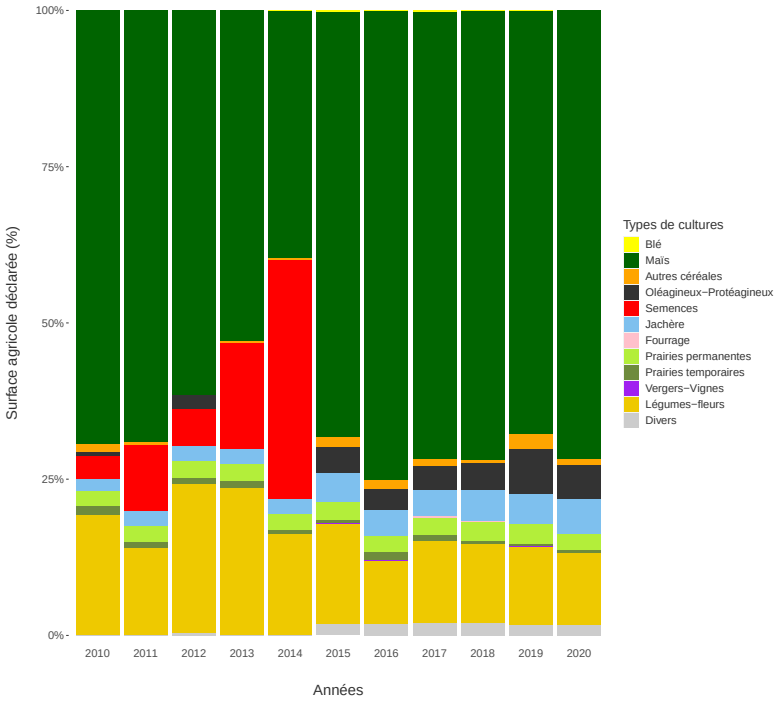


FIGURE 2.7 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Carcans-Hourtin.

Le niveau le plus bas est généralement observé à l'automne, et particulièrement au mois d'octobre (Fig. 2.9). C'est à cette saison que les niveaux les plus bas ont été observés en 1978, 1989, 1990, 2002, 2005 et 2017 (Fig. 2.8). On peut remarquer que la cote d'alerte sécheresse est très régulièrement atteinte contrairement à la cote inondation (atteinte 27 fois sur 41 années de suivi). Elles sont effectivement atteintes presque deux années sur trois, en raison notamment d'apports insuffisants pour recharger le lac. Une étude réalisée par le CTGREF en 1979 a notamment estimée que même si l'écluse restait continuellement fermée, la cote sécheresse serait atteinte une année sur deux (Vernier, 1979).

Depuis les années 2000, le niveau du lac n'a jamais dépassé la cote d'alerte inondation définie par le règlement d'eau à 14.6m (Fig. 2.8). Des niveaux d'eau supérieurs à cette cote ont été observés pendant l'hiver 1982, 1988, 1994 et 2000. En moyenne, et toutes années confondues, le niveau du lac est à son maximum pendant la période hivernale et en particulier au cours des mois de mars et avril (Fig. 2.9). Par rapport à son voisin du sud, le lac de Lacanau, les épisodes de crues sur le lac de Carcans-Hourtin sont relativement rares, le volume d'eau apporté par les cours d'eau étant assez rarement supérieur à la moitié de son volume (SIAEBVELG, 2014). Le lac de Carcans-Hourtin étant de très grande superficie pour un bassin-versant relativement modeste. Par conséquent les apports d'eau du bassin versant sont relativement faibles par rapport au volume du lac, conditionnant une réponse modérée du lac à ces apports. Ainsi, les zones riveraines ne seraient remises en eau que tous les trois ans en moyenne. Ces fluctuations ont des conséquences sur la gestion des niveaux d'eau du lac : sur le lac de Carcans-Hourtin les niveaux d'eau sont remontés pour favoriser la recharge du lac à mesure que le risque d'inondations s'éloigne.

Cette gestion a une conséquence très nette sur le marnage du lac. Entre 1978 et 2018, on observe une diminution forte du marnage s'évaluant de l'ordre de 9mm par an (régression linéaire $-0.009x + 18.7$, $R^2_{aj} = 0.26$, Fig. 2.10). Ainsi, alors que le marnage était en moyenne de l'ordre de 83cm par an entre 1978 et 1987, celui-ci n'est plus actuellement que de 56cm sur la période 2008-2018.

L'étude sur les niveaux d'eau réalisée par le SIAEBVELG (2014) suggérait une baisse des cotes maximales de 0.1m en 35 ans sur le lac de Carcans-Hourtin. Dans notre étude, intégrant des données plus récentes [4], nous n'avons pas mis en évidence de tendance significative des cotes minimales, médianes ou maximales en fonction du temps. Cependant, en ce qui concerne les cote maximales, une tendance négative est cependant observée (régression linéaire $-0.005x + 24.97$, $R^2_{aj} = 0.05$, $pvalue = 0.09$) confirmant les chiffres avancée par cette étude (baisse de 0.15m en 40 ans).

On peut donc conclure sur l'effet important de la gestion du niveau du lac de Carcans-Hourtin grâce à l'écluse de Montaut, construite en 1978 entre les lacs de Carcans-Hourtin et Lacanau. On observe que la gestion des niveaux semble de mieux en mieux controlée avec le temps, se traduisant notamment par un marnage beaucoup moins important. Il serait extrêmement intéressant de pouvoir recueillir des données de niveaux d'eau avant 1978 et la construction de l'écluse, de manière à pouvoir évaluer le fonctionnement naturel du lac avant la mise en oeuvre de cette gestion, et l'influence de ce seuil sur le niveau du lac. A priori, la cote de 15m aurait été dépassée en 1961 en atteignant 15.35m (SIAEBVELG, 2014).

4. les données de notre étude couvrent la période 1978-2018 alors que l'analyse du SIAEBVELG (2014) s'étendaient de 1978 à 2013.

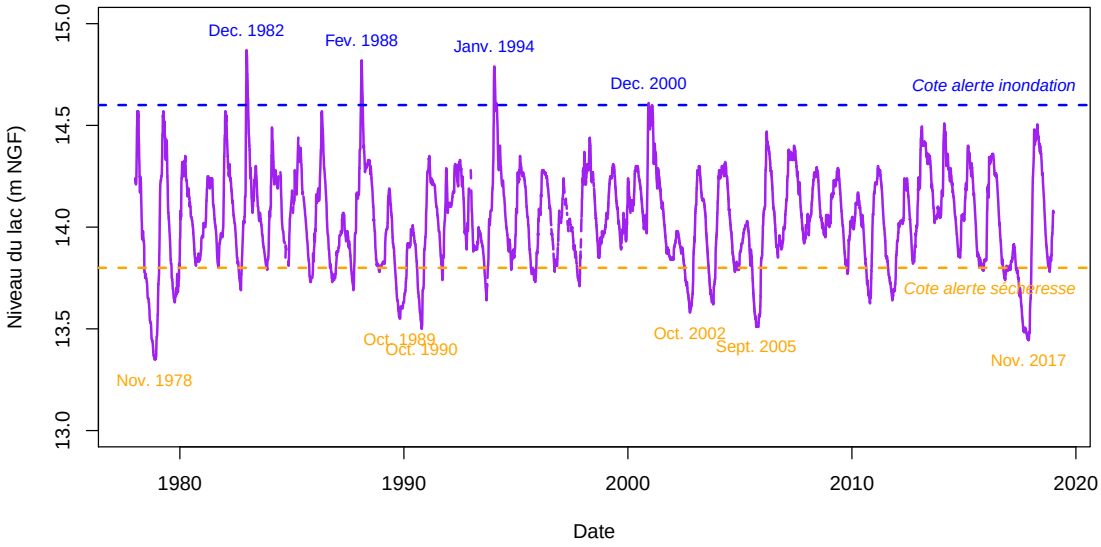


FIGURE 2.8 – Variation journalière du niveau du lac de Carcans-Hourtin entre 1978 et 2018.

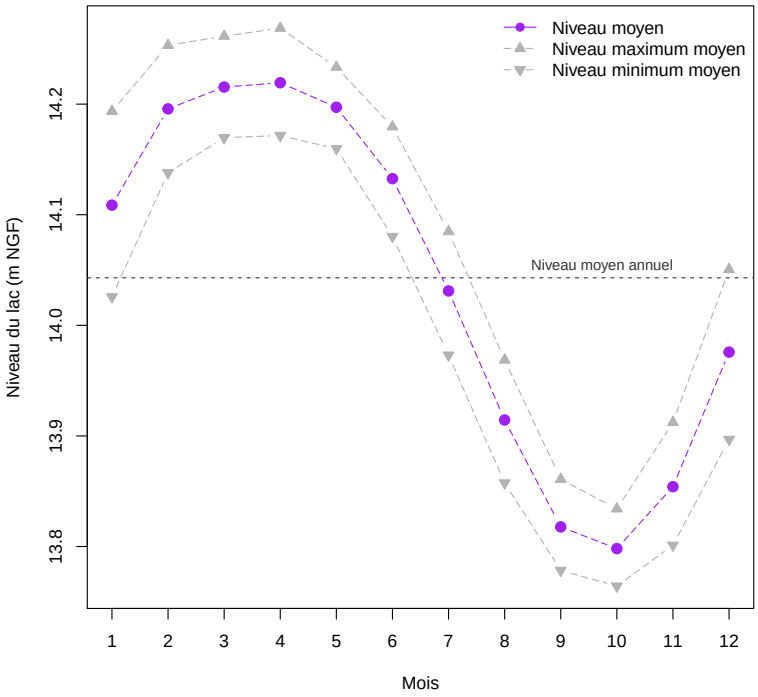


FIGURE 2.9 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau du lac de Carcans-Hourtin en fonction des mois de l'année. La ligne hachurée violette représente la valeur moyenne annuelle.

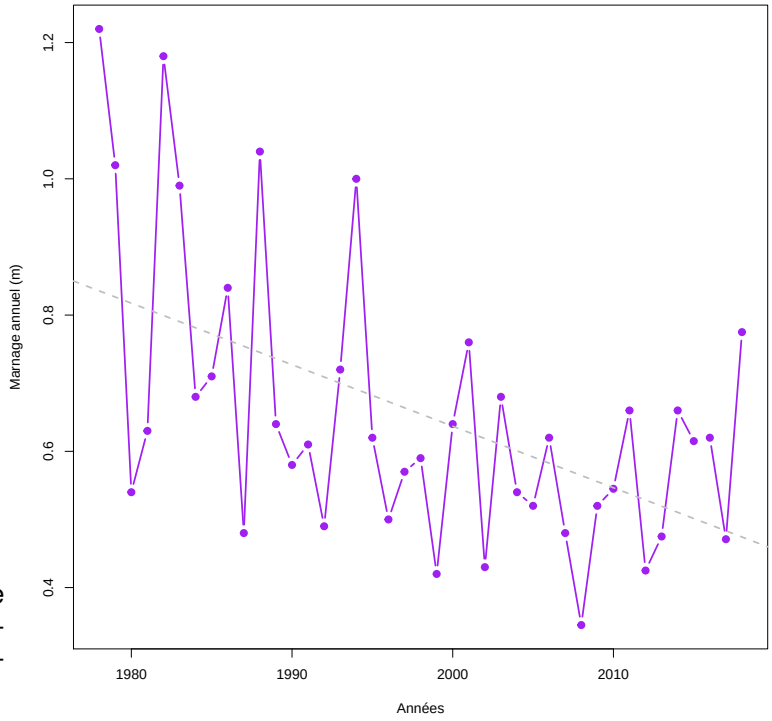


FIGURE 2.10 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur le lac de Carcans-Hourtin entre 1978 et 2018.

2.1.4 Physico-chimie

2.1.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur le lac de Carcans-Hourtin la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans montre une augmentation significative de la température en été (régression linéaire $0.01x - 6.50$, $R^2_{aj} = 0.06$, $pvalue = 0.03$) et au printemps (régression linéaire $0.01x - 16.48$, $R^2_{aj} = 0.07$, $pvalue = 0.03$) , soit plus de 0.1℃ tous les 10 ans (Fig. 2.11). Cependant, les analyses ne montrent pas de tendances significatives pour les autres saisons ou pour la moyenne annuelle. Cette tendance est identique sur le lac voisin de Lacanau (Fig. 2.43) mais diffère des tendances observées sur les lacs du bassin versant d'Aureilhan (Fig. 3.11, 3.33, 3.65 et 3.93), de Léon (Fig. 4.12) ou de Soustons (Fig. 6.27 et 6.68), sur lesquels une augmentation de la température de l'eau, de l'ordre de 0.2℃ tous les 10 ans, est observée pour toutes les saisons et sur la moyenne annuelle. Cette absence d'augmentation de la température annuelle, automnale et hivernale et la plus faible augmentation des températures au printemps et en été sont probablement liées aux caractéristiques physiques

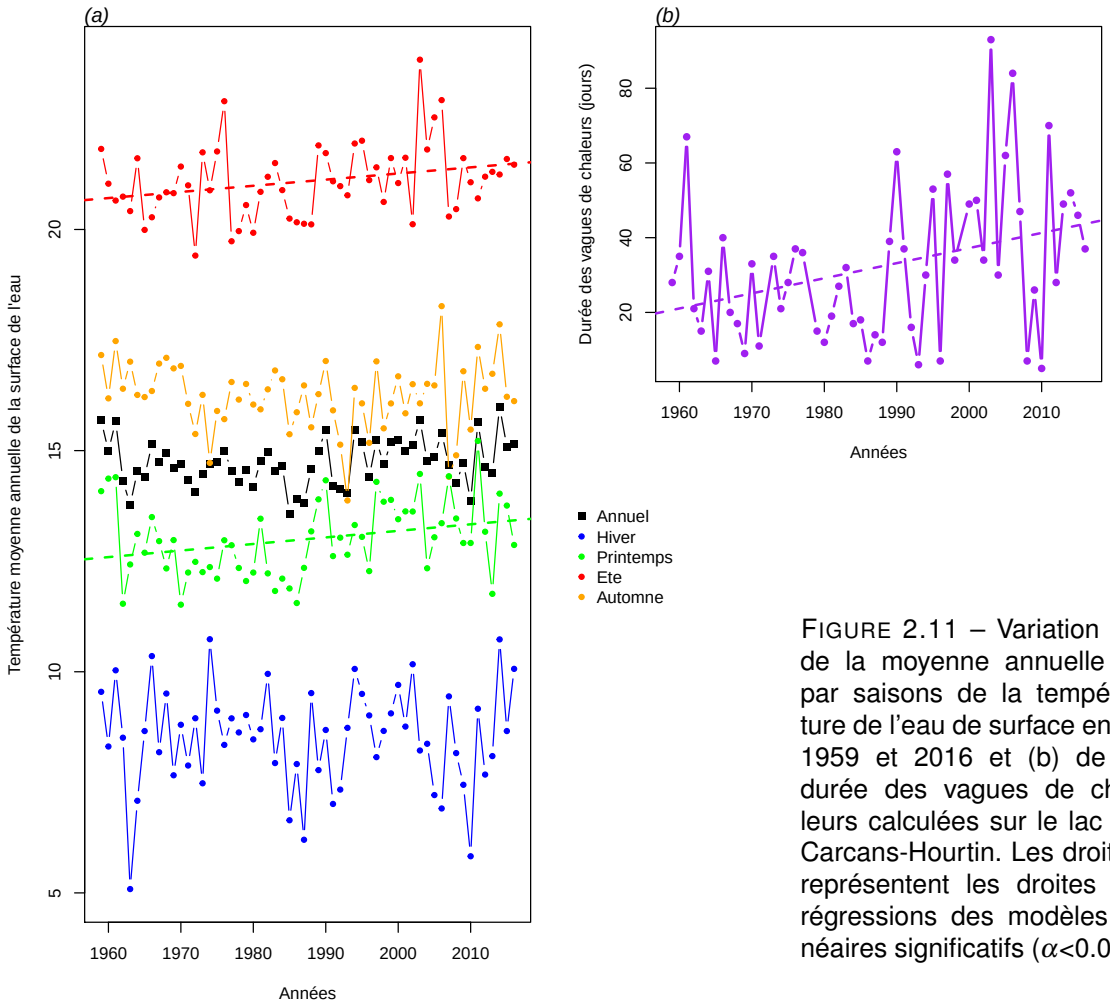


FIGURE 2.11 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur le lac de Carcans-Hourtin. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

des lacs médocains (*i.e.* grande taille, faible profondeur et volume réduit par rapport à la taille) conditionnant fortement la température de l'eau (voir Chapitre 8, Fig. 8.8).

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.40x - 771.57$, $R^2_{aj} = 0.10$, $pvalue = 0.01$). La durée de ces vagues de chaleur est cependant inférieure à celle observée sur le lac de Lacanau (5j) et sur les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse (9j), mais supérieure à celle des étangs du sud (3j pour Léon, Blanc et Soustons).

2.1.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles,

auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

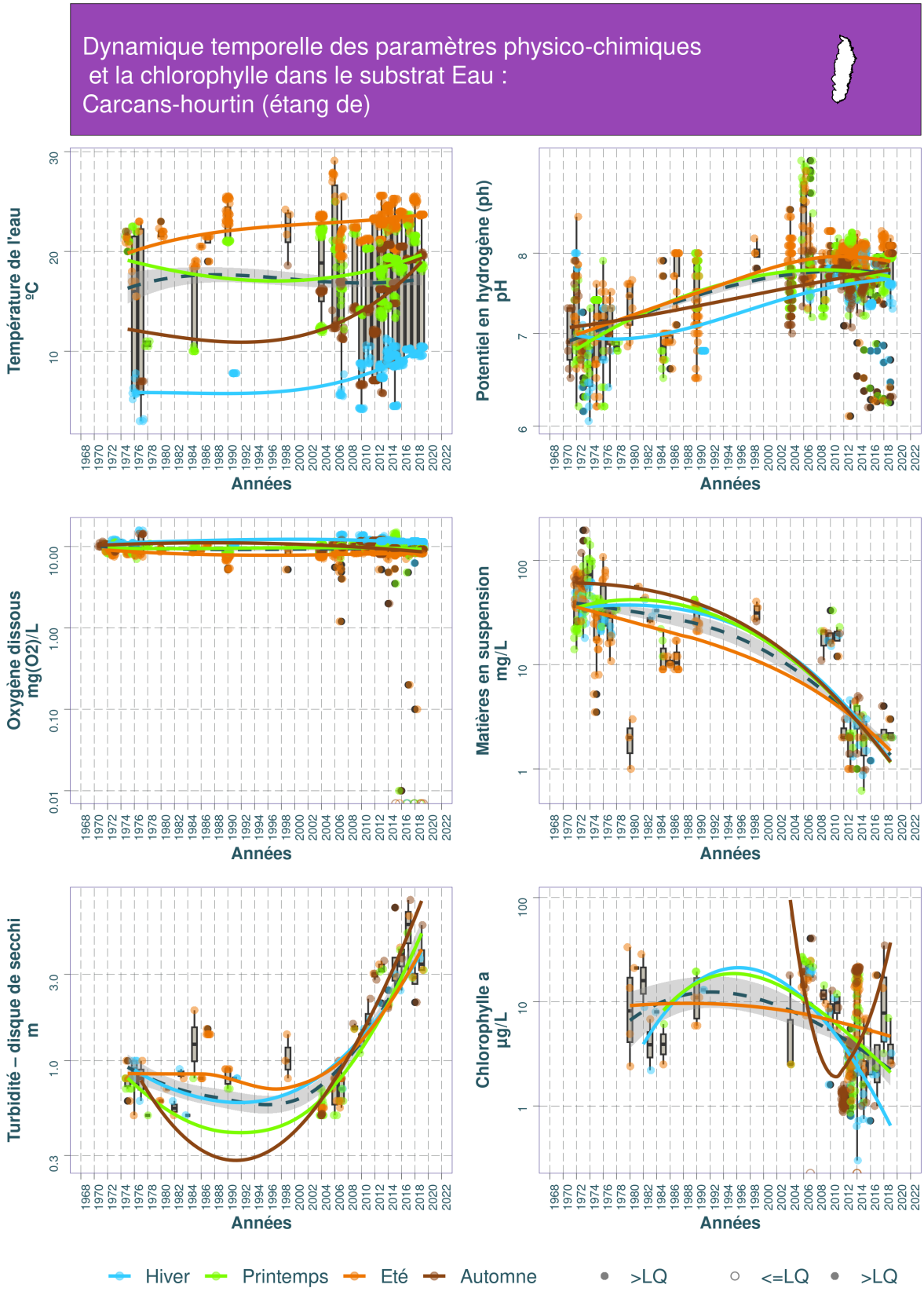
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

2.1.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

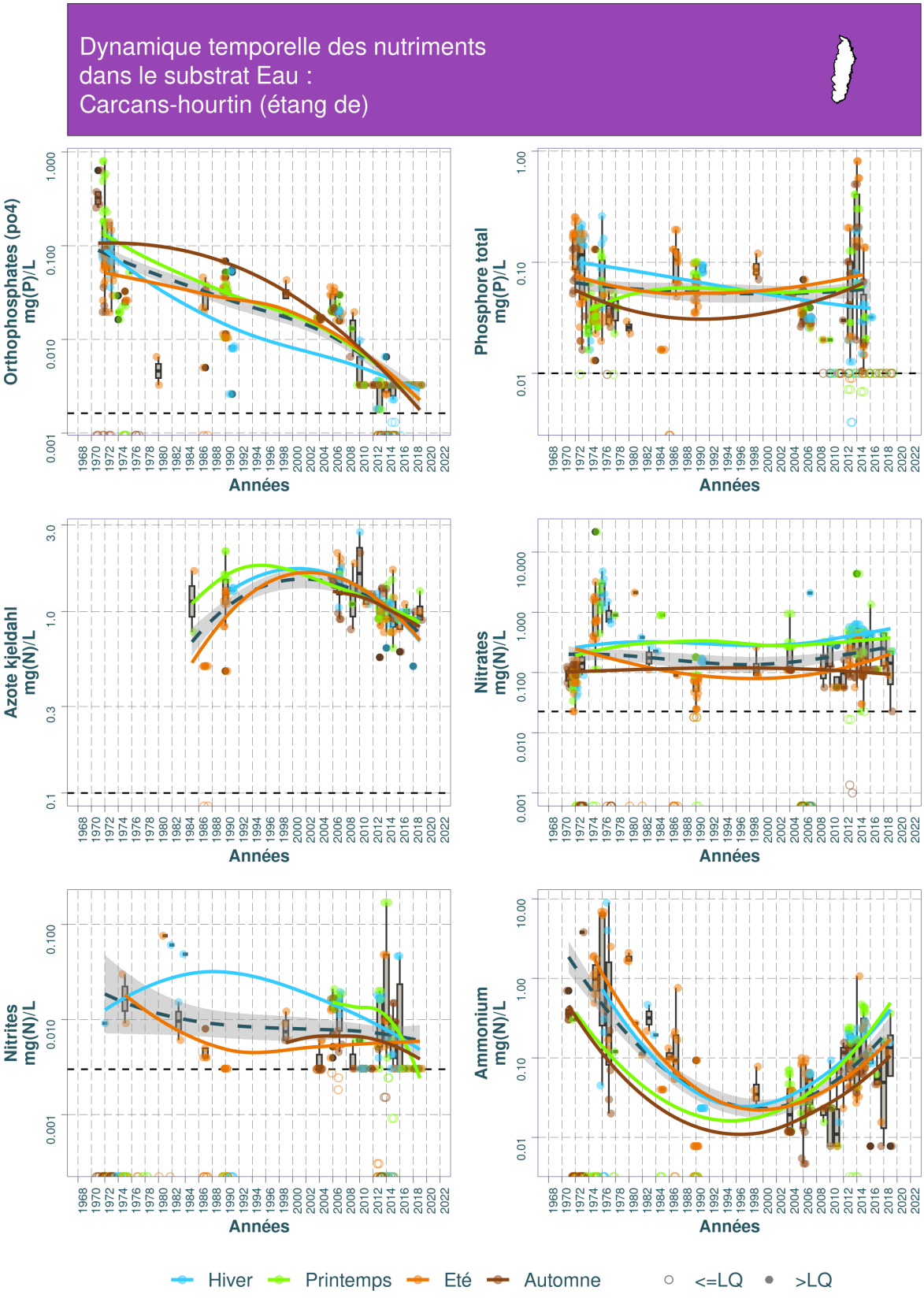
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Le plan d'eau de Carcans-Hourtin apparait plutôt en mauvais état dans les années 80 mais selon ces critères DCE, on observe une amélioration continue de la qualité de l'eau, pour atteindre un très bon état depuis les derniers 10 ans (Fig. 2.15). Seuls le paramètre ammonium affiche toujours un état mauvais en 2019 en étant passé par des états assez fluctuants entre '*très bon*', *'bon*' et *'médiocre*'.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 2.12 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le lac de Carcans-Hourtin.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

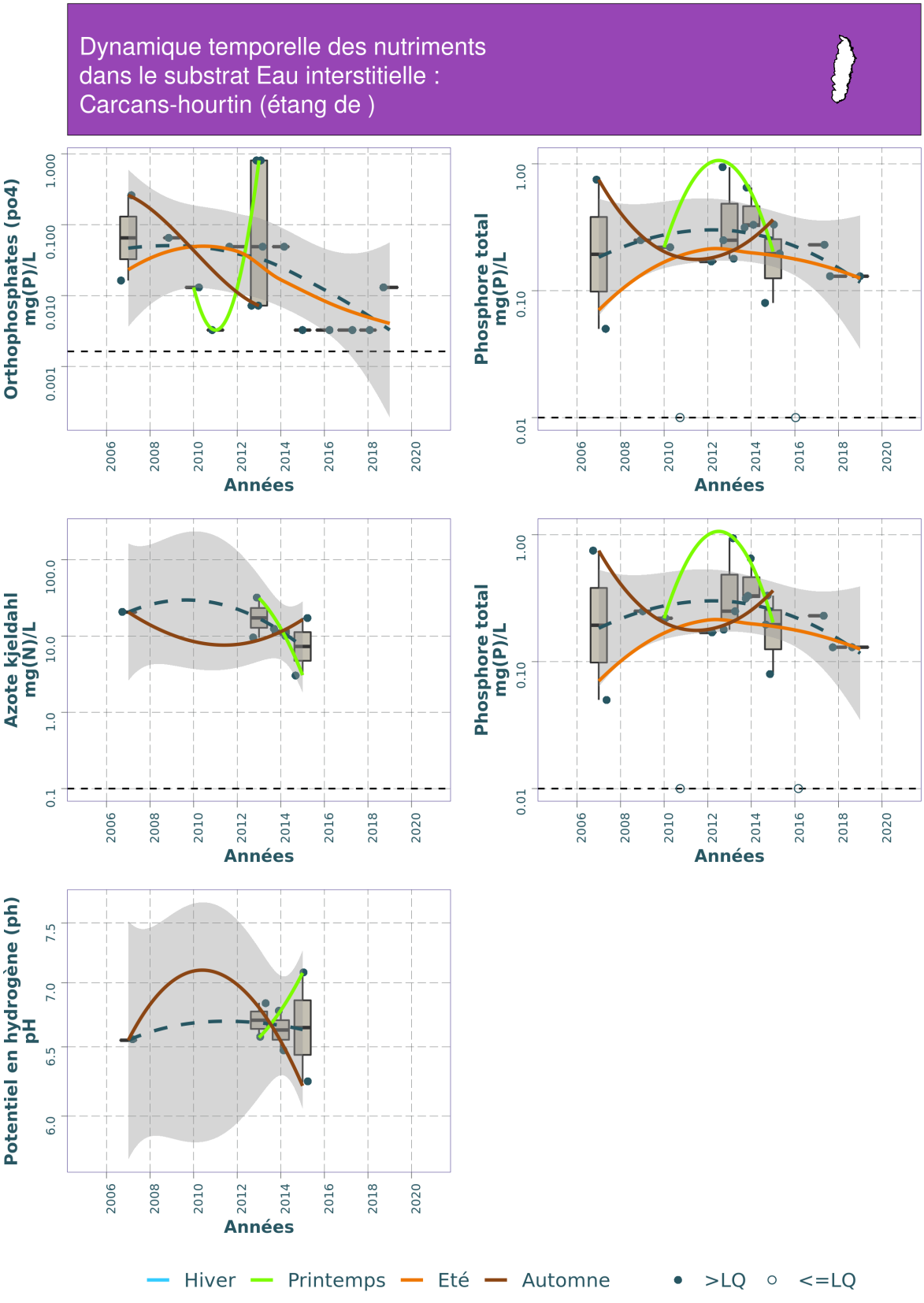
FIGURE 2.13 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le lac de Carcans-Hourtin.

TABLEAU 2.3 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le lac de Carcans-Hourtin.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Carcans-hourtin (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1971	2019	381	29.1%	0.0000	9.0000	0.0296	0.2367	0.0078	0.020(
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1985	2019	133	58.7%	0.0000	2.7500	1.1000	1.1266	0.0200	0.500(
Azote minéral	mg(N)/L	1987	2016	64	35.9%	0.0000	4.5440	0.2000	0.3785	0.0800	0.080(
Chlorophylle a	µg/L	1980	2019	355	17.2%	0.0000	40.5720	3.1500	7.2178	0.0500	1.000(
Matières en suspension	mg/L	1972	2019	319	20.7%	0.6173	194.0000	27.0000	30.9718	2.0000	2.000(
Nitrates	mg(N)/L	1971	2019	359	30.6%	0.0000	21.6851	0.1097	0.3600	0.0090	0.112(
Nitrites	mg(N)/L	1971	2019	323	34.1%	0.0000	0.1702	0.0000	0.0054	0.0030	0.010(
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1971	2019	336	32.7%	0.0000	0.7989	0.0167	0.0414	0.0016	0.016(
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1971	2019	1540	0.0%	0.0000	15.8000	9.3950	9.6107	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1972	2019	357	30.5%	0.0000	0.8132	0.0424	0.0738	0.0016	0.010(
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1971	2019	1618	1.3%	6.0500	9.3300	7.7100	7.6500	1.0000	1.000(
Température de l'eau	°C	1975	2019	1485	0.0%	3.0000	29.1000	18.7000	17.0464	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1975	2019	142	0.0%	0.5000	7.7100	0.8000	1.4432	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 2.14 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl et du pH dans l'eau interstitielle sur le lac de Carcans-Hourtin.

TABLEAU 2.4 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le lac de Carcans-Hourtin.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Carcans-hourtin (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2007	2019	23	65.2%	0.0078	33.3903	8.6892	8.8136	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	2007	2015	7	71.4%	3.0800	31.5000	12.6000	14.9629	0.5000	0.5000
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2007	2019	17	88.2%	0.0033	0.8060	0.0130	0.1269	0.0016	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	2007	2019	19	79.0%	0.0100	0.9404	0.2200	0.2748	0.0020	0.0500
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	2007	2015	7	42.9%	6.2400	7.0800	6.5700	6.6486	1.0000	1.0000

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

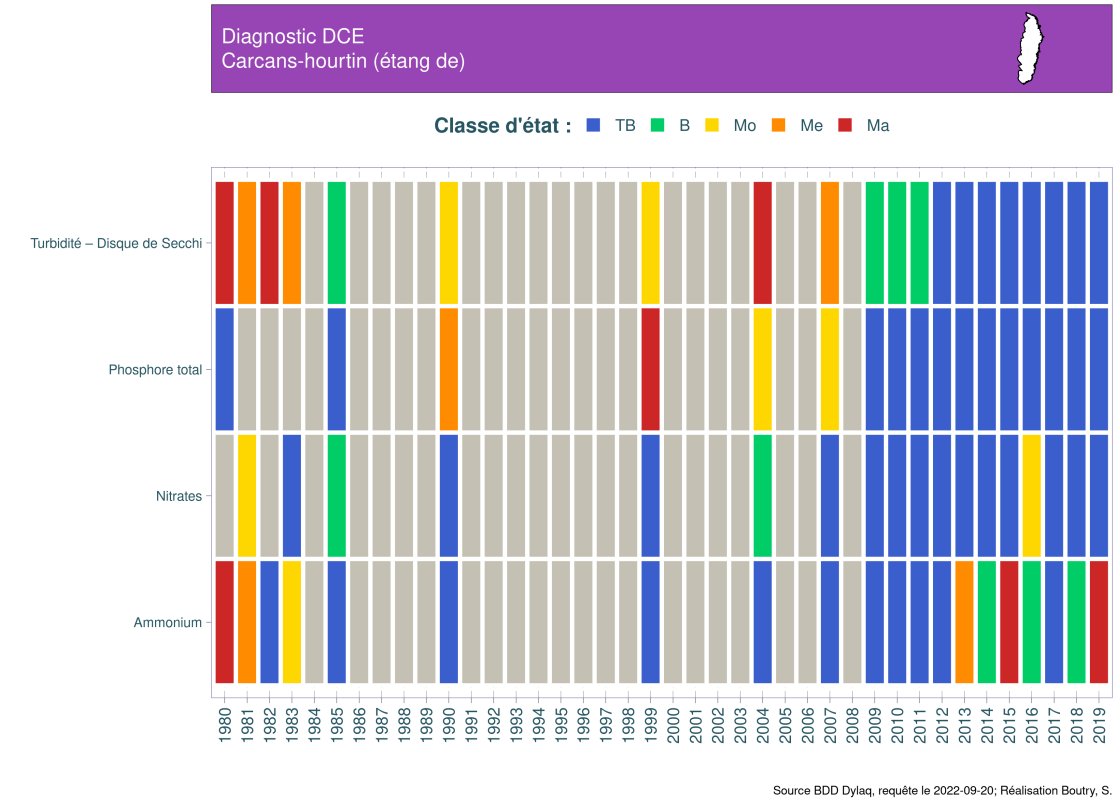


FIGURE 2.15 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le lac de Carcans-Hourtin entre 1980 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

2.1.4.4 Synthèse

Sur le lac de Carcans-Houtin, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau au cours du temps et en particulier pendant les saisons estivales et automnales. Le pH est majoritairement compris entre 7 et 8, et l'oxygène dissous demeure stable, proche de 10 mg/L durant toute la chronique. Les matières en suspension subissent une forte décroissance (diminution d'au moins 1 unité log décimal) qui semble se traduire dans le même temps par une baisse de la turbidité ou encore une amélioration de la transparence. Quant à la chlorophylle a, il n'apparaît pas de tendance claire, ni interannuelle, ni intra-annuelle (i.e. saisonnalité).

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une relative stabilité est également observable pour les nitrates, ainsi que pour les nitrites. Il est à noter des concentrations très basses en nitrites, de l'ordre des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L. Enfin l'azote Kjeldahl suit une progression inverse des ammoniums, avec dans les deux cas des optimums atteints dans le courant des années 1990-début 2000. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Globalement l'état écologique du plan d'eau est plutôt très bon en ce qui concerne la physico-chimie, à l'exception du paramètre ammonium qui se révèle assez instable au cours du temps.

2.1.5 Phytoplancton

Les premiers relevés de phytoplancton disponibles sur l'étang de Carcans-Hourtin remontent à l'année 1985. Mais il s'agit d'un relevé de juste quelques taxons. En 2006 et 2007, le plan d'eau a été suivi dans le cadre de la thèse de Maria Cellamare (Cellamare, 2009). A partir de 2009, des campagnes d'analyses ont été réalisées chaque année permettant ainsi de disposer de douze ans de données jusqu'en 2020 associées à un suivi scientifique de 2013 à 2015 (Laplace-Treyture and Moreira, 2016; Laplace-Treyture et al., 2017; Laplace-Treyture and Prévost, 2014; Moreira et al., 2016). Les données à partir de 2006 respectant toutes le format type DCE, peuvent être pleinement comparées entre elles, soit quatorze années au total.

2.1.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Seuls 3 taxons sont relevés en 1985 alors que par la suite les richesses annuelles moyennes évoluent entre 27 taxons et 72 taxons pour respectivement 2018 et 2006 (Fig. 2.16). La richesse annuelle moyenne sur la période, sans tenir compte de 1985, est de 41 taxons. Bien que variables au cours des années, ces richesses annuelles ne sont pas significativement différentes entre elles en dehors de 2006 – 2018 significativement différentes (test de Dunn Kruskal-Wallis avec la méthode d'ajustement de Bonferroni, *p-value = 0.04*). Les deux années de la thèse (2006-2007) se positionnent sur des étendues de variation sensiblement différentes des autres années : richesses globalement plus élevées sur les deux années et très étendues pour 2007. Les années suivantes sont relativement comparables entre elles avec des moyennes de 27 à 50 taxons. Ces résultats sont peu élevés mais sont dans la moyenne de ce qui peut être observé sur les plans d'eau du littoral aquitain.

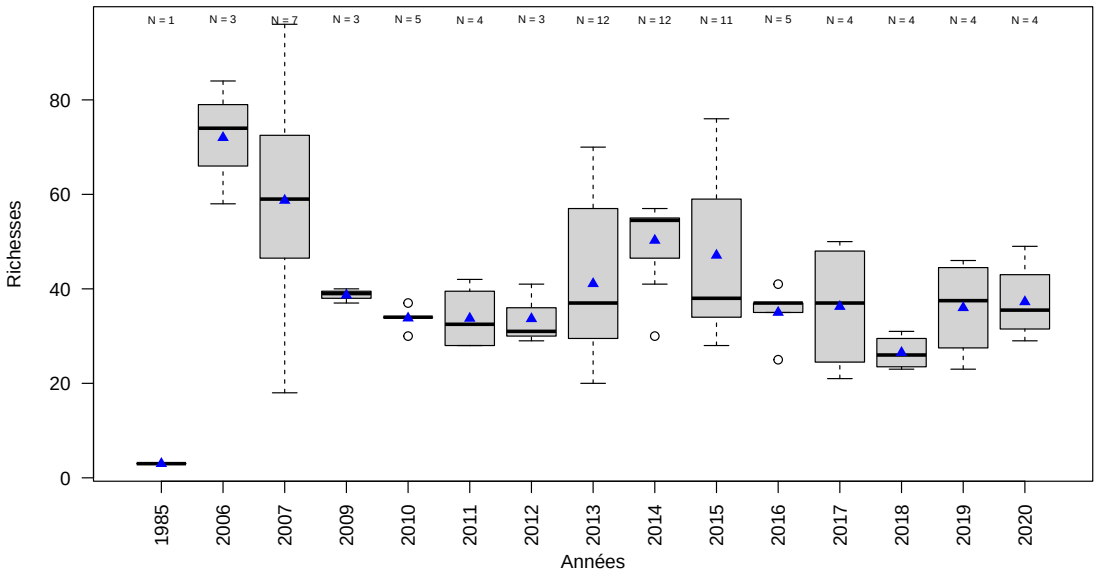


FIGURE 2.16 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1985 et 2020 sur le lac de Carcans-Hourtin. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Des variations existent en fonction des années : les richesses de 2007 ont la plus forte amplitude (78 taxons d'écart) avec celles des années 2013 et 2015 (50 et 48 taxons respectivement) ; celles de 2009 ont l'amplitude la plus faible (seulement 3 taxons d'écart entre les campagnes). La richesse la plus basse est mesurée en juin 2007 avec 18 taxons et la plus élevée en avril de la même année.

Les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) composent la plus grande fraction de cette richesse tout au long des années (Fig. 2.17), sauf en 2006 et 2007 où les diatomées sont le groupe le plus représenté avec plus de 30 taxons en moyenne. En dehors de la thèse, les diatomées sont représentées par 2 à 6 taxons en moyenne. Les algues vertes sont présentes en moyenne avec 15 à 20 taxons. Les cyanobactéries (Cyanobacteria) et les algues dorées (Ochrophyta) sont ensuite des groupes taxonomiques moyennement représentés avec une dizaine de taxons par an. Les autres groupes sont très peu présents (moins de 3 taxons en moyenne). Dans l'ensemble les richesses annuelles semblent plutôt bien équilibrées au sein des groupes taxonomiques. Ce qui indique la présence de communautés bien diversifiées et équilibrées.

Les richesses donnent ainsi une idée de la répartition de la communauté au sein des différents groupes taxonomiques qui peut être complétée par la répartition en quantités de matière par l'analyse de la distribution des biovolumes.

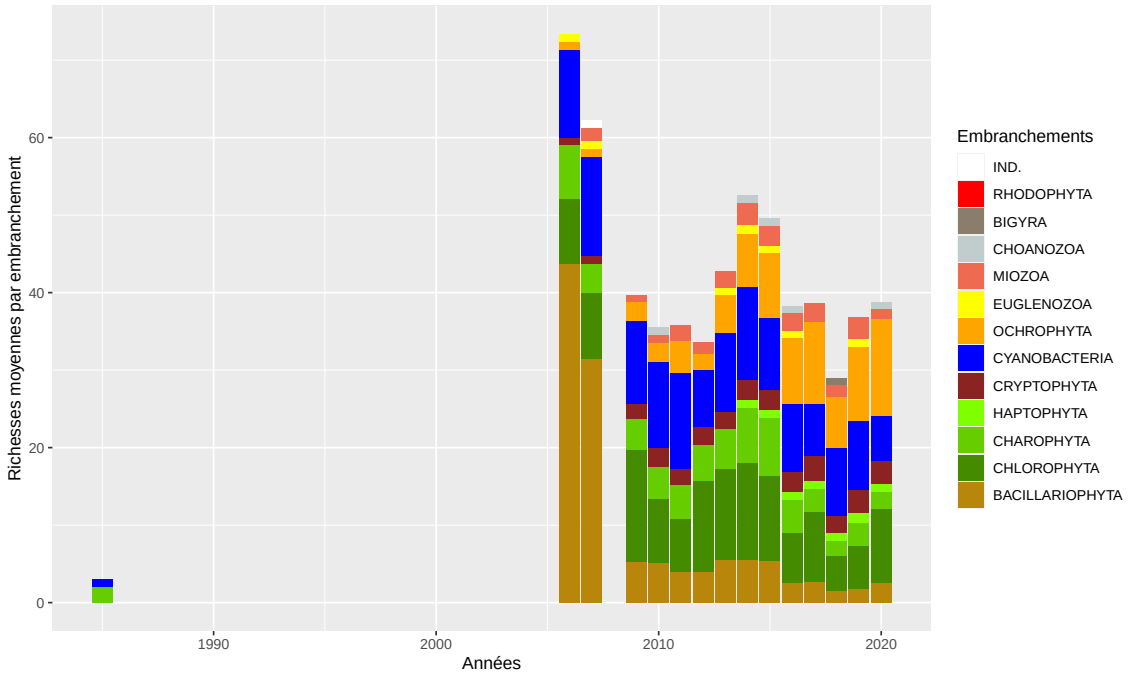


FIGURE 2.17 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1985 et 2020 sur le lac de Carcans-Hourtin. IND. indique les embranchements indéterminés.

2.1.5.2 Dynamique des biovolumes

Comme évoqué précédemment les biovolumes ne sont disponibles qu'à partir de 2006. Les résultats de 1985 exprimés en « présence-absence » ne sont alors pas exploitables dans ce chapitre.

La distribution des biovolumes annuels est plutôt différente de celle des richesses (Fig. 2.18). De 7.76 mm^3/l et 10.36 mm^3/l en 2006 et 2007, les biovolumes annuels moyens baissent ensuite à moins de 4.5 mm^3/l les années suivantes. La moyenne des biovolumes annuels est alors de 3.30 mm^3/l (2.34 mm^3/l si on ne tient pas compte des relevés de 2006-2007). Les biovolumes diminuent jusqu'en 2012 puis remontent irrégulièrement jusqu'en 2020. Malgré cela, les communautés présentes sont plutôt peu abondantes illustrant un milieu mésotrophe. Les résultats des années 2012 et 2017 présentent les plus faibles amplitudes de variation et ceux de 2020 la plus forte.

Le biovolume maximum est relevé durant le mois d'avril 2007 avec 17.54 mm^3/l et le minimum en septembre 2017 avec 0.10 mm^3/l . Bien que variable au cours du temps du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude, seul le biovolume médian annuel de 2007 est significativement différent de celui de 2012, 2013, 2015 et 2017 (test de Dunn Kruskal-Wallis avec la méthode d'ajustement de Bonferroni, $p\text{-value} < 0.05$). Sur toutes les autres années les biovolumes sont alors du même ordre de grandeur.

Bien que dominantes en richesses sur 2006 et 2007, les diatomées (Bacillariophyta) ne sont pas dominantes en biovolume et ce sur aucune des années de l'étude (Fig. 2.19). Les communautés phytoplanctoniques se répartissent su sein des groupes algaux de manière assez changeante au cours des années. Les algues vertes (surtout l'embranchement des Charophyta contenant les desmidiées) est dominant jusqu'en 2014 puis en 2020. Les algues dorées (Ochrophyta) dominent

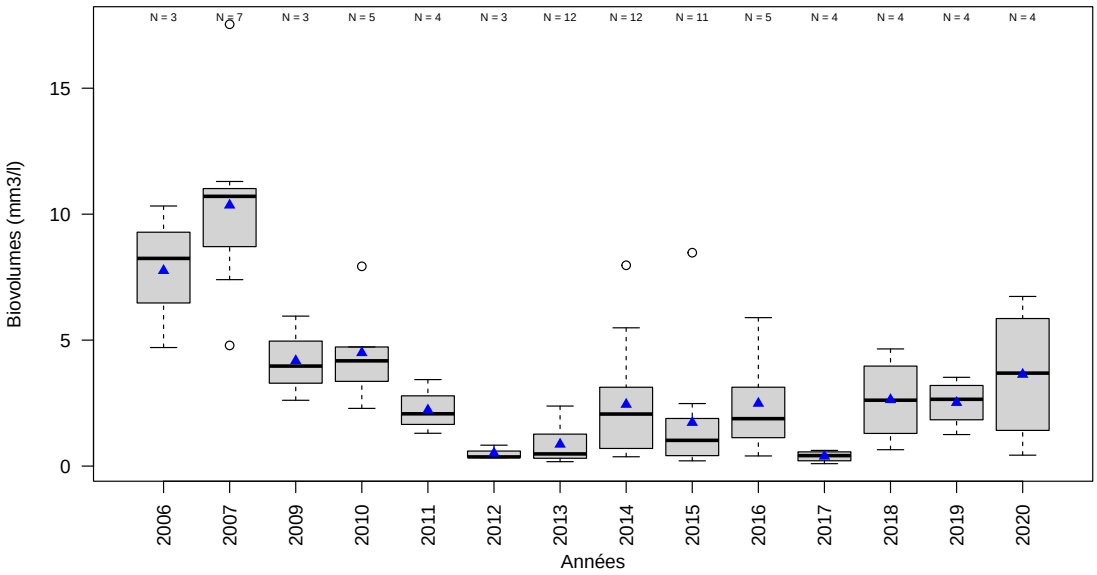


FIGURE 2.18 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Carcans-Hourtin. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

de 2016 à 2018 et les cyanobactéries en 2015 et en 2019. Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés.

Le biovolume des cyanobactéries atteint jusqu'à 2.75 mm^3/l en moyenne en 2006 et 2.61 mm^3/l en 2007 mais ne dépasse pas 1 mm^3/l les autres années soit depuis 2009. Ces valeurs moyennes cachent des disparités au cours des différentes campagnes mais le maintient en dessous de 1 mm^3/l en moyenne, sur toutes ces années, est plutôt indicateur de communautés algales de milieux mésotrophes (eau de bonne qualité).

Les desmidiées sont régulièrement présentes et certaines années abondantes. Elles illustrent le caractère acide des eaux avec substrat sableux qui domine sur le lac de Carcans-Hourtin. Les desmidiées sont en effet caractéristiques des eaux acides.

Les biovolumes se répartissent de manière variable au sein des différents groupes taxonomiques mais toujours de façon assez équilibrée. Ce qui vient confirmer la présence d'une communauté algale robuste et de bonne qualité même si elle n'est pas toujours similaire d'année en année.

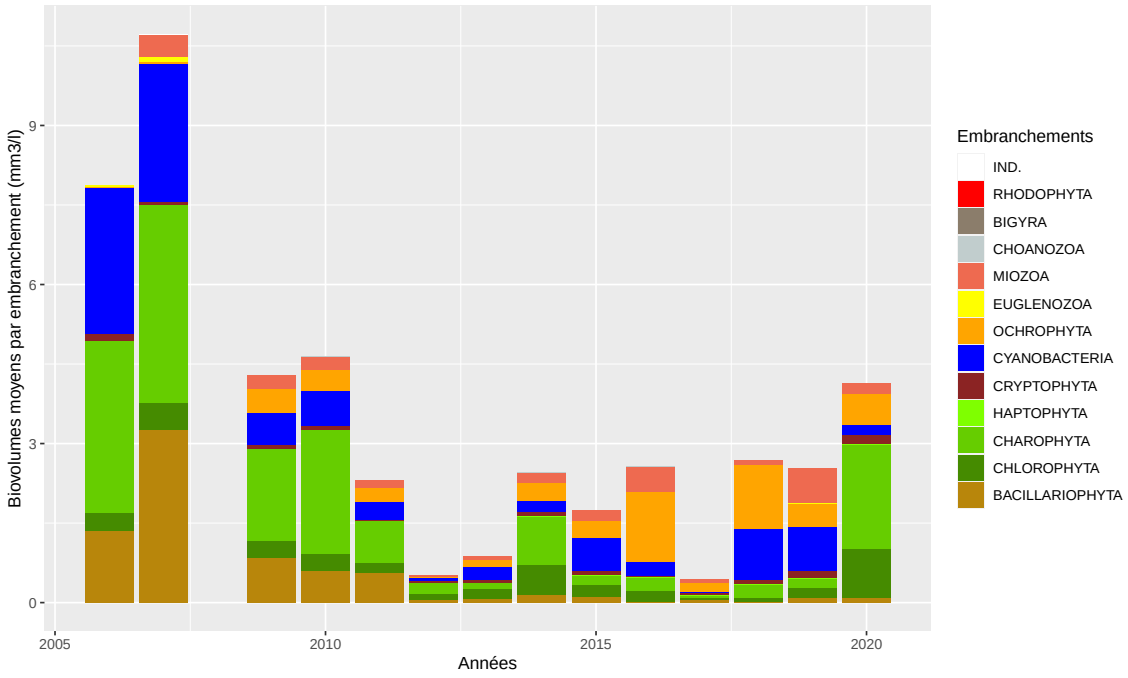


FIGURE 2.19 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Carcans-Hourtin. IND. indique les embranchements indéterminés.

2.1.5.3 Dynamique de la structure de la communauté et de la composition

Les résultats annuels de l'indice de diversité de Gini-Simpson [5] sont majoritairement au-dessus de 0.8 avec une moyenne à 0.9 indiquant des communautés bien diversifiées et équilibrées sauf lors de l'année 2015 qui affiche un indice de 0.6 (Fig. 2.20a). Assez stable jusqu'en 2014, l'indice semble être plus variable de 2015 à 2020 dénotant une instabilité, dégradation de la qualité de la communauté algale. Cette analyse est confirmée en regardant l'évolution des indices calculés pour chacune des campagnes (Fig. 2.20b) qui montre bien la dispersion grandissante des valeurs de l'indice plus on avance dans le temps et cela même dès début 2014. L'indice descend même durant l'année 2014 jusqu'à 0.29 ou encore 0.36 et 0.34 durant respectivement l'été 2016 et le printemps 2018. En 2020, la communauté semble se stabiliser à nouveau avec des valeurs qui ne sont pas inférieures à 0.71.

La structure de la communauté peut aussi être observée au travers d'outil d'analyses multivariées telles que les NMDS ('*Non Metric Multidimensional Scaling*'). Cela permet de voir que les communautés des années 2006 et 2007 sont peu dispersées (faible écartement entre les numéros de campagnes) et très nettement séparées des années 2009 à 2011, elles-mêmes séparées des années restantes 2012 à 2020 (Fig. 2.21). Les communautés présentes de 2009 à 2011 ont également peu de disparités au sein des différentes campagnes alors que celles rencontrées de 2012 à 2020 sont clairement plus espacées donc différentes entre elles.

Ces groupes d'années sont caractérisés par une multitude de taxons différents (Fig. 2.22). Les taxons *Oocystis lacustris* (OOCLAC), *Pseudodidymocystis planctonica* (PSDPLA) et *Binuclearia sp.* (BINSPX) sont les algues vertes, corrélées avec les axes de la NMDS, qui sont caractéristiques

5. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

des années 2006-2007. *Brachysira vitrea* (BRAVIT) pour les diatomées et *Aphanothece nidulans* (APONID) pour les cyanobactéries complètent la liste des taxons caractéristiques de ces deux années.

Les communautés algales de 2009 à 2011 sont avant tout caractérisées par des diatomées *Navicula sp.* (NAVSPX) et *N. radiosa* (NAVRAD), *Cymbella helvetica* (CYMHEV), *Karayevia oblongella* (KAROBL) et une algue verte filamenteuse *Mougeotia sp.* (MOUSPX).

Le dernier pool d'années a une longue liste de taxons caractéristiques : il s'agit notamment de desmidiées comme *Staurastrum sp.* (STASPX), *S. excavatum var. planctonicum* (STAEXP) et *Staurodesmus cuspidatus* (STDCUS) ; d'algues vertes comme *Monoraphidium griffithii* (MONGRI) et *Ankyra sp.* (ANKSPX) ou encore de cyanobactéries de petite taille comme *Arthrospira sp.* (ARTSPX), *Aphanothece stagnina* (APOSTA) et *Planktolyngbya limnetica* (PLLLIM).

Cette grande diversité de taxons est aussi une illustration de l'instabilité de la communauté phytoplanctonique avec l'avancée des années voire de sa fragilité mais aussi un reflet de sa richesse écologique. Jusqu'à présent le phytoplancton du lac de Carcans-Hourtin ne s'est jamais exprimé sous la forme d'efflorescences qui seraient alors un signe de dérèglement sévère de la communauté.

2.1.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

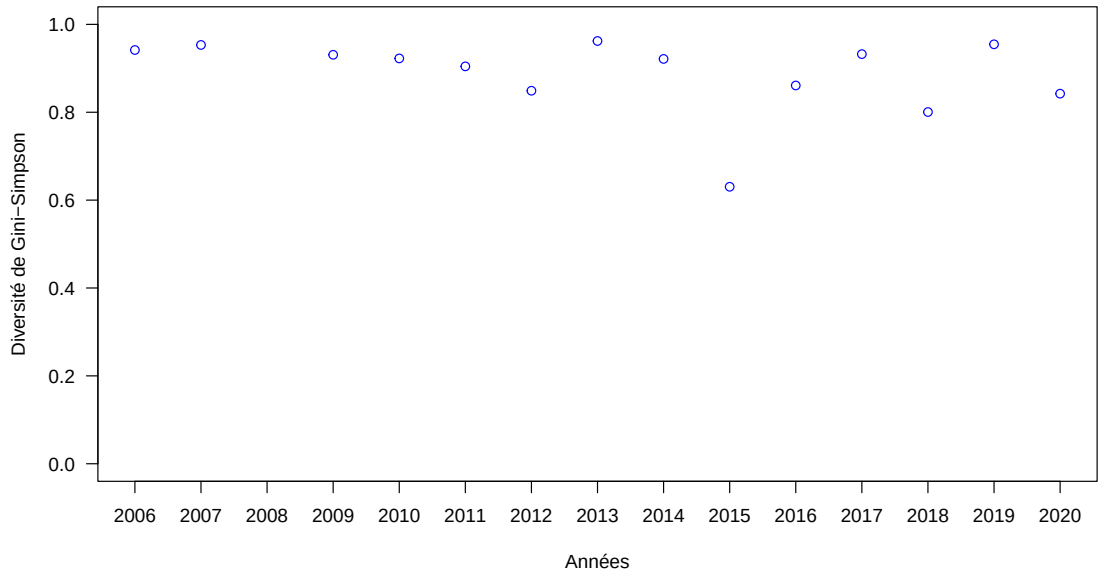
Des données de chlorophylle en 2004 sont disponibles sur le lac de Carcans-Hourtin mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'existe. En 2010 et en 2012, le nombre et la période des campagnes de phytoplancton (mois de l'année) ne sont pas adaptés au calcul de l'indice IPLAC. Ce dernier n'a donc pas pu être calculé sur ces trois années.

Pour les autres années, de 2006 à 2020, les données de qualité d'eau ont été acquises selon le protocole DCE comprenant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle. L'IPLAC a pu ainsi être calculé sur cette période avec néanmoins une petite extension de la période d'acquisition acceptée jusqu'au 15 novembre pour permettre un calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul, voire plus, permettant une meilleure robustesse de l'indicateur.

L'IPLAC évolue sur les deux classes d'état écologique « bon » et « très bon » pour le lac de Carcans-Hourtin sur la période de l'étude (Fig. 2.23). En moyenne le résultat est de 0.85 plaçant l'étang en très bon état mais il varie de 0.66 à 1.00, minimum mesuré en 2018 et maximum en 2016 et 2019. A l'instar de l'indice de diversité de Gini-Simpson, les résultats sont plus stables de 2007 à 2013 et se dispersent ensuite jusqu'en 2020. L'étang est ainsi classé en « bon » état en 2006 puis en 2018 et 2020.

Ces changements de classe sont majoritairement liés à la métrique de biomasse algale (MBA) qui s'avère très variable au fil des années sur le lac et plus sévère que la métrique de composition spécifique (MCS), sauf en 2020 où elle tire la note de l'indice vers le haut. La MBA a alors une

(a)



(b)

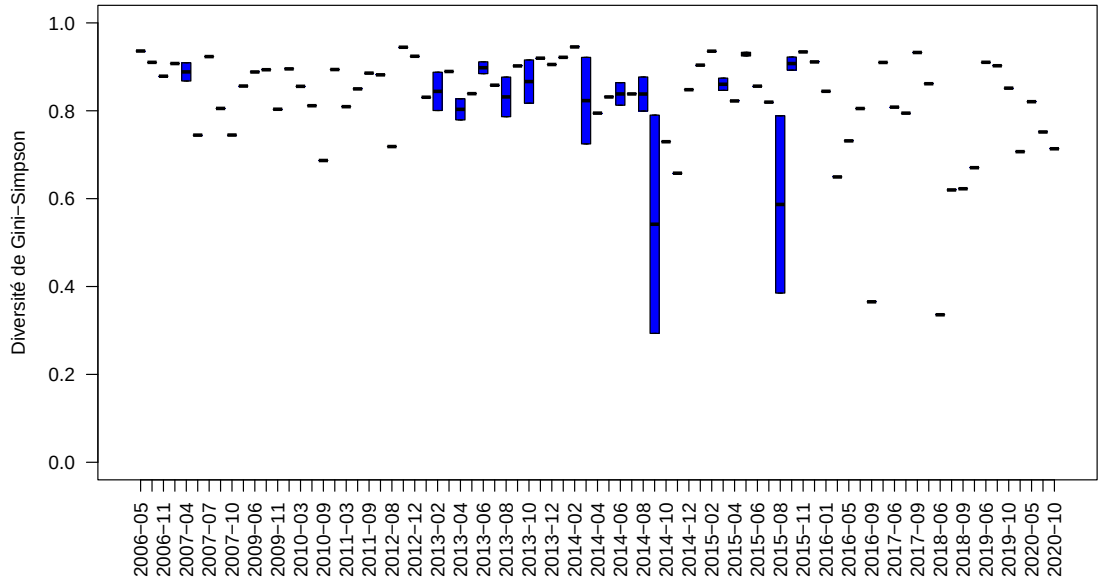


FIGURE 2.20 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2006 et 2020 sur le lac de Carcans-Hourtin par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

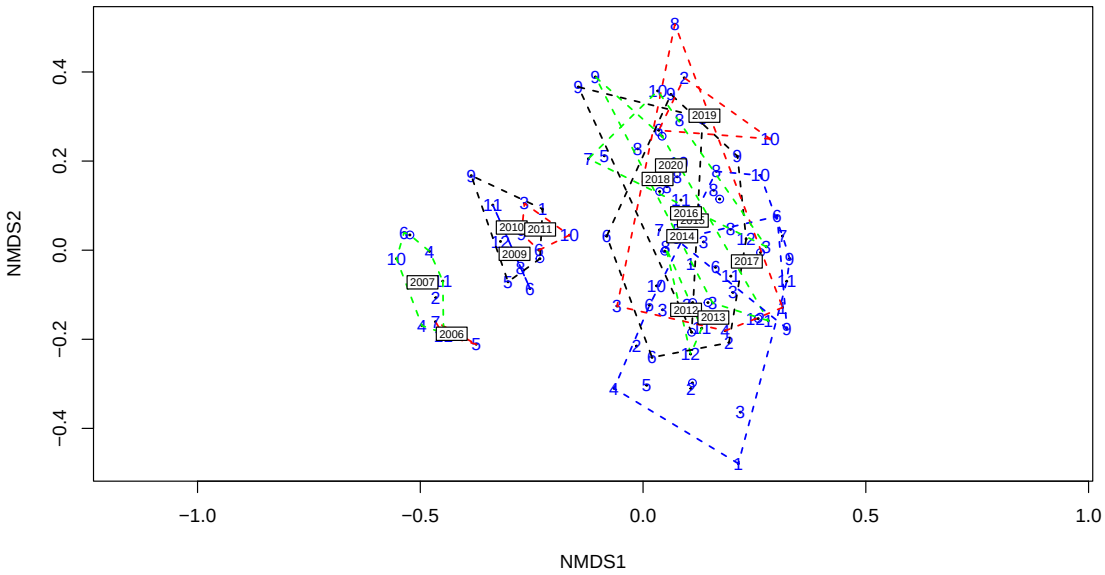


FIGURE 2.21 – Position des échantillons prélevés entre 2006 et 2020 sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Carcans-Hourtin. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.16.

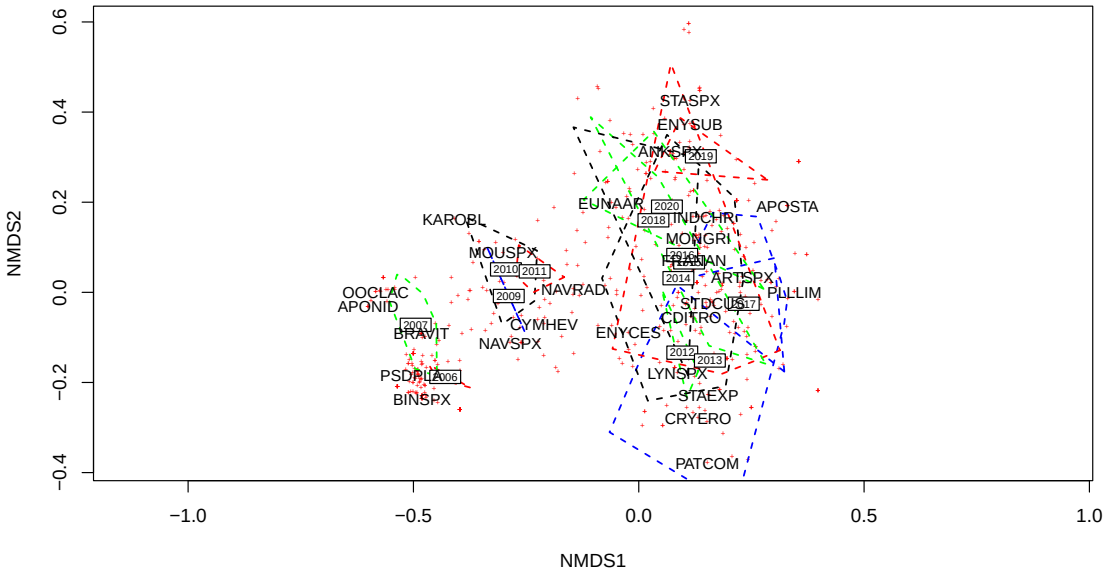


FIGURE 2.22 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Carcans-Hourtin réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2006 et 2020. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

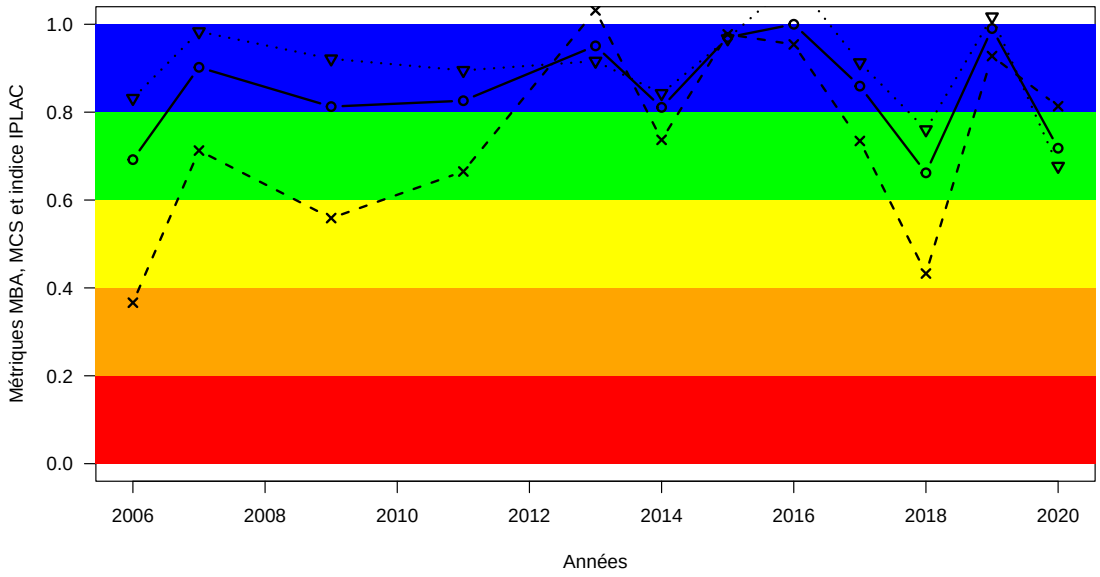


FIGURE 2.23 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur le lac de Carcans-Hourtin entre 2006 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

moyenne de 0.74 avec comme valeur minimale 0.37 pour 2006 et valeur maximale 1.03 pour 2013. De son côté la MCS varie de 0.68 à 1.10 et a comme moyenne 0.90. Toujours en très bon état elle descend en 2018 et 2020 en état bon avec respectivement 0.76 et 0.68.

Les deux métriques ne sont alors pas vraiment en accord illustrant l'instabilité des communautés de phytoplancton présentes sur le lac avec soit des concentrations en chlorophylle-a plus élevées soit des cortèges algaux indicateurs de moins bonne qualité d'eau.

2.1.5.5 Synthèse

Le lac de Carcans-Hourtin est le plus grand plan d'eau du littoral aquitain. Sa communauté algale est assez riche mais dans la moyenne basse de ce qui peut être observé dans les plans d'eau aquitains. Les indices de diversité de Gini-Simpson et d'état écologique IPLAC placent le lac en très bon état au moyen de sa communauté algale qui est diversifiée et équilibrée. Cependant certaines années montrent de l'instabilité voire de la fragilité dans les communautés présentes et notamment sur les dernières années de l'étude (plus grande dispersion des résultats). Le phytoplancton identifié recouvrent bien les différents groupes taxonomiques sans qu'un patron de répartition répétitif ne puisse être mis en avant ce qui confirme cette instabilité. Les biovolumes mesurés, important en 2006 et 2007, redeviennent beaucoup plus faibles sur le reste de la chronique étudiée permettant de classer le plan d'eau en état mésotrophe.

TABLEAU 2.5 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans le lac de Carcans-Hourtin.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Carcans-hourtin (étang de)											
scientific_name	1885	1896	1913	1963	1964	1968	2007	2010	2011	2014	2016
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982				L	L			L	S		I
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808					L	L			S	I	
Isoetes boryana Durieu, 1861		L					I				
Juncus bulbosus L., 1753								L	I, S	I	I
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928								L	S	I	I
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864					L	L	I	I, L	I, S	I	I
Lobelia dortmanna L., 1753	L	L	L		L	L	I	I	S, I	I	I
Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, 1987											I
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964									S		
Pilularia globulifera L., 1753					L						
Potamogeton gramineus L., 1753					L	L				I	
Potamogeton perfoliatus L., 1753									S		
Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810					L	L		L		I	

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

2.1.6 Macrophytes

L'annexe 10.8 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour le lac de Carcans-Hourtin, soit 13 documents de 1885 à 2016. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de différents modes d'observation et de quantification des plantes (listes d'espèces présentes sans quantification, coefficients d'abondance-dominance, abondances relatives, etc.). De nombreux relevés n'ont été réalisés qu'une seule fois dans le temps, voire deux fois maximum. Seul le protocole d'échantillonnage lié au calcul de l'IBML a été appliqué de façon standardisée à 5 reprises depuis 2007. Le tableau 2.5 permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes identifiés dans les relevés disponibles.

2.1.6.1 La communauté d'isoétides

Les relevés disponibles indiquent que la plupart des espèces d'isoétides étaient régulièrement observées dans ce plan d'eau à la fin du XIXème siècle. *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* et *Isoetes boryana* sont en effet cités dans plusieurs documents à partir de 1885 (Belloc, 1896; Lloyd and Foucaud, 1886). Aujourd'hui, *Lobelia dortmanna* et *Littorella uniflora* sont toujours présentes dans le lac. En 2011, ces deux espèces colonisaient respectivement 30 et 40 % des secteurs de

rives avec des abondances relatives moyennes faibles (proches de 2) à l'échelle du lac (Bertrin et al., 2012). Ces deux espèces colonisent les rives occidentales et orientales, avec une légère préférence pour les rives Est, et forment des herbiers plus denses sur les rives Ouest (Bertrin et al., 2012).

Les observations de *Isoetes boryana* sont beaucoup plus sporadiques. Repérée par Belloc entre 1889 et 1895 et lors d'un relevé floristique standardisé DCE en 2007, cette espèce a également été observée en 2011 au Nord-Ouest du lac de Carcans-Hourtin au niveau de la pointe du Gaouléou (F. Sin, ONF, communication personnelle, juin 2011). L'absence de données quantitatives comparables sur le long terme ne permet pas de décrire la dynamique d'abondance des macrophytes dans ce lac, dont les isoétides. La comparaison de relevés phytosociologiques anciens (relevés de Vanden Berghen entre 1963-66, Vanden Berghen, 1967) avec des relevés plus récents (relevés de Clément en 2006, Clement and Aidoud, 2009) indique qu'aucune tendance négative n'a été observée durant 40 ans sur les espèces et habitats rares et protégés, compte tenu de leur état et de leur vigueur, malgré les changements environnementaux dans les lacs et leur périphérie (Clement and Aidoud, 2009). Néanmoins, l'habitat d'intérêt communautaire n°3110 (Eaux oligotrophes très peu minéralisées des plaines sablonneuses des *Littorelletea uniflorae*) représenté majoritairement par les isoétides a régressé sur le linéaire des transects étudiés entre 2012 et 2018 par le Conservatoire Botanique National Sud Atlantique (Caillaud and Le Fouler, 2018).

2.1.6.2 Les autres espèces indigènes

Les algues macroscopiques characées, notamment *Chara fragifera*, *Nitella confervacea*, *N. hyalina* et *N. transluscens* étaient régulièrement observées dans le lac de Carcans-Hourtin entre 1885 et 2011 (Belloc, 1896; Bertrin et al., 2013; Lloyd and Foucaud, 1886; Vanden Berghen, 1964). *Chara fragifera* est particulièrement fréquente et abondante à proximité des rives occidentales et orientales, jusqu'à des profondeurs atteignant 4.5 m. Vanden Berghen avait noté en 1963 (Vanden Berghen, 1964) la présence de cette espèce qui croissait par pieds isolés. Aujourd'hui cette espèce semble coloniser des superficies très importantes, difficiles à évaluer compte tenu de la faible taille de cette algue souvent recouverte par une épaisse couche de biofilm en périodes estivale et automnale. Cette progression des végétations benthiques Characées a également été identifiée dans les suivis des habitats d'intérêt communautaire réalisés entre 2012 et 2018 par le Conservatoire Botanique National Sud Atlantique (Caillaud and Le Fouler, 2018). De plus, certaines phanérogames telles que *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba* et *Myriophyllum alterniflorum* font également partie des taxons observés lors de relevés anciens réalisés dans ce plan d'eau.

Les hélophytes *Phragmites australis*, *Schoenoplectus pungens* et *Juncus bulbosus* font également partie des espèces fréquemment rencontrées en périphérie du lac. Vanden Berghen précise en 1964 que les anses abritées abritent une végétation "luxuriante" pauvre en espèces mais riche en individus (Vanden Berghen, 1964). C'est le cas notamment des hélophytes robustes d'une roselière à *Schoenoplectus lacustris* et *Phragmites australis*. En 2011, les formations à *Schoenoplectus lacustris* ont été majoritairement observées en rives Est du lac dans des zones exposées, les occurrences et les abondances relatives sont faibles pour cette espèce (Bertrin et al., 2012). A contrario, en 2017, les roselières à *Phragmites australis* occupaient une superficie estimée à 0.56 km^2, leur densité étant de 26 tiges vertes par m^2 (maximum de 104 tiges vertes par m^2), ce qui est plutôt faible par rapport aux mesures réalisées dans les autres plans d'eau de la région (Maury-Brachet et al., 2020).

2.1.6.3 Les espèces exotiques envahissantes

L'année des premières observations de *Ludwigia grandiflora* dans le lac de Carcans-Hourtin n'est pas connue. Cette espèce colonise le bassin versant des lacs médocains depuis 2000 et elle est aujourd'hui présente sur les rives du lac et dans les crastes (SIAEBVELG 2021). En 2011, cette plante colonisait quelques sites à Piqueyrot et au Sud-Est du lac. D'autres espèces exotiques envahissantes sont présentes sur le bassin versant du lac telles que *Crassula helmsii* et *Myriophyllum aquaticum* (SIAEBVELG 2021). L'herbe de la pampa, *Cortaderia selloana*, est parfois observée au bord du lac au niveau d'installations destinées à la chasse au gibier d'eau.

L'année des premières observations de *Lagarosiphon major* dans le lac de Carcans-Hourtin n'est pas connue. La plante serait présente dans le plan d'eau depuis le milieu des années 1980 (SIAEBVELG 2021). Les herbiers denses de cette espèce sont localisés au Nord de Piqueyrot, au large de Maubuisson et dans le port d'Hourtin (Bertrin et al., 2012). En 2014, des échosondages montraient que la plante colonisait environ 1 km^2 au large du plan d'eau (Bertrin et al., 2017). Enfin, *Egeria densa* présente au Sud dans le lac de Lacanau, n'a pas encore été repérée à ce jour dans le lac de Carcans-Hourtin (Bertrin et al., 2018). Pour éviter la dispersion involontaire de boutures de *E. densa*, et d'autres espèces exotiques envahissantes dans le lac de Carcans-Hourtin, le canal des étangs reliant les deux plans d'eau a été fermé à la navigation motorisée par le biais de l'écluse à bateaux située entre les deux lacs (SIAEBVELG 2021).

2.1.6.4 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

Les notes obtenues IBML sur le plan d'eau entre 2007 et 2016 (5 campagnes d'échantillonnage) varient de 11.06 à 13.12, correspondant à des états écologiques jugés de "bon" à "très bon" (Fig. 2.24). Les valeurs sont relativement stables d'une campagne à l'autre. Les occurrences de *Lobelia dortmanna* et *Littorella uniflora* sur les profils perpendiculaires chutent régulièrement depuis 2007, passant d'une vingtaine d'observations sur les points contacts jusqu'en 2011 à 3 observations en 2016. Ces deux espèces ont des valeurs indicatrices élevées, favorisant des notes IBML fortes jusqu'en 2011. Les notes d'IBML restent cependant stables les années suivantes malgré le déclin des isoétides. Ceci est lié à un nombre de taxons observés en 2014 et 2016 beaucoup plus élevé qu'en 2007, 2010 et 2011 (68 taxons en 2014 et 2016 contre moins de 20 taxons en 2007, 2010 et 2011), compensant ainsi l'absence des isoétides sur la note finale de l'IBML. Les derniers relevés indiquent également une progression de *Juncus bulbosus* et de *Eleocharis multicaulis* sur les sites étudiés. Enfin, il est intéressant de noter que des plantes (*Nitella confervacea* et *Lagarosiphon major*) ont été prélevées sur les profils perpendiculaires jusqu'à 4 m en 2014 et 5 m en 2016 tandis que ces profondeurs maximales ne dépassaient pas 2 m en 2007 (Fig. 2.25).

2.1.6.5 Synthèse

Les communautés de macrophytes du lac de Carcans-Hourtin permettent une évaluation d'un état écologique jugé "très bon" au sens de la DCE. Les espèces de végétaux aquatiques présents sont caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes. La végétation aquatique du lac de Carcans-Hourtin est caractérisée par des richesses spécifiques fortes dont la plupart des espèces

FIGURE 2.24 – Variation des valeurs de l'indice IBML en fonction des années sur le lac de Carcans-Hourtin.

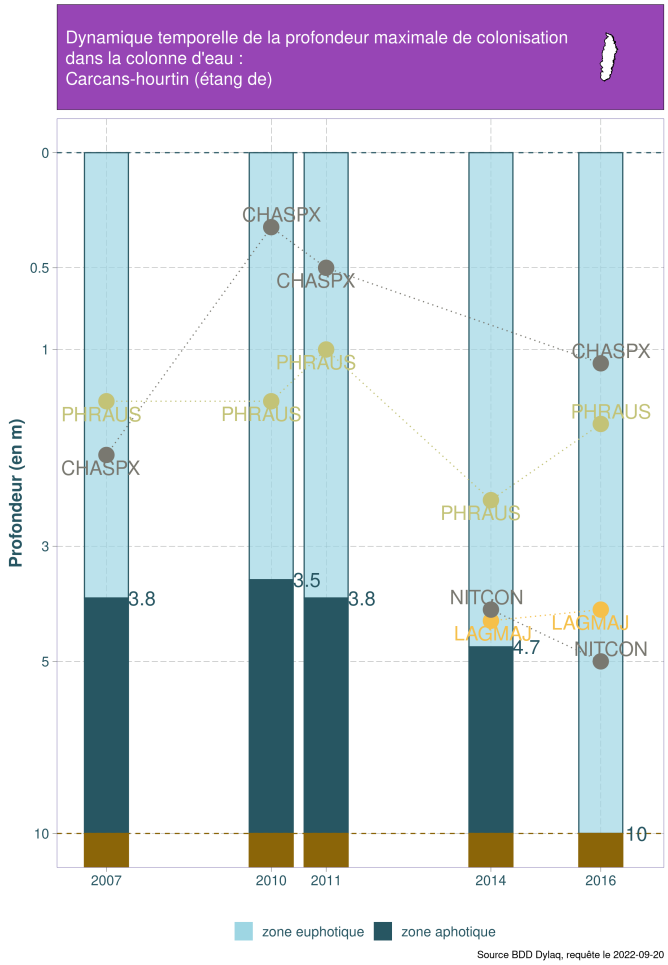


FIGURE 2.25 – Variation de la profondeur maximale de colonisation de *Phragmites australis* (PHRAUS), *Chara sp.* (CHASPX), *Nitella confervacea* (NITCON) et *Lagarosiphon major* (LAGMAJ) dans le lac de Carcans-Hourtin au cours du temps.

se maintiennent depuis la fin du XIXème siècle. Le plan d'eau abrite de nombreuses communautés végétales aquatiques, notamment la communauté d'isoétides en partie composée d'espèces patrimoniales indicatrices de conditions environnementales peu impactées par l'homme. D'autres végétaux tels que les macro-algues Characées sont en progression proches des rives et au large du plan d'eau. Les données disponibles indiquent un déclin régulier de certaines espèces, voire leur disparition. Les principales menaces sur la végétation aquatique sont une dégradation du niveau trophique des eaux, les altérations physiques des biotopes aquatiques et la présence d'espèces exotiques envahissantes, notamment *Lagarosiphon major* au large et la Jussie et le Myriophylle du Brésil à proximité des rives. Une attention particulière devrait être portée à la potentielle introduction de *Egeria densa* dans ce lac. Au regard des données disponibles, il semble que les dynamiques observées correspondent à une relative stabilité de l'état des communautés de plantes aquatiques du lac de Carcans-Hourtin.

2.1.7 Poissons

2.1.7.1 Les données

L'ensemble des données piscicoles recensées ou disponibles et collectées dans le cadre de cette étude sont listées dans le tableau 2.6.

Toutes les informations disponibles sur les pêches ont été collectées à l'exception de celles de réalisées pour le compte de l'UMR EPOC en 2015 et 2018, de même que celles obtenues ces dernières années dans le cadre des suivis d'alevins de brochet par la Fédération Départementale de Pêche et de la Protection des Milieux Aquatiques de Gironde (FDAAPPMA33).

Les informations les plus anciennes (1948) ont été données par la Fédération de pêche à l'occasion d'une enquête sur la gestion piscicole réalisée par Irstea (Daupagne et al., 2019). Leur origine n'est toutefois pas précisée si ce n'est que la liste d'espèces établie est considérée identique à celle observée sur le lac de Lacanau sur lequel une étude hydrobiologique a bien été réalisée (François, 1948).

D'autres informations ont été collectées directement auprès de la Fédération ou dans certains rapports (Giraux, 1999).

La pêche aux engins se pratique sur la commune de Carcans. Ainsi, les membres de l'Association Agréée pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA) peuvent pêcher aux engins avec l'autorisation du détenteur du droit de pêche et dans la limite des engins autorisés, c'est-à-dire :

- 1 filet type tramail ou araignée de 60 m maximum et de dimension de mailles de 55 mm minimum,
- 3 nasses à mailles de 27 mm minimum,
- 2 lignes de traîne munies de 2 hameçons au plus.

Les pêcheurs pratiquants doivent alors remplir un carnet de capture en indiquant la date, l'heure et la zone de pêche, les engins utilisés et les captures réalisées. Le remplissage de ces carnets est obligatoire depuis 2006 mais ces carnets n'ont pas été renvoyé, récolté ou bancarisé par les

TABLEAU 2.6 – Inventaires piscicoles répertoriés. AR : abondance relative ; Nb : nombre.

Années	Engins de capture	Type de de données	Objectif	Source
1948*	?	Occurrence	?	FDAAPPMA
2007 à 2009*	Filets, Lignes de fond, nasses	Nb, taille et sexe des individus de chaque espèce	Récréatif	Pêcheurs aux engins, FDAAPPMA33
2007*	Araignées multimailles	AR numériques et pondérales	Suivi réglementaire DCE	ONEMA, Direction du sud-ouest
2012*	Pêche à la ligne	Nb d'individus par espèce et classe de tailles	Récréatif	Pêcheurs loisir, FDAAPPMA33
2012*	Filet Maillant 80 mm	Nb taille et poids des individus	Plan de surveillance	Pêcheurs, FDAAPPMA33
2014*	Araignées	AR numériques et pondérales	contamination mercure	ONEMA, Direction du sud-ouest
2015*	multimailles	Nb d'individus, taille et poids	Suivi réglementaire DCE	FDAAPPMA33
2015	Filets maillants 120 mm	Nb d'individus par espèce	Etude Silure	Pêcheur professionnel, UMR EPOC Bordeaux
2018	Pêche aux filets	Nb d'individus par espèce	Projet CLAQH**	Pêcheur professionnel, UMR EPOC Bordeaux
2018	Pêche aux filets	Occurrence, nb d'alevins de brochet	Projet CLAQH**	FDAAPPMA33
2019	Epuisette, verveux	Occurrence, nd d'alevins de brochet	Suivi des zones de reproduction du brochet	FDAAPPMA33
2020	Epuisette, verveux, nasse	Occurrence, nb d'alevins de brochet	Suivi des zones de reproduction du brochet	FDAAPPMA33

*Données collectées entièrement ou partiellement sur la période
**Contamination polymétallique des Lacs AQuitains et impacts Humains

institutions en charge de ce suivi. Certains d'entre eux ont été récupérés auprès de la Fédération de pêche sur la période 2007 – 2009 ; ils concernent 4 ou 5 pêcheurs selon les années et les espèces capturées ainsi que la taille et parfois le poids et le sexe des individus sont renseignés.

Deux pêches aux filets maillants suivant le protocole normalisé (C.E.N., 2005), ont été réalisées dans le cadre des suivis de l'état écologique des plans d'eau en application de la Directive cadre européenne sur l'eau (Européenne, 2000). L'une a été programmée du 18/09 au 22/09 2007 (Saint-Olympe, 2007), l'autre du 01/09 au 05/09 2014 (Saint-Olympe, 2014) ; au cours de chacune de ces pêches, 32 filets maillants benthiques ont été posés.

De 2012 à 2015, la FDAAPPMA a mis en place une enquête sur la capture des carnassiers (black-bass [*Micropterus salmoïdes*], sandre [*Sander lucioperca*], brochet [*Esox spp.*], perche [*Perca fluviatilis*] et silure [*Silurus glanis*]) sur le territoire girondin incluant cours d'eau et plan d'eau. L'objectif principal était d'obtenir des indicateurs de présence et de suivi des carnassiers en milieu profond et de mettre en valeur le potentiel existant pour la pêche aux carnassiers. Les pêcheurs avaient des carnets de capture individuels où ils mentionnaient toutes leurs sorties (fructueuse ou non) et le temps passé en action de pêche. Cette enquête à titre volontaire n'a pas atteint le succès escompté et sur le lac de Carcans-Hourtin, les données collectées concernent seulement l'année 2012 et janvier 2013. L'expérience n'a pas été renouvelée après 2015.

La FDAAPPMA33 dans une enquête sur la gestion piscicole des lacs lancée en 2017-2018, signalait la réalisation de quatre pêches :

— Dans le cadre de la surveillance de la contamination au mercure, la Fédération a posé des filets de maille 80 mm en 2012 permettant la capture de 10 brochets et 10 sandres.
— En 2015, une étude sur le comportement alimentaire des silures sur les lacs médocains réalisée aussi par la FDAAPPMA33 a permis la capture d'un silure et d'un sandre avec des filets de maille de 110 mm (FDAAPPMA33, 2015).
— En 2015 et 2018, un pêcheur professionnel a effectué des pêches pour l'Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC dans le cadre du projet CLAQH (Contamination polymétallique des Lacs AQuitains et impacts Humains) ; ces pêches ciblées sur certaines espèces auraient permis l'analyse de la chair de poissons de différentes espèces : brochet, sandre, gardon (*Rutilus rutilus*) et brème (*Abramis brama* et /ou *Blicca bjoerkna*) ; les informations sur les captures sont limitées.

Il faut noter que certaines pêches sont réalisées également à proximité immédiate du plan d'eau, sur certains affluents (crastes), dans des marais connectés et dans le canal des étangs, principal affluent et exutoire du plan d'eau. Depuis 2017, une nasse présente en continu sur le canal reliant les lacs de Lacanau et Carcans-Hourtin permet de recenser les espèces circulant entre les deux plans d'eau. Depuis 2018, des suivis sont effectués sur les frayères à brochets en zones littorales.

2.1.7.2 Le peuplement piscicole

Changement de la composition spécifique entre les années 1950 et les années 2000

Entre 1948 et les années 2000, la richesse spécifique de l'ichtyofaune serait passée de 13 à 20 espèces (Tab. 2.7). Sur la période récente, deux espèces d'écrevisse sont inventoriées.

Le rapport de Giraux (1999), lui-même rapportant des informations du Schéma Départemental à Vocation Piscicole et Halieutique, non référencé, fait état de la présence de 13 espèces qui représentent un sous-ensemble des espèces présentes sur la période post 2000. La présence du

goujon, de la brème bordelière, de la grémille, de l'ide mélanote, du black bass, du silure (dont l'introduction daterait pourtant de 1990 d'après la Fédération de pêche) et du chevesne n'étaient pas avérées.

En 2012, les carnets de captures des pêcheurs à la ligne, font état de la présence de 5 carnassiers dont les tailles moyennes sont indiquées dans le tableau 2.8.

Dans le cadre du plan de contamination mercure, suivi réalisé par la Fédération de pêche avec le concours des pêcheurs en 2012, les pêches font état de la présence de 4 espèces : le gardon *Rutilus rutilus* (42 individus de taille comprise entre 120 et 225 mm), le sandre (10 individus de taille supérieure à 500mm), la brème (10 individus dont l'espèce est indéterminée et de taille supérieure à 300 mm) et 10 brochets dont 2 seulement ont été mesurés. Ces données sont difficilement utilisables dans la présente analyse car très ciblées sur la capture d'un certain nombre d'espèces et aussi probablement certaines classes de tailles, sans que l'on connaisse les efforts de pêche déployés et l'ensemble des captures réalisées.

Deux espèces de poissons, le vairon et la vandoise, ont a priori disparu du plan d'eau au cours des 70 dernières années.

Sur les 9 nouvelles espèces de poisson, 3 carnassiers ont été alevinés pour favoriser l'activité halieutique (le silure en 1990, le sandre et le black bass). L'ide mélanote est sans doute apparue dans ce lac, en tant que vif, suite à sa distribution massive chez des détaillants d'articles de pêche.

L'ablette, les deux espèces de brèmes, le goujon, la gremille, sont des espèces qui étaient peut-être déjà présentes dans la deuxième moitié du XXe siècle ou qui ont été introduites, certainement par alevinage ou par transfert de vif pour la pêche. Notons aussi que dans l'enquête signalée précédemment, suite à une étude de l'hydrobiologie piscicole des étangs des landes, la Fédération a pu établir une liste d'espèces présente au début du XXe siècle dans laquelle figure la gambusie, la tanche, la carpe, l'anguille, le vairon et la vandoise. Ces deux dernières espèces auraient totalement disparu aujourd'hui. Les autres espèces sont peut-être toujours présentes mais pas capturées par la méthode des filets maillants du fait de leur forme et taille (gambusie et anguille) ou de leur faible abondance.

L'écrevisse américaine a été la première espèce à coloniser l'étang. Depuis l'arrivée de l'écrevisse de Louisiane, plus compétitive, l'écrevisse américaine est en nette régression. Ces espèces invasives se sont largement développées dans le milieu.

L'utilisation récente des outils génétiques a conduit à une révision de la taxonomie de l'ichtyofaune. En 2014, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) de Paris (Denys et al., 2014) a mis en évidence la présence de plusieurs espèces de brochets en France dont le brochet aquitain endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour). Le brochet commun, originaire du nord de la France et de l'Europe, a été introduit dans le sud-ouest de la France par l'homme, notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait d'après les études en cours, la population du lac serait composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Notons enfin que d'après la Fédération de pêche, le poisson chat et la perche soleil auraient été respectivement introduits par alevinage en 1895 et 1903 (information donnée par la Fédération à l'occasion de la réalisation d'une enquête sur la gestion piscicole des lacs menée par Irstea en 2017-2018 ; Daupagne et al., 2019). Ces deux espèces sont sur la liste des espèces susceptibles de créer un déséquilibre biologique. La perche soleil est toujours présente en grande quantité. Par

TABLEAU 2.7 – Espèces recensées en 1948 et dans l'ensemble des pêches réalisées après 2000.

Nom latin	Nom commun	1948	Post 2000
Abramis brama	Brème commune		X
Alburnus alburnus	Ablette		X
Ameiurus melas	Poisson chat	X	X
Anguilla anguilla	Anguille d'Europe	X	X
Blicca bjoerkna	Brème bordelière		X
Cyprinus carpio	Carpe commune	X	X
Esox aquitanicus ou lucius	Brochet spp.	X	X
Gambusia affinis ou holbrooki	Gambusie spp.	X	X
Gobio gobio	Goujon		X*
Gymnocephalus cernua	Grémille		X
Lepomis gibbosus	Perche soleil	X	X
Leuciscus idus	Ide mélanote		X
Leuciscus leuciscus ou burdigalensis	Vandoise	X	
Micropterus salmoides	Black-Bass		X
Perca fluviatilis	Perche commune	X	X
Phoxinus phoxinus	Vairon	X	
Rutilus rutilus	Gardon	X	X
Sander lucioperca	Sandre		X
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	X	X
Silurus glanis	Silure		X
Squalius cephalus	Chevesne	X	X
Tinca tinca	Tanche	X	X
Orconectes limosus	Ecrevisse américaine		X
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane		X

*Présence notée par la Fédération de pêche au niveau de la passe à poissons, dans la canal reliant Lacanau à Carcans Hourtin.

contre, le poisson chat a été très présent jusqu'au année 2000 puis il a été en forte régression, a priori en raison d'une maladie virale qui a fait chuter les effectifs de manière significative.

Changement du peuplement entre 2007 et 2014

Les données analysées ici concernent les deux pêches réalisées dans le cadre des suivis DCE comparables d'un point de vue méthodologique (Européenne, 2000).

Richesse spécifique Lors de la première pêche de 2007, la richesse spécifique était estimée à 8 espèces de poissons et une espèces d'écrevisses. Quatre nouvelles espèces étaient identifiées en 2014 dont 3 en faible nombre (brochet, silure et rotengle) ; de plus un individu hybride de gardon et brème était référencé. La faible abondance du brochet est à moduler par une faible capture de ces individus par la méthode d'échantillonnage employée.

TABLEAU 2.8 – Poissons capturés en 2012 référencés dans les carnets de captures des pêcheurs loisir.

Nom latin	Nom commun	Nombre d'individus	Taille moyenne
Esox aquitanicus ou *lucius*	Brochet	128	41,3
Micropterus salmoides	Black bass	2	35,0
Perca fluviatilis	Perche	317	28,3
Sander lucioperca	Sandre	62	53,3
Silurus glanis	Silure	2	160,0

TABLEAU 2.9 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2007	989.59	25.20	7.69	1	TB
2014	1948.27	19.91	9.50	0.98	TB

En revanche, le poisson chat capturé en 2007 ne l'était plus en 2014 ce qui ne signifie pas forcément qu'il a disparu mais plus vraisemblablement qu'il y a eu une diminution des effectifs. La brème commune, également présente en 2007, est absente dans les captures de 2014. On peut supposer un éventuel problème d'identification compte tenu des risques de confusion avec la brème bordelière.

En 2020, on peut noter que la composition spécifique connue fait état de 20 espèces alors que seulement 13 sont identifiés par ces inventaires. Les 8 autres ne sont pas capturées par la méthode des filets maillants du fait de leur forme (anguille), petite taille (gambusie) ou de leur faible abondance (Ide mélanote).

Indice d'état écologique Les deux années, le lac a été classé en très bon état écologique.

Abondance relative des espèces L'abondance relative des espèces présentes dans l'étang de Carcans Hourtin a beaucoup changée entre les deux dates d'inventaires.

Alors que l'ablette représentait plus de la moitié des poissons capturés en 2007, cette espèce a quasiment disparue des captures de 2014. De la même manière, le sandre qui représentait le principal carnassier et dont l'occurrence était de l'ordre de 10% en 2007, ne représente plus que moins de 1% des captures de 2014. La brème bordelière semble aussi en forte diminution.

Inversement, la brème commune apparaît en abondance significative en 2014 et le couple gardon /perche qui représente moins de 10% en 2007 devient largement dominant lors de cette deuxième pêche, représentant à lui seul plus de 50% des poissons capturés.

La grémille semble se maintenir à un niveau à peu près constant. La perche soleil et le poisson chat semblent aussi se maintenir à des niveaux bas. Le silure semble aussi assez peu abondant mais cette espèce est assez mal capturée aux filets maillants.

L'évolution des abondances relatives pondérales est assez proche de celle des abondances relatives numériques.

TABLEAU 2.10 – Occurrence des espèces capturées.

	Nombre d'individus capturés		Abondance relative des espèces (%)	
	2007	2014	2007	2014
Abramis brama		75		10.40
Alburnus alburnus	464	2	54.65	0.28
Ameiurus melas	23		2.71	
Blicca bjoerkna	123	56	14.49	7.77
Esox lucius		3		0.42
Gymnocephalus cernuus	94	106	11.07	14.70
Hybride brème-gardon		1		0.14
Lepomis gibbosus	1	10	0.12	1.39
Perca fluviatilis	41	278	4.83	38.56
Rutilus rutilus	19	176	2.24	24.41
Sander lucioperca	84	5	9.89	0.69
Scardinius erythrophthalmus		6		0.83
Silurus glanis		3		0.42
Total général	849	721		

Classes de tailles des espèces

Trois espèces ont des effectifs suffisants pour autoriser les comparaisons de distribution des tailles entre les deux années : la brème bordelière, la grémille et la perche. Pour les deux premières, les gammes de taille sont comparables entre les deux années. Pour la perche, la gamme de taille est plus large en 2014 qu'en 2007.

Les populations de brème bordelière (Fig. 2.26) et de grémille (Fig. 2.27) présentent une structure en taille avec la présence de deux modes bien distincts que l'on retrouve les deux années. De plus, de très petits poissons de brème bordelière sont capturés surtout en 2014 correspondant vraisemblablement aux juvéniles de l'année.

Les effectifs de perche capturés sont assez différents entre les deux années mais on constate, comme pour la brème bordelière, la présence de plus de petits poissons en 2014 que lors de la première pêche (Fig. 2.28). La structure en taille est marquée par l'abondance de poissons dont la taille est comprise entre 100 et 200 mm, qui peut regrouper des poissons dont l'âge est compris entre 1 et 4 ans (Bruslé and Quignard, 2001).

TABLEAU 2.11 – Abondance pondérale des espèces capturée.

	Biomasse capturée		Abondance relative des espèces (%)	
	2007	2014	2007	2014
Abramis brama		10574		13.33
Alburnus alburnus	4233	10	27.11	0.21
Ameiurus melas	2261		4.62	
Blicca bjoerkna	5811	4346	24.70	10.42
Esox lucius		5906		0.63
Gymnocephalus cernuus	769	956	16.06	13.96
Hybride brème-gardon		296		0.21
Lepomis gibbosus	24	62	0.20	1.25
Perca fluviatilis	2532	21179	7.43	28.75
Rutilus rutilus	358	20631	3.61	28.54
Sander lucioperca	17261	3477	16.27	1.04
Scardinius erythrophthalmus		534		1.04
Silurus glanis		2568		0.63
Total général	33249	70539		

TABLEAU 2.12 – Caractéristique de taille des populations.

	Gamme de taille		Taille moyenne en mm (écart type)	
	2007	2014	2007	2014
Abramis brama		65-390		203 (71)
Alburnus alburnus	49-165	90-92**	107 (21)	91(1)
Ameiurus melas	133-273		194 (45)	
Blicca bjoerkna	79-294	80-335	168 (39)	174 (54)
Esox lucius		283-820		592 (278)
Gymnocephalus cernuus	50-128	51-134	86 (21)	87 (25)
Hybride brème-gardon		280*		
Lepomis gibbosus	109*	70-86		74 (5)
Perca fluviatilis	84-331	60-408	143 (63)	154 (63)
Rutilus rutilus	121-143	60-350	128 (6)	185 (68)
Sander lucioperca	66-573	136-630	259 (121)	340 (231)
Scardinius erythrophthalmus		120-270		173 (56)
Silurus glanis		392-650		788 (141)

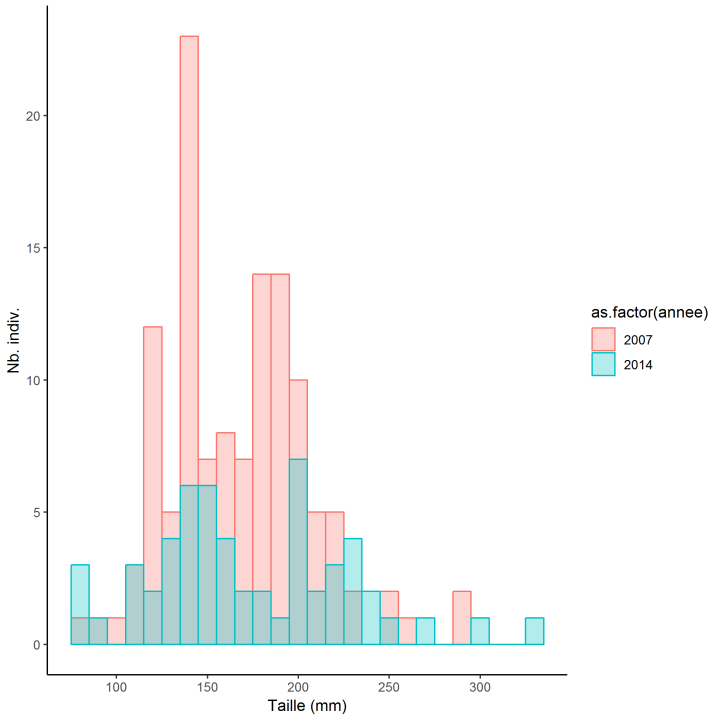


FIGURE 2.26 – Histogramme de taille de la brème bordelière.

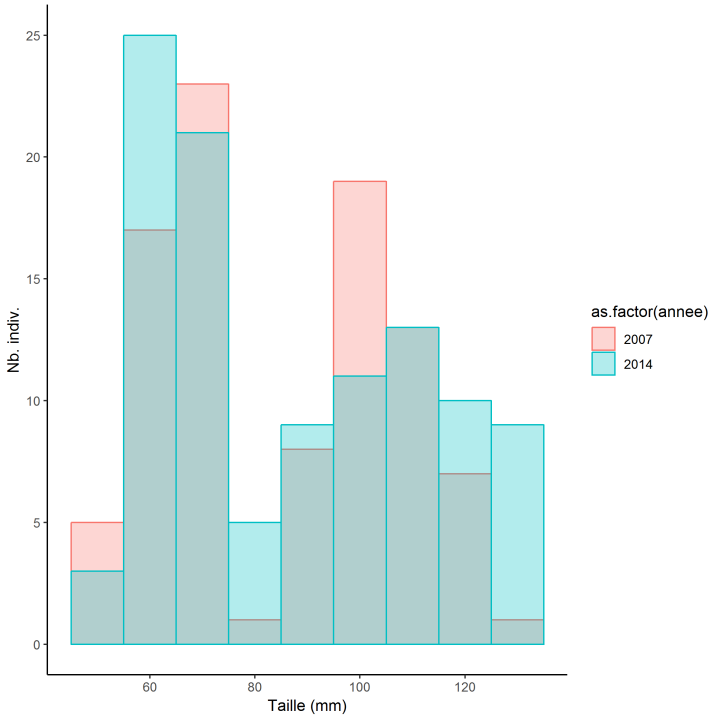


FIGURE 2.27 – Histogramme de taille de la grémille.

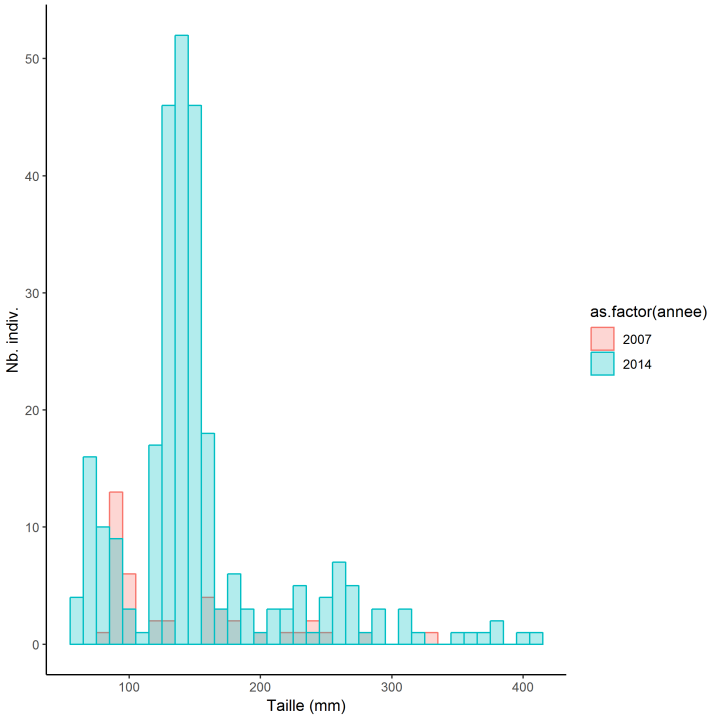


FIGURE 2.28 – Histogramme de taille de la population de perche.

2.1.7.3 La gestion piscicole

Le lac de Carcans-Hourtin est dans un domaine piscicole dont le contexte est de type cyprinicole avec pour espèce repère le brochet. Du fait de faibles perturbations et de l'importance des zones de frayères potentielles pour cette espèce, il est considéré dans un état conforme (FDAAPPMA33, 2012).

Les alevinages Ce lac a fait l'objet de déversements réguliers d'espèces avec pour objectif de soutenir certaines populations ciblées par les pêcheurs. Avec Lacanau, ce lac est reconnu pour la pêche aux carnassiers (brochet, sandre, black bass et perche) qui, à part la perche, sont plus particulièrement déversées (Tab. 2.13). Notons que, malgré l'interdiction de consommation du sandre suite aux recommandations de l'ANSES (Anses, 2012, 2013) en raison d'un taux de mercure dans sa chair supérieur aux teneurs maximales fixées par la commission du 19 décembre 2006 (Journal Officiel de l'Union Européenne du 20/12/2006, L364/5, règlement CE n°1881-2006), cette espèce fait toujours l'objet d'alevinages ; de nombreux pêcheurs se sont spécialisés dans la pêche du sandre et la pratique en no-kill.

Les populations de brochets, de black bass et de gardons sont un peu moins fréquemment soutenues que celle de sandre. Notons également l'introduction de carpes en 2008 et 2009, de la tanche et même de la truite arc-en-ciel en 2007 (Tab. 2.13).

Le plan de gestion piscicole local de 2012 (FDAAPPMA33, 2012) relevait la nécessité de bien étudier l'intérêt de ces déversements qui font peser un risque sur l'équilibre du milieu. D'après les données de pêche d'échantillonnage DCE, les populations de carnassiers soutenues semblent peu abondantes ce qui peut suggérer des prélèvements importants par les pêcheurs et/ou une

TABLEAU 2.13 – Bilan des alevinages réalisés sur le lac de Carcans Hourtin signalés par la Fédération de pêche.

Années	Brochet	Sandre	Black bass	Gardon	Carpe commune	Tanche	Anguille (civelle)	Truite arc-en-ciel
2002	100	175						
2003		100	200	100				
2004	600			360				
2005			70					
2006			130					
2007		100						1200
2008	200	100			100	100		
2009	100	100			200	100		
2011		200					45	
2013	100			300				
2014	50			54		50		
2015		30						
2016	25	253	32	150				
2017	150	260	50	50				
Total	1325	1318	482	1014	300	250	45	1200

très faible reproduction de ces espèces. Inversement, la perche peu soutenue semble avoir trouvé un milieu favorable à son développement.

Amélioration de l'habitat Ainsi, en conformité avec le Plan départemental pour la protection des milieux aquatiques et de la gestion des ressources piscicoles de la Gironde (FDAAPPMA33, 2010), un certain nombre de mesures sont mises en place. La préservation des zones de frayères (mise en place de réserves de pêche, suivi de la gestion de niveaux d'eau), la restauration de frayères à brochets en rétablissant la circulation hydraulique et piscicole vers des zones de marais déconnectés en bordure des étangs, sont des mesures préconisées par le plan de gestion (FDAAPPMA33, 2012) afin d'améliorer les populations prisées par les pêcheurs.

En 2016 et 2017, ces actions d'amélioration de la connectivité (passe à poisson pour accès aux marais du Gnac, dispositif de franchissement sur l'écluse de Montaut) ont été réalisées ainsi que la mise en place de frayères pour le sandre, black bass et les poissons blancs (enquête gestion piscicole Irstea 2017-2018 ; Daupagne et al., 2019). En 2019, des travaux ont été programmés sur la Réserve dans le but d'améliorer la gestion des niveaux d'eau et la circulation des poissons, entre le lac et la Réserve, pour permettre leur reproduction et leur croissance.

Règlementation de la pêche En 2016, la règlementation nationale de la pêche a évolué. Les tailles minimales de captures à la ligne des carnassiers ont été augmentées de 10 cm et ainsi portées à 60 cm pour le brochet, 50 cm pour le sandre et à 40 cm pour le black-bass. Comme indiqué précédemment, depuis 2013, la consommation du sandre est interdite sur ce plan d'eau.

2.1.7.4 Synthèse

Avec 22 espèces recensées au total, le peuplement de l'étang de Carcans Hourtin est très diversifié. Il est composé majoritairement d'espèces natives mais il faut noter la présence de 4 espèces invasives qui sont susceptible de créer des déséquilibres biologiques la perche soleil, le poisson chat, l'écrevisse américaine et de Louisiane. La perche soleil est toujours présente en grande quantité. Par contre, le poisson chat a été très présent jusqu'aux années 2000 ; il est actuellement en forte régression supposée induite par une maladie virale.

Le peuplement est moyennement dense en effectif et en biomasse mais composé d'une proportion assez faible d'espèces omnivores ce qui, compte tenu de ses caractéristiques, lui confère un très bon état écologique.

Le peuplement semble avoir changé fortement entre les deux pêches standardisées. Outre les modifications de composition spécifique, les carnassiers principalement représentés par le sandre en 2007, étaient, malgré les alevinages réguliers, essentiellement représentés par la perche en 2014. Parmi les cyprinidés, le gardon, espèce ubiquiste faisant l'objet d'alevinages, aurait tendance à remplacer l'ablette.

Les structures en taille sont difficiles à interpréter en l'absence d'information sur la croissance mais il semblerait que sur les trois espèces dont les effectifs sont suffisants, la reproduction ne pose pas de problème particulier aussi bien chez les cyprinidés que chez les percidés.

2.2 L'étang de Cousseau

2.2.1 Caractéristiques du plan d'eau

Localisé entre les lacs de Carcans-Hourtin et de Lacanau sur la commune de Lacanau, l'étang de Cousseau est un témoin de l'ancien 'Etang doux du médoc', vaste étendue d'eau qui réunissait jusqu'au XVIIIe siècle les lacs de Carcans-Hourtin et Lacanau (de Bordeaux) et al., 1979). Plus précisément cet étang (nommé alors 'Estang de Caussou') est représenté sur les cartes de Claude Masse (ingénieur du roi Louis XIV) de 1709 (Fig. 2.29), suggérant une séparation de ces lacs légèrement avant le XVIIIe. Localisé dans une réserve naturelle créée en 1976, cet étang d'une superficie de 0,39 km^2 ne dépasse pas 1,80-2m de profondeur (CEMAGREF, 1986; Gabignon, 1978). Sa profondeur moyenne est de 1,6m et son volume d'eau moyen estimé à 0.55 millions de m^3 (CEMAGREF, 1986). Son bassin versant s'étend sur 482,59 km^2 (Fig. 2.30), donnant un rapport de surface bassin versant / étang de 1237,41 faisant de cet étang celui possédant, parmi l'ensemble des lacs et étangs étudiés, le grand bassin versant par rapport à sa taille.

Initialement connecté aux lacs de Carcans-Hourtin et Lacanau, il a été isolé du bassin versant pendant 20 ans : isolé en 1978 suite au recalibrage du canal de jonction et la création de l'écluse de Montaut, il fut reconnecté en 1998 grâce à la réalisation de travaux hydrauliques sur le canal des étangs (SEPANSO, 2015). Ce plan d'eau était avant les années 70 un milieu particulièrement riche avec une eau de bonne qualité. Cet état est particulièrement bien décrit dans le plan de gestion de la réserve naturelle (SEPANSO, 2015) : « Les témoignages oraux dont nous disposons décrivent l'étang de Cousseau comme un haut lieu de la pêche et de la chasse, un plan d'eau envahi par la végétation aquatique, aux fortes variations saisonnières de son niveau, peuplé de

grenouilles, de tortues, de poissons et d'oiseaux. La Loutre y était d'apparition si fréquente que des chiens étaient dressés spécialement pour sa chasse [...]. Cette vision bucolique semble bien avoir plus qu'un simple fond de vérité, et elle n'est pas si éloignée (1965) l'époque où les usagers du site utilisaient une "pierre à eau" pour filtrer sommairement l'eau de l'étang qui était ensuite bue. A cette époque, des bancs de sable et d'alios apparaissaient par transparence au centre de l'étang (1,50 m de profondeur en moyenne estivale). Puis en une dizaine d'année tout bascule, et en 1974, une base d'entrainement de ski nautique prend la place laissée vacante par le départ des derniers "fermiers" de la petite maison en bord d'étang. Les véhicules motorisés remplacent les mules et les vélos. Les barques en bois, abandonnées sur les berges, se remplissent de la vase soulevée par les gros moteurs hors-bord de l'équipe de France de ski nautique. Au milieu des Nénuphars, hachés menus par les hélices, pousse un tremplin arrogant [...]. L'appauvrissement et la banalisation des écosystèmes sont tout à fait mesurables comme en témoigneront les études scientifiques réalisées dans les premières années de la réserve. De 1978 à 1998, l'étang est caractérisé par une eau hyper-acide, extrêmement chargée en matières organiques non décomposées. Sa couleur noire, ne laissant pénétrer la lumière que sur 40 cm au maximum, provoque la disparition de tous les herbiers immergés et appauvrit tout l'écosystème. Les Poisson-chats remplacent les mémorables Brochets et les Anguilles, les oiseaux ont disparu (aucun canard en hivernage entre 1976 et 1989), Blongios nains et Marouettes ne sont plus qu'un vieux souvenir... Les Cistudes se font discrètes, la seule explosion de vie vraiment visible est la sortie de l'eau de milliers de jeunes Crapauds communs chaque mois de mai. »

2.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur l'étang

2.2.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

A l'image de ce qui est observé sur le bassin de Carcans-Hourtin, la population du bassin versant de l'étang de Cousseau [6] augmente fortement depuis les années 2000, même si la densité de population reste relativement faible, aux alentours de 48 hab/km^2 (Fig. 2.3). L'activité touristique est aussi présente sur l'étang de Cousseau, et la réserve naturelle observe ainsi une augmentation croissante du nombre de visiteurs : de 1500 personnes en 1976 jusqu'à plus de 20000 personnes en 2010 (SEPANSO, 2015). Historiquement, l'étang de Cousseau était en 1974 et 1975 une base d'entrainement de l'équipe de France de ski nautique.

2.2.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

En plus des deux stations d'épurations identifiées sur le bassin versant du lac de Carcans-Hourtin (celle de Carcans et de Brach), le bassin versant de l'étang de Cousseau inclu également la station d'épuration de Saint-Hélène. Cette station est en fonctionnement depuis 2008 (mars) en remplacement d'une plus ancienne station qui était en service depuis 1974 (mai). Le volume

6. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

FIGURE 2.29 – Extrait de la carte de quatrième carré de la généralité de Médoc et d'une partie de la Guienne et de Saintonge, levée et dessinée par Claude Masse en 1709 (source : bibliothèque de Bordeaux).

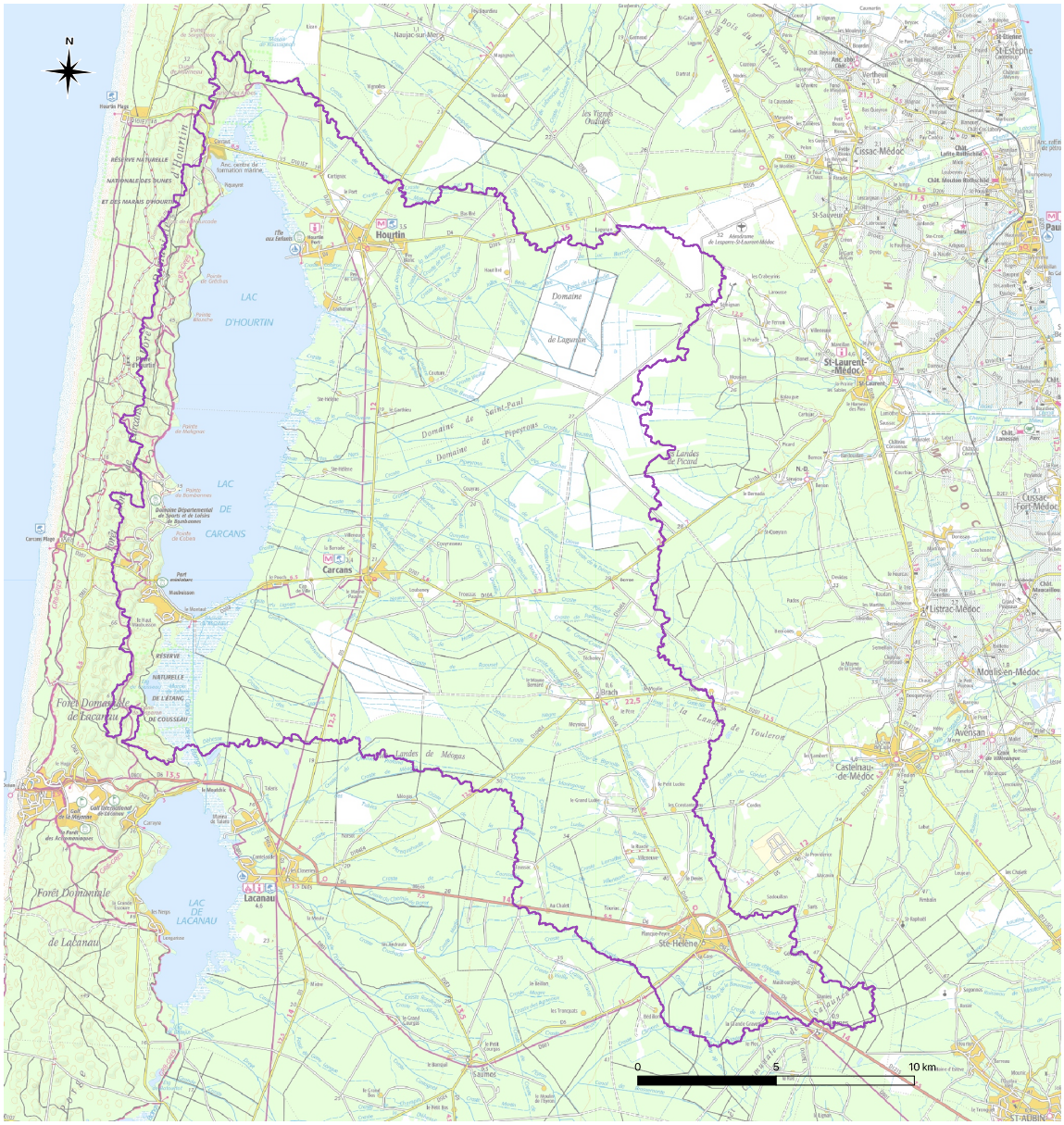


FIGURE 2.30 – Localisation et délimitation de l'étang de Cousseau et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

de traitement a ainsi été doublé, passant de d'une capacité de 1500 à 3000 équivalent habitant, et les effluents, qui se déversaient historiquement directement dans l'hydrosystème, sont depuis 2008 rejetés par infiltration. Cette station est très sensible à l'apport des eaux extérieures en cas d'épisodes pluvieux, la rendant en surcharge hydraulique chronique.

Un rejet industriel ayant un seuil supérieur au seuil de rejet redevable (et donc suivi par l'agence de l'eau) peut aussi être identifié sur ce bassin versant (Stelia Aerospace Composites).

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Jusqu'aux environs de 2010, on observe une diminution des flux de phosphore, d'azote et des matières biodégradables (DBO5, Fig. 2.31). Mais depuis cette date, les flux de phosphore et d'azote semblent à nouveau augmenter, en lien avec le volume des effluents traités (Fig. 2.31e). Cette augmentation apparaît cependant être beaucoup moins importante que sur le bassin versant de Carcans-Hourtin car les flux d'azote et de phosphore rejetés par la nouvelle station de Saint-Hélène sont moins fort que ceux de la station de Carcans-Bourg, alors que les volumes traitées semblent être plus importants. La station de Saint-Hélène est cependant beaucoup plus éloignée de l'étang de Cousseau que les sont les stations de Brach et de Carcans, laissant suggérer un impact sur le milieu moins fort, d'autant que les rejets de cette stations se font désormais par infiltration dans le sol et non par rejet dans l'hydrosystème.

2.2.3 Physico-chimie

2.2.3.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

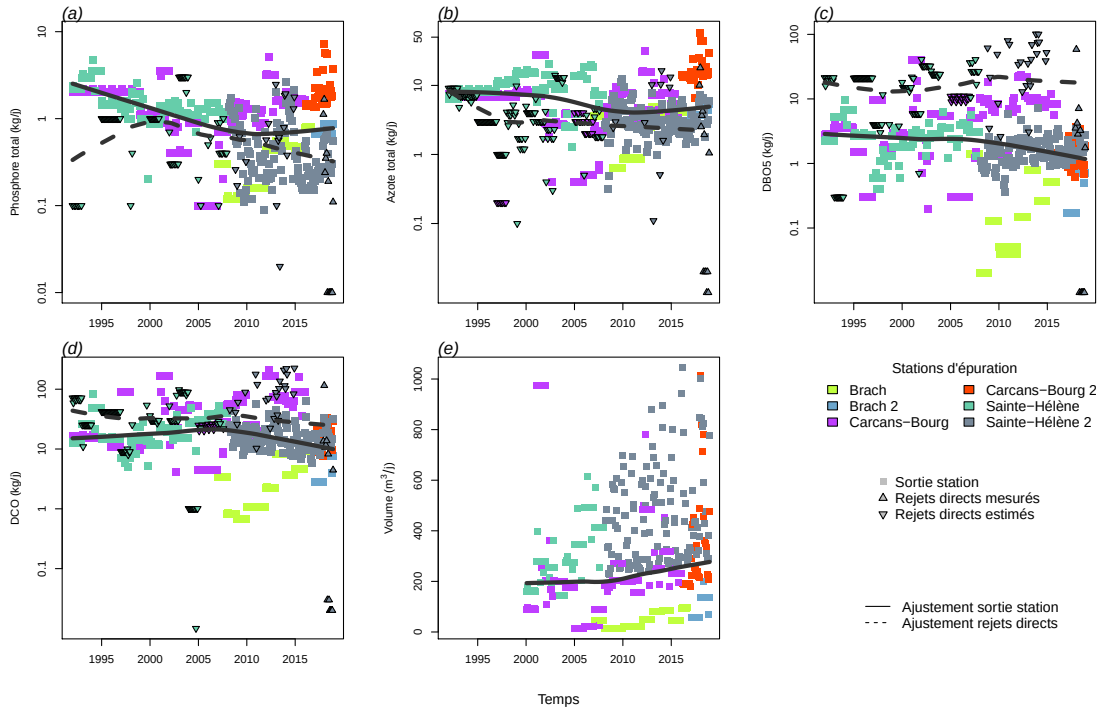


FIGURE 2.31 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang de Cousseau. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

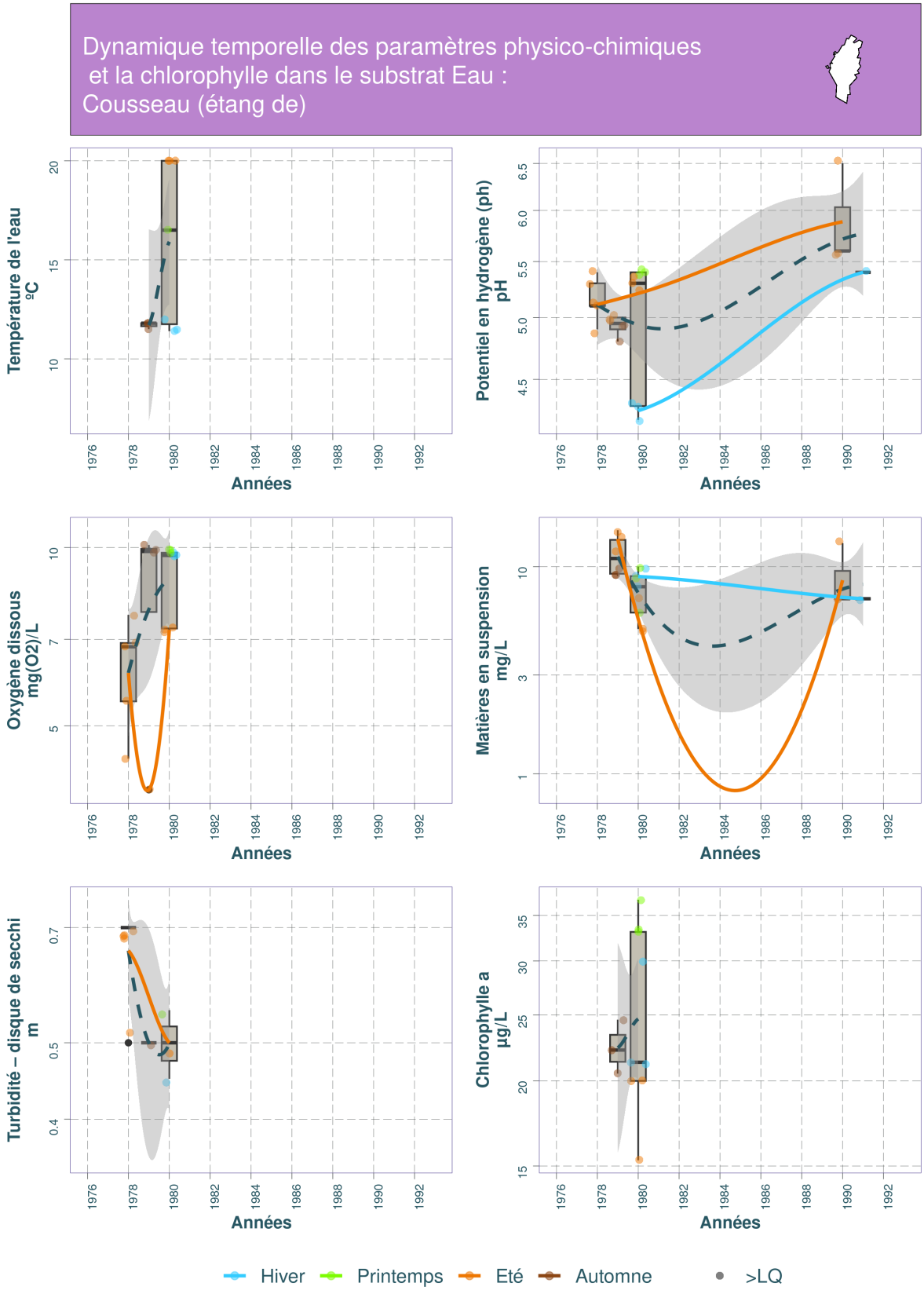
TABLEAU 2.14 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de Cousseau.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Cousseau (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1978	1991	21	4.8%	0.0000	0.1600	0.0000	0.0311	0.0155	0.0155
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1990	1991	4	0.0%	0.5100	1.6000	0.6200	0.8375	NA	NA
Chlorophylle a	µg/L	1979	1980	12	0.0%	15.3000	36.9000	21.7500	24.8667	NA	NA
Matières en suspension	mg/L	1979	1991	19	0.0%	5.0000	15.0000	9.0000	9.0526	NA	NA
Nitrates	mg(N)/L	1978	1991	12	0.0%	0.0000	1.7000	0.1355	0.5726	NA	NA
Nitrites	mg(N)/L	1978	1980	19	0.0%	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1978	1991	13	0.0%	0.0000	0.0522	0.0088	0.0174	NA	NA
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1978	1980	18	0.0%	3.9000	10.1000	8.7000	8.0889	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1979	1991	12	0.0%	0.0326	0.3326	0.0848	0.1446	NA	NA
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1978	1991	24	0.0%	4.2000	6.5000	5.1500	5.1417	NA	NA
Température de l'eau	°C	1979	1980	10	0.0%	11.4000	20.0000	11.9000	14.6500	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1978	1980	9	0.0%	0.4500	0.7000	0.5500	0.5889	NA	NA

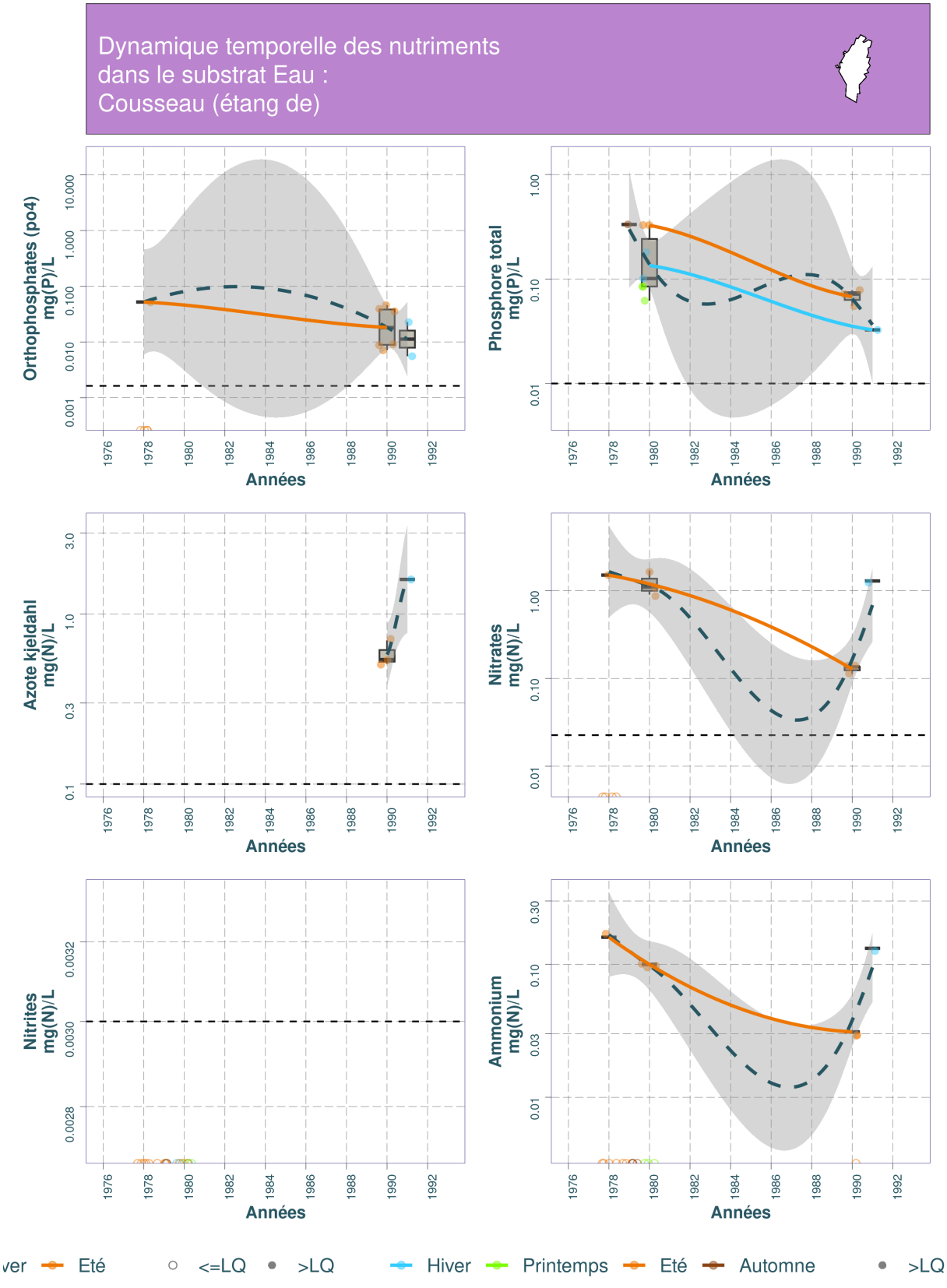
[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)

Les données recueillies sur ce plans d'eau sont cependant extrêmement rares (Fig. 2.32, 2.33 et Tableau 2.14) ne nous permettant pas de nous livrer à une quelconque interprétation sur la dynamique temporelle dans le cadre de cette étude.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 2.32 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de Cousseau.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 2.33 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de Cousseau.

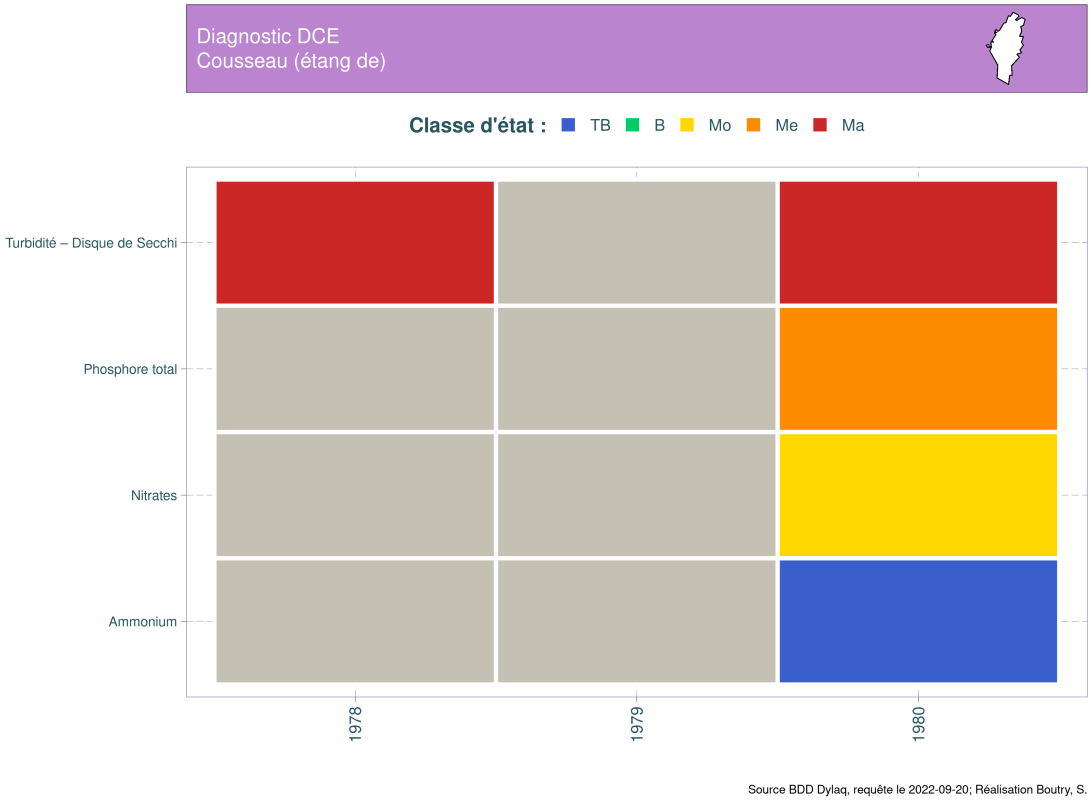


FIGURE 2.34 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang de Cousseau entre 1978 et 11980. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

2.2.3.2 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Les données sur l'étang de Cousseau ne concernent que les années 1978 et 1980 (Fig. 2.34). Il est donc impossible d'analyser une dynamique temporelle sur cet étang. Cependant les valeurs des paramètres physico-chimique à cette période indiquait plutôt un état '*mauvais*' à l'exception du paramètre ammonium qui présentait un état '*très bon*'.

2.2.4 Phytoplancton

A notre connaissance aucune donnée sur l'élément biologique phytoplancton n'est disponible sur l'étang aussi bien dans les archives anciennes (rapport papier, résultats bruts,...) que dans les plus récentes (bases de données d'INRAE). Nous ne pouvons donc pas analyser ce compartiment pour cet étang.

2.2.5 Macrophytes

A notre connaissance, aucun macrophyte n'est présent sur cet étang et aucune données sur cet étang n'est disponible. Nous ne pouvons donc pas analyser ce compartiment pour cet étang.

2.2.6 Poissons

2.2.6.1 Les données disponibles

Les informations les plus anciennes relatives au peuplement piscicole de l'étang datent de 1979, les plus récentes concernent une pêche réalisée en 2018 (Tableau 2.15).

Le lac a été échantillonné en 1979, 1980, 1981 et 1998, à l'aide d'engins passifs : tramails et filets maillants et par pêche électrique de bordure (héron). Toutes ces pêches ont été réalisées au début de l'été pour suivre l'évolution du peuplement suite à des travaux d'aménagement hydraulique du site. Ces informations sont extraites de diverses études menées notamment pour établir un état des lieux antérieur à la reconnexion du marais au canal des étangs (Peron, 1997; Roqueplo, 2000).

Une nouvelle étude a ensuite été effectuée en 2008 par la Fédération Départementale des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique de Gironde pour mesurer l'évolution du peuplement dix ans après les travaux (FDAAPPMA33, 2009). Ainsi, la zone littorale a aussi été prospectée à l'électricité (héron) à partir de deux embarcations attachées. Dix stations ont été échantillonnées ; elles représentent la diversité des habitats littoraux. Onze araignées de diverses tailles de mailles (comprises entre 10 et 60 mm) ont été posées en zones plus profondes. Les filets étaient laissés en pêche pendant une journée. Ces pêches ont été réalisées au moins de juin et le détail des efforts déployés sont décrit dans le rapport cité en référence (FDAAPPMA33, 2009).

Une nouvelle pêche a été réalisée par la Fédération de pêche de Gironde au printemps 2018 (pas de temps de 10 ans entre deux pêches). Il s'agit d'une pêche électrique en bateau (Aigrette) et de poses de filets maillants de type araignées, les mêmes que ceux utilisés en 2008 (d'Elbée et al., 2018).

Les techniques mises en œuvre depuis 1979 ont évolué mais il semblerait que les suivis aient été réalisés la plupart du temps sur les mêmes stations (d'Elbée et al., 2018). Les informations données ici sont extraites des rapports cités dans ce paragraphe qui font déjà état d'une analyse du changement du peuplement. Peu de données brutes, propriétés de la réserve naturelle, ont pu être récupérées ce qui limite nos analyses.

TABLEAU 2.15 – Liste des inventaires piscicoles répertoriés et disponibilité des données dans l'étang de Cousseau. AR : abondances relatives des espèces.

Années	Engins de capture	Type de de données	Objectif	Source	Récupération des données
1979	Pêche électrique, filets maillants	AR numériques et pondérales	Inventaire piscicole	CEMAGREF	Partielle et indirecte (rapport)
1980	Pêche électrique, filets maillants	AR numériques et pondérales	Inventaire piscicole	CEMAGREF / GEREA	Partielle et indirecte (rapport)
1981	Pêche électrique, filets maillants	AR numériques et pondérales	Inventaire piscicole	CEMAGREF / GEREA	Partielle et indirecte (rapport)
1998	Pêche électrique, verveux, filets maillants et nasses	AR numériques et pondérales	Inventaire piscicole	CEMAGREF	Partielle et indirecte (rapport)
2008	Pêche électrique, filets maillants	AR numériques et pondérales	Inventaire piscicole	FDAAPPMA 33	Oui
2018	Pêche électrique, filets maillants type araignées	AR numériques et pondérales	Inventaire piscicole	FDAAPPMA 33	Partielles et indirecte (rapport)

2.2.6.2 Le peuplement piscicole

Richesse et composition spécifique

Richesse spécifique Seize espèces ont été capturées sur l'ensemble des pêches et de la période considérée (Tableau 2.16).

Sur les 40 ans de suivi, la richesse spécifique a peu varié. En terme de composition, si l'on exclu les brèmes et les cyprinidés non identifiés, les changements concernent :

— L'apparition de l'ablette (*Alburnus alburnus*) et de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) dans les années 2000 puis plus récemment du silure (*Silurus glanis*) et de la grémille (*Gymnocephalus cernua*) ;

— La disparition de la carpe (*Cyprinus carpio*) et de la tanche (*Tinca tinca*) dans les années 1990 et plus récemment du poisson chat (*Ameiurus melas*) que l'on ne retrouve pas dans la dernière pêche.

L'utilisation récente des outils génétiques a conduit à une révision de la taxonomie de l'ichtyofaune. En 2014, en France, la présence de plusieurs espèces de brochets dont le brochet aquitain endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour) a été mise en évidence (Denys et al., 2014). Le brochet commun, originaire du nord de la France et de l'Europe a été introduit dans le sud-ouest de la France par l'homme, notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait d'après les études en cours, la population du lac serait

TABLEAU 2.16 – Changement de la composition spécifique du peuplement entre 1980 et 2018 sur l'étang de Cousseau.

Nom latin	Nom commun	1980*	1998	2008	2018
Abramis brama ou *Blicca bjoerkna*	Brème spp.	X	X	X	
Abramis brama	Brème commune				X
Alburnus alburnus	Ablette			X	X
Ameiurus melas	Poisson chat	X	X	X	
Anguilla anguilla	Anguille d'Europe	X	X	X	X
Blicca bjoerkna	Brème bordelière				X
Cyprinus carpio	Carpe commune	X			
Esox aquitanicus ou lucius	Brochet spp.	X	X	X	X
Gambusia affinis ou holbrooki	Gambusie spp.	X	X	X	X
Gymnocephalus cernua	Grémille				X
Lepomis gibbosus	Perche soleil	X	X	X	X
Perca fluviatilis	Perche commune	X	X	X	X
Rutilus rutilus	Gardon	X	X	X	X
Sander lucioperca	Sandre	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	X	X	X	X
Silurus glanis	Silure				X
Tinca tinca	Tanche	X	X		
Cyprinidé non déterminé		X	X		X
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane			X	X

* Synthèse obtenue dans le rapport Roqueplo (2000).

composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Abondances relatives des espèces

Il semblerait que, dans les années 1980-1990, le peuplement soit dominé par une espèce exotique, la perche soleil, qui avec le poisson chat représentait plus de 50% du peuplement (Roqueplo, 2000). Les biomasses et effectifs de ces deux espèces semblaient en augmentation entre 1979 et 1998 au détriment des espèces natives. Les biomasses de carnassiers étaient très importantes car le poisson chat, le sandre et le brochet représentaient respectivement environ 40, 20 et 15 % de la biomasse échantillonnée dans l'étang. Un déséquilibre prédateurs/proies était noté avec un déficit de juvéniles, la prédation étant une des hypothèses évoquées en explication (Roqueplo, 2000).

Les abondances relatives ont pu être calculées uniquement sur la pêche de 2008. Ces informations isolées n'apportent pas grand-chose sur la dynamique du peuplement mais peuvent servir de référence pour les futures analyses.

TABLEAU 2.17 – Occurrence des espèces capturées sur l'étang de Cousseau en fonction des différents type de pêche.

	Pêche électrique		Filets	
Nom latin	Effectif	%	Effectif	%
Alburnus alburnus	1	<1	37	33
Ameiurus melas	13	5	1	<1
Anguilla anguilla	66	27	1	<1
Blicca bjoerkna	2	<1	9	8
Esox aquitanicus ou lucius	36	15	5	4
Gambusia affinis	1	<1		
Lepomis gibbosus	87	35		
Perca fluviatilis	31	13	13	12
Rutilus rutilus			35	31
Sander lucioperca			8	7
Scardinius erythrophthalmus	9	4	4	4

TABLEAU 2.18 – Abondance pondérale des espèces capturées à l'électricité en bordure et aux filets maillants sur l'étang de Cousseau.

	Pêche électrique		Filets	
Nom latin	Biomasse	%	Biomasse	%
Alburnus alburnus	2	<1	378	1
Ameiurus melas	684	7	20	<1
Anguilla anguilla	5172	50	1050	3
Blicca bjoerkna	138	1	2151	7
Esox aquitanicus ou lucius	1322	13	8563	28
Gambusia affinis	1	<1		
Lepomis gibbosus	1202	12		
Perca fluviatilis	1578	15	2648	9
Rutilus rutilus			1175	4
Sander lucioperca			14428	47
Scardinius erythrophthalmus	219	2	158	<1

Densité et structure en taille

Sur la période 1980-1990, une faiblesse des effectifs de jeunes individus est notée (Roqueplo, 2000). En 2008 et 2018, les classes de tailles données dans le rapport ne mettent pas en évidence de problème de reproduction car de petits individus ont été capturés pour la plupart des espèces.

Les densités de poissons ont été approchées à comparaison des CPUEs entre 1979 et 1998 (Roqueplo, 2000) puis entre 2008 et 2018 (d'Elbée et al., 2018). Sur la première période, une baisse des densités de poissons était observée. Entre 2008 et 2018, les résultats présentés sous forme graphique par espèce et par engin, ne permettent pas d'avoir une image du changement de la densité globale de poissons qui ne semble d'ailleurs pas comparable. . .

TABLEAU 2.19 – Actions de gestion entreprises sur l'étang du Cousseau.

Date	Actions sur le milieu	Effets
1987	Elargissement et curage du canal des étangs	Isolement hydraulique du plan d'eau au canal des étangs
1999	Travaux sur les canaux d'entrés et de sortie de l'étang sur le canal des étangs	Reconnexion hydraulique au canal des étangs
2016	Mise en place de passes à poissons multi-espèces au niveau de l'entrée et sortie du marais de Cousseau avec le canal des étangs.	Amélioration de la connexion piscicole avec le canal des étangs Suivi par inventaire piscicole de la passe à poissons du canal d'entrée et d'évacuation

2.2.6.3 La gestion piscicole

L'étang de Cousseau est sur le périmètre d'une Reserve Naturelle Nationale du même nom. La pêche n'est pas autorisée et il n'est pas accessible en véhicule à moteur. Il a fait l'objet d'alevinage en civelles : 150 kg en 2012 et 180 kg en 2014 (Rigaud et al., 2015).

D'un point de vue hydraulique, en 1978, le marais de Cousseau s'est retrouvé isolé du canal des étangs (Tableau 2.19). En 1999, une reconnexion hydraulique entre le marais et le canal a été effectuée. En 2016, une passe à poisson multi espèces a été installée à l'entrée et une autre à la sortie du marais de Cousseau qui assure la connexion avec le canal des étangs.

2.2.6.4 Synthèse

Les données disponibles sur 40 ans permettent de discuter des évolutions potentielles du peuplement piscicole de l'étang et d'inférer des hypothèses sur l'impact de la gestion hydraulique. On pourra se référer aux rapports d'étude de 2008 et 2018, qui font état du changement des peuplements (d'Elbée et al., 2018; FDAAPPMA33, 2009). Néanmoins, l'absence des données de terrain limite notre propre capacité d'analyse.

Ainsi, il semblerait que les aménagements réalisés (reconnexion de l'étang au réseau, gestion des niveaux d'eau, mise en place de passes à poissons) se soient traduits par une amélioration du peuplement dans l'étang, notamment par une diminution (disparition ?) des espèces non natives (poisson chat en particulier, perche soleil), un meilleur équilibre prédateur/proies et un meilleur recrutement, les jeunes stades se développant plutôt dans le marais, l'étang étant considérée comme une zone de grossissement.

En revanche la présence du silure et de la grémille lors du dernier échantillonnage de l'étang en 2018 est préoccupante de même qu'une diminution de l'abondance du brochet.

2.3 Lac de Lacanau

TABLEAU 2.20 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur le lac de Lacanau (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Moyen	Moyen	Moyen
2010	Moyen	Moyen	Bon
2011	Moyen	Moyen	Bon
2012	Moyen	Moyen	Bon
2013	Moyen	Mauvais	Très bon
2014	Moyen	Médiocre	Bon
2015	Très bon	Très bon	Très bon
2016	Moyen	Très bon	Bon
2017	Très bon	Très bon	Très bon

2.3.1 Caractéristiques du plan d'eau

Le lac de Lacanau, situé sur la commune éponyme, est le plan d'eau le plus en aval des 3 lacs médocains étudiés. D'une superficie totale de 16,2 km^2, ce lac possède une profondeur maximale de 7,3m et une profondeur moyenne de 2,4m (Agence de l'Eau Adour Garonne). Son volume moyen est estimé à 59 millions de m^3 avec un taux de renouvellement de 2,34 soit un temps de séjour de 156 (Agence de l'Eau Adour Garonne). Ses principaux tributaires sont les crastes du Pont des tables, de Planquehaute et celle de Caupos. Son bassin versant s'étend sur 760,47 km^2 (Fig. 2.35), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 46,86 (Jamoneau et al., 2021).

Avant le XVIIIe siècle, le lac de Lacanau ne formait, avec le lacs de Carcans-Hourtin et l'étang de Cousseau, qu'un unique et vaste plan d'eau ('le 'Grand étang doux du Médoc') qui s'allongeait vraisemblablement sur plus de 60 km (Fig. 2.2). La création du canal des étangs au XIXe siècle, permettant de relier les deux lacs entre eux et au bassin d'Arcachon, a permis la régulation du niveau des eaux, a participé à l'assèchement des marais avoisinant et a contribué ainsi à définitivement acter la séparation physique de ces plans d'eau (SIAEBVELG, 2015).

A l'image de la majorité des lacs et étangs du littoral, il possède une forte dissymétrie bathymétrique est-ouest (pentes fortes à l'ouest et très faibles à l'est). D'après les données de 2009-2017, il est considéré dans un état écologique généralement 'moyen', un état physico-chimique plutôt moyen et un état biologique généralement bon (de l'Eau Adour Garonne, 2016, Tableau 2.20) et son niveau trophique est qualifié de 'méso-eutrophe' (critères O.C.D.E., 1982). Il est géré par le Syndicat Intercommunal d'Aménagement des Eaux du Bassin Versant et Etangs du Littoral Girondin (SIABVELG).

2.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

2.3.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de Lacanau [7] est d'environ 56000 habitants pour une densité d'environs 74 hab/km^2 en 2017, ce qui reste relativement faible à l'échelle des lacs du littoral

7. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

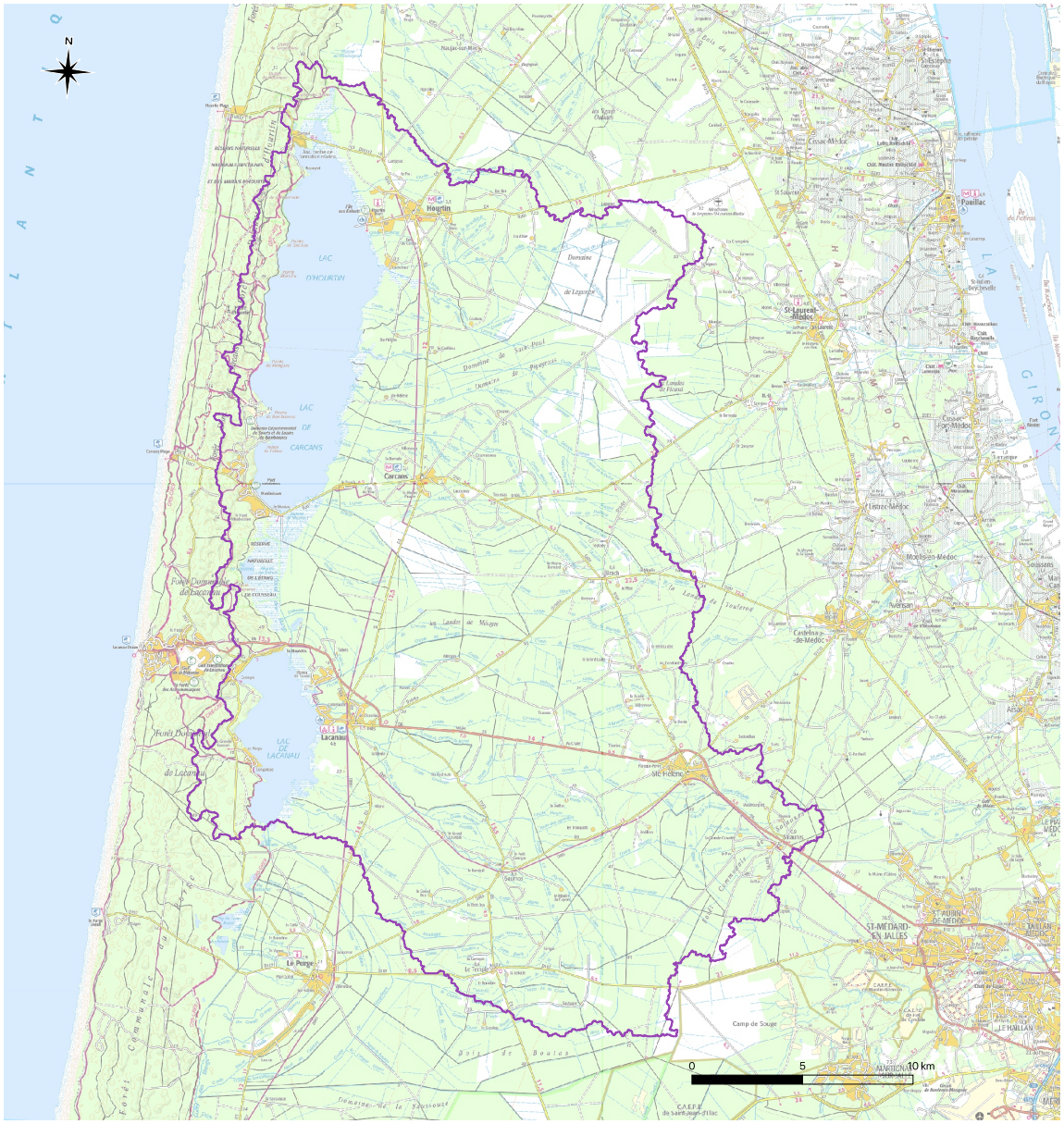


FIGURE 2.35 – Localisation et délimitation du lac de Lacanau et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

aquitain (Fig. 2.3). Le taux d'accroissement de la population a constamment augmenté depuis les années 90 pour atteindre une valeur d'environ 50% en 2017.

L'activité touristique sur le lac de Lacanau est particulièrement forte. Le lac compte environ 400 emplacements de bateaux (SIAEBVELG, 2013) et 2 plages surveillées. L'été la population des communes de Lacanau et de Hourtin est multiplié par plus de 15 et en 2008 plus de 50% des logements des communes de Lacanau, Carcans et Hourtin est représenté par des résidences secondaires (SIAEBVELG, 2015).

La chasse et la pêche sont des activités traditionnelles pratiquées sur le lac de Carcans-Hourtin. Plus de 90 'tonnes' (cabanes de chasse) ponctuent ainsi le littoral du lac de Lacanau, et sont aménagées pour la pratique de la chasse au gibier d'eau. Les activités nautiques sont aussi bien représentées sur le lac (ski-nautique, école de voile, stand-up paddle...) et de nombreux circuits de randonnées pédestres ou itinéraires cyclables serpentent aussi les berges du lac.

2.3.2.2 Le réseau d'assainissement

Tous les rejets concernant les stations d'épurations ou les rejets industriels appartiennent aux bassins versants amont de Carcans-Hourtin et de Cousseau (cf. § 2.1.2.2 et 2.2.2.2).

2.3.2.3 Le paysage et les changements paysagers

L'occupation du sol sur le bassin versant du lac de Lacanau est comparable à celle du bassin versant de Carcans-Hourtin, qui représente près de la moitié de son bassin versant[8]. Il est principalement occupé par les plantations de pins et la forêt (plus de 75%), les champs cultivés (*ca.* 7%) et la surface en eau (*ca.* 8%) représentée par le lac de Carcans-Hourtin (Tab. 2.21).

A l'image de ce qui a été observé sur la bassin versant de Carcans-Hourtin, la surface représentée par les plantations de pins et la forêt n'a cessé d'augmenter depuis les années 1945 (+73%) en remplacement des surfaces de prairies et de landes (Fig. 2.36 et 2.37). La surface de ces dernières a en effet chuté de plus de 92% depuis les années 45. Notons cependant ici que les incendies qui ont détruit plus de 500000 ha de forêt entre 1937 et 1947 (Sargos, 1997), ont peut être contribuer à surestimer la surface initiale de landes et de prairies en raison de la qualité des images aériennes de cette période (*i.e.* ces surfaces incendiées ont potentiellement été qualifiées de landes). Néanmoins, des études plus locales confirment la disparition de ces espaces (des Forêts, 2010, 2014; Rabourdin, 2017), suggérant que, même si la proportion de prairies et de milieux ouverts semi-naturels en 1945 est surestimée, la tendance globale observée (i.e. forte diminution de ces surfaces) reste une forte réalité sur ce bassins versant.

A l'échelle du bassin versant le taux de changement des autres types d'occupation du sol au cours du temps est relativement similaire, chaque type d'occupation du sol ayant doublé entre les années 45 et les années 2000 (Fig. 2.37). Les zones urbaines, semi-urbaines et forestières ont une dynamique régulière au cours du temps, alors que les champs cultivés semblent s'être essentiellement développés entre les années 1965 et 1985. Ces derniers sont essentiellement occupés par des plantations de maïs qui représentent plus de 75% des surfaces déclarées[9] (Fig. 2.38). Les cultures légumières viennent compléter l'essentiel de l'occupation agricole du bassin

8. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
9. voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

TABLEAU 2.21 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du lac de Lacanau entre 1945 et 2002. Note : la surface du lac a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	44.37	63.72	73.14	76.89
Champs cultivés	3.77	4.05	7.36	7.06
Prairies	41.31	20.99	7.01	3.22
Eau	8.21	8.18	8.35	8.29
Urbain	1.26	1.53	1.75	2.37
Semi-urbain	1.07	1.40	1.83	2.17
Non déterminé	0.00	0.13	0.58	0.00

versant. Les proportions représentées par les différents types de culture sont relativement stables dans le temps (notons que les cultures de semences ne sont plus recensés à partir de 2014 et de la mise en oeuvre de la nouvelle Politique Agricole Commune, et qu'il est vraisemblable que ces espaces correspondaient sur le territoire à une culture de maïs semence, l'Aquitaine étant la première région productrice de maïs semence, Maiz'Europ', 2017). Les quelques surfaces en champs cultivés (0,3%) présents dans un rayon de 100m autour du lac en 1945 ont quant à elle aujourd'hui complètement disparues (Fig. 2.37).

En revanche, à proximité immédiate des rives du lac, les espaces semi-urbains ont considérablement augmenté entre les années 1945 et 1985 (+277%, Fig. 2.37). Cette augmentation est lié à la construction de nombreux lotissements et campings sur les rives du lac, tel que la création de la marina de Talaris, la construction du quartier de Jeanton à Lacanau, ou les nombreux aménagements effectués sur la rive ouest du lac, autour de Longarisse et de Carreyre, tel que le camping de la pointe du Tedey.

2.3.3 Hydromorphologie

2.3.3.1 Niveaux d'eau

La variation temporelle des niveaux d'eau des lacs médocains a été soigneusement étudiée dans une étude de 2014 (SIAEBVELG, 2014). Le niveau du lac de Lacanau est controlé en amont par l'écluse de Montaut situé à l'exutoire du lac de Carcans-Hourtin au niveau de Maubuisson, et en aval par l'écluse de Batejin, récemment reconstruite (2017). Le niveau moyen du lac entre 1978 et 2018 est de 13.31m NGF (Fig. 2.39). D'après le règlement d'eau (arrêté préfectoral de 2017) les cote d'alertes sécheresse et inondations sont respectivement fixées à 12.8 et 13.6m respectivement.

Les apports d'eau du lac de Lacanau proviennent essentiellement des crastes (90%) et des précipitations (10%), les apports souterrains étant négligeables (Buquet, 2017). En raison de sa petite taille par rapport à la taille de son bassin versant, l'apport par les crastes est bien supérieur

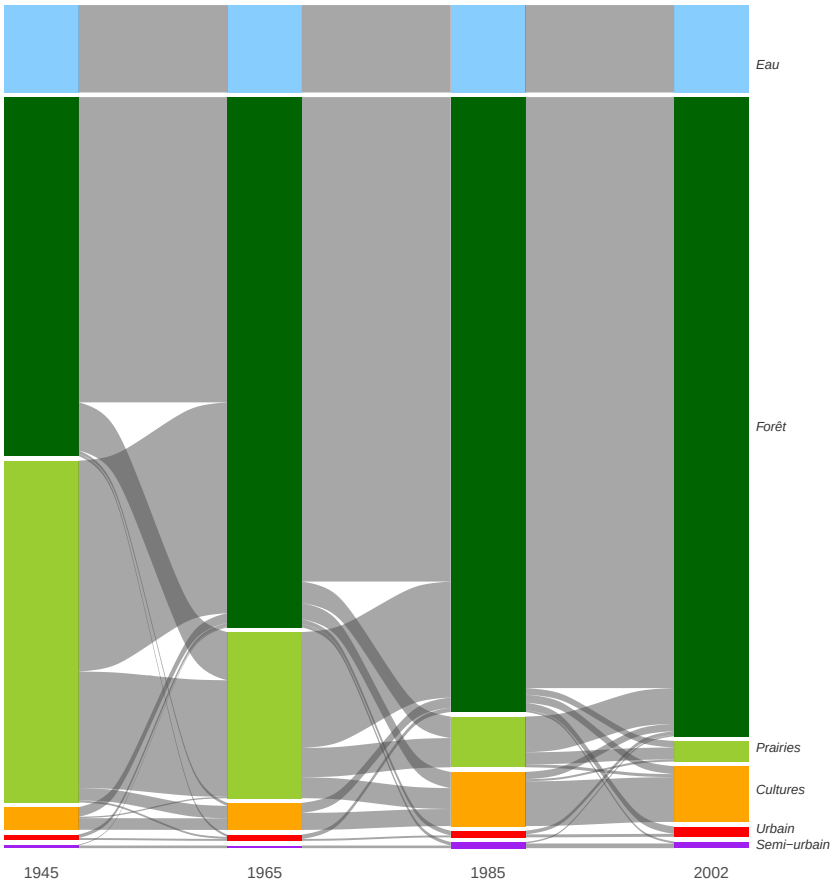


FIGURE 2.36 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de Lacanau. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

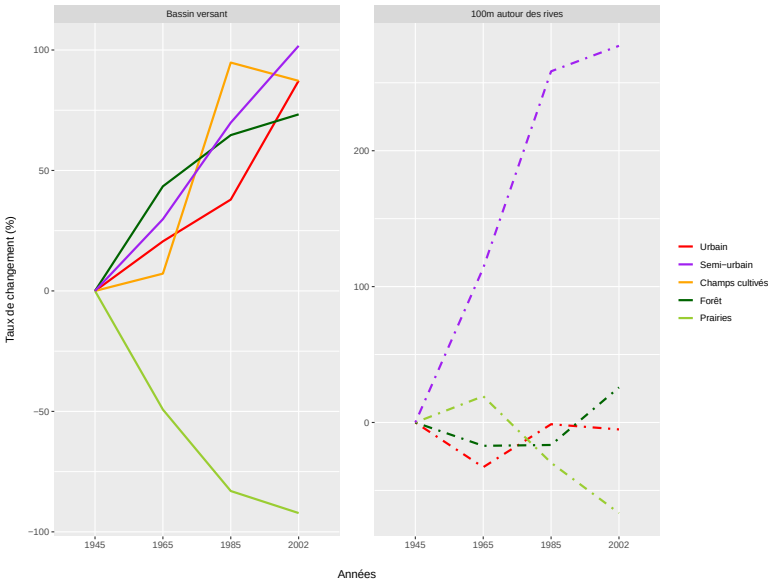


FIGURE 2.37 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives du lac de Lacanau (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

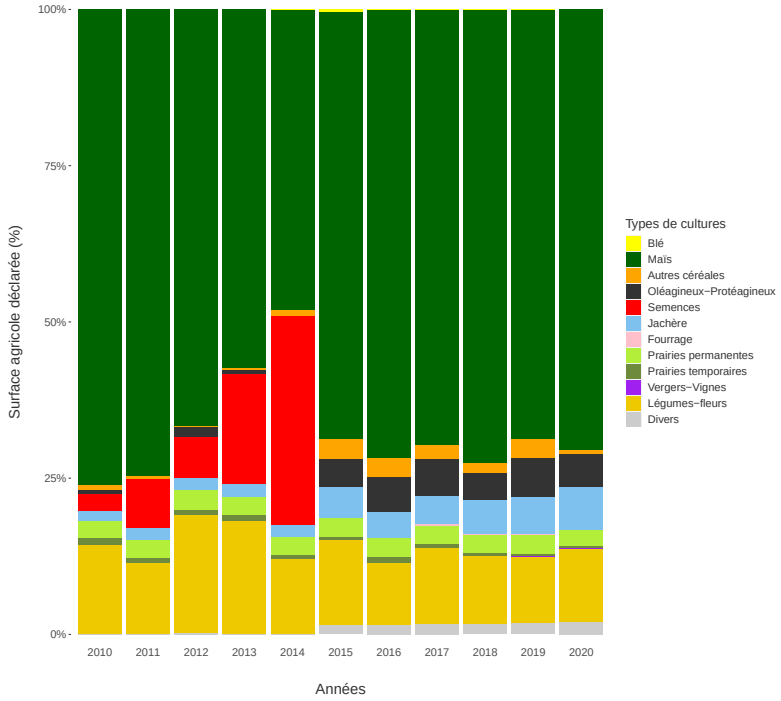


FIGURE 2.38 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Lacanau.

à celui des précipitations et provient essentiellement du canal des étangs, *i.e.* du lac de Carcans-Hourtin.

Le niveau le plus bas est généralement observé à l'automne, et particulièrement aux mois de septembre et d'octobre (Fig. 2.40). On peut remarquer que la cote d'alerte sécheresse n'est quasiment jamais atteinte contrairement à celle de Carcans-Hourtin. Elle n'a en effet été atteinte qu'une seule fois en novembre 1978 (Fig. 2.39). La recharge du lac au printemps est en effet suffisante pour prévenir une trop faible quantité d'eau dans le lac.

La cote d'alerte inondation est en revanche dépassée beaucoup plus souvent, surtout avant les années 2000. En moyenne, et toutes années confondues, le niveau du lac est à son maximum pendant la période hivernale et en particulier au cours des mois de avril-mai (Fig. 2.40) soit légèrement décalé dans le temps par rapport au lac de Carcans-Hourtin. Des niveaux d'eau particulièrement hauts ont été observés pendant l'hiver 1978, 1979, 1982, 1983, 1984, 1988, 1992, 1994, 2000, 2013 et 2014. Ainsi depuis plus de 40 ans, la cote alerte inondation a été dépassé 13 années, soit environ 1 année sur 3. Ainsi sa taille et sa position dans le bassin versant rendent le lac de Lacanau particulièrement sensible aux inondations (SIAEBVELG, 2014). L'intensité moindre des crues sur le lac depuis les années 2000 est vraisemblablement liée à une meilleure gestion des niveaux acquise par l'expérience des gestionnaires.

Cette gestion a une conséquence très nette sur le marnage du lac, à l'image de ce qui est observé sur le lacs de Carcans-Hourtin. Entre 1978 et 2018, on observe en effet une diminution forte du marnage s'évaluant de l'ordre de 13mm par an, soit encore plus marqué que pour le lac de Carcans-Hourtin (régression linéaire $-0.013x + 26.6$, $R^2_{aj} = 0.29$, Fig. 2.41). Ainsi, alors que le marnage était en moyenne de l'ordre de 80cm par an entre 1978 et 1987, celui-ci n'est plus actuellement que de 43cm sur la période 2008-2018, soit une intensité presque diminué par 2.

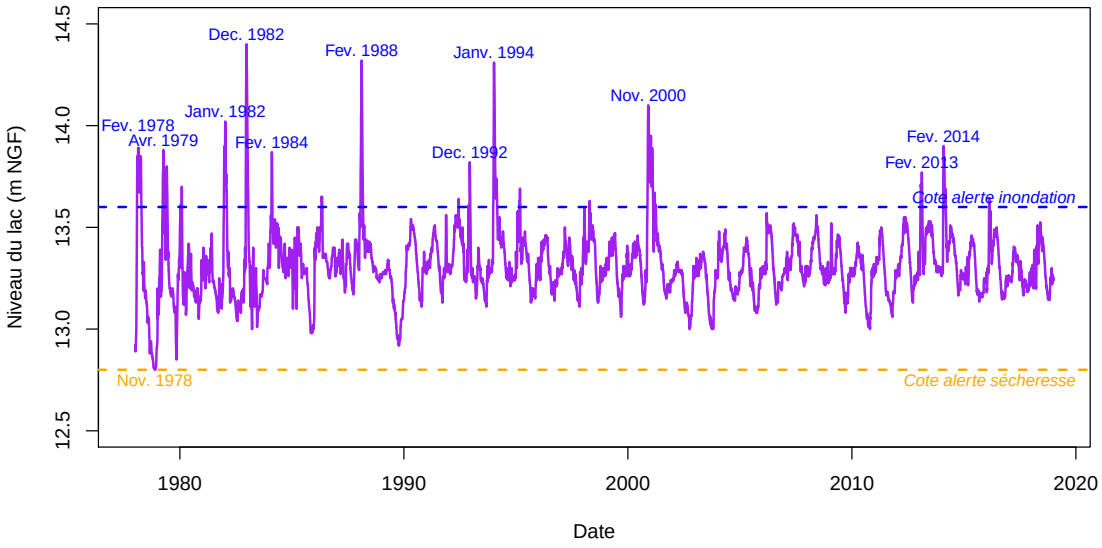


FIGURE 2.39 – Variation journalière du niveau du lac de Lacanau entre 1978 et 2018.

Ces résultats semblent pourtant contradictoires avec la dynamique des cotes minimales et maximales observée en fonction des saisons (Fig. 2.42). On observe en effet une tendance significative à l'augmentation des cotes minimales au printemps, automne et hiver[10] et une diminution des cotes maximales en hiver. Cependant, l'augmentation des cotes minimales ne tiens qu'aux deux cotes très basses observées en 1978 et 1979, soit juste après la construction de l'écluse de Montaut (régressions non significatives si on retire ces deux valeurs). En revanche on observe une diminution significative de la cote maximale du lac en hiver, en accord avec les résultats observés par le SIAEBVELG (2014). En revanche la pente observé semble plus importante que les résultats avancés par le SIAEBVELG (2014) (0.1m en 35 ans) puisque la tendance observée suggère une diminution de l'ordre de 1cm par an (régression linéaire $-0.011x + 34.65$, $R^2_{aj} = 0.14$) soit une baisse de 0.40m en 40 ans. L'analyse des données révèle aussi que la cote médiane du lac à tendance à augmenter légèrement en été depuis 40 ans (environ 3mm par an, régression linéaire $-0.003x + 7.06$, $R^2_{aj} = 0.11$).

A l'image des observations effectuées sur le lac de Carcans-Hourtin, on observe que la gestion des niveaux semble de mieux en mieux controlée avec le temps, se traduisant notamment par un marnage beaucoup moins important sur le lac de Lacanau, en particulier lié à des cotes maximales en forte baisse depuis 40 ans. Il serait extrêmement intéressant de pouvoir recueillir des données de niveaux d'eau avant 1978 et la construction de l'écluse de Montaut, de manière à pouvoir évaluer le fonctionnement naturel du lac avant la mise en oeuvre de cette gestion, et l'influence de ce seuil sur le niveau du lac. A priori, la cote de 15m aurait notamment été dépassée plusieurs fois entre les années 50 et 60 (SIAEBVELG, 2014).

10. l'hiver étant défini par les mois de décembre, janvier et février, le printemps par les mois de mars, avril et mai, l'été par les mois de juin, juillet et aout et l'automne par les mois de septembre, octobre et novembre.

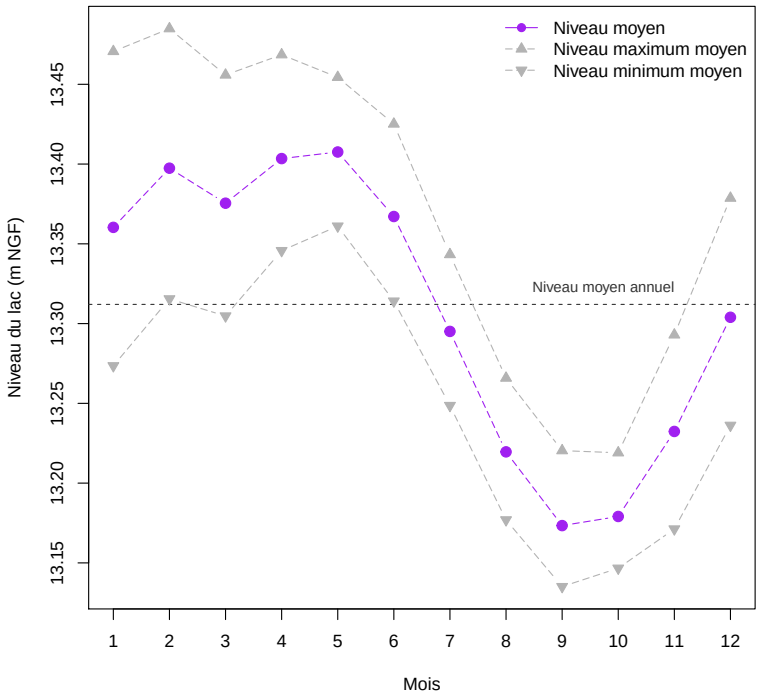


FIGURE 2.40 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau du lac de Lacanau en fonction des mois de l'année. La ligne hachurée violette représente la valeur moyenne annuelle.

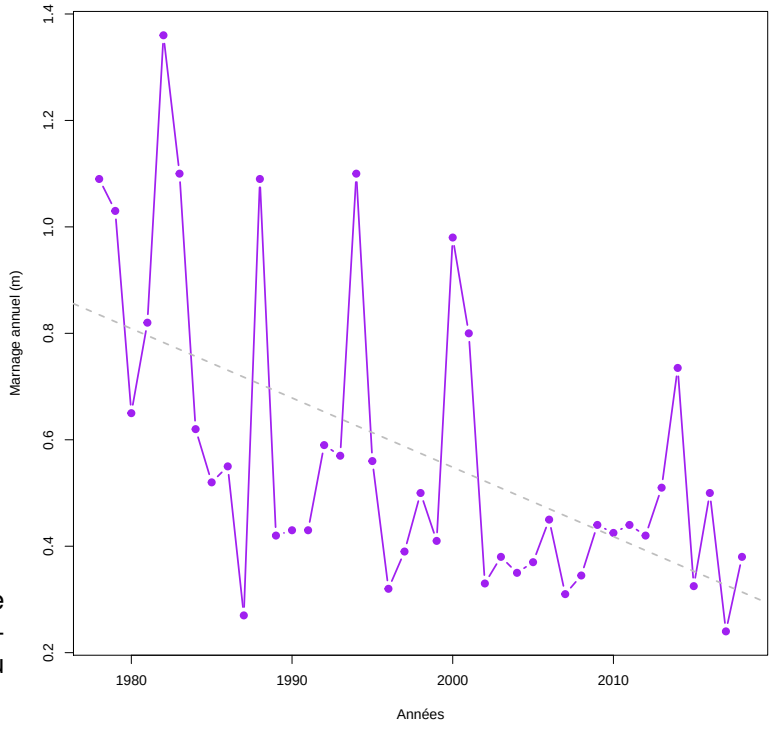


FIGURE 2.41 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur le lac de Lacanau entre 1978 et 2018.

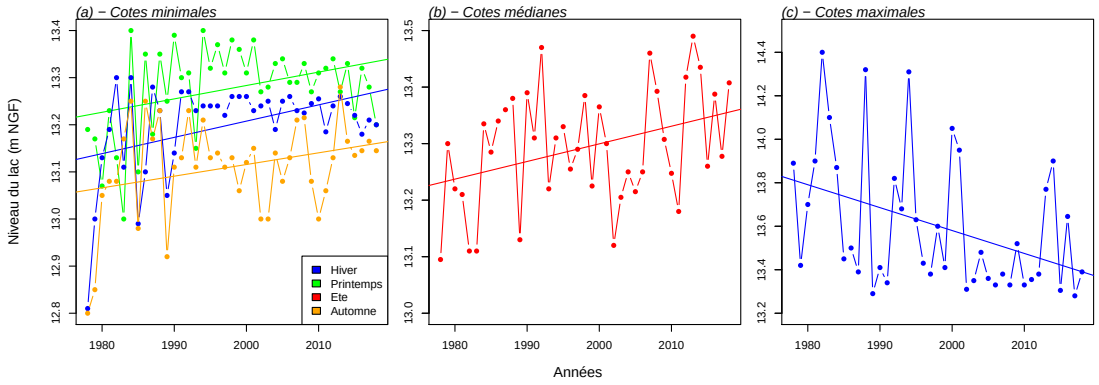


FIGURE 2.42 – Variation des cotes minimales (a), médianes (b) et maximales (c) annuelles du lac de Lacanau entre 1978 et 2018 en fonction des saisons. Seules les tendances significatives sont présentées (α<0.05 pour des modèles linéaires).

2.3.4 Physico-chimie

2.3.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur le lac de Lacanau la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans montre une augmentation significative de la température en été (régression linéaire $0.014x - 5.68$, $R^2_{aj} = 0.06$, $pvalue = 0.04$) et au printemps (régression linéaire $0.015x - 16.89$, $R^2_{aj} = 0.07$, $pvalue = 0.02$) , soit plus de 0.1 ℃ tous les 10 ans (Fig. 2.43). Cependant, les analyses ne montrent pas de tendances significatives pour les autres saisons ou pour la moyenne annuelle. Cette tendance est identique sur le lac voisin de Carcans-Hourtin (Fig. 2.11) mais diffère des tendances observées sur les lacs du bassin versant d'Aureilhan (Fig. 3.11, 3.33, 3.65 et 3.93), de Léon (Fig. 4.12) ou de Soustons (Fig. 6.27 et 6.68), sur lesquels une augmentation de la température de l'eau, de l'ordre de 0.2 ℃ tous les 10 ans, est observée pour toutes les saisons et sur la moyenne annuelle. Cette absence d'augmentation de la température annuelle, automnale et hivernale et la plus faible augmentation des températures au printemps et en été sont probablement liées aux caractéristiques physiques des lacs médocains (*i.e.* grande taille, faible profondeur et volume réduit par rapport à la taille) conditionnant fortement la température de l'eau (voir Chapitre 8, Fig. 8.8).

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.50x - 954.21$, $R^2_{aj} = 0.16$, $pvalue = 0.001$), mais cette augmentation apparait plus importante que celle observée sur le lac

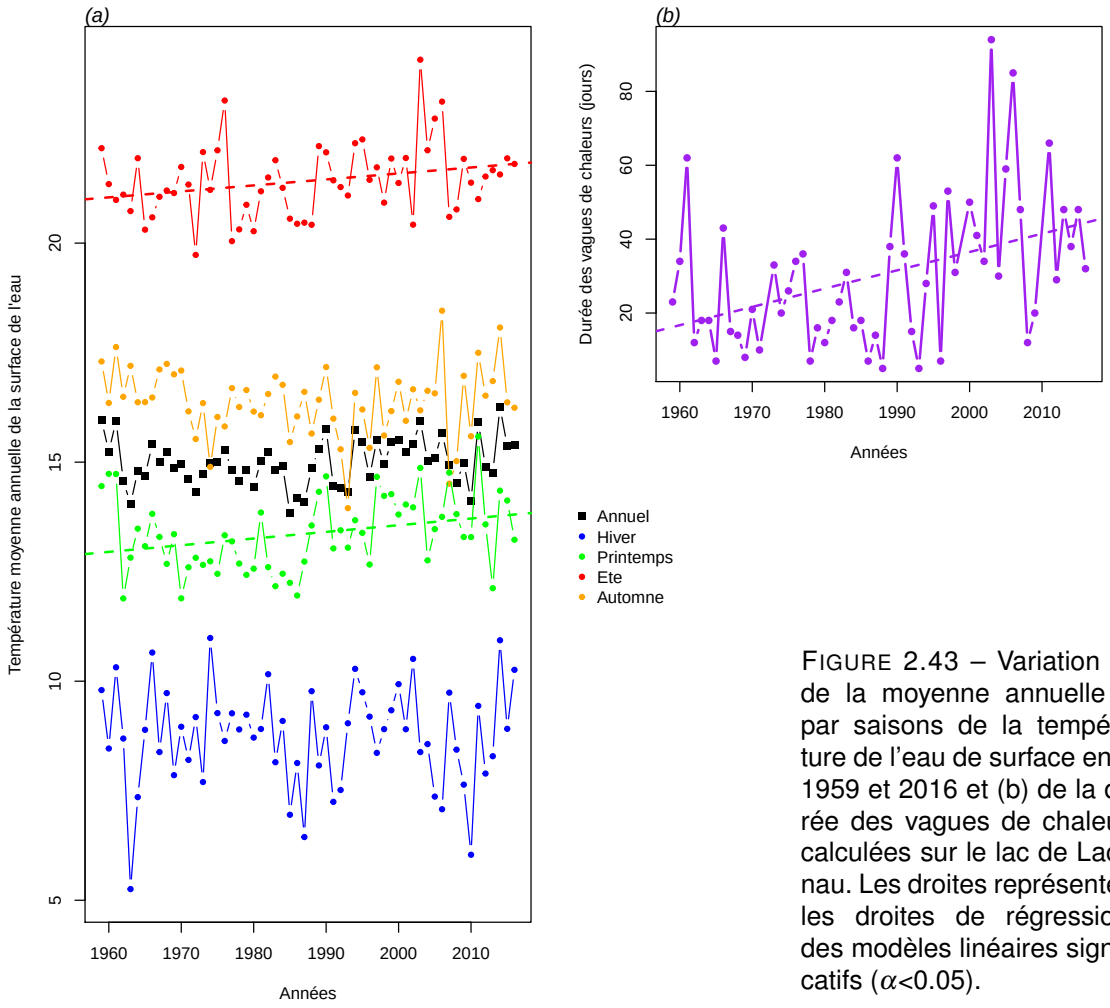


FIGURE 2.43 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur le lac de Lacanau. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

de Carcans-Hourtin (5j supplémentaires sur Lacanau en 10 ans contre 4 pour Carcans-Hourtin). Elle est cependant bien inférieure à celle observée sur les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse (9j), mais supérieure à celle des étangs du sud de la région d'étude (3j pour Léon, Blanc et Soustons).

2.3.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues,

courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

2.3.4.3 Chronique des diagnostics DCE

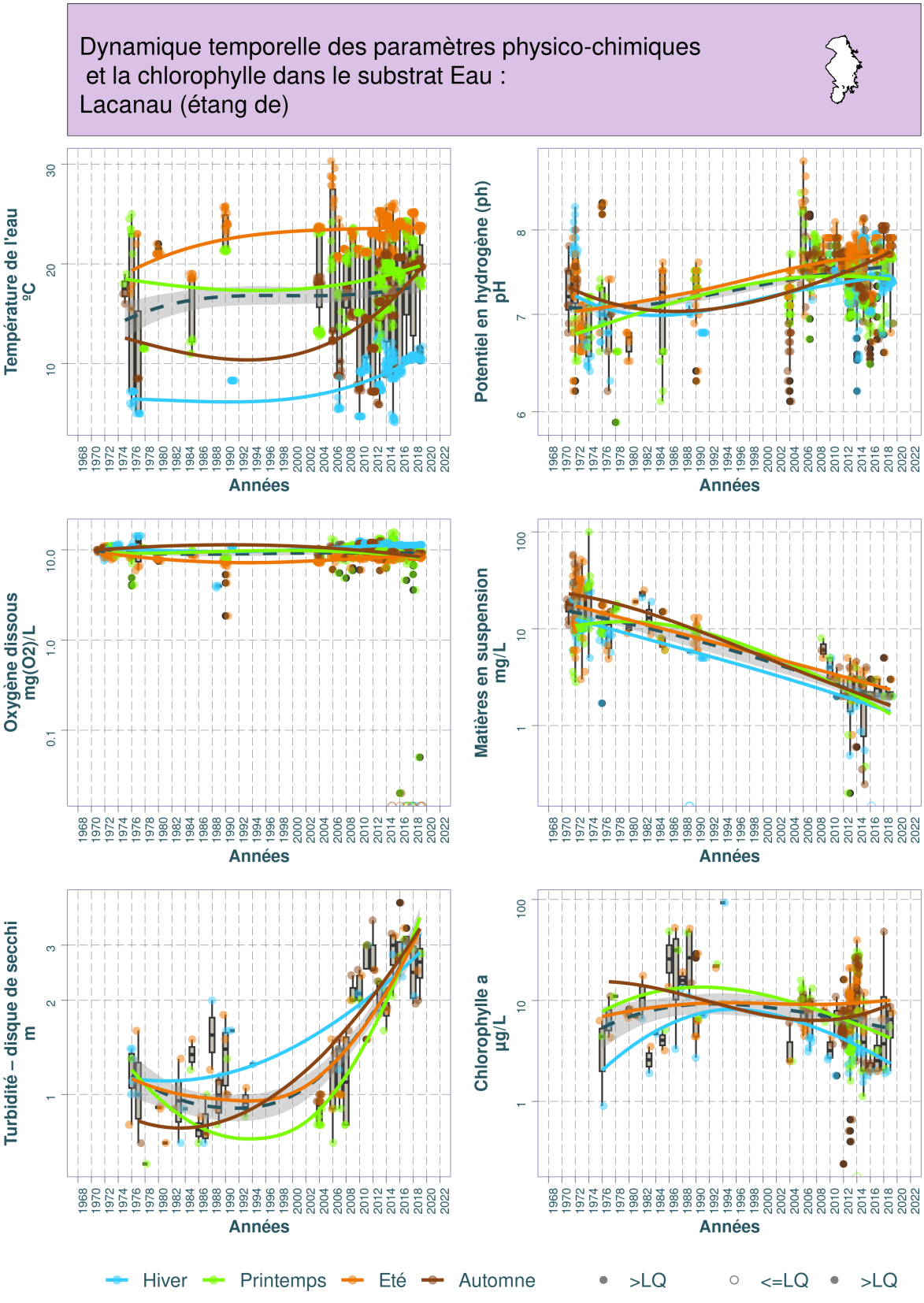
Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Le plan d'eau de Lacanau apparait plutôt en état mauvais à moyen dans les années 80 mais selon ces critères DCE mais on observe une amélioration continue de la qualité de l'eau, pour atteindre un très bon état depuis les derniers 10 ans (Fig. 2.47). Seul le phosphore total affiche régulièrement un état moyen (2004, 2008 et 2012).

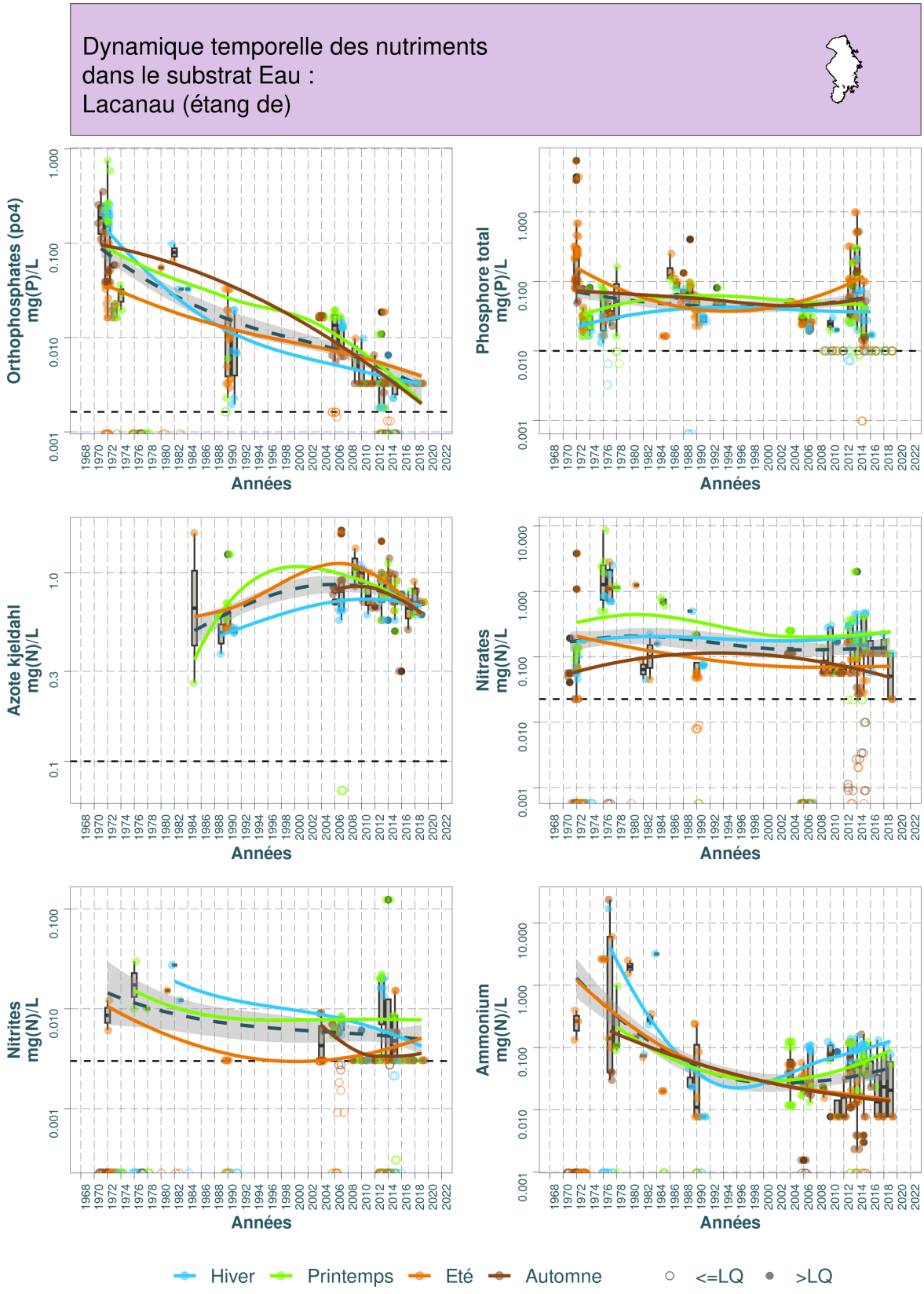
2.3.4.4 Synthèse

Sur le lac de Lacanau, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau au cours du temps et en particulier pendant les saisons estivales et automnales. Le pH est majoritairement compris entre 7 et 8 et semble augmenter au cours du temps. L'oxygène dissous demeure stable, proche de 10 mg/L durant



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 2.44 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le lac de Lacanau.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

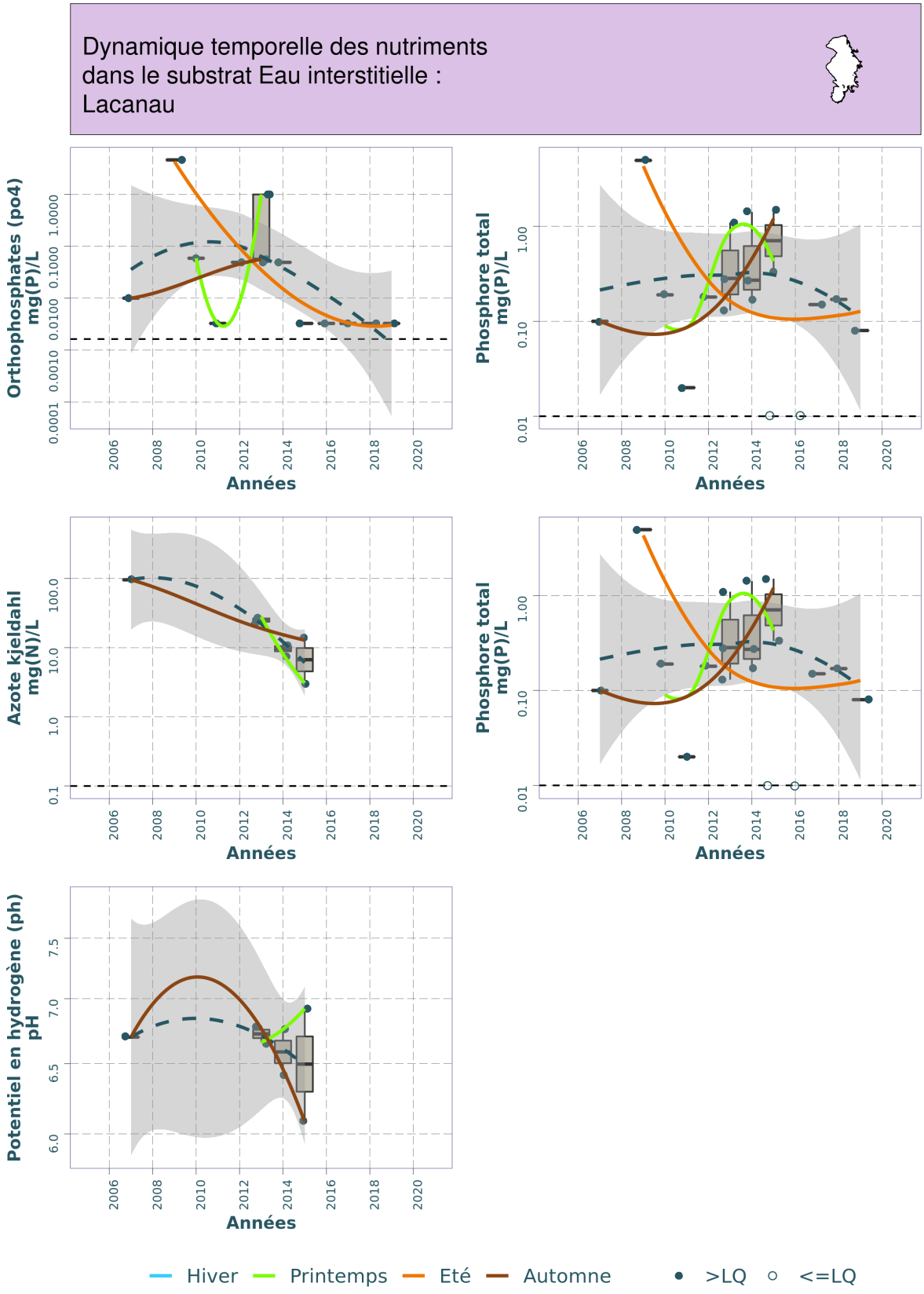
FIGURE 2.45 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le lac de Lacanau.

TABLEAU 2.22 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le lac de Lacanau.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Lacanau (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1971	2019	337	33.8%	0.0000	23.6000	0.0116	0.2292	0.0078	0.020(
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1985	2019	128	61.7%	0.0700	1.6800	0.7000	0.7555	0.1000	0.500(
Azote minéral	mg(N)/L	1990	2016	44	52.3%	0.0049	2.1232	0.1450	0.2355	0.0800	0.080(
Chlorophylle a	µg/L	1976	2019	312	19.9%	0.0000	93.0000	6.6900	9.3868	0.0500	1.000(
Matières en suspension	mg/L	1971	2019	271	25.1%	0.0000	100.0000	8.8000	11.6656	2.0000	5.000(
Nitrates	mg(N)/L	1971	2019	319	33.5%	0.0000	8.6000	0.0565	0.2101	0.0090	0.112(
Nitrites	mg(N)/L	1971	2019	315	33.3%	0.0000	0.1239	0.0000	0.0033	0.0030	0.010(
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1971	2019	324	33.6%	0.0000	0.7500	0.0036	0.0322	0.0016	0.003(
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1971	2019	1164	0.0%	0.0000	15.8000	9.3000	9.3983	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1972	2019	337	32.6%	0.0000	5.4785	0.0387	0.1074	0.0016	0.016(
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1971	2019	1220	1.8%	5.9000	8.9200	7.5000	7.4344	1.0000	1.000(
Température de l'eau	°C	1975	2019	1077	0.0%	4.1000	30.3000	18.5000	17.1540	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1976	2019	122	0.0%	0.6000	4.1000	1.3000	1.5919	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 2.46 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl et du pH dans l'eau interstitielle sur le lac de Lacanau.

TABLEAU 2.23 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le lac de Lacanau.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Lacanau [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2007	2019	24	62.5%	0.1980	23.0626	5.7276	6.1697	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	2007	2015	7	71.4%	3.0800	95.7000	14.5600	26.1914	0.5000	0.5000
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2007	2019	16	87.5%	0.0033	4.5980	0.0489	0.4333	0.0016	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	2007	2019	18	77.8%	0.0100	4.9500	0.1750	0.6149	0.0020	0.0500
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	2007	2015	7	42.9%	6.1000	6.9200	6.7000	6.6214	1.0000	1.0000

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

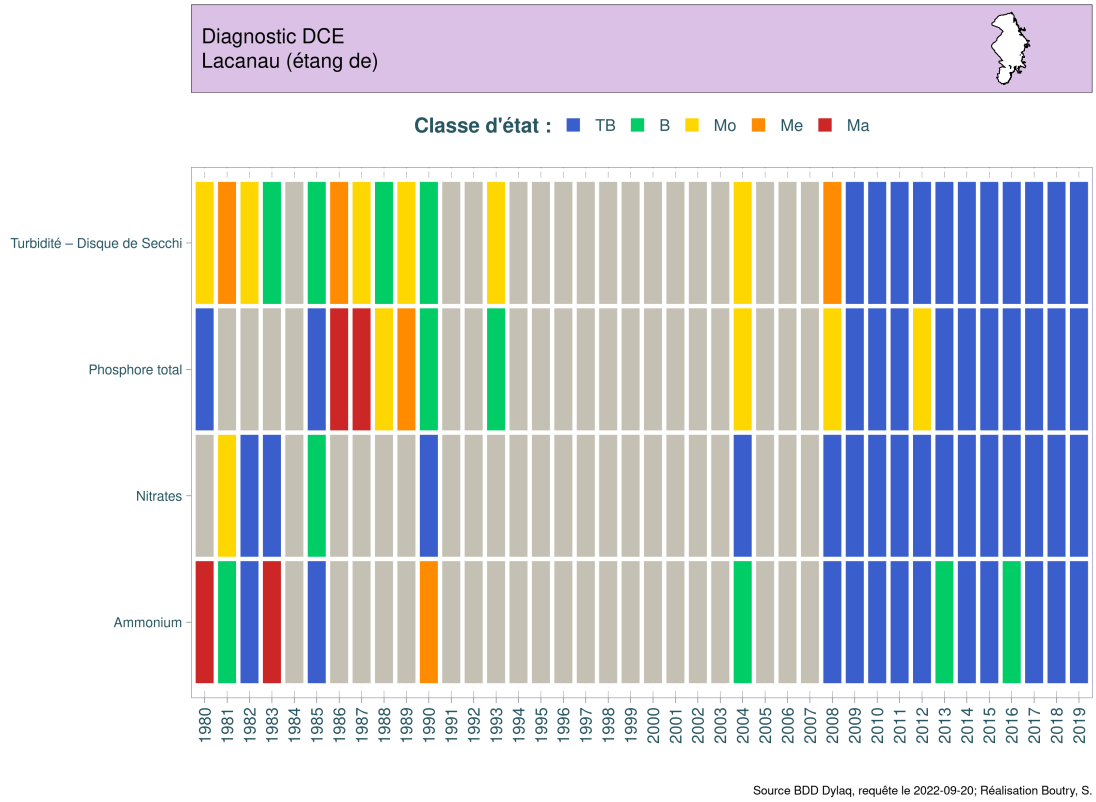


FIGURE 2.47 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le lac de Lacanau entre 1980 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

toute la chronique. Les matières en suspension subissent une forte décroissance (diminution d'au moins 1 unité log décimal) qui semble se traduire dans le même temps par une baisse de la turbidité ou encore une amélioration de la transparence. Quant à la chlorophylle a, il n'apparaît pas de tendance claire, ni interannuelle, ni intra-annuelle (i.e. saisonnalité).

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une relative stabilité est également observable pour les nitrates, ainsi que pour les nitrites. Il est à noter des concentrations très basses en nitrites, de l'ordre des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L. Enfin l'azote Kjeldahl suit une progression inverse des ammoniums, avec dans les deux cas des optimums atteints dans le courant des années 1990-début 2000. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Si par le passé l'état écologique des paramètres physico-chimique était plutôt considéré comme *'mauvais'* à *'moyen*', ce dernier s'est nettement amélioré depuis les années 2000 et peut aujourd'hui être considéré comme '*très bon*'.

2.3.5 Phytoplancton

Les premiers relevés de phytoplancton disponibles sur l'étang de Lacanau remontent à l'année 1985 sous la forme d'un court relevé phytoplanctonique de deux espèces (une algue verte et une cyanobactérie). Il faut ensuite attendre 2006 pour disposer de relevés de l'ensemble de la flore algale planctonique. Ces derniers ont été acquis avec ceux de 2007 dans le cadre de la thèse de Maria Cellamare (Cellamare, 2009). A partir de 2009, des campagnes d'analyses ont été réalisées chaque année permettant ainsi de disposer de douze ans de données jusqu'en 2020, associées à un suivi scientifique de 2013 à 2015 (Laplace-Treyture and Moreira, 2016; Laplace-Treyture and Prévost, 2014; Moreira et al., 2016). Dès 2006 les données respectent toutes le format type DCE, permettant pleinement la comparaison entre elles des quatorze années au total.

2.3.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

En 1985 la richesse est de seulement 2 taxons et ne peut donc pas être considérée comme un relevé complet. A partir de 2006 les richesses annuelles moyennes varient de 23 taxons au minimum en 2012 à près de 87 en 2006 (Fig. 2.48). Ces résultats sont calculés à partir de 3 à 12 campagnes par an. Elles sont variables d'une année à une autre, maximales durant la thèse en 2006 et 2007, et reviennent dans des valeurs moyennes entre 2009 et 2020. La moyenne des richesses annuelles est de 49 taxons sur les quatorze ans. En dehors de la thèse, les richesses se distribuent dans les mêmes gammes de valeurs. Les médianes de ces richesses annuelles ne sont alors pas significativement différentes entre elles (test de Kruskal-Wallis) sauf pour l'année 2012, qui s'avère statistiquement différente de 2006 et de 2007 (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, $p\text{-value} < 0.03$) et sont dans la moyenne de ce qui peut être observé sur les étangs du littoral aquitain.

Les richesses de chaque campagne sont plus ou moins variables (Fig. 2.48). L'année 2012 a la plus faible amplitude de variation avec seulement 20 à 25 taxons identifiés à chaque campagne. Et les années 2013 et 2015 présentent les plus fortes amplitudes, de 30 à 80 taxons pour

2013 en janvier et en février respectivement et de 27 à 77 taxons pour janvier et mai 2015. Ces fortes amplitudes sont en partie dues à l'échantillonnage de tous les mois de l'année avec le suivi scientifique. La richesse la plus faible de toute la chronique a été mesurée en octobre 2011 avec seulement 18 taxons identifiés et la plus forte en mai 2006 avec 101 taxons dénombrés.

La répartition des richesses dans les différents groupes taxonomiques (Fig. 2.49) indique la prépondérance des diatomées (Bacillariophyta) en 2006-2007 puis une distribution plutôt équitable entre les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta), les chyrsophycées (Ochrophyta), les cyanobactéries (Cyanobacteria) et les diatomées pour le reste de la période d'étude (2009 à 2020). Les autres groupes taxonomiques, cryptophycées (Cryptophyta), euglène (Euglenozoa) et dinophycées (Miozoa) sont plus anecdotiques et très peu représentés.

Comme déjà indiqué en préambule, la campagne de 1985 a servi à seulement identifier un taxon d'algue verte et un taxon de cyanobactérie et ne constitue pas, à ce titre, une vision complète de la communauté présente à cette époque-là.

Les richesses annuelles moyennes des diatomées sont supérieures à 50 taxons en 2006-2007, et qui se réduisent à une dizaine de taxons durant la période d'étude scientifique (2013 à 2015) puis à moins de 5 taxons les années restantes.

En moyenne, les algues vertes constituent le groupe le plus représenté à partir de 2009, avec des fluctuations annuelles variant de 9 à 21 taxons, relevés en 2012 et 2009 respectivement. Les chrysophycées, régulièrement présentes, semblent voir leurs richesses annuelles moyennes augmenter : moins de 3 taxons en 2006-2007 puis de 4 à 7 entre 2009 et 2012, autour de 10 entre 2013 et 2015 et enfin de 11 à 14 taxons de 2016 à 2020. Cette augmentation indique l'amélioration de la communauté algale de l'étang puisque ce groupe est plutôt considéré comme indicateur de bonne qualité d'eau. Dans le même temps, les cyanobactéries, avec 10 à 12 taxons en moyenne sur 2006 à 2010 se réduisent à 7 taxons environ depuis 2011.

Les richesses donnent une idée de la répartition de la communauté au sein des différents groupes taxonomiques qu'il est bien de compléter par la dynamique des biovolumes.

2.3.5.2 Dynamique des biovolumes

Les résultats exprimés en biovolume sont disponibles depuis les relevés 2006 et couvrent ainsi toutes les années de 2006 à 2020 (Fig. 2.50). La distribution des biovolumes annuels est variable d'une année à l'autre et n'est pas vraiment comparable avec celle des richesses (*cf.* Fig. 2.48). Aucune tendance à la baisse ou à l'augmentation ne se dessine sur la chronique. Les biovolumes annuels moyens varient de 0.99 à 5.37 mm^3/l en 2017 et 2007 respectivement, avec une moyenne de 3.24 mm^3/l sur la période d'étude. Bien qu'associées à des richesses beaucoup plus importantes, les années 2006 et 2007 ont des biovolumes dans les gammes de valeurs des autres années suivies. D'une manière générale, ces biovolumes illustrent un milieu à tendance mésotrophe.

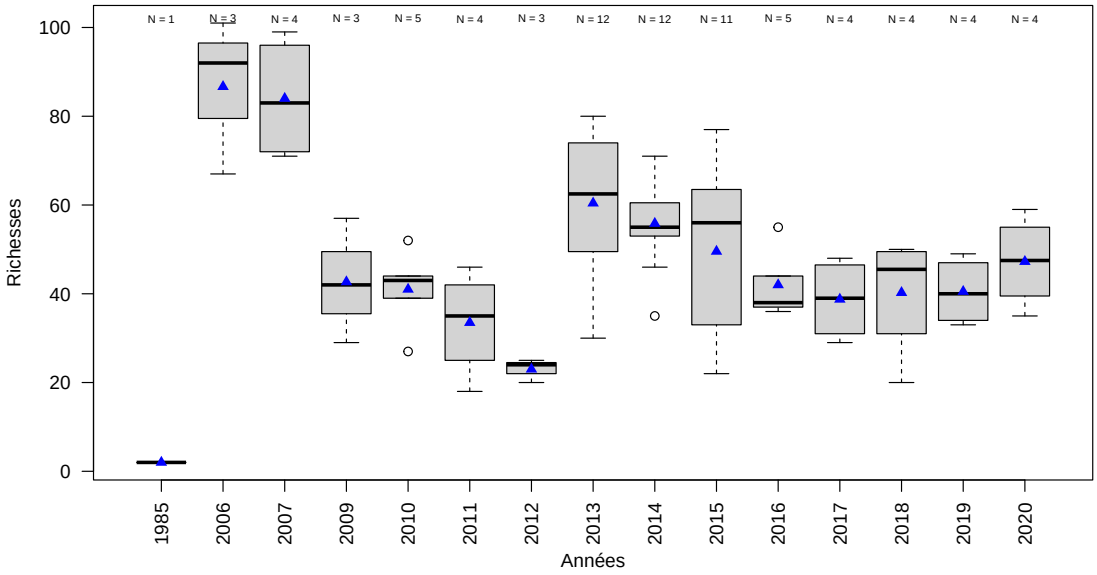


FIGURE 2.48 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1985 et 2020 sur le lac de Lacanau. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

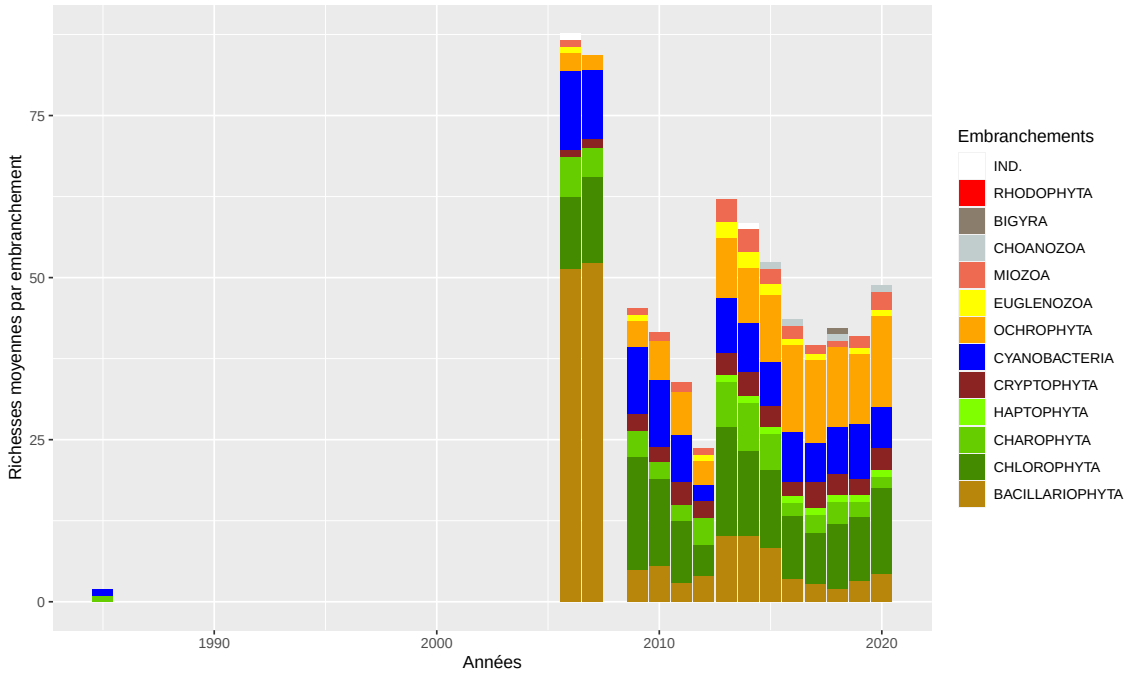


FIGURE 2.49 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1985 et 2020 sur le lac de Lacanau. IND. indique les embranchements indéterminés.

Malgré les variations annuelles, les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.23*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

Le biovolume maximum est relevé durant l'été 2014 avec 10.49 mm^3/l et le minimum en hiver 2015 avec 0.11 mm^3/l. Certaines années ont des biovolumes totaux par campagne beaucoup plus variables (ex : 2013 et 2014) que d'autres (ex : 2016 et 2017). Les fortes amplitudes (dispersions) peuvent être une illustration de l'instabilité de la communauté alors que les plus faibles amplitudes sont un signe de plus grande stabilité sur l'année. En ce sens, les trois dernières années de relevés (2018 à 2020) illustrent plutôt un accroissement de l'instabilité de la communauté algale de l'étang après une période de forte réduction de 2014 à 2017.

La communauté phytoplanctonique du lac de Lacanau se réparti majoritairement dans le groupe des **algues vertes** (surtout l'embranchement des Charophyta contenant les desmidiées) puis dans un second temps au sein des diatomées et des chrysophycées (Ochrophyta) sur toute la période de l'étude (Fig. 2.49). Le biovolume annuel moyen des algues vertes varie de 0.25 à 2.71 mm^3/l pour respectivement 2017 et 2007. Il décroit de 2006-2007 à 2017 puis augmente de nouveau jusqu'en 2019 pou réduire légèrement en 2020.

L'embranchement des **cyanobactéries** (Cyanobacteria) est peu abondant en dehors des années 2006 et 2007. A ces dates, son biovolume annuel moyen occupe jusqu'à 1.20 mm^3/l (en lien avec des richesses plus élevées) contre pas plus de 0.40 mm^3/l durant les autres années du suivi. Cet embranchement, bien que régulièrement présent, n'est jamais dominant n'illustrant pas un système sensible aux blooms. Les **dinophycées** (Miozoa) se rencontrent surtout en 2014 puis 2018 et 2020, avec un biovolume annuel moyen allant jusqu'à 1.23 mm^3/l. Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés. Le biovolume annuel moyen des **chrysophycées**, à l'instar des richesses, s'accroit depuis 2006 (plus ou moins régulièrement) et atteint son maximum en 2018 avec 1.48 mm^3/l puis se réduit légèrement jusqu'en 2020. Dans l'ensemble les concentrations moyennes des différents groupes taxonomiques sont des concentrations modérées confirmant le statut mésotrophe du plan d'eau.

2.3.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Les résultats de l'indice de diversité annuel de Gini-Simpson [11] indiquent des valeurs comprises entre 0.62 en 2012 et 0.97 en 2015 (Fig. 2.52a). La moyenne est alors de 0.88 sur l'ensemble des années indiquant la présence d'une communauté diversifiée et très équilibrée. Après une période de relative stabilité autour de 0.90 de 2009 à 2010, l'indice chute en 2011 et 2012 (minima de la série) puis remonte de nouveau autour de 0.90. La baisse est à mettre en relation avec la baisse de richesse observée ces deux années (Fig. 2.48).

Cependant ces valeurs annuelles cachent une plus grande hétérogénéité si on calcule l'indice par campagne (Fig. 2.52b). Après des valeurs positionnées au-dessus de 0.80 de 2006 à mi-2010,

11. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

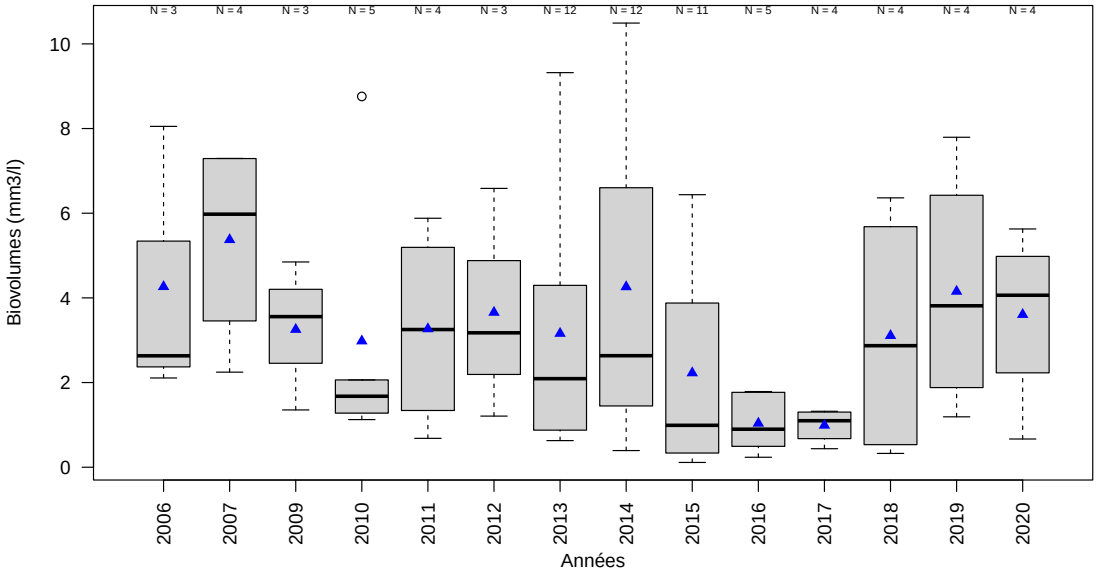


FIGURE 2.50 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Lacanau. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

FIGURE 2.51 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Lacanau. IND. indique les embranchements indéterminés.

l'indice chute à des valeurs en deçà de 0.50 sur une campagne de 2010, deux en 2011 et deux en 2012. Les années suivantes jusqu'à fin 2017, il a des résultats plus ou moins variables, mais ne descendant pas en dessous de 0.56. En 2018, une campagne avec un résultat assez bas (0.41) fait baisser la note annuelle puis en 2019 et 2020 ses résultats sont un peu plus homogènes. Cet indice vient alors compléter la tendance observée avec les biovolumes et les richesses de la présence d'une communauté algale potentiellement instable au cours du temps, sur certaines années notamment, avec un équilibre fragile malgré une bonne diversité taxonomique globale.

La NMDS calculée sur les communautés phytoplanctoniques de l'étang de Lacanau présente un stress de 0.159, avec 3 axes, indiquant une représentation acceptable (compris en 0.1 et 0.2). Les années apparaissent dans l'ensemble bien groupées (Fig. 2.53). Cependant, les années 2009 à 2011 se démarque dans les valeurs positives de l'axe 2. L'axe 1 est plutôt caractérisé par les saisons avec l'été-automne dans les valeurs plutôt négatives, et l'hiver-printemps dans les valeurs positives. Ainsi les années 2006, 2007 et 2012 sont caractérisées par leurs communautés estivales alors que les années 2016 et 2017 le sont plutôt par leurs campagnes hivernales et printanières.

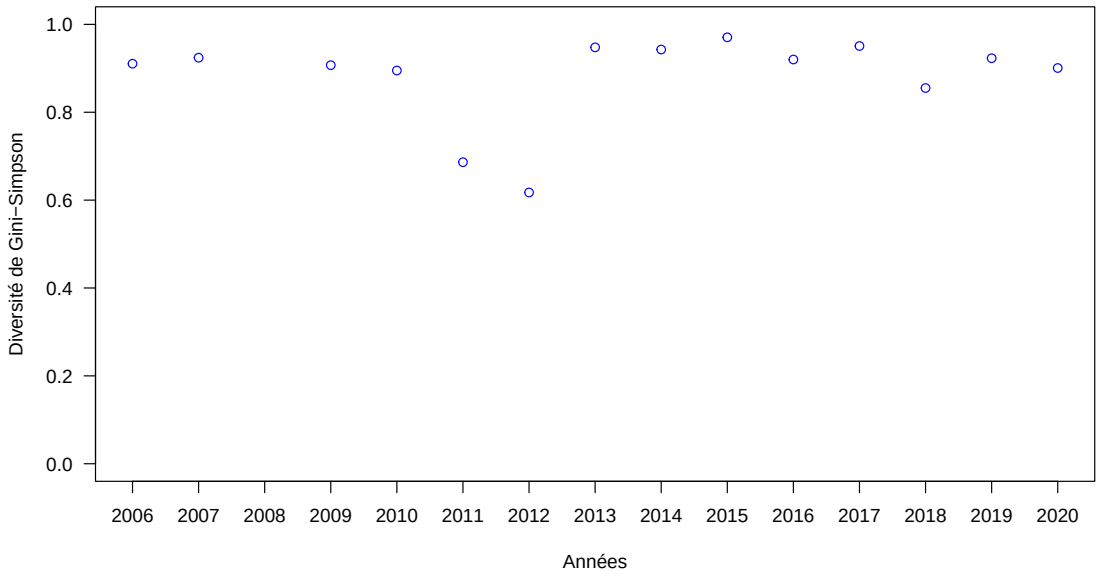
Les communautés phytoplanctoniques de la première partie de l'étude (2006 à 2011), avec des polygones regroupant la position de l'ensemble des campagnes de l'année plus petits, sont moins diverses, moins variables d'une campagne à l'autre et caractérisées par un plus petit nombre de taxons. Alors que la période suivante (2012 à 2020) comprend des communautés plus dispersées, probablement plus instables et représentées par un plus grand nombre de taxons appartenant à plus d'embranchements.

La projection des taxons les plus caractéristiques de cette distribution (corrélation avec un des axes > |0,35|) sur la NMDS (Fig. 2.54), met en évidence une liste de taxons provenant essentiellement des algues vertes : *Desmodesmus hystrix* (DEDHYS) et *Dictyosphaerium ehrenbergianum* (DICEHR) plus spécifique à 2007, *Elakatothrix gelatinosa* (ELAGEL) et *Staurodesmus cuspidatus* (STDCUS) pour 2012 - 2013 ; *Botryococcus braunii* (BOTBRA) et *Cosmarium sp* (COSSPX) pour 2016 – 2017.

Les échantillons situées en position centrale de la NMDS (2012 à 2020) sont en plus caractérisés par des chrysophycées comme *Dinobryon bavaricum* (DINBAV) et *Mallomonas sp.* (MALSPX), des cyanobactéries *Pseudanabaena limnetica* (PSELIM) et *Aphanocapsa delicatissima* (APADEL) et des diatomées *Brachysira neoexilis* (BRANEO), *Urosolenia longiseta* (URSLON) et *Cyclotella radiosa* (CYCRAD). A ces taxons s'ajoute également la cryptophycée *Cryptomonas ovata* (CRYOVA).

En 2007, en plus des algues vertes citées plus haut, des chrysophycées indéterminées (INDCHR) complètent les taxons principaux. L'année 2006 est caractérisée par *Chroococcus sp.* (CHRSPX) et *Radiocystis geminata* (RAIGEM) appartenant aux cyanobactéries. Et enfin les diatomées *Nitzschia palea* (NIZPAL) et *Frustulia saxonica* (FRUSAX) sont mise en avant pour les années 2009 à 2011.

(a)



(b)

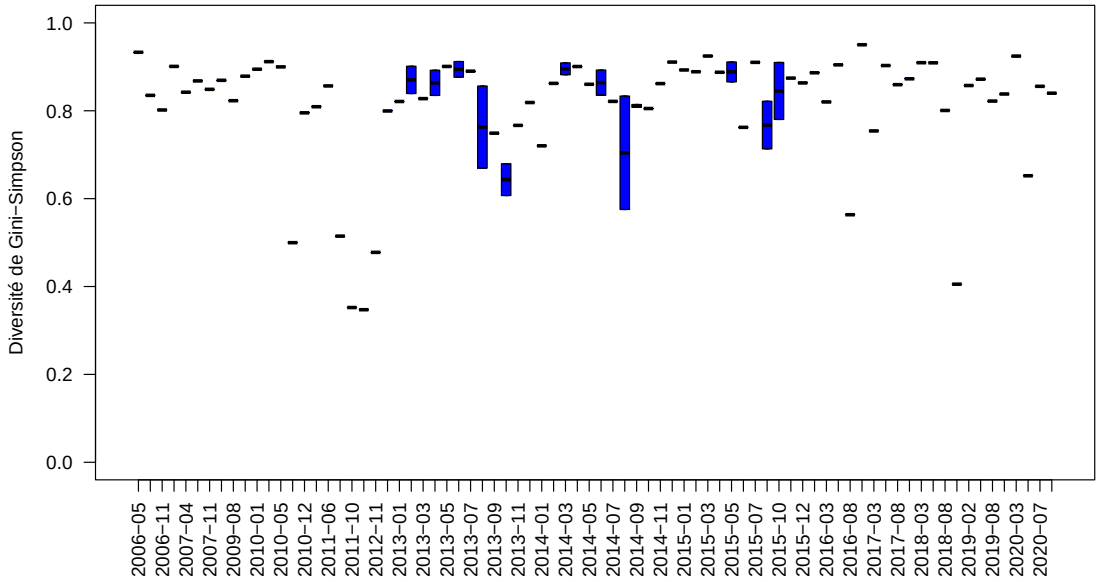


FIGURE 2.52 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2006 et 2020 sur le lac de Lacanau par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

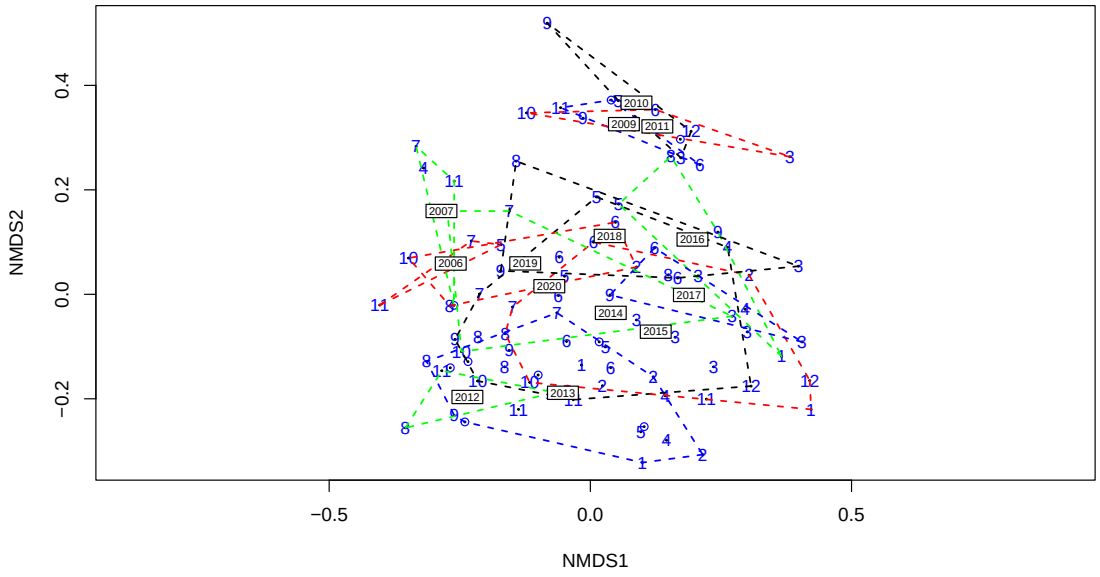


FIGURE 2.53 – Position des échantillons prélevés entre 2006 et 2020 sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Lacanau. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.16.

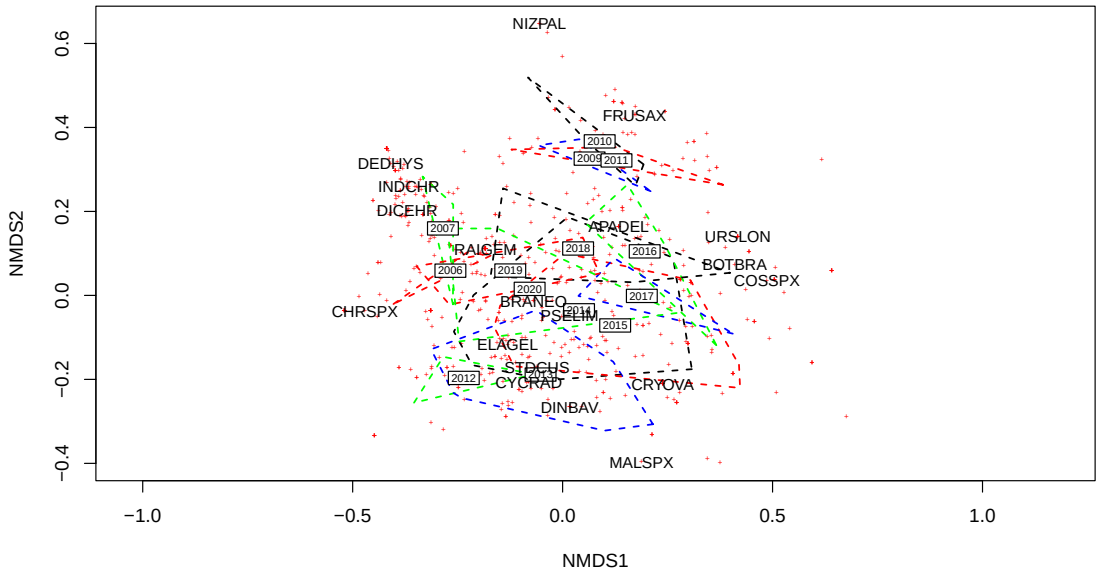


FIGURE 2.54 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Lacanau réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2006 et 2020. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

2.3.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Des mesures de chlorophylle-a ont été réalisées sur l'étang en 2004 mais aucun relevé de phytoplancton correspondant n'existe. A partir de 2006 et jusqu'en 2020, l'acquisition des données selon le protocole DCE permet de disposer de données de chlorophylle-a et de relevés floristiques synchrones (sauf pour 2008 sans données de phytoplancton). Ces données sont normalement utilisables pour calculer l'indice IPLAC sur toute cette période. Cependant certaines contraintes de l'indice ne sont pas respectées : 2007 a une campagne d'automne trop tardive, 2010 n'a qu'une seule campagne avec une mesure de chlorophylle-a, en 2012 il manque une campagne de printemps et enfin la campagne d'automne 2018 a moins de 5 taxons contributifs. De ce fait, l'indice ne se calcule pas sur ces années. Seules 10 années sur les 14 disponibles permettent le calcul de l'IPLAC avec néanmoins une petite extension de la période d'acquisition acceptée du 15 avril jusqu'au 15 novembre pour permettre un calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années.

Les résultats de l'IPLAC varie de 0.85 (en 2009) à 1 (en 2017) entre 2006 et 2020 (Fig. 2.55). L'état écologique est alors exclusivement classé en « très bon » état sur l'ensemble de la période, avec une valeur moyenne de 0.91. Plutôt stabilisé de 2006 à 2011, il devient plus variable dès 2013 et affiche ensuite des résultats en dents de scie. Ces résultats sont en cohérence avec les observations faites sur les différents aspects de la communauté.

La MCS tire, dans l'ensemble, ces résultats vers le haut. Elle varie de 0.83, minimum calculé sur 2016, à 1.03, maximum calculé en 2013 et affiche une moyenne de 0.94. La MBA, dans le même temps affiche des valeurs plus faibles : de 0.74 à 1.14 et une moyenne de 0.83 sur les années communes sauf en 2016 et 2017 où cette métrique est supérieure à la MCS, tirant ainsi l'IPLAC vers le haut. Il faut noter qu'en 2018, année pour laquelle la MCS ne peut pas être calculée, le résultat de la MBA est de 0.45 (résultat non présenté sur le graphique). Les concentrations en chlorophylle-a sont alors beaucoup plus importantes indiquant une dégradation de la communauté phytoplanctonique très abondante cette année-là, à l'inverse de l'impression générale d'augmentation et d'amélioration de la MBA entre 2006 et 2020. La notion d'instabilité de la communauté algale, évoqué dans les paragraphes précédents pour la deuxième moitié de l'étude, est alors confirmée via les résultats de l'IPLAC et de ses métriques constitutives.

2.3.5.5 Synthèse

L'étang de Lacanau, un des quatre grands plans d'eau du littoral aquitain, possède une communauté phytoplanctonique plutôt bien diversifiée et équilibrée dans l'ensemble. Cette dernière est néanmoins sujette à des variations et donc à une certaine instabilité depuis les années 2013. L'indice de diversité de Gini-Simpson confirme cette impression. L'IPLAC classe l'étang en très bon état mais illustre aussi cette plus grande instabilité, fragilité de la communauté algale dès la moitié de la période d'étude (à partir de 2013).

Les richesses sont dans la moyenne haute de ce qui est rencontré sur les étangs du littoral aquitain avec 49 taxons en moyenne annuelle. Le biovolume annuel moyen de 3.24 mm^3/l illustre la présence d'un cortège phytoplanctonique bien développé et d'un niveau mésotrophe. Ce cortège est composé de taxons des principaux groupes taxonomiques, dont des taxons de chrysophycées plutôt indicateurs de bonne qualité d'eau, et s'avère plus au moins spécifique suivant les années.

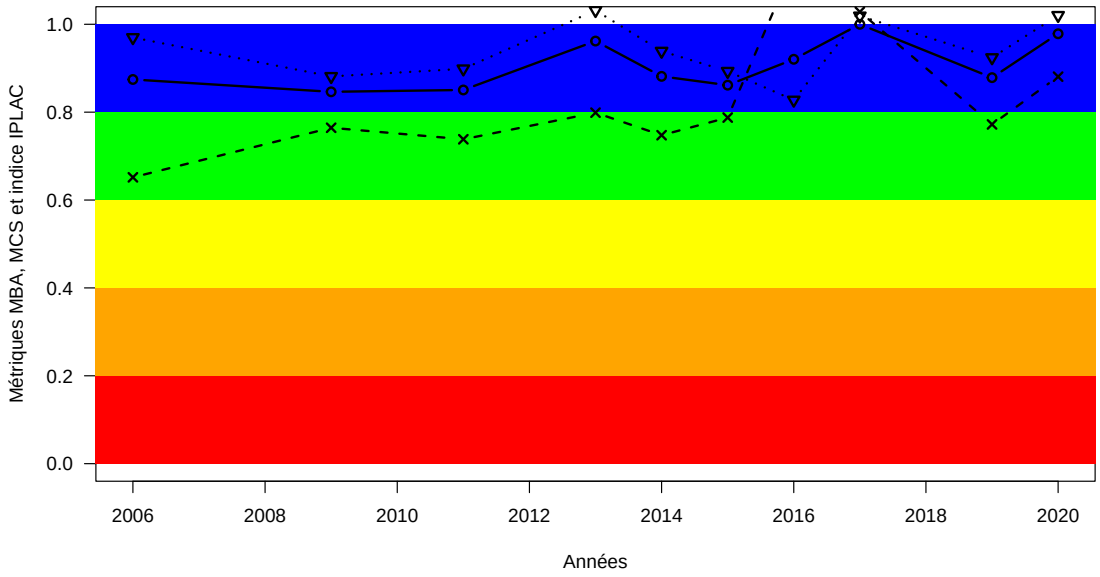


FIGURE 2.55 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur le lac de Lacanau entre 2006 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

Spécificité qui décroit néanmoins depuis 2012 et tend vers plus de dispersion des communautés, de changement de ces dernières au cours des différentes campagnes.

2.3.6 Macrophytes

L'annexe 10.9 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour le lac de Lacanau, soit 14 documents de 1882 à 2016. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de différents modes d'observation et de quantification des plantes (listes d'espèces présentes sans quantification, coefficients d'abondance-dominance, abondances relatives, etc.). De nombreux relevés n'ont été réalisés qu'une seule fois dans le temps, voire deux fois maximum. Seul le protocole d'échantillonnage lié au calcul de l'IBML a été appliqué de façon standardisée à 4 reprises depuis 2008. Le tableau 2.24 permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes lors des différents relevés disponibles.

2.3.6.1 La communauté d'isoétides

Les relevés disponibles indiquent que la plupart des espèces d'isoétides étaient régulièrement observées dans ce plan d'eau à la fin du XIXème siècle. La présence de *Lobelia dortmanna* et *Isoetes boryana* est notée en 1889 (Belloc, 1896). Aujourd'hui, *Lobelia dortmanna* et *Littorella uniflora* sont toujours présentes dans le lac. En 2011, ces deux espèces colonisaient respectivement

TABLEAU 2.24 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans le lac de Lacanau.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Lacanau												
scientific_name	1885	1896	1913	1963	1968	1973	2008	2010	2011	2014	2016
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982		L		L	L	L		L	S	I	I
Egeria densa Planch., 1849							I		I, S	I	I
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808									S		I
Isoetes boryana Durieu, 1861		L					I				
Juncus bulbosus L., 1753					L		I	L	I, S	I	I
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928							I		I, S	I	I
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864					L	L		L	I, S	I	I
Lobelia dortmanna L., 1753	L	L	L		L	L	I	L	I, S	I	I
Ludwigia L., 1753							I				
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964									S	I	
Potamogeton gramineus L., 1753								L			
Potamogeton perfoliatus L., 1753									S		
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805					L			L		I	
Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810					L			L			
Utricularia minor L., 1753					L						

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

25 et 20 % des secteurs de rives avec des abondances relatives moyennes faibles (inférieure à 2) à l'échelle du lac (Bertrin et al., 2013).

Elles semblent coloniser de manière préférentielle la rive Est : c'est particulièrement remarquable pour *Littorella uniflora* dont les occurrences sont quatre fois supérieures dans ce secteur du plan d'eau. Néanmoins, les abondances relatives de cette espèce sont plus élevées à l'Ouest du plan d'eau (Bertrin et al., 2012).

Isoetes boryana a été repéré par Belloc entre 1889 et 1895, l'espèce n'ayant pas été observée par Vanden Berghen en 1966 (Vanden Berghen, 1967), ni par Bertrin et al. en 2012, ni par le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique en 2012 et 2018 (Caillaud and Le Fouler, 2018).

L'absence de données quantitatives comparables sur le long terme ne permet pas de décrire la dynamique d'abondance des isoétides dans ce plan d'eau. La comparaison de relevés phytosociologiques anciens (relevés de Vanden Berghen entre 1963-66 (Vanden Berghen, 1964, 1967, 1968)) avec des relevés plus récents (relevés de Clément en 2006, Clement and Aidoud, 2009) indique qu'aucune tendance négative n'a été observée durant 40 ans sur les espèces et habitats rares et protégés, compte tenu de leur état et de leur vigueur, malgré les changements environnementaux dans les lacs et leur périphérie (Clement and Aidoud, 2009). Néanmoins, l'habitat d'intérêt communautaire n°3110 (Eaux oligotrophes très peu minéralisées des plaines sablonneuses des *Littorelletea uniflorae*) représenté majoritairement par les isoétides a régressé de moitié sur le linéaire des transects étudiés entre 2012 et 2018 par le Conservatoire Botanique National Sud Atlantique (Caillaud and Le Fouler, 2018). En 2013 et 2014, les densités de *Lobelia dortmanna* mesurées dans 60 quadrats réalisés dans des secteurs fortement colonisés du lac de Lacanau sont en moyenne de 30 pieds par m^2, avec un maximum de 145 pieds par m^2 (Bertrin, 2018).

2.3.6.2 Les autres espèces indigènes

Un certain nombre d'espèces d'hydrophytes observées dans les relevés anciens sont aujourd'hui toujours présents dans le plan d'eau. Il s'agit notamment de *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Myriophyllum alterniflorum* et de plusieurs espèces de potamots, notamment *Potamogeton polygonifolius* et *P. perfoliatus*. Les nénuphars (majoritairement *N. lutea* à ce jour) colonisent toujours le fond des anses protégées tel que François l'avait décrit en 1946-47 (François, 1948).

Ce dernier évoquait également la présence de Myriophylles (*Myriophyllum spicatum*) comme élément floristique essentiel en rives Ouest, associés aux Characées. Il semble néanmoins que *M. alterniflorum* soit l'espèce qui colonise le lac (et non *M. spicatum*) tel que déterminé par par Belloc (1896), Vanden Berghen (1968) et Bertrin et al. (2013). En 2011, cette espèce était présente sur 30 % des secteurs de rives étudiés et repérés jusqu'à 4 m de profondeur.

Les Characées sont quant à elles présentes, notamment celles observées entre 1885 *Chara fragifera*, *Nitella hyalina* et *N. transluscens* (Belloc, 1896; Bertrin et al., 2013; Lloyd and Foucaud, 1886; Vanden Berghen, 1968). Les communautés de Characées ont très fortement progressé dans les suivis des habitats d'intérêt communautaire réalisés entre 2012 et 2018 par le Conservatoire Botanique National Sud Atlantique (Caillaud and Le Fouler, 2018).

La présence relativement abondante de plantes carnivores est régulièrement citée par Belloc (1896) et Vanden Berghen (1968; 1969), notamment *Utricularia intermedia*, *U. minor* et *U. neglecta*. Entre les pieds de *Eleocharis multicaulis*, ces plantes flottantes, sans racine, "encombrent"

l'eau libre et "fleurissent abondamment". Il semble qu'aujourd'hui ces plantes soient beaucoup moins fréquentes et abondantes qu'auparavant. Seuls quelques pieds ont été observés sur les rives du lacs en 2011, ce qui n'empêche pas ces espèces d'être présentes dans les zones marécageuses environnantes (Bertrin et al., 2009).

Enfin, les hélophytes *Schoenoplectus pungens* et *Phragmites australis* observés par Belloc (1895) et Vanden Berghen (1968) sont toujours présents à ce jour. Ces formations occupaient en 1946-47 d'assez larges surfaces dans les endroits peu profonds et surtout sur la rive Est et sur la plage inondée selon François (1948). En 2011, *S. pungens* et *P. australis* ont été observés dans plus de 70 et 80 % des secteurs de rives étudiés, avec des abondances relatives moyennes assez élevées (proches de 3 pour les deux taxons, Bertrin et al., 2013). Cette même année, *P. australis* colonisaient majoritairement les rives Ouest du lac en abondance relative moyenne bien plus élevée qu'à l'Est, tandis que *S. pungens* colonisaient majoritairement les rives Est même si les abondances moyennes relatives sont proches à l'Est et à l'Ouest (Bertrin et al., 2012). En 2017, les roselières à *P. australis* occupaient 0.21 km^2. Leur densité atteignait 55 individus par m^2 (maximum de 204 pieds par m^2), ce qui correspond aux valeurs mesurées dans les grands lacs landais (Maury-Brachet et al., 2020).

2.3.6.3 Les espèces exotiques envahissantes

Les premières observations de *Ludwigia peploides* dans le lac de Lacanau datent de 1985 (SIAEBVELG 2004). En juillet 1996, des herbiers de Jussie de 10 à 50 m^2 sont présents dans l'anse Sud du vieux port et dans les secteurs de Longarisse et de Carreyre, ainsi que des pieds éparpillés dans les roselières. À Longarisse, les pieds de Jussie ont été remarqués depuis longtemps mais il n'y a pas de prolifération importante. En 2011, les inventaires effectués sur les secteurs de rives du lac ont révélé de faibles occurrences (présence dans une vingtaine de secteurs) ainsi que de faibles abondances relatives pour cette plante, repérée alors quasi exclusivement sur les rives occidentales (Bertrin et al., 2012).

Egeria densa, une hydrophyte exotique envahissante, est présente dans le lac de Lacanau depuis 1993 (Castagnos and Dutartre, 2001). En 2014, des échosondages réalisés au large du plan d'eau ont montré que la plante colonisait préférentiellement des fonds compris entre 2.5 et 3.5 m, des pieds épars de cette espèce ayant été observés jusqu'à 8 m de profondeur (Bertrin et al., 2017). Une autre hydrophyte exotique envahissante, *Lagarosiphon major*, est présente depuis 1986 (Dutartre, 1988b) dans le lac de Lacanau. Les échosondages ont montré que ces deux hydrophytes colonisaient une superficie proche de 1.2 km^2 au large du lac.

Plusieurs comptes-rendus d'observation et cartes de distribution sur l'état de colonisation de ces espèces dans le lac de Lacanau ont été produits (Barreau, 1996; Bertrin et al., 2012; Dutartre, 1988b; Ribaudo et al., 2016). Ils démontrent la forte dynamique de colonisation du *L. major* dans un premier temps, puis de *E. densa* dans un second temps qui a remplacé *L. major* dans de nombreux sites du plan d'eau. Une synthèse de ces observation est présentée dans la figure 2.56. À titre d'exemple, l'anse de Carreyre à Lacanau, décrite comme étant occupée par *L. major* sur environ 2000 m^2, est désormais occupée dans sa majeure partie par *L. major* et par *E. densa*. Les herbiers de *L. major* de plusieurs hectares observés dans les anses des dunes des Jauguettes et du Rounde au Sud-Ouest du lac de Lacanau par Dutartre en 1988 (Dutartre, 1988b), ont été désormais remplacés par des herbiers denses de *E. densa* (Ribaudo et al., 2016).

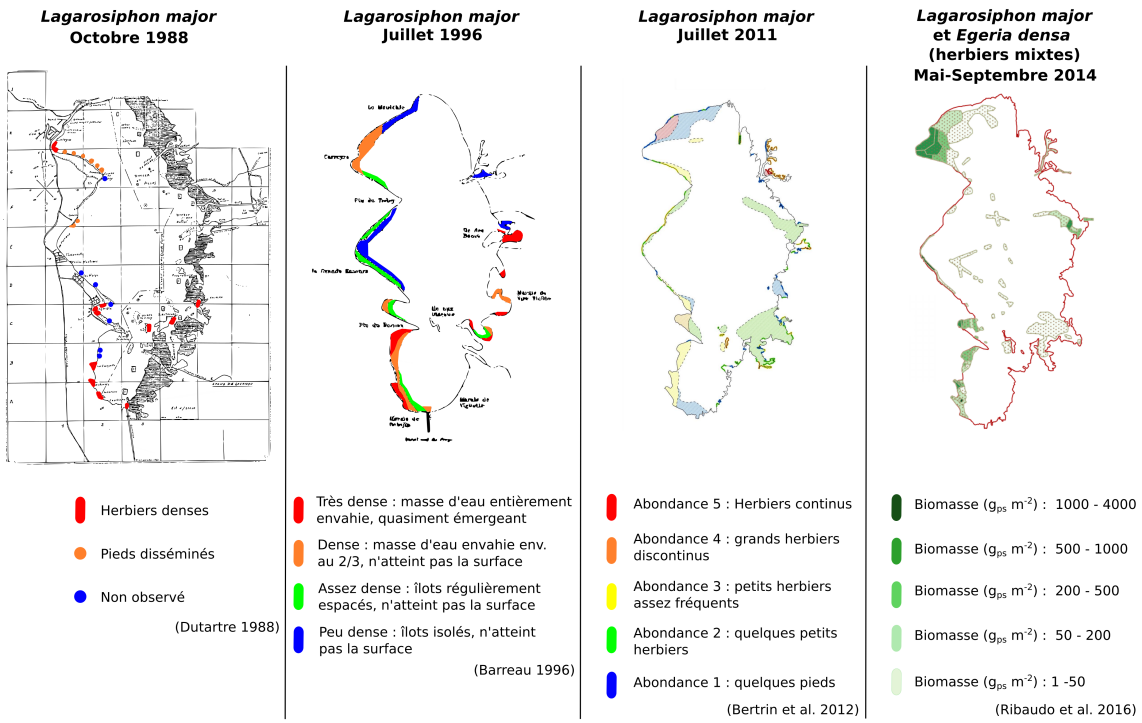


FIGURE 2.56 – Dynamique de colonisation de *Lagarosiphon major* dans le lac de Lacanau entre 1988 et 2014. D'après Bertrin (2018).

2.3.6.4 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

Les notes obtenues IBML sur le plan d'eau entre 2008 et 2016 (4 campagnes d'échantillonnage) varient de 10.61 à 11.45, correspondant à des états écologiques jugés de "moyen" à "bon" (Fig. 2.57). Les valeurs sont relativement stables d'une campagne à l'autre. Les notes oscillent proches de la limite "moyen-bon" de l'indicateur, les notes atteignant la classe de l'état écologique "moyen" uniquement en 2011. Les notes de trophie calculées sur les secteurs de rives en 2011 confirment ces résultats (Fig. 2.58). Les occurrences et abondances relatives des isoétides *Lobelia dortmanna* et *Littorella uniflora* sont en légère progression sur les unités d'observation depuis 2008. Les occurrences de Characées ont régressé de moitié entre 2014 et 2016, les abondances relatives moyennes restent cependant stables (valeur proches de 2). L'espèce la plus fréquente et la plus abondante dans les relevés IBML toutes campagnes confondues est *Egeria densa*, atteignant une abondance relative moyenne de 4.7 en 2008 et de 3.5 en 2016, et des occurrences proches de 30 % lors des prélèvements effectués sur les points-contact des profils perpendiculaires ces deux mêmes années. Deux hydrophytes exotiques, *Lagarosiphon major* et *Egeria densa*, colonisent les zones le plus profondes du lac sur les profils perpendiculaires, atteignant près de 5 m de profondeur de 2008 à 2016 (Fig. 2.59). Enfin, lors des derniers relevés en 2016, les occurrences et les abondances des hélophytes *Phragmites australis* et *Schoenoplectus pungens* étaient en régression tandis que *Juncus bulbosus* et *Eleocharis multicaulis* progressaient.

FIGURE 2.57 – Variation des valeurs de l'indice IBML en fonction des années sur le lac de Lacnau.

2.3.6.5 Synthèse

Les communautés de macrophytes du lac de Lacanau permettent une évaluation d'un état écologique jugé "bon" au sens de la DCE. Les espèces de végétaux aquatiques présents sont caractéristiques des milieux mésotrophes. La végétation aquatique du lac de Lacanau est caractérisée par des richesses spécifiques fortes dont la plupart des espèces se maintiennent depuis la fin du XIXème siècle. Le plan d'eau est encore colonisé par plusieurs espèces patrimoniales appartenant à la communauté des isoétides. La dynamique récente des isoétides est variable selon les protocoles de suivi mis en œuvre. Néanmoins le déclin de certaines espèces (Utriculaires), voire la disparition de certaines (*Isoetes boryana*) est avéré depuis plusieurs dizaines d'années. Des observations complémentaires à l'échelle sont nécessaires pour évaluer la dynamique des populations de macrophytes, notamment celle de *Lobelia dortmanna*. D'autres espèces sont en progression, c'est le cas notamment de l'hélophyte *Juncus bulbosus* et des espèces exotiques envahissantes, notamment *Egeria densa* qui à pris la place de *Lagarosiphon major* en une période relativement rapide. Au regard des données disponibles, il semble que les dynamiques observées correspondent à une relative stabilité de l'état des communautés de plantes aquatiques du lac de Lacanau.

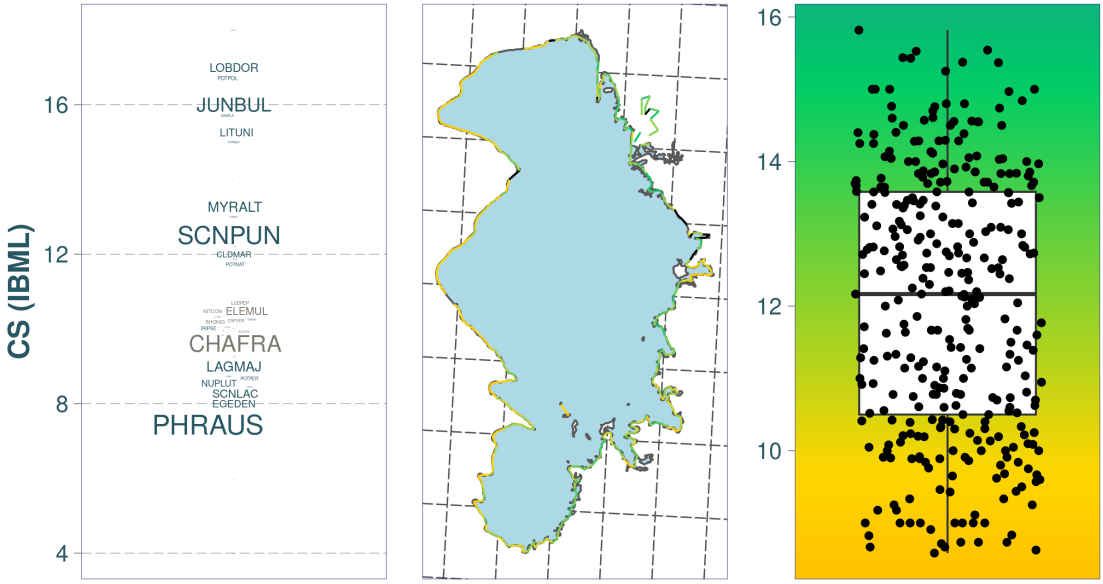
2.3.6.6 Synthèse

La végétation aquatique du lac de Lacanau est caractérisée par des richesses spécifiques fortes dont la plupart des espèces se maintiennent depuis la fin du XIXème siècle. Le plan d'eau est encore colonisé par plusieurs espèces patrimoniales appartenant à la communauté des isoétides. La dynamique récente des isoétides est variable selon les protocoles de suivi mis en œuvre. Néanmoins le déclin de certaines espèces (Utriculaires), voire la disparition de certaines (*Isoetes boryana*) est avéré depuis plusieurs dizaines d'années. Des observations complémentaires à l'échelle sont nécessaires pour évaluer la dynamique des populations de macrophytes, notamment

Dynamique temporelle de la note de trophie (rive) :
Lacanau (étang de)

Plan d eau Secteurs

2011



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-20; Réalisation : Boutry, S.

FIGURE 2.58 – Variation des notes de trophie des espèces sur le lac de Lacanau en 2011.

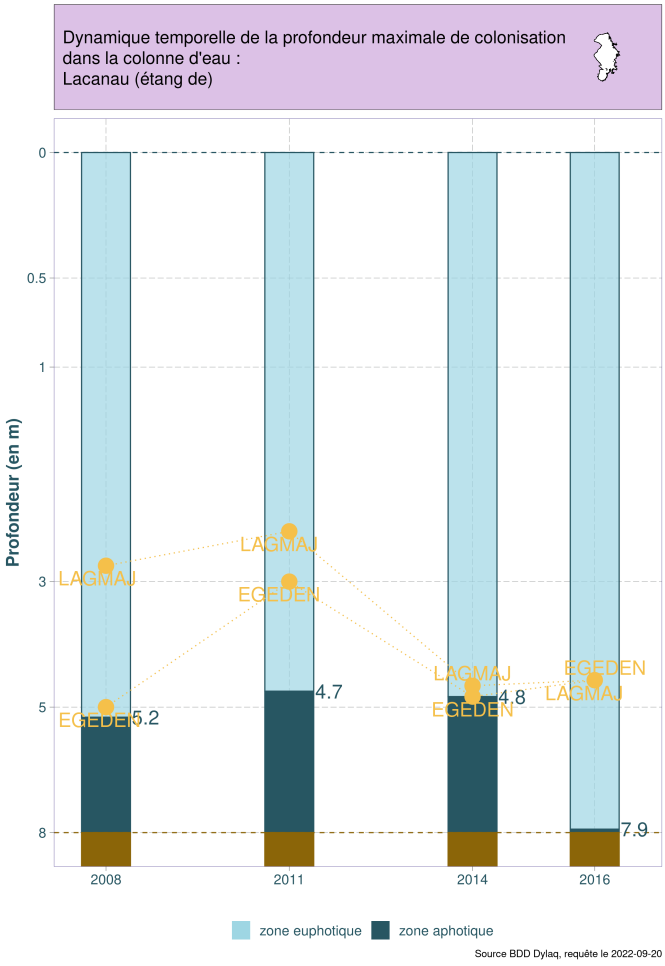


FIGURE 2.59 – Variation de la profondeur maximale de colonisation de *Egeria densa* (EGEDEN) et *Lagarosiphon major* (LAGMAJ) dans le lac de Lacanau au cours du temps.

celle de *Lobelia dortmanna*. D'autres espèces sont en progression, c'est le cas notamment de l'hélophyte *Juncus bulbosus* et des espèces exotiques envahissantes, notamment *Egeria densa* qui à pris la place de *Lagarosiphon major* en une période relativement rapide.

2.3.7 Poissons

2.3.7.1 Les données répertoriées

Des données de compositions spécifique au début du siècle nous ont été communiquées par la Fédération de pêche de Gironde lors de la réalisation d'une enquête sur les pratiques de gestion piscicoles (Daupagne et al., 2019).

Une deuxième inventaire, antérieur à 1948, est également disponible dans le rapport de François (1948).

Plus récemment, deux autres inventaires piscicoles ont été réalisés au cours des années 1990 et 1992. Les données associées à ces pêches n'ont pas pu être récupérées, bien que les suivis de 1990 et 1992 aient été réalisés par le CEMAGREF.

Par ailleurs, jusqu'en 2010, la pêche aux engins pouvait encore être pratiquée par certains membres de l'AAPPMA, avec l'autorisation du détenteur du droit de pêche et dans la limite des engins autorisés, c'est-à-dire :

— 1 filet type tramail ou araignée de 60 m maximum à mailles de 55 mm minimum,
— 3 nasses à mailles de 27 mm minimum,
— 2 lignes de traîne munie de 2 hameçons au plus.

Les pêcheurs pratiquants devaient alors remplir leur carnet de capture en indiquant la date, l'heure et la zone de pêche, les techniques utilisées, les espèces capturées, la taille des individus et parfois le poids et le sexe. Bien que le remplissage de ces carnets soit obligatoire depuis 2006, nous avons peu de données, les carnets n'ayant pas renvoyés et/ou les données n'ayant pas été bancarisées.

En 2012, des captures ponctuelles de brochet (*Esox lucius* ou *aquitanitus*), brème (*Abramis brama*), sandre (*Sander lucioperca*) et gardon (*Rutilus rutilus*) ont été réalisées par la FDAAPPMA 33, dans le cadre d'une étude de la contamination au mercure de la chair de poisson (Anses, 2013). La même année, une pêche a été réalisée par l'Onema, dans le cadre des suivis DCE (Saint-Olympe, 2012). Cet inventaire piscicole a été effectué entre le 10 et le 13 septembre avec le protocole normalisé en application de la norme EN 14757 (C.E.N., 2005). Au cours de cette pêche, 32 filets benthiques ont été posés.

De 2012 à 2015, la FDAAPPMA a mis en place une enquête sur la capture des carnassiers sur le territoire girondin (cours d'eau et plan d'eau). Cette enquête s'intéresse aux captures des carnassiers suivants : black-bass (*Micropterus salmoïdes*), sandre, brochet, perche (*Perca fluviatilis*) et silure (*Silurus glanis*). L'objectif principal était d'obtenir des indicateurs de présence et de suivi en milieu profond et de mettre en valeur le potentiel existant pour la pêche aux carnassiers. Les pêcheurs avaient des carnets de capture où ils mentionnaient toutes leurs sorties (fructueuse ou non) et le temps passé en action de pêche. Cette enquête menée sur la base du volontariat n'a pas atteint le succès escompté et n'a pas été renouvelée après 2015. Nous avons néanmoins des informations sur ces captures réalisées en 2012 et au début de 2013 sur Lacanau ; elles ont été mise à notre disposition par la Fédération de pêche.

En 2015, des pêches aux filets et à la ligne, ciblées sur le silure ont aussi été réalisées pour étudier le comportement alimentaire de cette espèce ; elle a permis la capture d'un sandre et d'une perche mais pas de silure sur ce lac (FDAAPPMA33, 2015).

En 2015 et 2018, un pêcheur professionnel a effectué des pêches pour l'Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC dans le cadre du projet CLAQH (Contamination polymétallique des Lacs AQuitains et impacts Humains) ; ces pêches étaient ciblées sur certaines espèces (brochet, silure, perche, sandre, gardon, brèmes) mais nous ne disposons que d'informations très partielles (https ://www.gesteau.fr/sites/default/files/gesteau/content_files/document/2_- programme_claqh.pdf).

Enfin le suivi de la reproduction du proche a été fait par piégeage d'alevins sur des zones de frayères identifiées au préalable (capture d'œufs). Ces données ne sont pas exploitables dans le cadre présent car très ciblées sur les juvéniles d'une seule espèce.

Les annexes hydrauliques A proximité immédiate du plan d'eau, plusieurs autres suivis piscicoles ont été réalisés.

Tous les ans, des inventaires par pêche électrique sont réalisés par la FDAAPPMA de Gironde sur les crastes attenantes au lac de Lacanau et ses zones humides. Des inventaires sont en particulier menés dans le cadre de projets de restauration de la continuité écologique (par ex. craste de l'Eyron). Ces dernières années, les marais attenants au plan d'eau ont fait l'objet d'aménagements accompagnés de suivis avec comme espèces repère le brochet et l'anguille européenne *(Anguilla anguilla*).

Tous les ans (dans le cadre du programme anguille), des suivis en pêche électrique ont également lieu dans le canal des étangs en aval du plan d'eau, au niveau des ouvrages de régulation du Pas-du-Bouc et de Langouarde. Sur l'écluse du Pas du bouc, la fédération de pêche effectue un suivi de montaison de l'anguille européenne à l'aide d'une passe piège depuis 2007. Depuis 2018, un suivi de la dévalaison des anguilles est réalisé au niveau de l'écluse de Batejin, en sortie du lac de Lacanau, par la FDAAPPMA de gironde, MIGADO et INRAE Bordeaux.

2.3.7.2 Le peuplement piscicole

Richesse et composition spécifique

Richesse D'après les informations recueillies par enquête auprès de la Fédération de Pêche de Gironde (Daupagne et al., 2019), au début du XXe siècle, le peuplement aurait été constitué de 12 espèces. Le poisson chat (*Ameiurus melas*) aurait été introduit en 1895 et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) en 1903 (Tab. tableau 3). Ces deux espèces sont sur la liste des espèces susceptibles de crée un déséquilibre biologique.

Deux de ces douze espèces ne sont plus listées dans l'inventaire de M. François réalisé en 1948 (François, 1948, Tab. 2.27). Le vairon aurait donc disparu au début du XXe siècle.

TABLEAU 2.25 – Liste des inventaires piscicoles répertoriés et disponibilité des données.

Années	Engins de capture	Type de de données	Objectif	Source	Récupération des données
1948	?	Présence des espèces	Inventaire piscicole	Y. François	Non
1990	?	?	Inventaire piscicole	CEMAGREF, FILS. B	Non
1992	Bosselles	?	Inventaire piscicole	CEMAGREF, Université Bordeaux	Non
2007	Capétchades	Présence d'espèces cibles, taille et poids	Suivi des stocks de poissons d'intérêt halieutique	Pêcheurs aux engins, FDAAPPMA33	En partie
2009	Filet, Ligne de fond, Nasse	Nb de prise par espèce, taille des individus	Suivi des stocks de poissons d'intérêt halieutique	Pêcheurs loisir, FDAAPPMA33	Oui
2012-2013	Pêche à la ligne	Présence des espèces cibles	Plan de surveillance contamination mercure	FDAAPPMA33	Oui
2012	Filet Maillant 80 mm	AR numérique et pondérale des espèces	Règlementaire, évaluation de l'état écologique	ONEMA , Dir sud-ouest	Oui
2012	Araignées Multi-maille	Présence des espèces	Etude comportementale du silure	FDAAPPMA33	Oui
2015	Tramails 110/220 mm	Présence d'espèces cibles	Projet CLAQH	pêcheur professionnel, UMR EPOC Bordeaux	Non
2015	Filets	Présence d'espèces cibles	Projet CLAQH	pêcheur professionnel UMR EPOC Bordeaux	Non
2017-2018	Epuisette, verveux	Comptage alevins de l'espèce cible	Suivi de la reproduction du brochet	FDAAPPMA33	Oui

TABLEAU 2.26 – Inventaires piscicoles réalisés dans des annexes hydrauliques à l'étang de Lacanau.

Années	Lieu	Espèces ciblées	Engin de capture	Objectif(s)
2016	Lagune de Vire Vieille rive Est de l'Etang de Lacanau	Inventaire multi-espèce et ciblé sur le brochet et l'anguille	?	suivi reproduction brochet et intérêt à reconnecter ces lagunes au lac.
2016	Lagune de Contaut	Multi espèces	Pêche électrique, Filets	Inventaire piscicole
2017	Ouvrage de Montaut	Multi-espèces	Nasses	Evaluation franchissabilité de l'ouvrage
2017 - 2018	Zone littorales Est du lac	Brochet (stade œufs et larves)	Verveux	suivi des zones de reproduction littorales
2018	Marais du Gnac et cousseau avec le canal des étangs	Multi-espèces, brochet et anguille	Verveux	Suivi d'ouvrages
2018	Lagune de Batejin à l'aval du lac de Lacanau	Multi-espèce, brochet et anguille	?	Suivi de la lagune

Les données de présence de 2018 sont une synthèse des informations relatives à la présence des espèces dans les différents inventaires, des données extraites du rapport de Giraux de 1999 (Giraux, 1999), des données relatives aux alevinages et des données connues des pêcheurs (communications personnelles). On dénombre ainsi 19 espèces de poissons et 2 espèces d'écrevisse.

Il faut donc noter la disparition de la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) entre 1900 et les années 2010.

En revanche, 9 nouvelles espèces de poissons sont recensées. Parmi elles figurent 3 carnassiers qui ont été alevinés pour l'halieutisme (le sandre, le black bass et le silure). L'introduction du silure daterait de 1990.

L'ide mélanote est un poisson résistant produit par certains pisciculteurs pour l'aquariophilie et la vente de vifs pour la pêche. Il est sans doute apparu dans ce lac suite à sa distribution massive chez des détaillants d'articles de pêche. L'ablette, les deux espèces de brèmes, le goujon, la grémille, sont des espèces qui étaient peut-être déjà présentes au début du siècle dernier mais non référencées. Elles ont également pu être introduites par alevinage ou par transfert de vifs pour la pêche.

Suite aux échanges avec la Fédération, il ressort que l'écrevisse américaine a été la première à coloniser l'étang. Depuis l'arrivée de l'écrevisse de Louisiane, plus compétitive, l'écrevisse américaine est en nette régression. Ces espèces invasives se sont largement développées dans le plan d'eau.

L'utilisation récente des outils génétiques a conduit à une révision de la taxonomie de l'ichtyofaune. En 2014, la présence en France de plusieurs espèces de brochets, dont le brochet aquitain endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour), a été mise en évidence (Denys et al., 2014). Le brochet commun, originaire du nord de la

TABLEAU 2.27 – Comparaison de la présence des poissons et des écrevisses connues entre 1900 et 2018.

Nom latin	Nom commun	1900	2018
Abramis brama	Brème commune		x
Alburnus alburnus	Ablette		x
Ameiurus melas	Poisson chat	x	x
Anguilla anguilla	Anguille d'Europe	x	x
Blicca bjoerkna	Brème bordelière		x
Cyprinus carpio	Carpe commune	x	x
Esox aquitanicus ou *lucius.*	Brochet	x	x
Gambusia affinis ou *holbrooki*	Gambusie	x	x**
Gobio gobio	Goujon		x**
Gymnocephalus cernua	Grémille		x
Lepomis gibbosus	Perche soleil	x	x
Leuciscus idus	Ide mélanote		x**
Leuciscus leuciscus ou *burdigalensis*	Vandoise	x	
Micropterus salmoides	Black-Bass		x
Perca fluviatilis	Perche commune	x	x
Phoxinus phoxinus	Vairon	x*	
Rutilus rutilus	Gardon	x*	x
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	x	x
Silurus glanis	Silure		x
Stizostedion lucioperca	Sandre		x
Tinca tinca	Tanche	x	x
Orconectes limosus	Ecrevisse americaine		x
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane		x

* Espèces non référencées dans le document de François (1948) bien que signalées présentes par la Fédération.
**Information fournie par les pêcheurs

France et de l'Europe a été introduit dans le sud-ouest de la France par l'homme, notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait d'après les études en cours, la population du lac serait composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Abondances relatives des espèces Les données analysées ici sont celles collectées à l'occasion d'une pêche réalisée par l'Onema en 2012, dans le cadre des suivis DCE (Saint-Olympe, 2012). Ce sont en effet les seules disponibles et non ciblées sur une ou des espèces.

Les données de 2012 montrent que le peuplement est dominé en occurrence par trois espèces, la brème bordelière, la perche et dans une moindre mesure, par le gardon qui représentent les trois quarts des effectifs (Tab. 2.28). En terme de biomasse, le sandre et dans une moindre mesure la brème commune sont représentés par de gros individus et inversement, les individus de gardon et de brème bordelière capturés sont plutôt petits. Ainsi, en termes de biomasse, les principales espèces sont la perche qui représente presque la moitié de la biomasse capturée puis le sandre et la brème commune. Les carnassiers constituent donc une fraction très importante du peuplement.

TABLEAU 2.28 – Abondance des espèces de poisson capturées dans le lac de Lacanau en 2012.

	Occurrences		Biomasse	
Nom latin	Nombre d'individus	% du total	Somme	% du total
Abramis brama	48	9.92	5006	12.87
Alburnus alburnus	11	2.27	201	0.52
Blicca bjoerkna	147	30.37	2130	5.47
Esox aquitanicus ou *lucius*	6	1.24	845	2.17
Gymnocephalus cernuus	14	2.89	115	0.30
Lepomis gibbosus	11	2.27	66	0.17
Perca fluviatilis	126	26.03	17769	45.67
Rutilus rutilus	93	19.21	3983	10.24
Sander lucioperca	14	2.89	5707	14.67
Scardinius erythrophthalmus	12	2.48	2868	7.37
Tinca tinca	2	0.41	216	0.56
Total	**484**	100	**38906**	100

TABLEAU 2.29 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune en 2005 dans le lac de Lacanau.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2005	1090	13.6	7.5	1	TB

Dans cet inventaire, la seule espèce non native est la perche soleil dont l'abondance, que ce soit en terme d'effectif ou de biomasse, est faible.

Notons que par rapport à la liste des 19 espèces recensées dans les années 2000 (cf tableau 2.27), l'absence de certaines d'entre elles peut se justifier par leur très faible abondance (black bass par exemple) ou la technique de pêche employée (anguille, vairon, gambusie, goujon, voire silure). Il est cependant étonnant de ne trouver aucun poisson chat dans ces échantillonnages standardisés. Atteinte par une maladie virale, la population de cette espèce pourrait être en forte régression.

Indice d'état écologique Le calcul des métriques de l'indice Ichtyofaune lac montre que le lac est en très bonne qualité du fait notamment de la faible densité de poisson (qui s'apparente à des densités mesurées dans certains lacs d'altitude) autant en biomasse qu'en effectif et de la faible proportion d'individus généralistes omnivores, en regard des caractéristiques environnementales du site (Tab. 2.29).

Classes de taille des principales espèces

D'une manière générale, des petits individus ont été capturés et il semble donc que la reproduction soit bonne pour la majorité des espèces. On note également la présence de gros sujets,

TABLEAU 2.30 – Abondance des espèces de poisson capturées dans le lac de Lacanau en 2012.

	Gamme de taille (mm)			
Nom scientifique	Min	Max	Moyenne	Ecart Type
Abramis brama	64	425	152	108
Alburnus alburnus	121	158	137	12
Blicca bjoerkna	48	237	100	38
Esox lucius	246	335	296	37
Gymnocephalus cernuus	53	143	78	28
Lepomis gibbosus	37	131	60	29
Perca fluviatilis	49	445	197	68
Rutilus rutilus	61	261	144	48
Sander lucioperca	145	597	290	153
Scardinius erythrophthalmus	112	403	201	101

aussi bien parmi les carnassiers (perche et sandre) que parmi les cyprinidés (brème commune et rotengle notamment).

Les histogrammes de tailles des trois principales espèces montrent l'existence d'un recrutement (Fig. 2.60, 2.61, 2.62). Pour le gardon et la perche, l'absence d'individus de taille voisine de 10 cm est assez surprenante et difficilement interprétable, d'autant plus que des individus plus grands sont capturés en nombre significatif.

2.3.7.3 La gestion piscicole

Le lac de Lacanau comme celui de Carcans Hourtin est dans un contexte piscicole de type cyprinicole avec pour espèce repère le brochet (FDAAPPMA33, 2012) ; en 2012, il était dans un état conforme du point de vue de cette espèce repère qui subit peu de pressions et qui dispose de surfaces importantes propices à sa reproduction en bordure du lac (FDAAPPMA33, 2012).

La gestion piscicole préconisée sur ce lac est de type patrimoniale mais entre 2002 et 2016, il a fait l'objet de soutien des populations, surtout de black bass et de sandre (Tab. 2.31). Ces déversements visent à améliorer les populations ciblées par les pêcheurs mais leur impact sur la structure du peuplement reflétée par la pêche d'échantillonnage est peu visible car les effectifs de carnassiers autres que la perche sont très faibles. Plusieurs alevinages de civelles ont eu lieu car le lac de Lacanau fait partie des sites sélectionnés par le programme français de transfert de civelle (Rigaud et al., 2015).

Les mesures du plan de gestion visent essentiellement l'habitat : préservation et restauration des zones de frayères à brochet, mise en place de réserves de pêche dont il pourrait être intéressant de mesurer l'impact (FDAAPPMA33, 2012). Trois réserves de pêche préfectorales ont

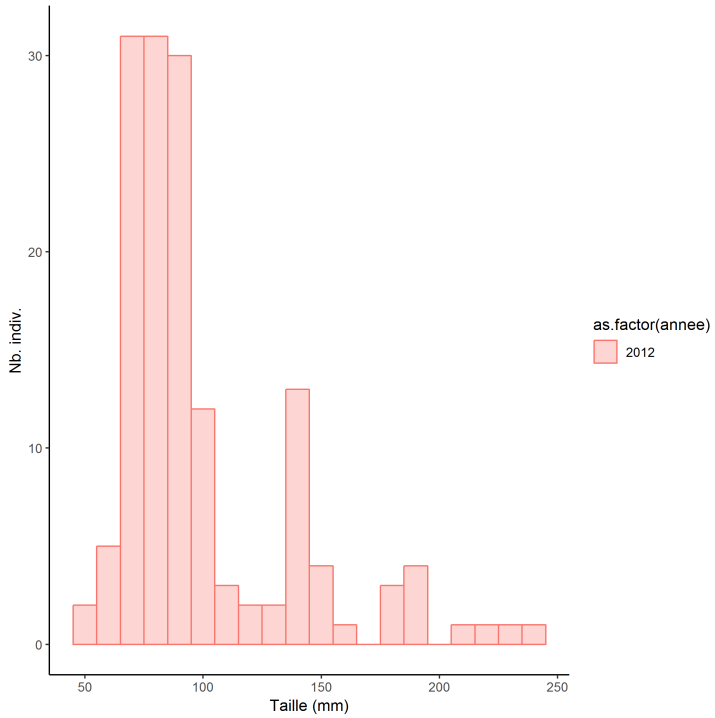


FIGURE 2.60 – Structure en taille de la brème bordelière dans le lac de Lacanau en 2012.

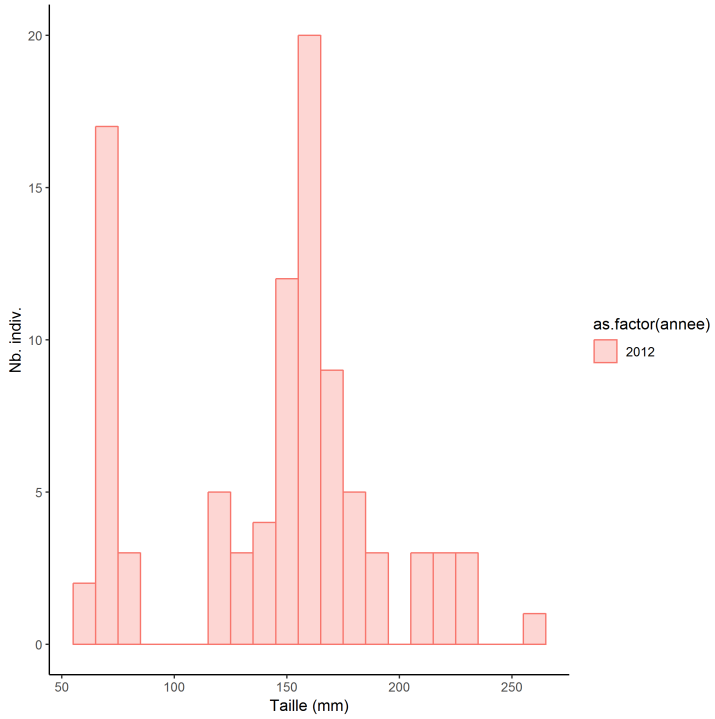


FIGURE 2.61 – Structure en taille du gardon dans le lac de Lacanau en 2012.

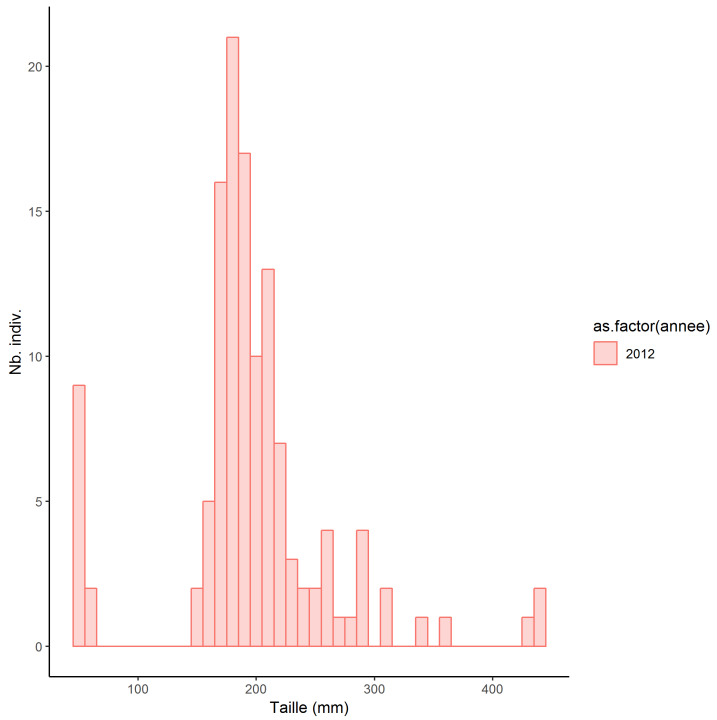


FIGURE 2.62 – Structure en taille de la perche dans le lac de Lacanau en 2012.

été prises par l'AAPPMA : Réserve Marina le Pont des Tables, Réserve Sud Canal de l'étang de Lacanau, Réserve Nord les Baïnasses sur l'étang de Lacanau.

Plusieurs actions d'amélioration de la connectivité entre le plan d'eau et les annexes hydrauliques ont aussi été réalisées avec la réouverture ou l'amélioration des connexions de zone humide, de zone littorale du lac et sur le canal des étangs.

2.3.7.4 Synthèse

Même s'il est difficile d'avoir une image très précise de la composition spécifique, le peuplement piscicole semble assez diversifié d'un point de vue taxonomique. Cependant, il a été très manipulé, 8 espèces ayant fait l'objet d'au moins un déversement au cours de la période 2002-2016.

L'analyse des trajectoires récentes n'est donc pas possible sur la base des données disponibles. On ne peut que constater, d'après les informations qui nous ont été communiquées par la Fédération de pêche, les apparitions et disparitions d'espèces suspectées depuis les années 1900.

TABLEAU 2.31 – Récapitulatif du repeuplement effectué par l'AAPPMA depuis 2002 dans le lac de Lacanau en kg.

Années	Black bass	Borchet spp.	Sandre	Perche	Goujon	Carpe commune	Tanche	Anguille (civelle)
2002			150					
2003			250		30			
2004	50		150	100				
2005			100					
2006		100	117					
2007	100		180	100				
2008	50		119			150		
2009	112							
2011	178		110			400		
2012	90		50					450
2013	50		34					330
2014	1100 indiv		32					230
2015	450 indiv		35					430
2016		130		50		50		730
Total	630	230	1327	250	30	600		2170

Chapitre 3

Bassin versant d'Aureilhan

3.1 Lac de Cazaux-Sanguinet

3.1.1 Caractéristiques du plan d'eau

Le lac de Cazaux-Sanguinet est le lac situé le plus en amont (avec Ychoux) du chapelet d'étangs et de lac du bassin versant d'Aureilhan. Il se partage entre les départements de la Gironde et des Landes sur les communes de la Teste-de-Buch, de Sanguinet et de Biscarrosse. Avec une superficie de 58 km^2, une profondeur maximale de 22,8m et une profondeur moyenne de 7,1m Bertrin, 2018, son volume moyen est estimé à 658 millions de m^3, faisant de ce lac le plus volumineux de tous les lacs et étangs étudiés dans la présente étude. Son bassin versant s'étend sur 294,94 km^2 (Fig. 3.1), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 6,12 (Jamoneau et al., 2021). Son taux de renouvellement annuel est estimé à 0,23 soit un temps de séjour de 1587 jours, i.e. presque 4,5 ans. Il est considéré comme oligo-mésotrophe (O.C.D.E., 1982) et possède un niveau chimique et écologique 'bon' (données de 2009-2013, de l'Eau Adour Garonne, 2016).

Le lac est essentiellement alimenté par moitié par la pluviométrie et par moitié par l'apport des eaux de surface de ses trois principaux tributaires : la Gourgue, le ruisseau de la Craste-Bille et le canal de l'Areillet (SAGE Etangs littoraux Born et Buch 2013 – Etat initial : pris dans la thèse de Tessier, 1967).

L'origine du lac de Cazaux-Sanguinet est similaire à celle des lacs et étang médocains (i.e. formation naturelle suite à l'édification des dunes du littoral) mais leur formation est probablement légèrement plus récente que ces derniers (CEMAGREF, 1986). Au XVIIe siècle, l'emplacement actuel des lacs du bassin versant d'Aureilhan ressemblait encore à un vaste estuaire où les lacs commençaient à peine à se dessiner (Fig. 3.2a), alors qu'ils avaient à la fin du XVIIIe, un aspect proche de celui d'aujourd'hui (Fig. 3.2b). Ce lac est également riche en vestiges archéologiques qui permettent de mieux comprendre la dynamique de sa formation (Tastet et al., 2008).

Le niveau du lac fut établit pour la première fois par une ordonnance royale du 29 novembre 1836 et fixait ce niveau à 20,94 (NGF). Pour maintenir ce niveau, le canal des Landes fut construit entre 1834 et 1838 (Cellamare, 2009) entre Cazaux et la Hume (vers le bassin d'Arcachon), permettant de drainer les crues qui inondaient la Landes tous les hivers et diminuant le niveau du lac de 1m40 par rapport à son niveau naturel (Capdevielle, 1979). Ce canal fut utilisé pour le transport

TABLEAU 3.1 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur le lac de Cazaux-Sanguinet (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Bon	Bon	Très bon
2010	Bon	Bon	Bon
2011	Très bon	Très bon	Très bon
2012	Moyen	Moyen	Très bon
2013	Bon	Bon	Bon
2014	Bon	Bon	Bon
2015	Bon	Très bon	Bon
2016	Moyen	Très bon	Bon
2017	Très bon	Très bon	Très bon

à son début mais fut rapidement délaissé (SAGE Etangs littoraux Born et Buch 2013 – Etat initial) et n'est désormais quasiment plus entretenu (Cellamare, 2009).

Un canal, le canal aquitain, a également été construit en 1971 au sud de ce lac afin de le relier directement au lac de Parentis-Biscarrosse. Ce canal faisait parti d'un vaste projet mené par la Mission Interministérielle d'Aménagement de la Côte Aquitaine (MIACA) qui visait à relier par voie lacustre la Gironde à l'Adour. Ce projet fut abandonné après la création du canal reliant directement le lac de Cazaux-Sanguinet à celui de Parentis-Biscarrosse. En raison de la création de ce canal, une élévation provoquée dans le lac aval de Parentis-Biscarosse a engendré un inversement du sens de circulation de l'eau. Ce type d'épisode a pu être observé plusieurs fois entre 1971 et 1974 provoquant une pollution de ses eaux en raison de la mauvaise qualité d'eau du lac de Parentis-Biscarrosse. La construction d'un barrage écluse en 1975 a permis de mettre fin à ce phénomène (Capdevielle, 1988).

Au nord de ce lac, entre les villes de Cazaux et de Sanguinet se situe une large zone militaire (base aérienne 120) qui occupe les 2/3 de la superficie de ce plan d'eau. Cette surface est accessible aux différents usages uniquement le week-end, à l'exception d'une bande plus étroite complètement interdite d'accès. Ce lac sert également de ressource en eau potable via 2 zones de captages et alimente pour les agglomérations de la Teste de Buch et de Biscarrosse. Ce lac est considéré comme oligotrophe selon les critères OCDE avec un état écologique, physico-chimique et biologique généralement bon à très bon (Tab. 3.1).

3.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

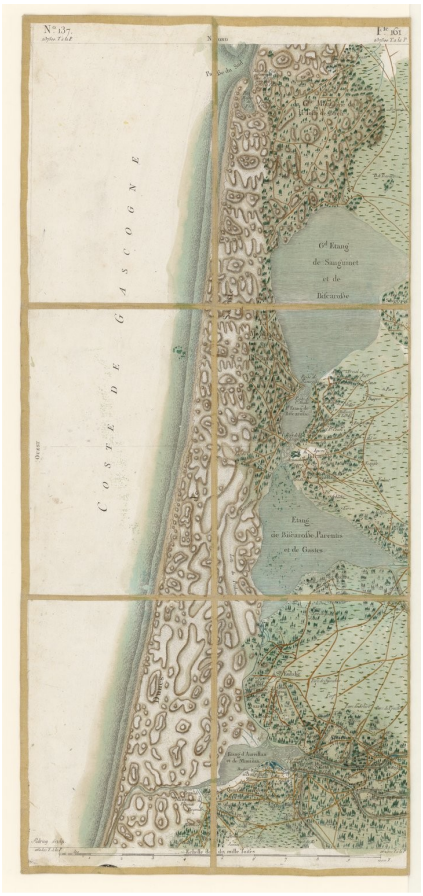
3.1.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population sur le bassin versant de Cazaux-Sanguinet [1] est d'environ 56000 habitants pour une densité d'environ 315 hab/km^2 en 2017 (Fig. 2.3). Depuis les années 90 la population ne

1. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

FIGURE 3.1 – Localisation et délimitation du lac de Cazaux-Sanguinetet de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

(a)



(b)

FIGURE 3.2 – (a) Carte du Bourdelois, du pais de Medoc, et de la prevosté de Born réalisée en 1635 par Willem Jansz Blaeu, (b) Extrait de la carte générale de la France, planche n° 137, dressé par César-François Cassini de Thury entre 1780 et 1790 (source : bibliothèque nationale de France).

cesse d'augmenter et le taux d'accroissement depuis ces année atteint environ 60% en 2017. La proximité de ce lac du bassin d'Arcachon et des plages océanes en fait un lieu particulièrement attractif pour le tourisme. Ainsi, pendant la saison estivale, la population des communes de Sanguinet et de Biscarrosse seraient respectivement multipliée par 3,2 et 4,5 (Géolandes, 2013a).

De nombreuses activités touristiques sont ainsi pratiquées sur le lac et ses rives : randonnée pédestre et équestre, ski-nautique, kite-surf, voile, canoë ... Le lac de Cazaux-Sanguinet compte ainsi plus de 3500 mouillages de bateaux répartis sur une vingtaine de site (Géolandes, 2013a). On dénombre pas moins de 8 plages officiellement déclarées comme site de baignade sur le périmètre du plan d'eau. La chasse et la pêche sont des activités aussi intensément pratiquées sur le lac de Cazaux-Sanguinet.

3.1.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Deux stations d'épurations sont présentes sur le bassin versant du lac de Cazaux-Sanguinet : celle de Sanguinet et celle de Hautes-Rives à Biscarrosse. La station de Sanguinet est en service depuis 1980 mais a depuis été modifié à deux reprises. Entre 1980 et 1997 cette station traitait un équivalent de 2000 habitants, avant de passer à 8000 équivalent habitant entre 1997 et 2014 et enfin elle traite désormais l'équivalent de 16000 habitants. La station historique avait son rejet direct dans le réseau hydrographique mais depuis 1997, les rejets se font par infiltration.

La station de Hautes-Rives à Biscarrosse est en service depuis 1974 pour un traitement de 1500 équivalent habitant. Elle rejette ses effluents par infiltration dans le sol.

Aucun rejet industriel (i.e. présentant un seuil de rejet supérieur au seuil de rejet redevable) n'est présent sur le bassin versant.

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Globalement on observe une diminution des flux rejetés de phosphore, d'azote et de matières biodégradables (DBO5) alors que la demande chimique en oxygène (DCO) reste relativement stable (Fig. 3.3). Cette diminution des flux rejetée reste assez modérée mais est d'autant plus manifeste que le volume traité tend lui a augmenter. On peut aussi noter que les rejets directs (lié à un dysfonctionnement de la station) tendent aussi à diminuer dans le temps. Il faut cependant rester relativement prudent sur les valeurs affichées qui correspondent à des valeurs estimées par l'Agence de l'Eau Adour Garonne.

3.1.2.3 Le paysage et les changements paysagers

L'occupation du sol sur le bassin versant du lac de Cazaux-Sanguinet est essentiellement représentée par la sylviculture de pins et la forêt, qui occupent plus de 80% du territoire en 1945 et 1965 et un peu plus de 70% en 1985 et 2002[2] (Tab. 3.2). La surface occupée par les plantations de pins et la forêt a donc légèrement diminué sur ce bassin versant, ces terres ayant essentiellement

2. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

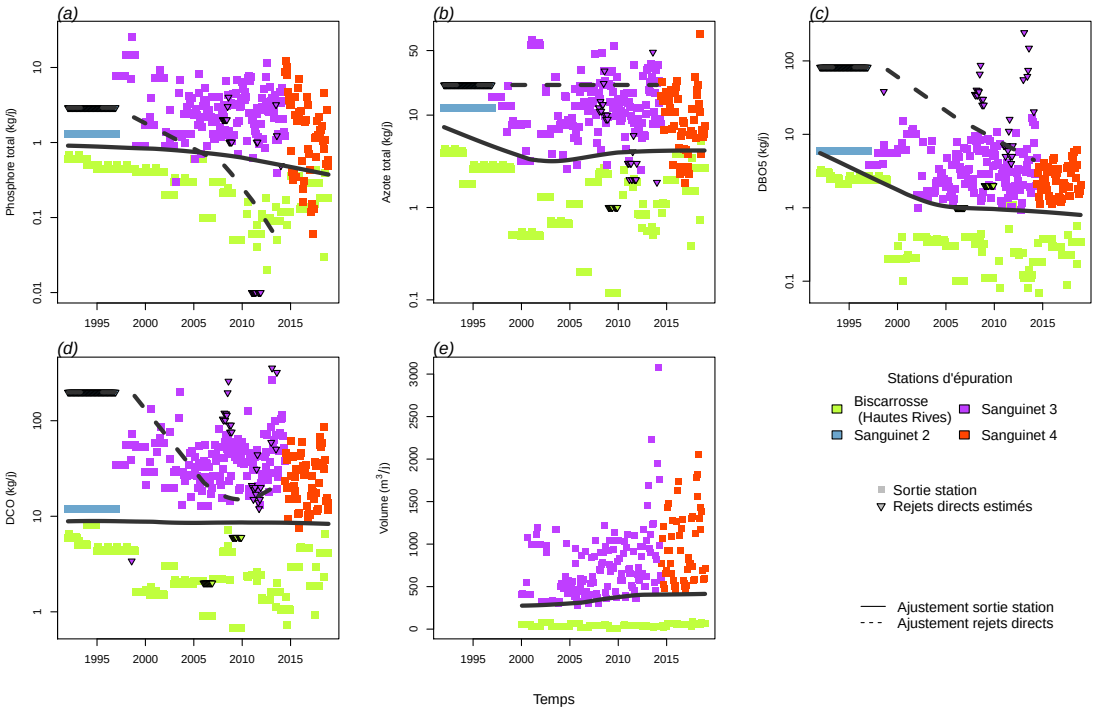


FIGURE 3.3 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant du lac de Cazaux-Sanguinet. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 3.2 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du lac de Cazaux entre 1945 et 2002. Note : la surface du lac a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	80.42	80.461	72.558	70.92
Champs cultivés	2.60	1.70	10.86	12.46
Prairies	1.11	1.61	1.16	3.94
Eau	3.05	2.03	2.99	3.03
Urbain	0.77	1.28	1.38	2.00
Semi-urbain	0.79	1.25	1.99	7.64
Non déterminé	11.26	11.67	9.04	0.00

été transformées en terres arables, en particulier entre 1965 et 1985 (Fig. 3.4). Ces dernières occupent actuellement plus de 12% du territoire et ont vu leurs surfaces multipliées par 6 depuis les années 45 (Fig. 3.5). Le développement des domaines agricoles de la Lucate et de la Taraouenne, à proximité de la gare de Lugos, explique en grande partie l'augmentation des surfaces de terres cultivées à cette période. Le maïs représente la culture majoritaire [3] et occupe environ 75% de la surface agricole (Fig. 3.6). Les surfaces de culture de légumes ont augmenté depuis les années 2010, et plus récemment, les cultures de plantes oléagineuses et protéagineuses prennent de plus en plus d'importance au dépens des cultures de maïs. A noter que les semences déclarées jusqu'en 2014 sont vraisemblablement des surfaces de maïs semence, la région Aquitaine étant la première région productrice de maïs semence (Maiz'Europ', 2017).

Le bassin versant du lac de Cazaux-Sanguinet se caractérise aussi par un intense développement des espaces semi-urbains dont la surface a augmenté de plus de 250% depuis les années 1945 (Fig. 3.5). Cet intense développement est encore plus marqué à proximité immédiate des berges du lac où le taux de changement de ces espaces semi-urbains dépasse les 58000% (Fig. 3.5) ! [4]

De nombreux aménagements ont en effet été effectués à proximité du lac, notamment au sud, avec la création par exemple du golf ou des campings aux alentours de Navarrosse.

Les variation de surfaces prairiales observées à l'échelle du bassin versant (Fig. 3.5) sont liées à la qualification de bandes enherbées à proximité des deux grands domaines agricoles qui ont parfois été différemment qualifiées et surtout à une partie de la zone militaire, classée en 'Non déterminé' avant les années 2000 et dont une partie est représentée par une surface végétales rase classée en prairie (Fig. 3.58). En revanche, à proximité des rives du lac, les surfaces de landes et de prairies sont en diminution de plus de 40% entre 1945 et 2002.

3. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

4. Cette augmentation ne s'explique pas par la disponibilité des photos aériennes sur cette période. En effet, bien que les photos aériennes de 1945, 1965 et 1985 du secteur de Cazaux n'étaient pas disponibles en raison de la présence de la zone militaire à proximité (occupation du sol non déterminée de l'ordre de 10% de 1945 à 1985), les images de 2002 étaient disponibles, et la ville de Cazaux et la base aérienne ont ainsi pu être digitalisées. Ces nouvelles digitalisations résultent en une forte augmentation des surfaces urbaines et semi-urbaines (en particulier l'aéroport de la base) sur le bassin versant du lac. La part de ces changements est d'ailleurs nettement visible sur le graphique de Sankey (Fig. 3.4). Cependant, ces nouvelles digitalisation n'affectent que très peu les surfaces localisées à 100m des rives des lacs car ne représentent qu'une faible surface à cette échelle d'analyse. D'ailleurs, en retirant des analyses l'ensemble des zones indéterminées pour chaque période d'étude, l'augmentation exceptionnelle des surfaces semi-urbanisées sur les rives des lacs est quasi identique.

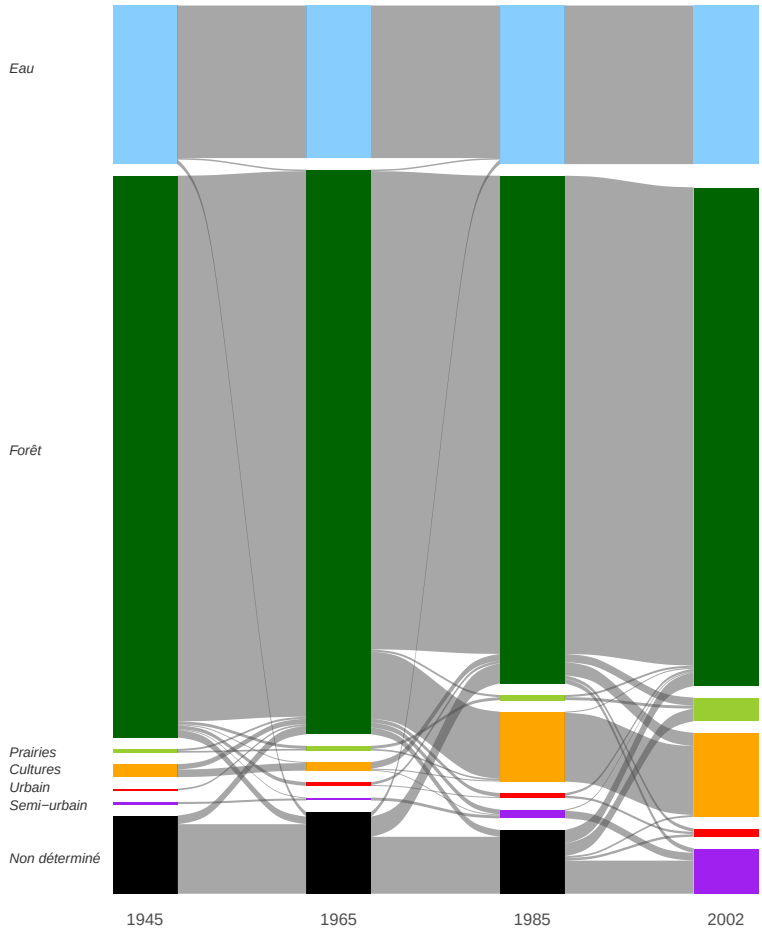
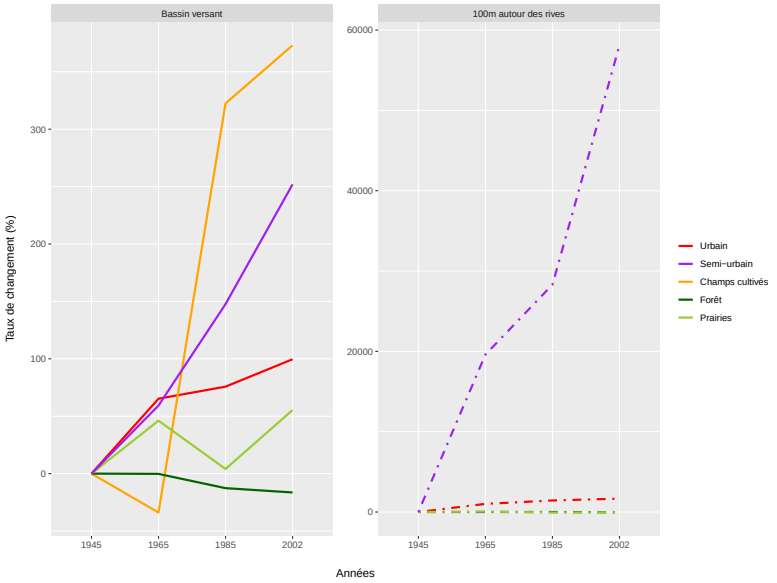


FIGURE 3.4 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de Cazaux-Sanguinet. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

FIGURE 3.5 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives du lac de Cazaux-Sanguinet (droite). Note : pour le calcul du taux de changement toutes les surfaces correspondant aux zones 'non déterminées' ont été retirées de l'analyse quelque soit la date d'intérêt. Seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.



3.1.3 Hydromorphologie

3.1.3.1 Niveaux d'eau

Les niveaux d'eau du lac de Cazaux-Sanguinet sont suivis au travers de plusieurs échelles limnimétriques répartis à différentes localisation au niveau du lac : au nord du lac au niveau du ponton de la base de Cazaux et dans le Bourg de Sanguinet, et au sud du lac au niveau de l'exutoire et de l'écluse de Navarrosse. Afin d'avoir des données comparables et sur la durée la plus conséquente, nous nous sommes focalisés sur les niveaux d'eau relevés au nord du lac sur les stations situées à Cazaux et à Sanguinet. Etant donné qu'il existe un léger décalage entre les niveaux relevés à l'est (Sanguinet) et l'ouest (Cazaux) sur ces niveaux (dû à la fois à une variation naturelle et au fait que l'échelle posée à Cazaux n'était pas tout à fait correcte), nous avons utilisés les valeurs relevés à des dates identiques pour créer un modèle de corrélation linéaire entre les valeurs observées de part et d'autres du lac, puis utilisé l'équation de ce modèle pour *'corriger'* les valeurs observées à Cazaux ($1.03x - 0.48$, $R^2_{aj} = 0.99$).

Bien que les niveaux d'eau du lac de Cazaux-Sanguinet ont fait l'objet de plusieurs études et suivis et même si nous avons optimiser le nombre de données au maximum (*cf.* paragraphe précédent), les données de niveaux sont malheureusement quelque peu discontinues dans le temps. Ainsi, entre 1976 et 1996, aucun suivi n'a été identifié sur ce lac et les relevés des années 2004, 2005 et 2008 n'étaient pas suffisamment représentatifs de l'année pour être intégrés aux analyses suivantes (conservées cependant sur la Fig. 3.7 pour la tendance globale). Depuis 2010 la Communauté de Commune des Grands Lacs à mis en place un Système d'Information et de Régulation Interlacs (SIRIL) permettant une connaissance en temps réel des niveaux des plans d'eau.

Le niveau du lac de Cazaux-Sanguinet est controlé par deux ouvrages principaux : au sud par l'écluse de Navarrosse, située au niveau de l'exutoire du lac, et au nord par l'écluse de l'écluse

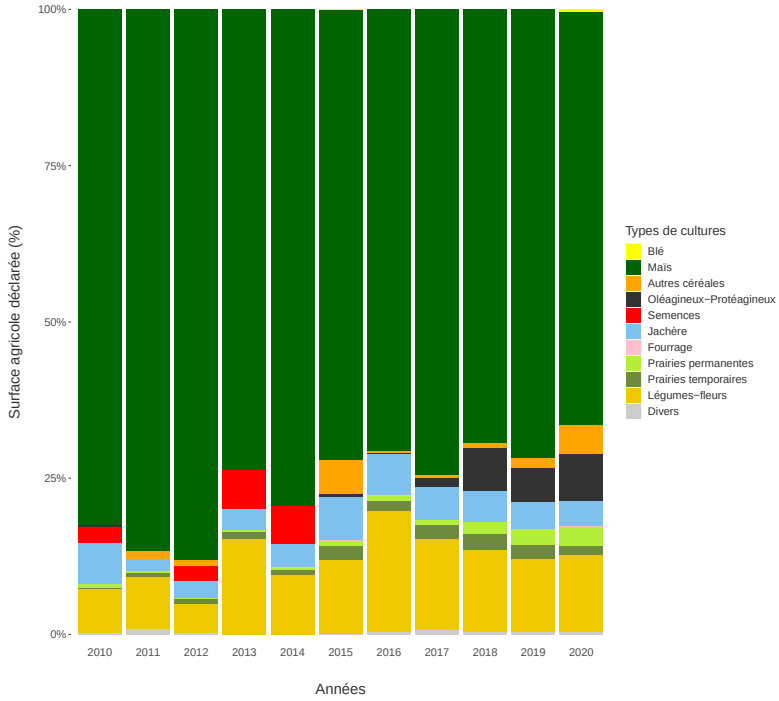


FIGURE 3.6 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Cazaux-Sanguinet.

de la Teste, située sur la base Aérienne et se déversant dans le bassin d'Arcachon. D'après Géolandes (2013c), cette dernière est la seule susceptible de pouvoir contrôler le niveau du lac, l'écluse de Navarrosse étant d'une dimension beaucoup trop petite. Les apports d'eau du lac de Cazaux-Sanguinet proviennent essentiellement des précipitations et des eaux de surfaces (environ 40% chacun) et pour une plus faible part des eaux souterraines (Géolandes, 2013c). Les principaux tributaires responsables de l'apport des eaux de surface sont la Gourgue, le ruisseau de la Craste-Bille et le canal de l'Arreillet.

Le niveau moyen du lac entre 1959 et 2020 est de 20.83m NGF (Fig. 3.7). D'après le règlement d'eau les cote d'alertes sécheresse et inondations sont respectivement fixées à 20.6 et 21.1m respectivement. Ces cotes sont très régulièrement dépassées à la fois pour les inondations et pour les sécheresses (Fig. 3.7). Ainsi, la cote inondation est dépassée plus d'une année sur deux (62% des années d'observtions) et la cote sécheresse est quasiment atteinte tous les ans (80% des années d'observation).

En moyenne, et toutes années confondues, le niveau du lac atteint sont maximum au mois de mars et son niveau minimum du lac est généralement observé à l'automne, pendant les mois de septembre et d'octobre (Fig. 3.8). La cote minimale et médiane tend d'ailleurs à augmenter depuis les 60 dernières années pendant la saison estivale (environ 2mm par an [5]), ce qui n'est pas le cas pour les autres saisons (Fig. 3.9). Contrairement à ce qui avait pu être observé sur le lac de Lacanau (et dans une moindre mesure sur Carcans-Hourtin) la cote maximale du lac ne tend pas à diminuer en hiver.

Ces observations laisse suggérer que l'influence de la gestion des niveaux est assez limitée sur le lac de Cazaux-Sanguinet, essentiellement du fait du sous-dimensionnement de l'ouvrage de Navarrosse et de l'absence d'un contrôle commun sur l'ouvrage de La Teste (Géolandes, 2013b).

5. Les équations des régressions linéaires sont $0.002x + 16.52$, $R^2_{aj} = 0.11$, $pvalue = 0.02$ pour les valeurs médianes et $0.002x + 16.92$, $R^2_{aj} = 0.08$, $pvalue = 0.04$ pour les valeurs minimales.

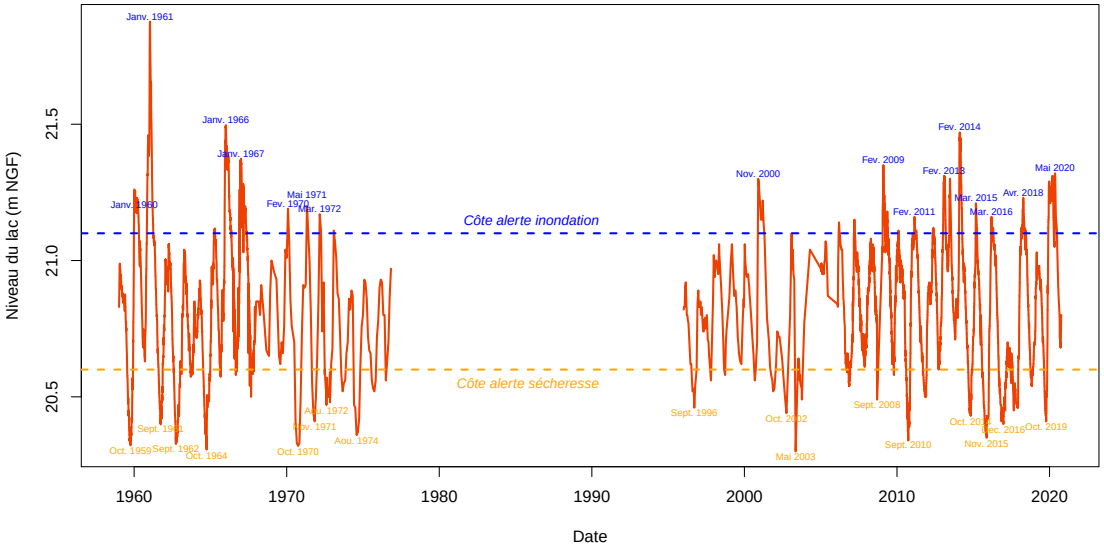


FIGURE 3.7 – Variation journalière du niveau du lac de Cazaux-Sanguinet entre 1959 et 2020.

En particulier il ressort que le contrôle des inondations par ces ouvrages est relativement impossible, mais la très légère augmentation des niveaux d'eau en été pourrait suggérer un léger effet de cette gestion, sans qu'on ne puisse toutefois exclure un effet climatique. La difficulté de la régulation des niveaux d'eau sur le lac tient également à la taille au volume d'eau extrêmement importants de ce lac, générant une inertie très forte et des volumes d'eau considérables à évacuer en cas de crues.

Ainsi, et contrairement aux deux lacs médocains, les variations du niveau du lac de Cazaux-Sanguinet se révèlent être quasi naturelles. Par conséquent, nous n'avons pas observé de tendance particulière concernant le marnage au cours de ces 60 dernières années (Fig. 3.10). Le marnage moyen est de l'ordre de 67cm sur la période d'analyse (60 ans avec 40 années de données).

3.1.4 Physico-chimie

3.1.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne

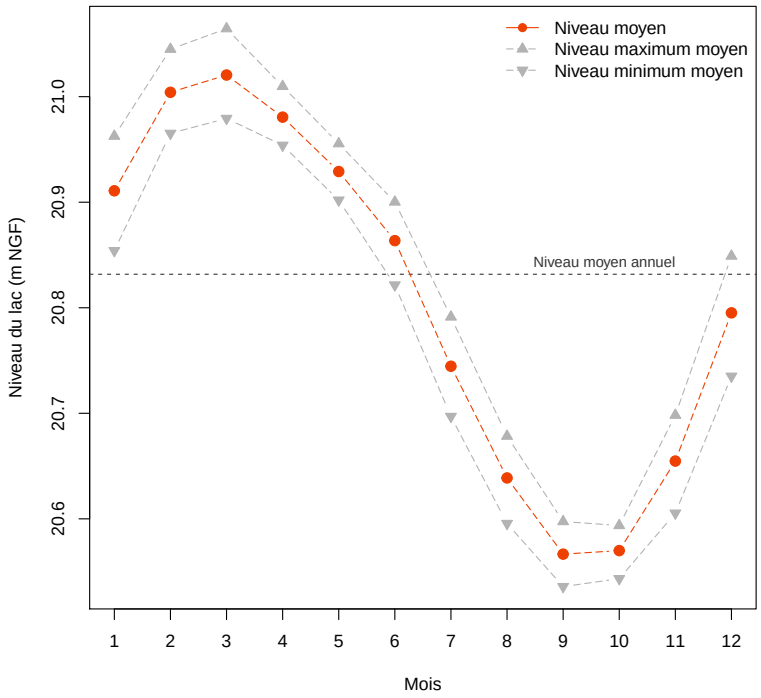


FIGURE 3.8 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau du lac de Cazaux-Sanguinet en fonction des mois de l'année. La ligne hachurée rouge représente la valeur moyenne annuelle.

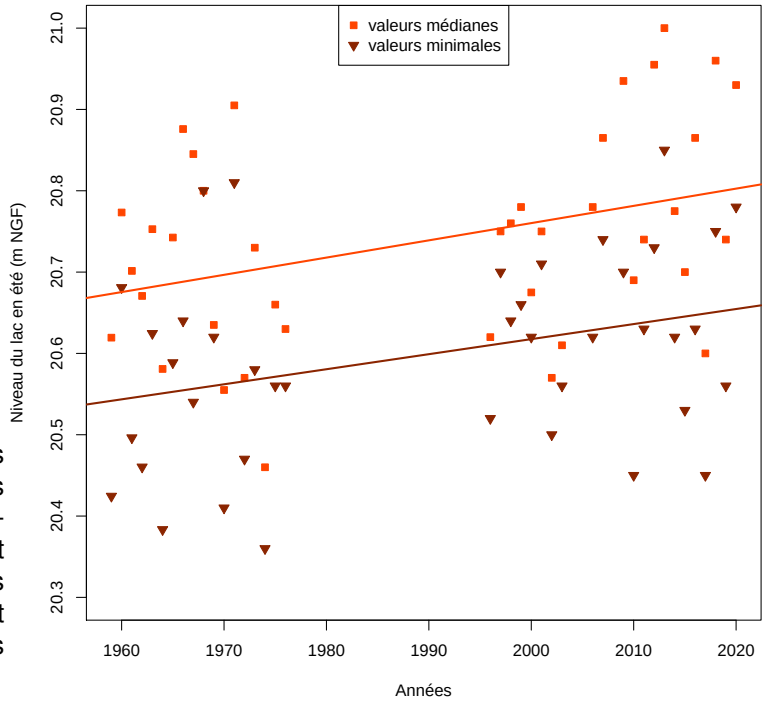


FIGURE 3.9 – Variation des cotes minimales et médianes annuelles du lac de Cazaux-Sanguinet entre 1959 et 2020 en été. Seules les tendances significatives sont présentées (α<0.05 pour des modèles linéaires).

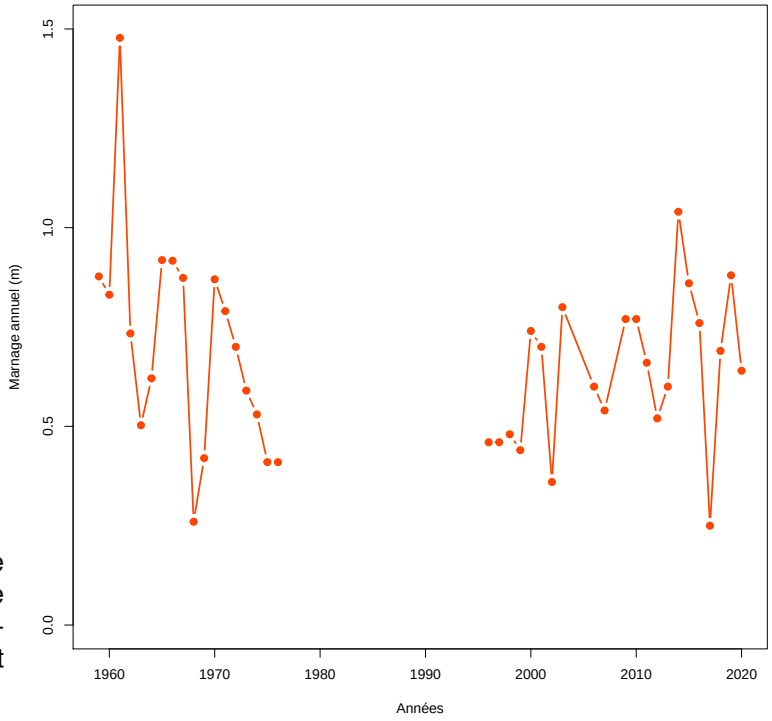


FIGURE 3.10 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur le lac de Cazaux-Sanguinet entre 1959 et 2020.

climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur le lac de Cazaux-Sanguinet la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 3.11) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 31.37$, $R^2_{aj} = 0.37$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.03x - 42.76$, $R^2_{aj} = 0.12$, $pvalue = 0.004$ en hiver, $0.02x - 29.66$, $R^2_{aj} = 0.16$, $pvalue = 0.001$ au printemps, $0.02x - 23.68$, $R^2_{aj} = 0.18$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 29.60$, $R^2_{aj} = 0.20$, $pvalue < 0.001$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les autres plans d'eau du même bassin-versant (Fig. 3.33, 3.65 et 3.93) ainsi que sur celle observée sur les étangs de Léon (Fig. 4.12), Blanc (Fig. 6.27) et Soustons (Fig. 6.68).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation est presque deux fois plus forte sur le lac de Cazaux-Sanguinet que sur les lacs médocains mais similaire à celle observée sur les autres plans d'eau étudiés.

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.90x - 1755.3$, $R^2_{aj} = 0.30$, $pvalue < 0.001$), mais cette augmentation apparait plus bien plus importante que celle observée sur le petit-étang de Biscarrosse ou sur les lacs médocains (9j supplémentaires sur Cazaux-Sanguinet en 10 ans contre 4 ou 5 pour les autres).

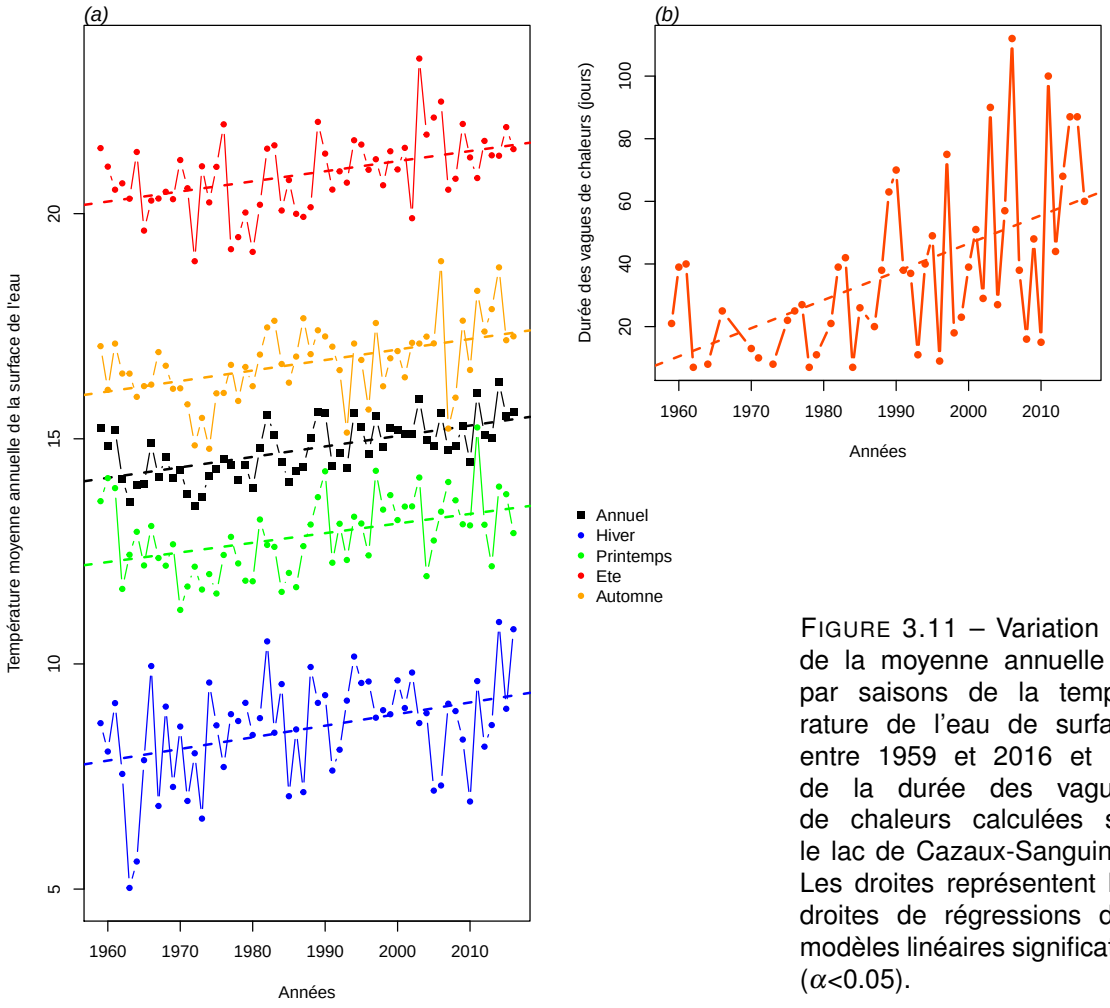


FIGURE 3.11 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur le lac de Cazaux-Sanguinet. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

3.1.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

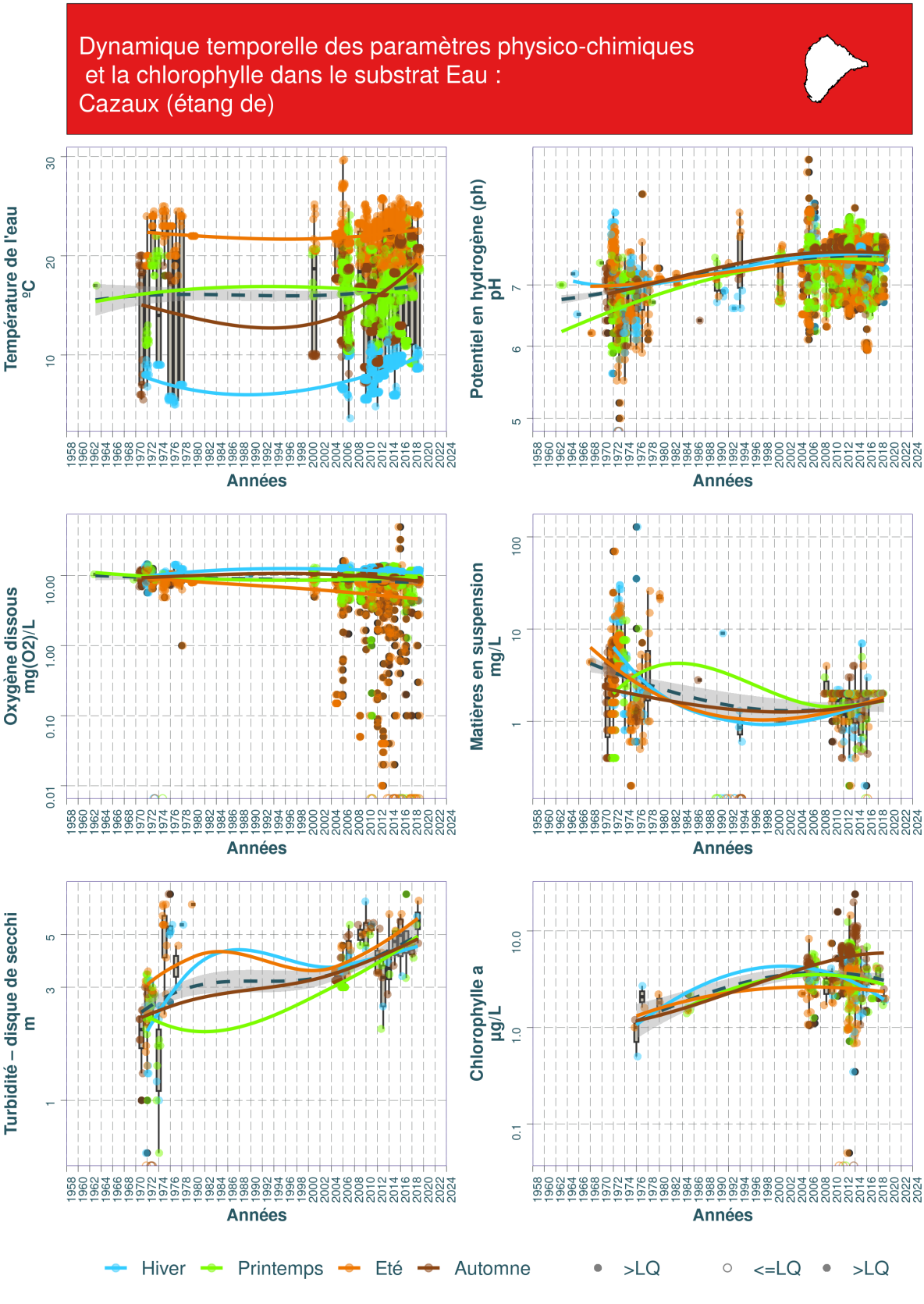
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

3.1.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

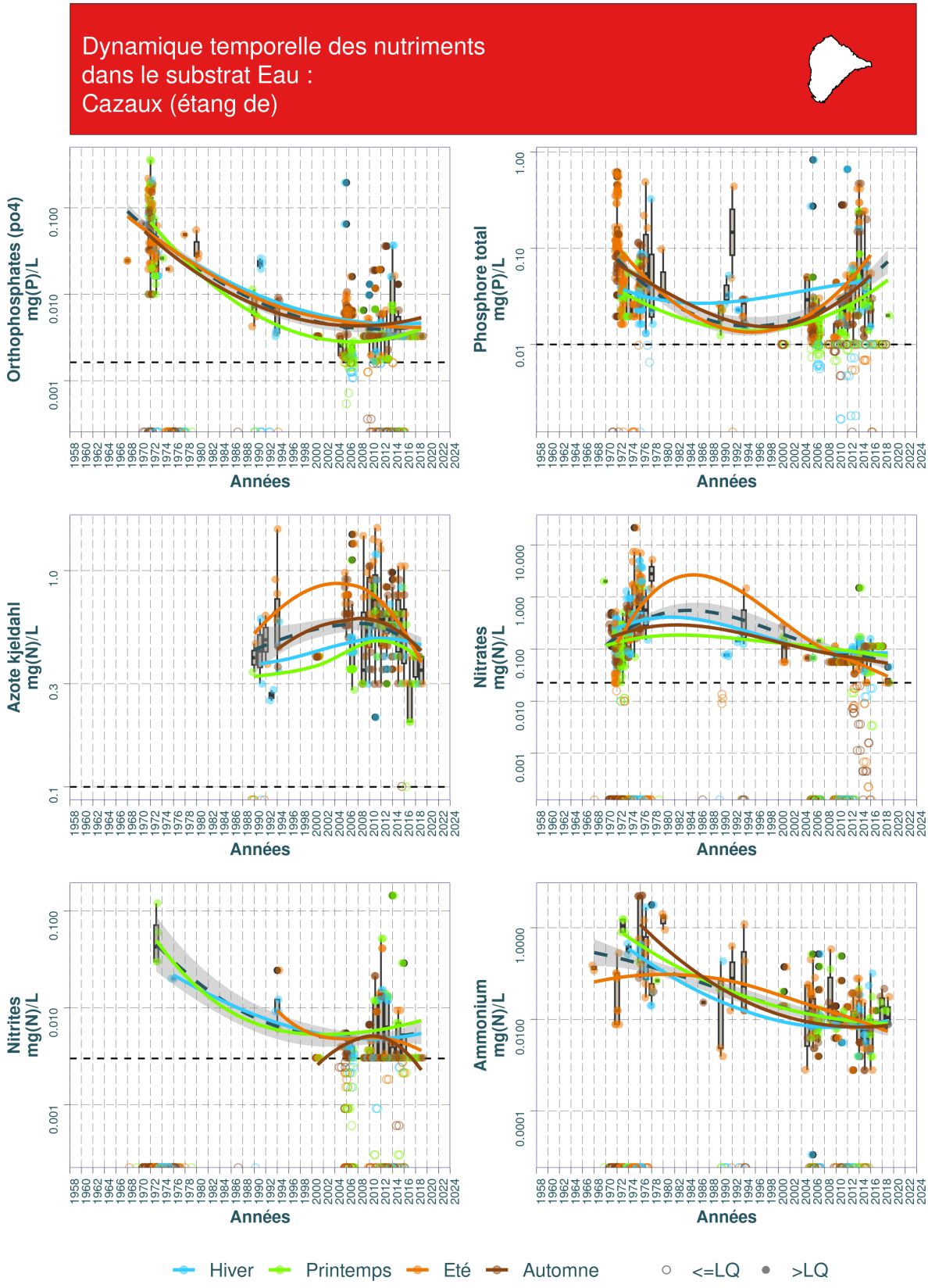
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Le plan d'eau de Cazaux-sanguinet apparait plutôt en état '*très bon*' sur l'ensemble de la chronique selon ces critères DCE (Fig. 3.15). Seul le phosphore total a présenté quelquefois un état '*médiocre*' en 2005, 2006 et 2007.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 3.12 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le lac de Cazaux-Sanguinet.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

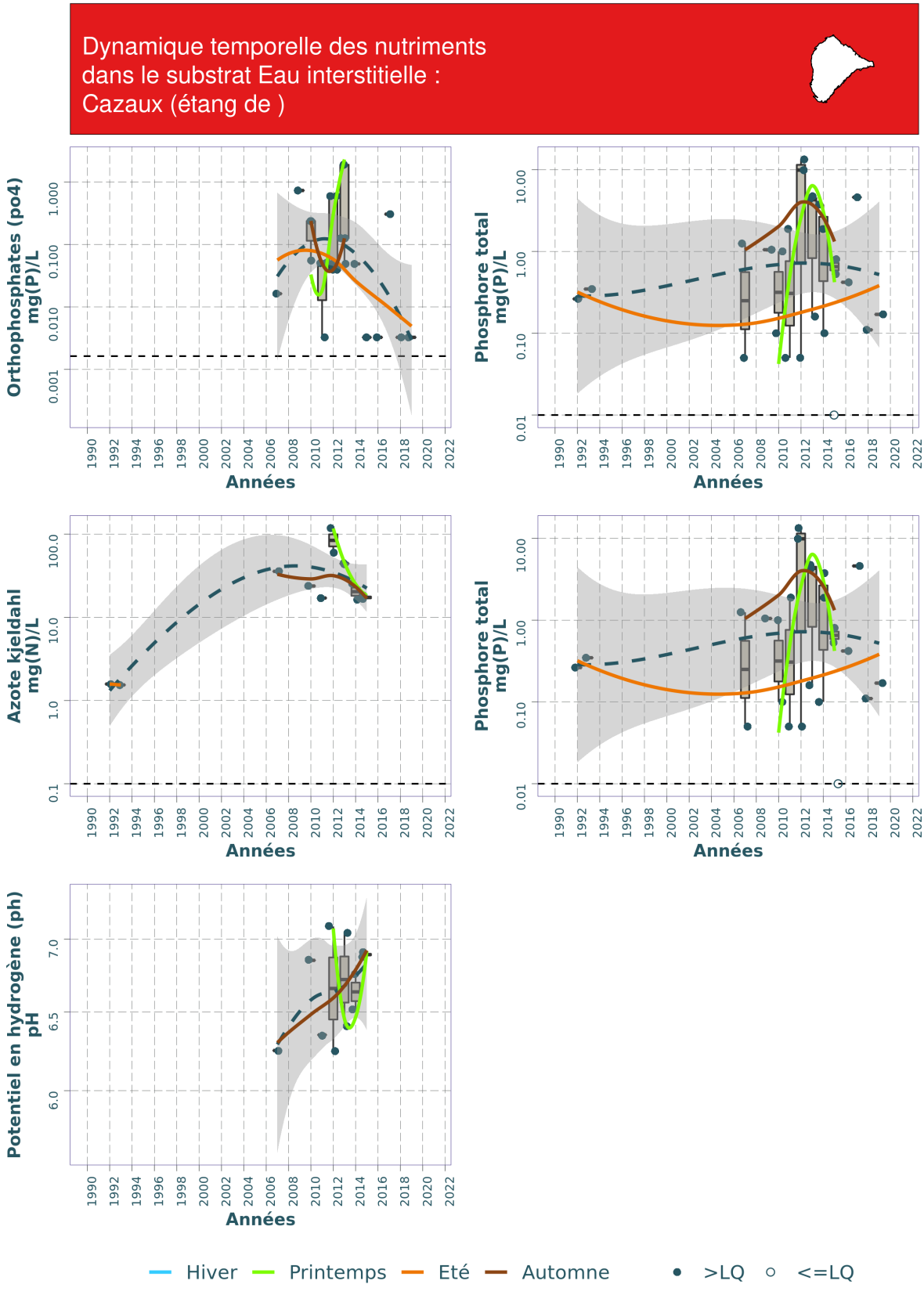
FIGURE 3.13 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le lac de Cazaux-Sanguinet.

TABLEAU 3.3 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le lac de Cazaux-Sanguinet.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Cazaux (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1968	2019	629	39.8%	0.0	5.0400	0.0000	0.0774	0.0039	0.015
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1990	2019	249	69.9%	0.0	1.5750	0.5500	0.5623	0.1000	0.500(
Azote minéral	mg(N)/L	1992	2016	89	68.5%	0.0	1.6438	0.0131	0.0895	0.0800	0.120(
Chlorophylle a	µg/L	1976	2019	516	26.0%	0.0	24.0000	3.6650	4.0894	0.0500	1.000(
Matières en suspension	mg/L	1968	2019	649	22.2%	0.0	128.2000	2.0000	4.3278	2.0000	5.000(
Nitrates	mg(N)/L	1968	2019	831	29.5%	0.0	21.4000	0.0000	0.2297	0.0226	0.112
Nitrites	mg(N)/L	1968	2019	749	31.4%	0.0	0.1440	0.0000	0.0024	0.0015	0.050(
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1968	2019	584	42.8%	0.0	0.3587	0.0033	0.0180	0.0016	0.016
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1963	2019	3333	0.0%	0.0	49.5000	9.3000	9.2623	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1971	2019	614	38.9%	0.0	0.8300	0.0247	0.0627	0.0016	0.050(
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1963	2019	3862	1.4%	0.0	9.6000	7.5800	7.4072	1.0000	1.000(
Température de l'eau	ºC	1963	2019	3371	0.0%	3.6	29.7000	17.9000	16.4850	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1971	2019	248	0.0%	0.0	7.4000	3.2000	3.4077	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 3.14 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl et du pH dans l'eau interstitielle sur le lac de Cazaux-Sanguinet.

TABLEAU 3.4 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le lac de Cazaux-Sanguinet.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Cazaux (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2007	2019	33	75.8%	0.0388	4.5815	1.7083	1.6768	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2015	13	69.2%	1.5400	117.6000	23.8000	32.4992	0.5000	0.5000
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2007	2019	24	91.7%	0.0033	1.8987	0.0505	0.2988	0.0016	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2019	25	76.0%	0.0100	13.3334	0.5299	2.0331	0.0020	0.0500
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	2007	2015	11	63.6%	6.2500	7.0900	6.7600	6.6627	1.0000	1.0000

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

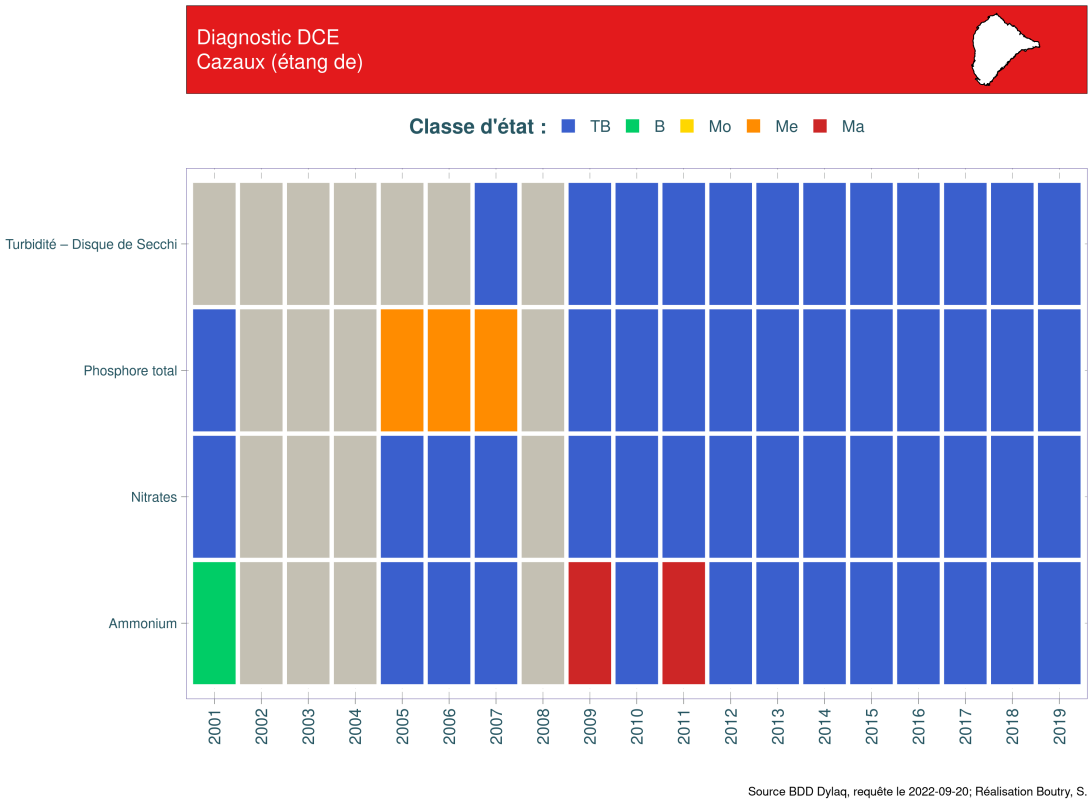


FIGURE 3.15 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le lac de Cazaux-Sanguinet entre 2000 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

3.1.4.4 Synthèse

Sur le lac de Cazaux-Sanguinet, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau quelle que soit la saison. Le pH de ce plan d'eau apparait comme légèrement acide (entre 6 et 7) durant les premières décennies, puis remonte aux alentours de 7.5-8 à partir des années 2000. Quant à l'oxygène dissous, il décroit légèrement en-dessous de 10 mg/L à partir des années 2000.

Les matières en suspension subissent une décroissance marquée (diminution de 0.5 unité log décimal, soit un facteur d'environ 3) qui semble se traduire dans le même temps par une baisse de la turbidité ou encore une légère amélioration de la transparence. Quant à la chlorophylle a, il semble y avoir une légère augmentation de sa concentration au cours du temps. Toutefois le très faible nombre de données entre les années 80 et 2000 rend toute tendance délicate à interpréter quant à ce paramètre.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une légère décroissance est observable pour les nitrates et l'azote Kjeldahl. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent enfin assez fortement dans le courant des années 1990-début 2000. Il est à souligner des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées, pour un plan d'eau donné.

Globalement l'état physico-chimique du lac de Cazaux-Sanguinet peut être considéré comme 'très bon' depuis le début des années 2000 avec quelques exceptions certaines années concernant le phosphore total.

3.1.5 Phytoplancton

Le plan d'eau de Cazaux-Sanguinet est l'un des sites avec les données les plus anciennes les plus nombreuses. Les premiers relevés phytoplanctoniques remontent à l'année 1972. A partir de cette année et jusqu'en 1985, quelques campagnes annuelles ont été réalisées. Dès 2006, au moins trois campagnes par an ont été pratiquées (sauf en 2008) jusqu'en 2020. Sur cette dernière période, les données respectent le format type DCE, ce qui permet de disposer de quatorze ans de données pleinement comparables entre elles jusqu'en 2020.

3.1.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Vingt ans de données phytoplanctoniques existent mais certaines campagnes ne comportent qu'un très petit nombre de taxons inventoriés. C'est le cas des années 1978, 1980 et 1981 avec un seul taxon inventorié et l'année 1985 avec 7 taxons (Fig. 3.16a). A l'opposé, l'année 1979 a fait l'objet d'un inventaire floristique très détaillé lors de la thèse de Paul Capdevielle (Capdevielle, 1979). Elle comporte ainsi 760 taxons différents inventoriés. Les autres années présentent des richesses plus comparables entre elles. La richesse annuelle moyenne, sans 1979, est de 48 taxons et 75 taxons toutes années confondues. La Figure 3.16b zoome sur la période plus récente permettant de mieux visualiser la dynmaique de la distribution des richesses de 2006 à 2020.

Variables d'une année à l'autre, les richesses taxonomiques annuelles moyennes ont varié de 33 taxons au minimum en 2009 à 62 taxons en 2007 au maximum. Des disparités s'observent au cours des différentes années et une tendance générale à la baisse pourrait être observée sur la durée. En fait cette baisse est plus liée au plus grand nombre de campagnes de mesure en 2006-2007, durant la thèse de Maria Cellamare (Cellamare, 2009) et durant les années 2010 à 2016, suivi scientifique du plan d'eau (Laplace-Treyture and Moreira, 2016; Laplace-Treyture et al., 2017; Laplace-Treyture and Prévost, 2014; Moreira et al., 2016) où jusqu'à une campagne par mois a été réalisée.

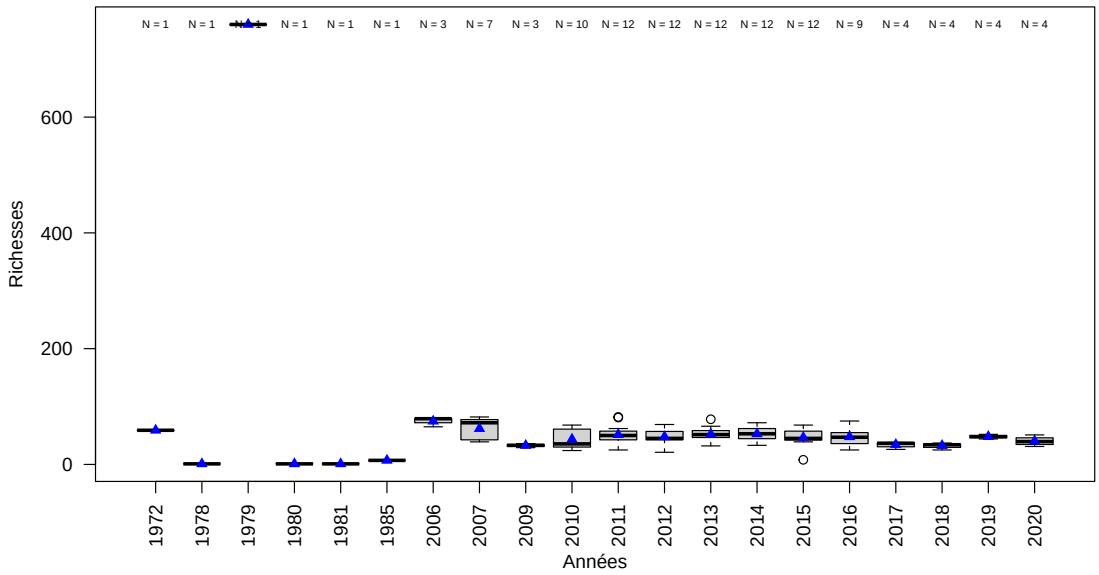
Ces années ont alors les amplitudes de variation de richesse les plus grandes, jusqu'à 50 taxons d'écart mesuré en 2016 entre la richesse du mois d'avril avec 25 taxons et la richesse du mois de septembre avec 75 taxons échantillonnés. L'année 2009 présente la plus faible amplitude avec seulement 7 taxons d'écart entre juin et septembre. Malgré ces variations les richesses annuelles moyennes ne sont pas statistiquement différentes (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni , $p\text{-value} > 0.22$). La richesse la plus faible de la chronique 2006-2020 a été mesurée en avril 2015 avec seulement 8 taxons identifiés et la maximale en avril 2007 et octobre 2011 avec 82 taxons différents.

Les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) composent une forte proportion de cette richesse tout au long des années (Fig. 3.17a). L'année 1979, avec la thèse de Capdevielle, illustre l'effort d'investigation important qui a été mené sur le groupe des desmidiées (Charophyta) mais aussi des diatomées. Il est intéressant de noter que, dès la fin des années 1970, des cyanobactéries, et jusqu'à 54 taxons différents, ont été identifiés sur cet étang.

Le focus sur les richesses annuelles moyennes sans l'année 1979 (Fig. 3.17b) montre mieux la part importante de richesse occupée par les algues vertes et les diatomées sur les autres années. La thèse de Cellamare (2009), qui a fait un effort particulier sur les diatomées, se détache alors avec une richesse de 48 et 31 taxons de diatomées en moyenne pour respectivement 2006 et 2007. Les autres années ne dépassent pas 17 taxons (en 1972). Les années plus récentes ont même des valeurs inférieures à 12 taxons de diatomées en moyenne.

Les algues dorées (Ochrophyta) et les cyanobactéries (Cyanobacteria) sont, après les algues vertes, les groupes taxonomiques les plus importants en terme de nombres d'espèces annuels moyens. Les algues dorées varient en moyenne de 4 (en 2006 et 2007) à 13 taxons (en 2019) et les cyanobactéries de 3 (en 1972) à 11 taxons (en 2011). Les autres groupes taxonomiques bien que présents sont peu représentés avec moins de 3 taxons en moyenne pour les Cryptophycées ou encore moins de 6 taxons pour les dinophycées (Miozoa). Les euglènes sont, quant à elles, présentent en moyenne avec 2 taxons maximum (en 2016). Les richesses moyennes des communautés algales de Cazaux-Sanguinet sont alors assez bien réparties entre les différents groupes taxonomiques au cours des différentes années d'étude, dénotant des communautés plutôt riches et bien diversifiées.

(a)



(b)

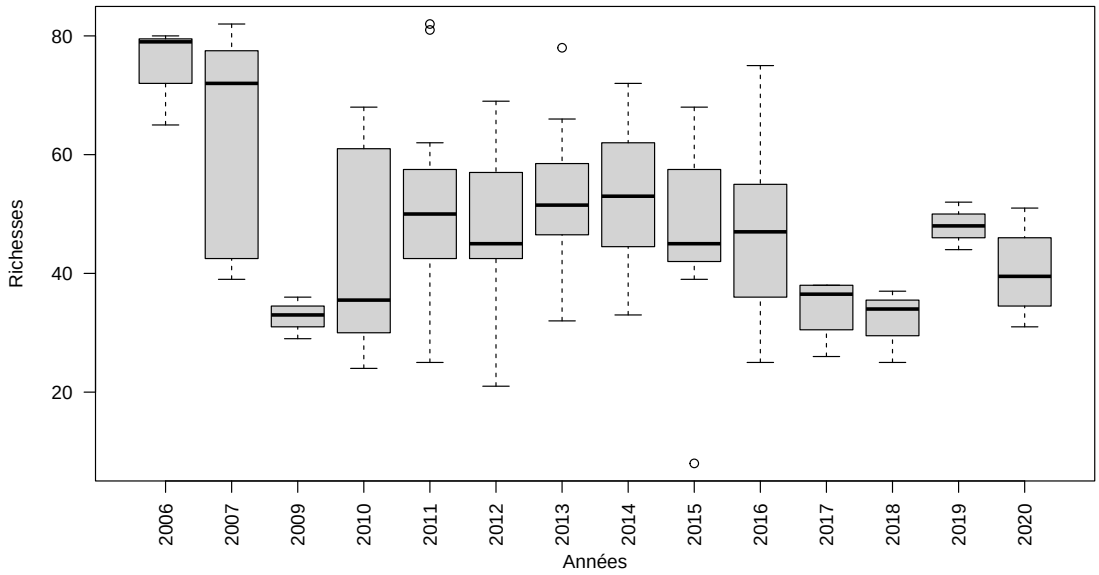


FIGURE 3.16 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1972 et 2020 (a) et entre 2006 et 2020 (b) sur le lac de Cazaux-Sanguinet. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

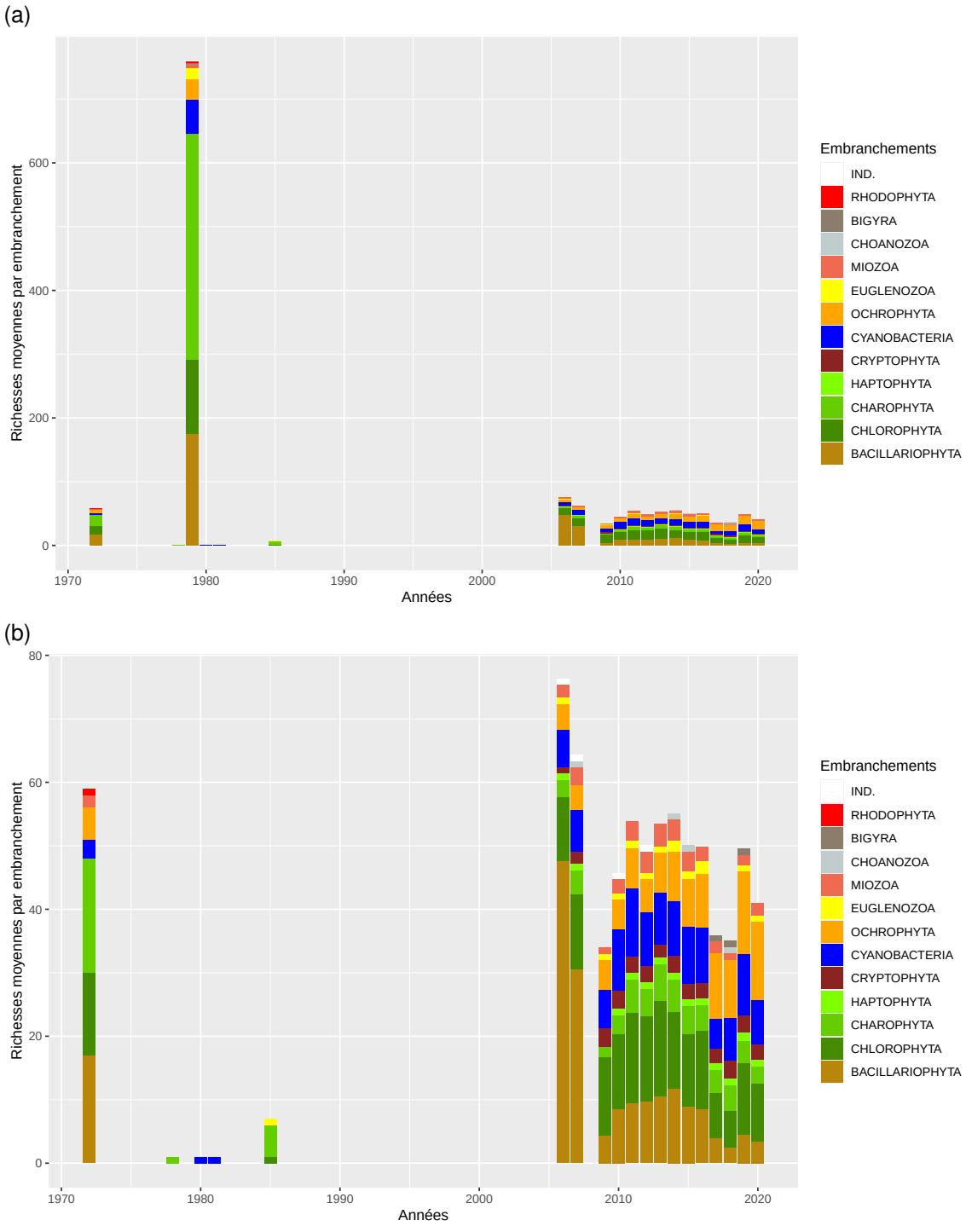


FIGURE 3.17 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1972 et 2020 sur le lac de Cazaux-Sanguinet en intégrant l'année spécifique de 1979 (a) ou sans cette année (b). IND. indique les embranchements indéterminés.

3.1.5.2 Dynamique des biovolumes

La distribution des biovolumes annuels permet d'avoir une idée des quantités de matière en présence. Cependant les relevés anciens, de 1972 à 1985, n'ont pas été acquis avec des quantifications en biovolume mais seulement avec des indications d'abondances relatives. Ils ne font alors pas partie des analyses suivantes. Sur la période de 2006 à 2020 le biovolume annuel moyen est de 1.48 mm^3/l avec un minimum de 0.90 mm^3/l en 2009 et un maximum de 3.20 mm^3/l en 2020 (Fig. 3.18). L'année 2020 se détache des autres années avec un biovolume moyen près de 2 fois supérieur à celui des autres années. Ces dernières sont plutôt comparables entre elles en ce qui concerne les biovolumes annuels moyens qui apparaissent assez stables de 2006 à 2019. Ceci étant, les biovolumes médians des années 2006 à 2020 ne sont pas statistiquement différents (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.26*) et aucune tendance significative (croissante ou décroissante) ne se dessine sur ce jeu de données.

Sur l'ensemble des données, le biovolume le plus faible a été mesuré en avril 2015 avec 0.01 mm^3/l et le maximum en octobre 2020 avec 4.54 mm^3/l. La plupart des années présente des amplitudes de variations de biovolume importantes au cours des campagnes. Seuls les biovolumes de l'année 2009 sont très peu variables au sein des relevés de l'année.

L'étang de Cazaux-Sanguinet a une communauté algale qui est plutôt peu abondante au cours des différentes années d'étude et ainsi peu productive. Seule l'année 2020, avec ses plus fortes valeurs se distingue des autres et illustre l'importance de poursuivre les relevés annuels afin de bien percevoir les évolutions.

Les communautés phytoplanctoniques de l'étang se répartissent essentiellement au sein des groupes des diatomées (Bacillariophyta), des algues vertes (surtout l'embranchement des Charophyta contenant les desmidiées), des dinophycées (Miozoa) et dans une moindre mesure au sein des algues dorées (Ochrophyta) sur la période 2006 à 2020 (Fig. 3.19). Ce dernier groupe algal, plutôt considéré comme indicateur de bonne qualité d'eau, se rencontre dans des biovolumes de 0.02 à 0.39 mm^3/l en moyenne. Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés.

Les cyanobactéries sont en moyenne très peu présentes (très faibles proportions). Elles se rencontrent néanmoins en 2006 avec 0.26 mm^3/l et en 2020 avec 0.51 mm^3/l en moyenne. Dans les algues vertes, la part des desmidiées a fortement augmenté en 2018 et en 2020 ce qui peut être l'illustration d'un déséquilibre de la communauté.

Cependant à l'instar des richesses, les biovolumes annuels sont répartis de manière assez équitables entre les différents groupes taxonomiques dans l'ensemble ce qui est plutôt indicateur de communautés diversifiées et de bonne qualité.

3.1.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

L'indice de diversité de Gini-Simpson [6] (Fig. 3.20) calculé sur le jeu de données disponibles fournit des résultats compris entre 0.82 et 0.97. La moyenne est de 0.93 indiquant une communauté

6. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

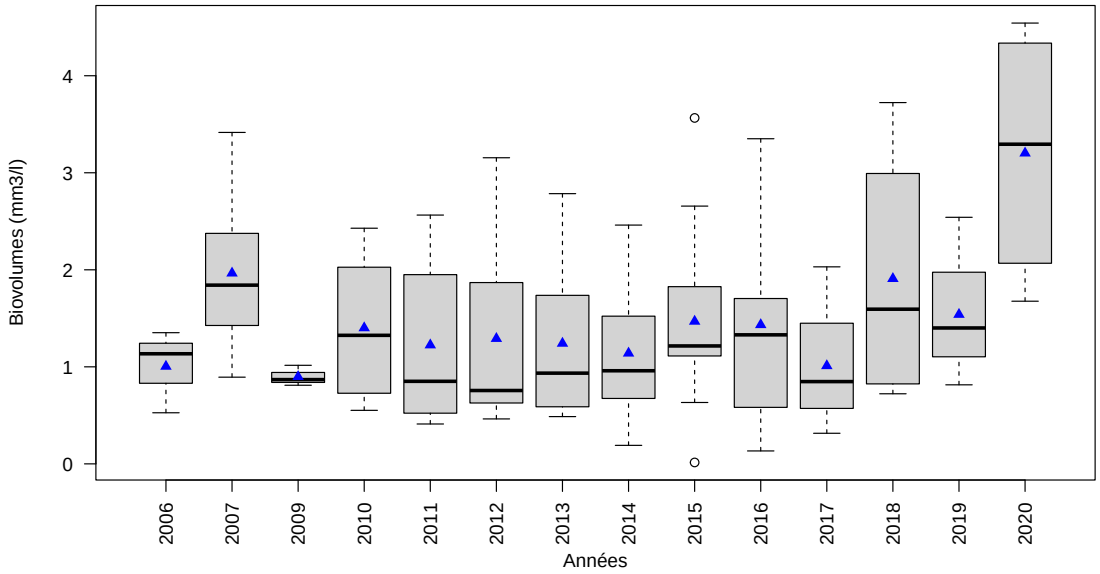


FIGURE 3.18 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Cazaux-Sanguinet. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

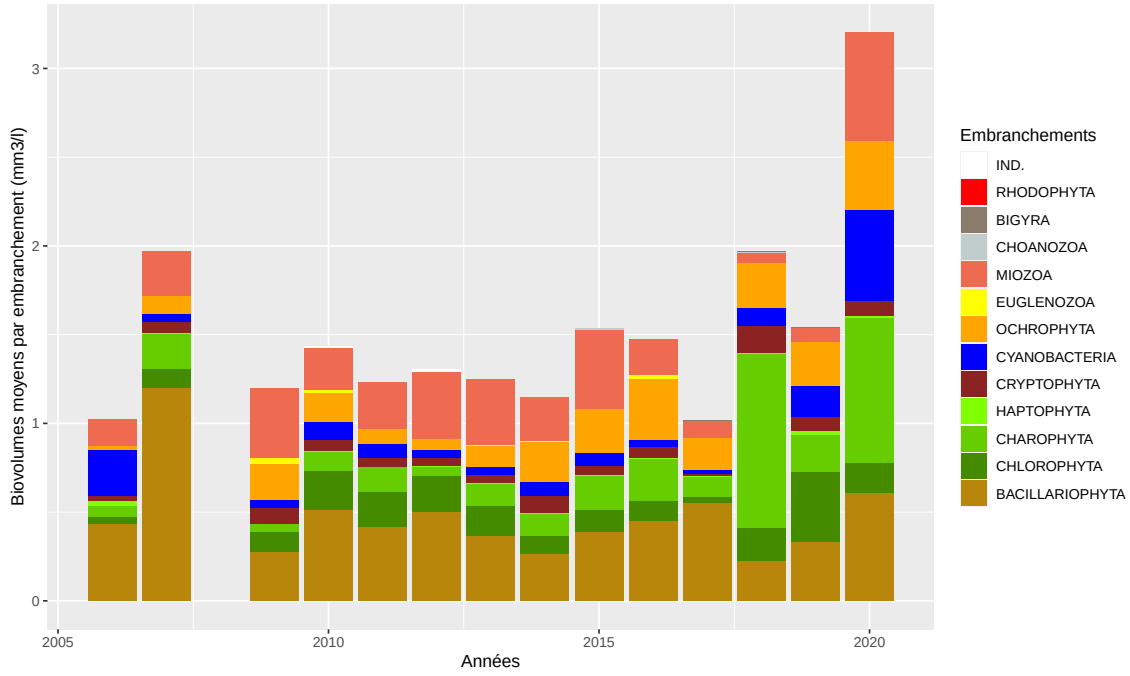


FIGURE 3.19 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Cazaux-Sanguinet. IND. indique les embranchements indéterminés.

diversifiée et très bien équilibrée. Seules les résultats de 2009 et de 2017 ont des valeurs inférieures à 0.90, les autres années étant positionnées au-dessus. Cet indice vient alors conforter les observations et analyses faites avec les biovolumes et les richesses.

La structure de la communauté observée au travers d'une analyse multivariée, NMDS, vient compléter l'analyse. Cela permet de voir comment se projettent les communautés phytoplanctoniques de chaque année les unes par rapports aux autres sur un plan multifactoriel (Fig. 3.21) et de voir quels sont les taxons les plus représentatifs de cette distribution (Fig. 3.22). La distribution des années se chevauche et aucune trajectoire simple ne semble se dessiner au cours du temps. Cette analyse permet de visualiser une séparation assez nette entre les années 2006-2007 et les autres années de relevés. Dans un second temps au sein des autres années, 2009 et 2020 se séparent à leur tour des années 2010 à 2019.

Ces séparations illustrent des différences notables entre les communautés phytoplanctoniques rencontrées (Fig. 3.22). Ainsi, 2006 et 2007 sont surtout caractérisées par *Chrysochromulina parva* (CCHPAR), des diatomées centriques (INDCEN) et pennées (*Encyonopsis cesatii* – ENYCES) et une cryptophycée (*Cryptomonas ovata* – CRYOVA). Les différents points des campagnes de 2006 sont d'ailleurs extrêmement proches les uns des autres, indiquant des compositions très proches. Ceux de 2007 sont nettement plus espacés montrant des compositions plus diverses. De même, les points de 2009 sont très regroupés indiquant de grandes similitudes dans les données relevées (Fig. 3.21).

Le pool de données de 2010 à 2020 est assez regroupé même si certaines années ont des campagnes assez écartées (avril 2015 par exemple). Cette partie du jeu de données est caractérisée : par une série de diatomées, *Cymbella helmckei* (CYMHEL), *Fragilaria crotonensis* (FRACRO), *Cyclotella sp.* (CYCSPX), *Nitzschia gracilis* (NIZGRA), *Eolimna minima* (EOLMIN) et *Aulacoseira italica* (AULITA), par une algue dorée (*Dinobryon korshikovii* – DINKOR) et des algues vertes *Quadrigula lacustris* (QUALAC) et *Spondylosium planum* (SPOPLA appartenant au sous groupe des desmidiées).

L'année 2020, bien qu'imbriquée dans le pool précédent, s'en détache pour sa campagne de juillet pour laquelle la cyanobactérie filamenteuse *Dolichospermum spiroides* (DOLSPI) est caractéristique. La diatomée *Pantocsekiella comensis* (PATCOM), anciennement *Cyclotella comensis,* caractérise aussi cette année 2020 en plus des années 2017 et 2018.

3.1.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Des données de chlorophylle sur l'étang de Cazaux-Sanguinet sont disponibles en 2001 et 2005 mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'est disponible. Sur 2006, le nombre et la position des campagnes de mesures ne sont pas adaptés au calcul de l'Indice Phytoplancton Lacustre – IPLAC et l'année 2008 ne dispose d'aucun relevé. L'indice ne peut alors pas être calculé sur ces quatre années. Ensuite en 2007 puis de 2009 à 2020, les données de qualité d'eau ont été

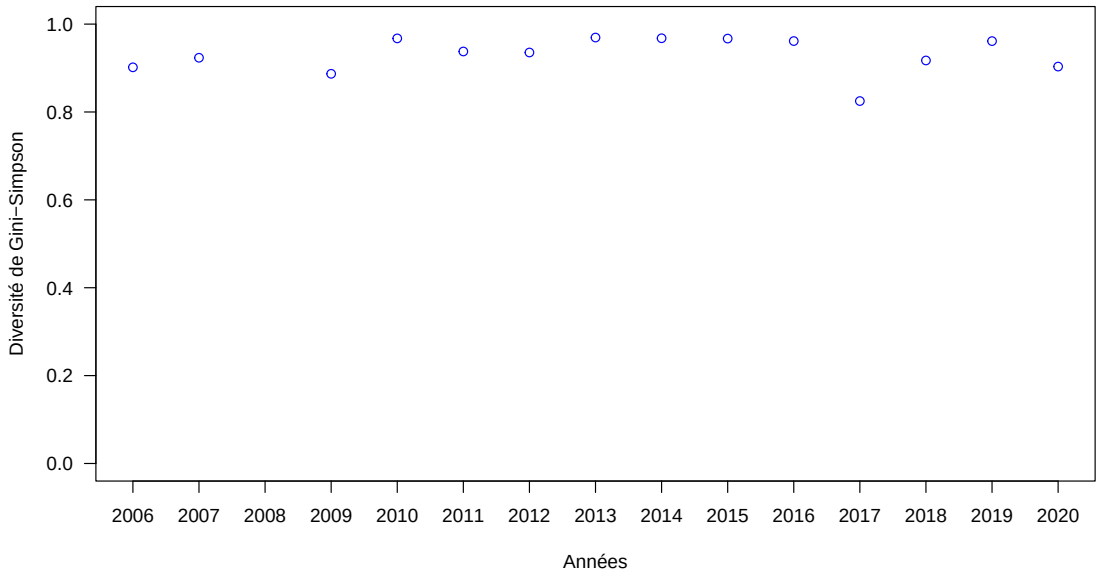


FIGURE 3.20 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2006 et 2020 sur le lac de Cazaux-Sanguinet par année.

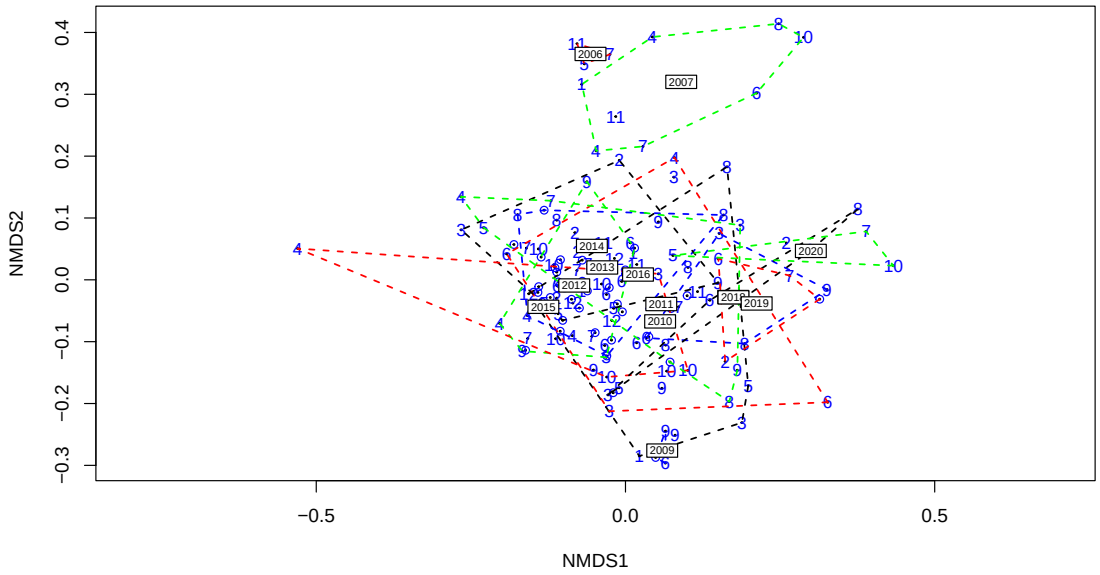


FIGURE 3.21 – Position des échantillons prélevés entre 2006 et 2020 sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Cazaux-Sanguinet. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.197.

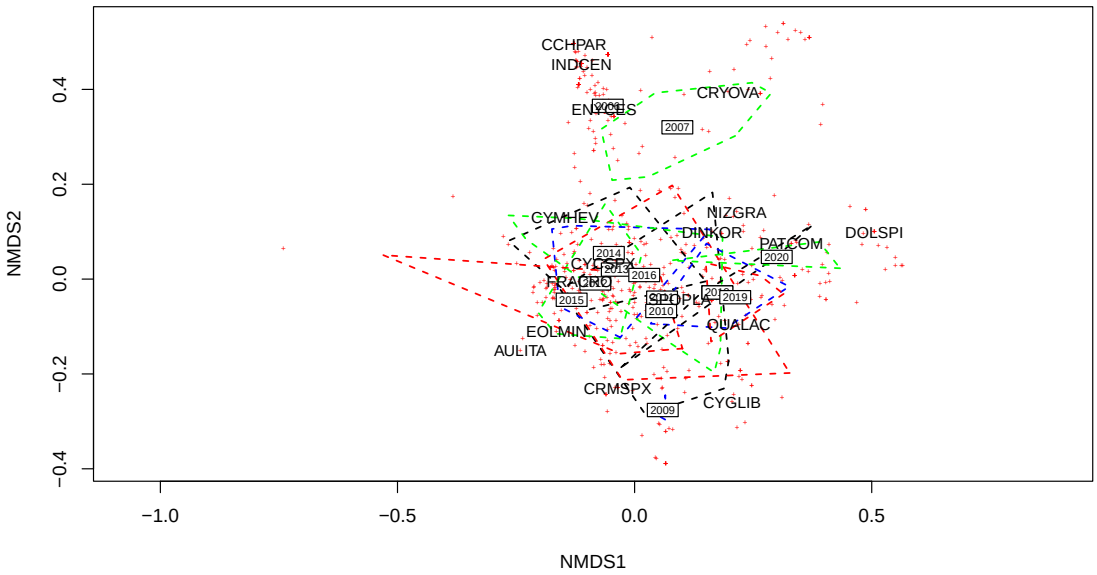


FIGURE 3.22 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Cazaux-Sanguinet réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2006 et 2020. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

acquises selon le protocole DCE, comprenant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle permettant le calcul de l'IPLAC. Sur les années 2010 à 2016, les suivis scientifiques permettent de disposer de plus des trois campagnes requises (jusqu'à 10 campagnes utilisées/an) pour le calcul assurant ainsi une meilleure robustesse de l'indicateur.

L'IPLAC sur l'étang de Cazaux-Sanguinet varie de 0.85 à 1.00 de 2007 à 2020 (Fig. 3.23). L'état écologique est alors toujours classé en « très bon » sur l'ensemble de la période avec une moyenne à 0.95. Il est néanmoins un peu plus faible en 2009, minimum de la série avec 0.85, ce qui est dû à la valeur de la métrique de composition spécifique (MCS) de 0.82. Pour rappel c'est une année avec des relevés floristiques assez peu abondants et présentant une richesse faible.

A partir de 2010, la métrique MCS tire les notes de l'indicateur vers le haut, le plus souvent en opposition avec la métrique de biomasse algale (MBA). La MCS varie ainsi de 0.82 à 1.17 (en 2018) et sa moyenne est de 1.01 sur la période 2007 à 2020. Dans le même temps les résultats de la MBA s'étendent de 0.67 (minimum en 2013) à 1.02 (maximum en 2019) et affiche une moyenne de 0.84.

A l'instar de l'indice de diversité de Gini-Simpson, la MCS indique la présence sur l'étang d'une communauté phytoplanctonique diversifiée, bien équilibrée et composée de taxons indicateurs de bonne qualité d'eau.

La MBA met en avant les années avec de plus fortes productions phytoplanctoniques, 2011, 2013, 2014 et 2020 pour lesquels les résultats de la métrique sont classés seulement en état

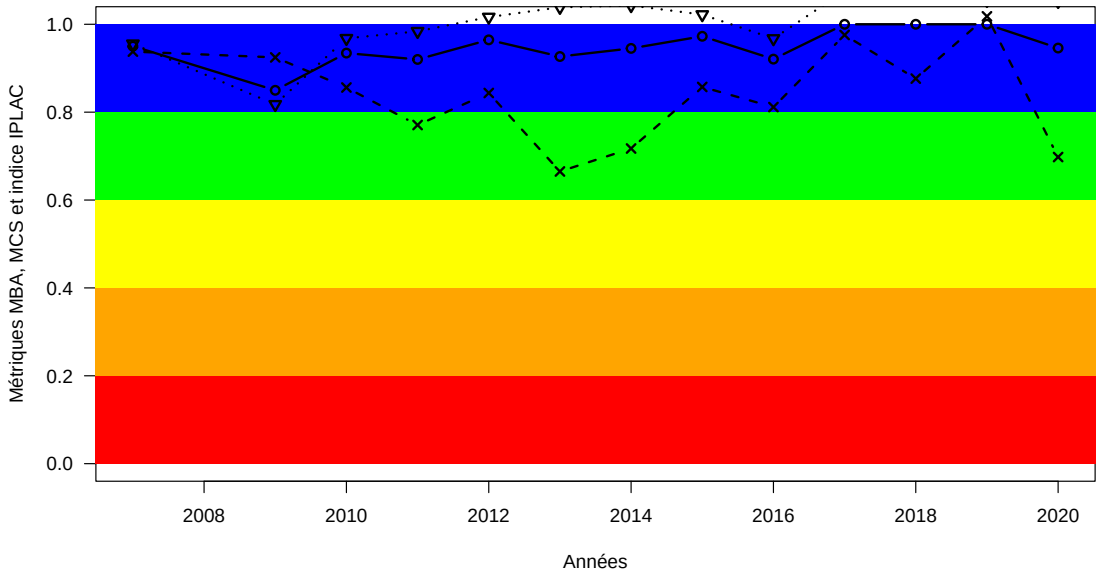


FIGURE 3.23 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur le lac de Cazaux-Sanguinet entre 2007 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

« bon ». Dans l'ensemble les résultats de l'indicateur et de ses métriques constitutives restent élevés, l'indicateur ayant même tendance à augmenter légèrement sur la période 2007 à 2020.

3.1.5.5 Synthèse

Sur le littoral aquitain, l'étang de Cazaux-Sanguinet est considéré comme un plan d'eau de très bonne qualité. Cela est confirmé par la structure des communautés présentes et les indices de diversité et d'état écologique. Il possède une communauté algale riche et présentant des biovolumes plutôt faibles au cours des années d'étude. La communauté est essentiellement composée de diatomées et de desmidiées (algues vertes) accompagnées de quelques chrysophycées (algues dorées) indicatrices de bonne qualité d'eau. Les cyanobactéries sont présentes depuis de nombreuses années mais toujours peu abondamment avec peu de taxons toxinogènes. L'IPLAC classe alors l'étang en état écologique « très bon » sur l'ensemble des années de l'étude.

3.1.6 Poissons

3.1.6.1 Les inventaires piscicoles recensés

Les données relatives aux captures de poissons connues sont listées dans le tableau 3.5. Toutes les informations relatives aux différentes pêches à l'exception de celle de 2018 ont été récupérées directement auprès du producteur de données ou indirectement dans divers rapports.

La pêche de 1986 Cette étude a été réalisée entre le 12 et le 16 novembre 1986 par la pose de 17 filets, 15 araignées de tailles de maille comprises entre 10 et 60 mm et 2 tramails de maille de 35 mm. Certains filets étaient posés en fin de journée et relevés le lendemain (pêches du 12 au 13 et du 14 au 15). D'autres ont été tendus seulement 2h en fin de journée (un tramail et 3 araignées le 14 novembre) ou bien 7 heures entre 14 et 21 h le 16 novembre (6 araignées).

La plupart des poissons capturés n'ont pas été ni mesuré, ni pesé individuellement ; les données sont majoritairement sous forme de lots avec mesure du plus petit et du plus grand poisson et pesée globale du lot.

La pêche de 1993 Ces pêches ont été réalisées durant 7 jours non consécutifs de pêches au cours de chacune des 3 saisons : hiver, printemps et été, par le Conseil Supérieur de la Pêche des Landes (CSP 40).

La pose des filets a eu lieu 2 heures avant le lever du soleil et pendant 4 heures minimum de pose. Il a été utilisé 3 batteries de filets sur chaque zone de pêche et par jour. Chaque batterie de filets de type 'araignée' comprend :

— 1 filet de 50 mètres à maille de 50 millimètres d'une hauteur de 2 mètres,
— 1 filet de 50 mètres à maille de 36 millimètres d'une hauteur de 2 mètres,
— 1 filet de 50 mètres à maille de 18 millimètres d'une hauteur de 2 mètres.

Les filets ont été tendus à plus de 150 mètres les uns des autres.

Carnet de capture De 2012 à 2015, la FDAAPPMA a mis en place une enquête sur la capture des carnassiers, black bass (*Micropterus salmoïdes*), sandre (*Sander lucioperca*), brochet (*Esox lucius*), perche (*Perca fluviatilis*) et silure (*Silurus glanis*) sur les cours d'eau et plans d'eau du territoire girondin. L'objectif principal était d'obtenir des indicateurs de présence et de suivi de ces espèces en milieu profond et de mettre en valeur le potentiel existant pour la pêche aux carnassiers. Les pêcheurs avaient des carnets de capture individuels dans lesquels ils devaient mentionner toutes leurs sorties (fructueuse ou non) et le temps passé en action de pêche. Cette enquête à titre volontaire n'a pas atteint le succès escompté et n'a pas été renouvelée après 2015.

Les pêches de 2005 et 2015 Ces pêches étaient dédiées à l'évaluation de l'état écologique du plan d'eau dans le cadre des suivis 'DCE'. Elles ont été réalisées avec le protocole normalisé en application de la norme EN 14757 (C.E.N., 2005). La première pêche a été réalisée entre le 21 et le 27 août 2005 (Bertrin et al., 2007) ; la seconde entre le 07 et le 12 septembre c'est-à-dire sur des fenêtres temporelles très proches.

Ce sont 51 filets benthiques plus 3 batteries (constituées de 2 filets) pélagiques qui ont été posés en 2005. En 2015, 56 filets benthiques ont été posés mais aucun filets pélagiques. Sur ces deux pêches, les données analysées vont donc concerner uniquement les captures réalisées dans les filets benthiques.

Ainsi, malgré quelques différences, les résultats des pêches de 2005 et 2015 sont comparables. En revanche, ils ne peuvent pas être comparés dans le détail avec les résultats obtenus lors de la pêche de 1986 qui n'a pas été réalisée à la même période ni avec les mêmes engins.

TABLEAU 3.5 – Inventaires piscicoles répertoriés sur le lac de Cazaux-Sanguinet entre 1986 et 2018. AR : Abondance relative.

Année	Engins de capture	Type de données	Objectif	Source
1986	Tramails et araignées	AR numérique et pondérale	Inventaire piscicole	CEMAGREF
1993	Araignées	AR numérique	Inventaire piscicole	CSP 40
2005	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale des espèces	Suivi réglementaire	CEMAGREF
2012-2015	Pêche à la ligne	Occurrence, taille et parfois poids et sexe	Suivi des captures pêcheurs loisir	FDAAPPMA33
2012	Filets maillants	Occurrence des espèces cibles	Plan de surveillance contamination mercure	FDAAPPMA33
2015	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale des espèces	Suivi réglementaire	ONEMA Dir sud-ouest
2018	Filets maillants	Occurrence des espèces cibles	Projet CLAQH*	pêcheur professionnel, UMR EPOC Bordeaux

Autres données de 2012 et 2018 D'après une enquête réalisée auprès de la Fédération de Pêche de Gironde (Daupagne et al., 2019), deux autres pêches ont été réalisées pour le suivi de la contamination au mercure. La Fédération a posé des filets de maille 80 mm en 2012 permettant la capture de 10 brochets et 10 sandres. En 2015, un pêcheur professionnel a aussi effectué des pêches pour l'Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC dans le cadre du projet CLAQH ; ces pêches ont été ciblées sur certaines espèces afin de déterminer les taux de mercure de la chair des poissons (brochet, sandre, gardon [*Rutilus rutilus*] et brème [*Abramis brama*] ou [*Blicca bjoerkna*]).

3.1.6.2 Le peuplement piscicole

Richesse et composition spécifique

Richesse spécifique La présence de 17 espèces a été notée sur l'ensemble des pêches (Tab. 3.6). De plus, d'après un document de la Fédération de pêche des Landes, non daté mais probablement antérieur à 2011, 7 autres espèces auraient été identifiées dans le lac et/ou ses affluents par (FDAAPPMA40, PDPL) : l'anguille (*Anguilla anguilla*), le vairon (*Phoxinus phoxinus*), le chevesne (*Squalius cephalus*), la carpe (*Cyprinus carpio*), le black bass (*Micropterus salmoïdes*), la lamproie de Planer (*Lampetra planeri*) et la gambusie (*Gambusia affinis*).

Par pêche, dix espèces ont été recensées en 1986 et trois nouvelles espèces étaient identifiées dans le lac en 2005 : l'ablette (*Alburnus alburnus)*, le poisson chat (*Ameiurus melas*) et la vandoise

(*Leuciscus leuciscus*). Lors de la dernière pêche de 2015, deux nouvelles espèces sont notées : le goujon (*Gobio gobio*) et la vandoise rostrée (*Leuciscus burdigalensis*) ; en revanche, lors de cette dernière pêche, la vandoise, le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) et la tanche (*Tinca tinca*) n'étaient plus présentes. Concernant la présence/absence des deux espèces de vandoise, on peut s'interroger sur des biais potentiels d'identification. L'ablette a été repérée grâce à la pose des filets pélagiques. Il est donc possible que son absence dans les captures de 1986 soit liée aux types de filets utilisés (uniquement des araignées). Notons aussi qu'un courrier de la Fédération des Landes pour la pêche et la protection des milieux aquatiques adressé au CSP en 1996, fait déjà état de la présence du poisson chat dans le milieu avant 1992.

A l'exception du poisson chat dont la population s'est sans doute fortement développée entre les années 1990 et 2000, les différences entre les pêches portent sur des espèces dont les effectifs capturés sont toujours faibles. Il est donc difficile d'en déduire une évolution des richesses spécifiques et des périodes d'apparition ou de disparition des espèces très fiables, la capture des espèces peu abondantes étant plus aléatoire que celle les espèces abondantes. Néanmoins, compte tenu de l'occurrence importante du poisson chat en 2005, il est vraisemblable que cette espèce ait été introduite dans le lac entre 1993 (ou peu de temps avant) et les années 2000.

Grâce au développement des outils génétiques, la diversité biologique des poissons d'eau douce de France a été revue. En 2014, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) de Paris (Denys et al., 2014) a mis en évidence la présence de plusieurs espèces de brochets en France dont le brochet aquitain endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour). Le brochet commun, originaire naturellement du nord de la France et de l'Europe, a quant à lui été introduit dans le sud-ouest de la France par l'Homme, notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait d'après les études en cours, la population du lac pourrait être composée de brochets communs et d'hybrides issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Le poisson chat et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) sont des espèces allochtones, susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement).

Indice d'état écologique Le calcul des métriques de l'indice 'Ichtyofaune lac' (Tab. 3.7) montre que le lac est en bonne ou très bonne qualité du fait notamment de la densité de poisson relativement faible autant en biomasse qu'en effectif, en regard des caractéristiques environnementales du site.

Abondances relatives des espèces La composition spécifique déterminée au cours des deux premières pêches est quasiment identique. Le peuplement est dominé en occurrence par deux espèces, la perche et le gardon. Seulement 18 individus de tanche ont été capturés en 1986 mais il s'agit de gros poissons. Ainsi, en termes de biomasses, cette espèce représente une fraction importante et le peuplement est dominé par la perche, la tanche et le gardon (Tab. 3.8).

Les pêches standardisées de 2005 et 2015 confirment l'importance des percidés (perche, sandre et grémille) et du gardon dans la structure du peuplement. La proportion de carnassiers en

TABLEAU 3.6 – Occurrence des espèces capturées et abondances relatives dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

Nom latin	Nom commun	Effectifs				Abondance relative			
		1986	1993	2005	2015	1986	1993	2005	2015
Abramis brama	Brème commune	13	321	36	12	3.2	26.3	1.3	0.4
Alburnus alburnus	Ablette			2	4			0.1	0.1
Ameiurus melas	Poisson chat			187	93			6.5	2.8
Anguilla anguilla	Anguille								
Barbatula barbatula	Loche franche								
Blicca bjoerkna	Brème bordelière	2		67	39	0.5		2.3	1.2
Esox aquatanicus ou *lucius*	Brochet	9	13	1	1	2.2	1.1	<0.1	<0.1
Gobio gobio	Goujon				8				0.2
Gymnocephalus cernuus	Grémille	5	24	883	1846	1.3	2.0	30.6	54.6
Lepomis gibbosus	Perche soleil	1	14	1	1	0.3	1.2	<0.1	<0.1
Leuciscus burdigalensis	Vandoise rostrée				3				0.1
Leuciscus leuciscus	Vandoise			14				0.5	
Perca fluviatilis	Perche commune	262	406	1010	850	65.2	33.3	35.0	25.2
Rutilus rutilus	Gardon	73	421	537	405	18.2	34.5	18.6	12.0
Sander lucioperca	Sandre	7	15	135	118	3.0	1.2	4.7	3.5
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	12	1	16		1.7	0.1	0.6	
Tinca tinca	Tanche	18	3	1		4.5	0.3	<0.1	
Total		**402**	**1218**	**2890**	**3380**				

TABLEAU 3.7 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune dans l'étang de Cazaux-Sanguinet en 2005 et 2015.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2005	1951.5	54.7	37.1	0.69	B
2015	1475.3	52.6	32.3	0.76	TB

TABLEAU 3.8 – Biomasse des espèces de poisson capturées dans le lac de Lacanau en 1986, 2005 et 2015.

Nom latin	Biomasse capturée (g)			Abondance relative pondérale (%)		
	1986	2005	2015	1986	2005	2015
Abramis brama	14255	5109	8291	9.90	4.94	8.67
Alburnus alburnus		58	169		0.06	0.18
Ameiurus melas		8334	3574		8.06	3.74
Blicca bjoerkna	60	3789	2773	0.04	3.66	2.90
Esox lucius	6935	305	1419	4.82	0.29	1.48
Gobio gobio			62			0.06
Gymnocephalus cernuus	100	4823	10768	0.07	4.66	11.26
Lepomis gibbosus	ND*	9	14	ND*	0.01	0.01
Leuciscus burdigalensis			447			0.47
Leuciscus leuciscus		2908			2.81	
Perca fluviatilis	65154	31209	39859	45.27	30.17	41.70
Rutilus rutilus	22517	20412	16761	18.16	19.73	17.53
Sander lucioperca		20711	11450		20.02	11.98
Scardinius erythrophthalmus	6728	3996		467	3.86	
Tinca tinca	26900	1785		18.69	1.73	
Total	**143939**	**103448**	**95586**			

*Un seul individu non pesé

biomasse est aussi assez élevée, le sandre représentant à lui seul plus de 20% de la biomasse capturée en 2007 et 12% en 2015.

Les changements entre 2005 et 2015 sont principalement marquées par :

— une augmentation de l'abondance numérique de la grémille et une diminution de la perche et du gardon,
— une augmentation de la proportion de biomasse de grémille et de perche et une diminution de la proportion de sandre, de gardon et de poisson chat,
— l'absence d'augmentation (voire une diminution) de l'abondance des deux espèces exotiques, le poisson chat et la perche soleil qui représentent moins de 10% des individus et de la biomasse capturée.

Classes de taille des principales espèces Cette analyse n'a pu être conduite que sur les données des pêches standardisées. D'une manière générale, des plus petits individus ont été capturés lors de la première pêche en 2005. La taille moyenne des individus de certaines populations a tendance à être plus élevée en 2015 ; c'est le cas des brèmes et de l'ablette.

Les histogrammes de tailles des espèces dont les effectifs capturés sur les deux années de pêche (2008+2015) sont supérieurs à 100 sont présentés dans les figures 3.24, 3.25, 3.26, 3.27 et 3.28.

Brème bordelière Les captures de 2005 en sont pas très abondantes et ne permettent pas d'observer des modes sur la distribution des tailles (Fig. 3.24). En 2015, il semblerait qu'il existe deux groupes d'individus, l'un dont la taille serait voisine de 150 mm (1+ et 2+), l'autre dont les tailles seraient comprises entre 200 et 280 mm qui pourrait regrouper des poissons plus âgés.

Grémille La grémille a une croissance lente. Les plus petits individus capturés en 2005 (mode à 50mm, Fig. 3.25) pourraient être des 0+ ou des 1+ alors que ceux dont la taille est voisine de 90 mm pourraient être des 1+, 2 + ou 3+ (Bruslé and Quignard, 2001; Jamet and Desmolles, 1994). En 2015, les modes semblent décalés, le premier se situant autour de 60 mm, l'autre autour de 110.

Gardon Les distributions de la taille des gardons capturés en 2005 et 2015 se superposent assez bien (Fig. 3.26). Les deux premiers modes représentent vraisemblablement des individus 1+ et 2+ qui pourraient donc avoir une bonne croissance dans le lac (Timmermans, 1989). On peut supposer que les individus de longueur inférieure à 50 mm sont des 0+. On peut également supposer que les individus au-delà de 160 mm ont plus de 3ans, mais on ne peut cependant pas distinguer de classes d'âge plus précises. Des poissons de plus de 30 cm (plus de 6 ans ?) ont été capturés ce qui, d'après les données de la littérature, est assez rare.

Perche Les histogrammes (Fig. 3.27) montrent l'abondance d'individus de moins de 100 mm qui correspondent aux juvéniles de l'année ou à des 1+ ? (Chappaz et al., 1989; de Crespin de Billy and Ditche, 1996; Hoestlandt, 1980; Jamet and Desmolles, 1994). Nous observons ensuite un creux d'abondance des poissons de taille comprises entre 100 et 140 mm qui est difficilement interprétable.

On observe toutefois la présence d'un groupe d'individus de taille comprise entre 150 et 200 mm en 2005 qui pourraient être des individus de 2 à 3 ans, et entre 200 et 250 mm en 2015 (soit entre 3 et 5 ans), puis les deux années, d'un troisième mode comprenant les individus dont la taille est voisine de 300 mm. Ces histogrammes suggèrent la présence d'une population bien établie mais fortement régulée par la survie de la première année.

Sandre La classe de taille dominante se situe entre 150 et 200 mm en 2005 correspondant probablement aux 1+ alors qu'elle est beaucoup plus étalée en 2015 (entre 150 et 300 mm), avec un mode autour de 200 mm qui peut correspondre aussi aux individus 1+ ou regrouper 2 classes d'âge (Fig. 3.28). Nous notons aussi la présence d'une quantité significative de poissons de taille comprise entre 300 et 400 mm en 2005 (qui pourraient être dans leur troisième année de croissance Bruslé and Quignard, 2001) que l'on ne retrouve pas en 2015, la proportion de gros individus semblant plus faible. La présence de quelques individus de moins de 150 mm (0+ ?) suggère l'existence d'une reproduction dans le milieu et/ou reflète les alevinages qui semblent effectués sur le lac (voir partie gestion).

TABLEAU 3.9 – Caractéristique de taille des populations de poissons du lac de Cazaux-Sanguinet en 2005 et 2015.

Nom scientifique	Gamme de taille (mm)		Taille moyenne (écart type)	
	2005	2015	2005	2015
Abramis brama	88-370	172-515	186 (89)	369 (102)
Alburnus alburnus	83-184	162-189	134 (71)	179 (12)
Ameiurus melas	56-242	65-230	138 (39)	128 (12)
Blicca bjoerkna	62-323	85-270	151 (49)	173 (48)
Esox lucius	348*	576*		
Gobio gobio		85-104		95 (7)
Gymnocephalus cernuus	36-154	55-145	71 (20)	76 (12)
Lepomis gibbosus	79*	91*		
Leuciscus burdigalensis		110-301		217 (98)
Leuciscus leuciscus	108-312		248 (47)	
Perca fluviatilis	29-403	55-440	94 (56)	106 (67)
Rutilus rutilus	16-342	59-351	124 (57)	133 (57)
Sander lucioperca	60-699	100-720	212 (103)	213 (57)
Scardinius erythrophthalmus	122-378		243 (66)	
Tinca tinca	477*			

*Un seul individu

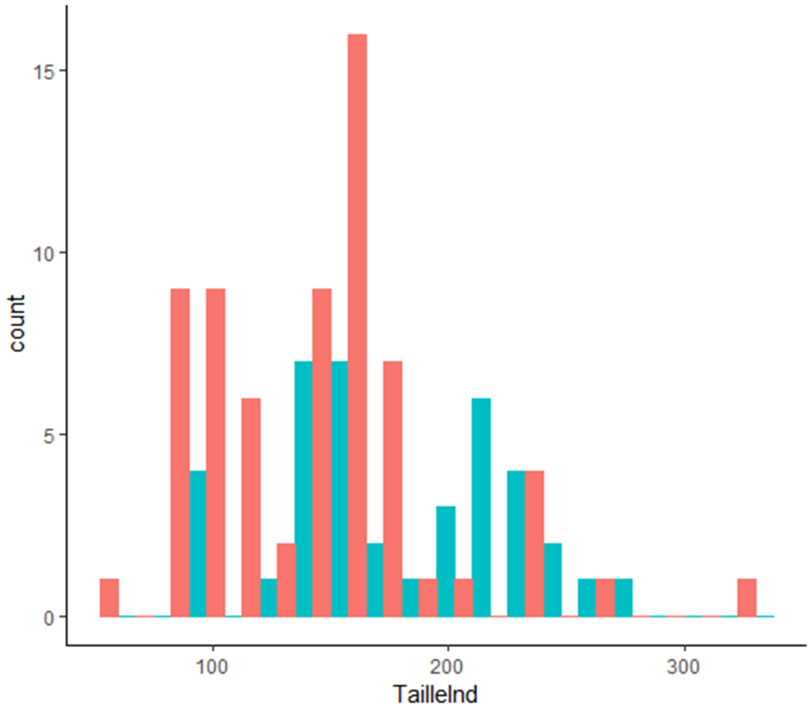


FIGURE 3.24 – Histogramme de taille (en mm) de la brème bordelière capturée en 2005 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

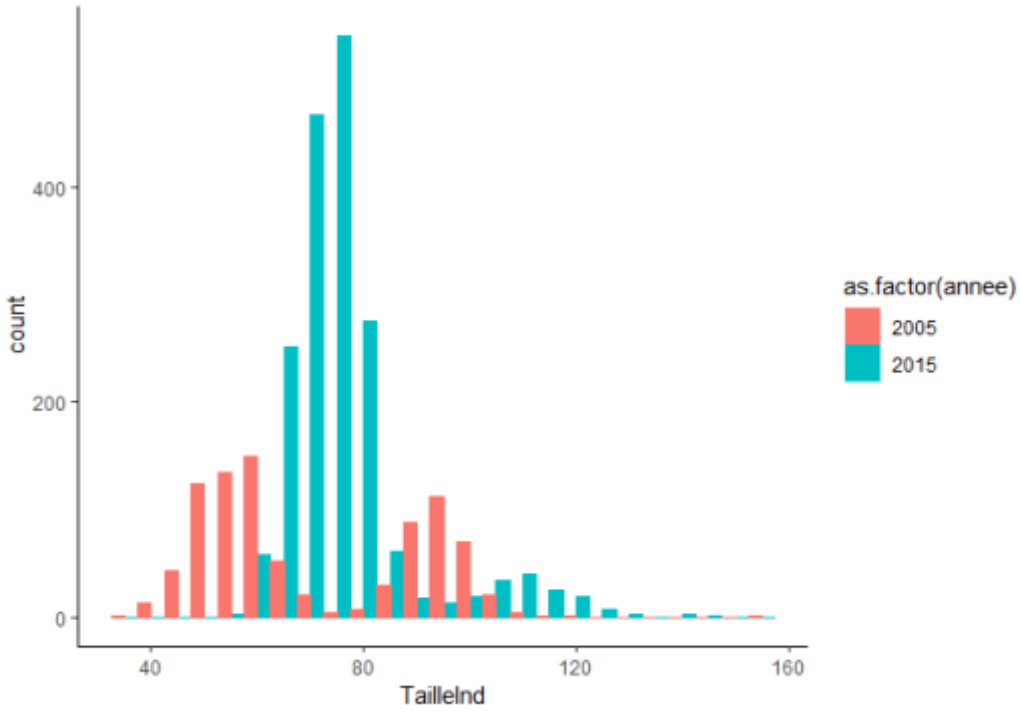


FIGURE 3.25 – Histogramme de taille (en mm) de la grémille capturée en 2005 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

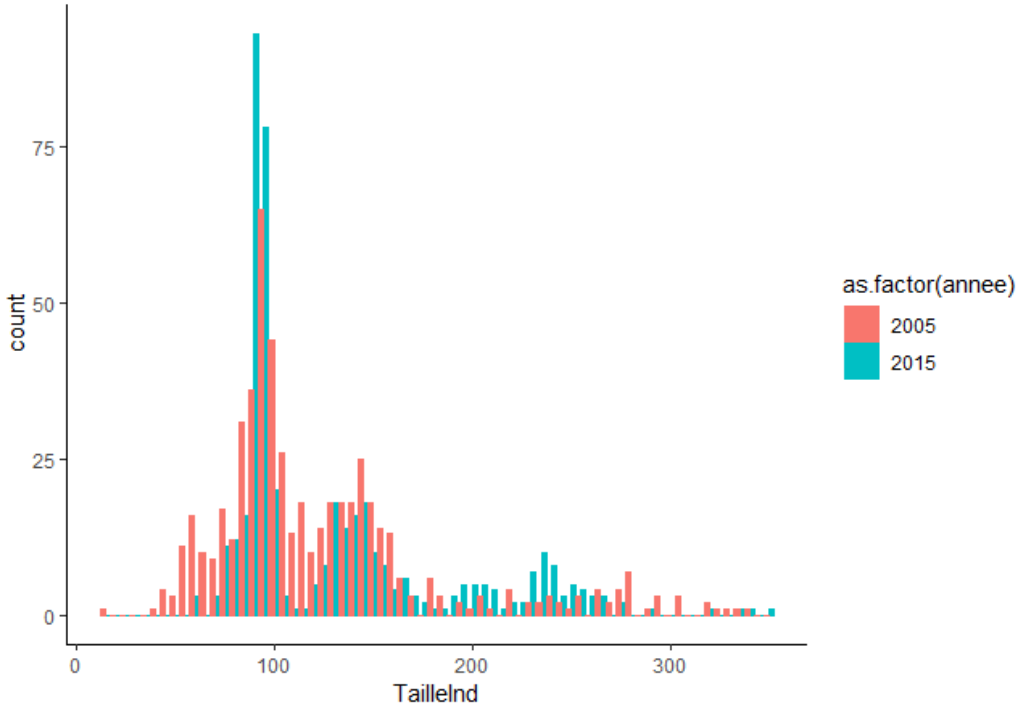


FIGURE 3.26 – Histogramme de taille (en mm) du gardon en 2005 (rouge) et 2015 (vert) des individus capturés dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

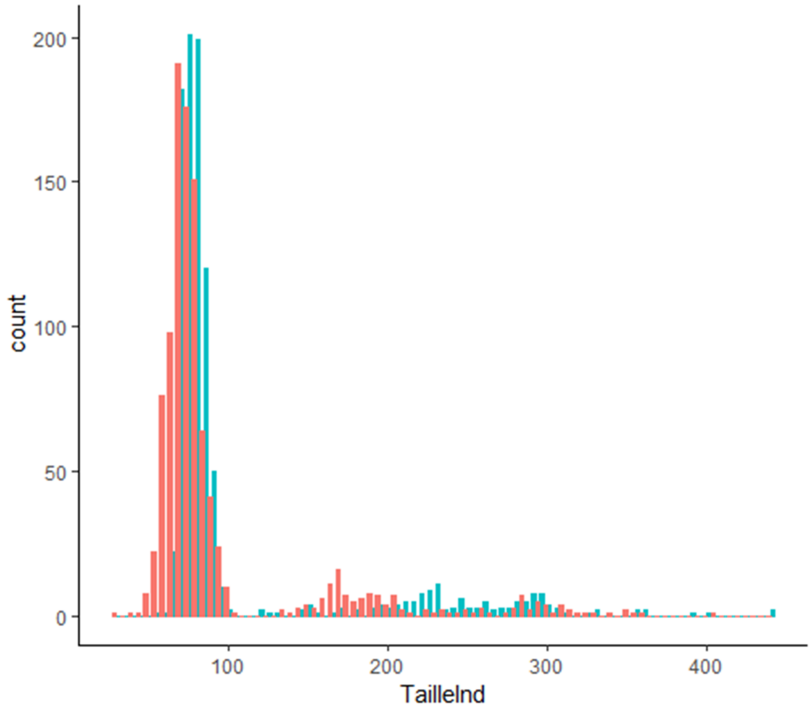


FIGURE 3.27 – Histogramme de taille (en mm) de la perche en 2005 (rouge) et 2015 (vert) des individus capturés dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

3.1.6.3 La gestion piscicole

Sur la période 1979-1990, le courrier de la FDPPMA des Landes adressé en 1996 aux présidents des AAPP des Landes, fait état de mesures prises par l'AAPPMA ayant en charge la gestion du lac et destinées à favoriser le sandre notamment sa reproduction. Parmi ces mesures figurent la mise en place de zones de protection des œufs et juvéniles et l'installation de récifs artificiels qui ne semblent pas avoir résisté au temps. De plus, la pêche de cette espèce ainsi que celle du black bass et du brochet aurait été interdite entre les 1er février et fin avril. Ces mesures auraient été favorables au développement du sandre mais du fait d'un désintérêt des pêcheurs pour le site, un déséquilibre des peuplements aurait été observé.

Un premier plan de gestion piscicole du lac (document non daté) mettait en exergue des difficultés pour l'éclosion, la croissance et la reproduction des espèces phytophiles, liée au contrôle des niveaux d'eau et à l'assèchement des zones humides. L'introduction du sandre était aussi mise en regard de son impact sur l'équilibre du peuplement par prédation des jeunes brochetons. Le contexte était identifié comme perturbé avec un problème de compétition trophique entre l'espèce repère, le brochet et cette espèce introduite et la nécessité de restaurer les frayères à brochets.

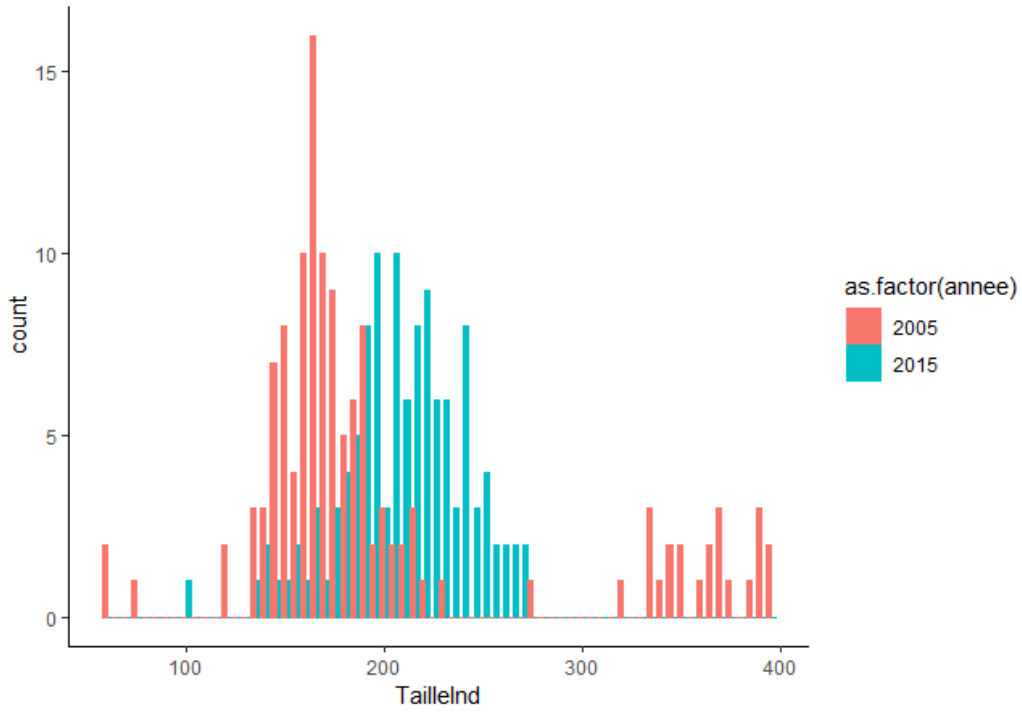


FIGURE 3.28 – Histogramme de taille (en mm) du sandre en 2005 (rouge) et 2015 (vert) des individus capturés dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

Les données collectées par ailleurs concernent des alevinages réalisés en 1985. Le rapport fait état d'alevinage en carnassiers : brochet (2100 individus), sandre, black bass (2000 individus), goujon (10000 individus) et en gardon (100kg). Ces espèces ont continué à être alevinées jusqu'à nos jours mais sans données chiffrées entre 1985 et 2003. Les résultats de l'enquête réalisée par le Cemagref sur les actions de gestion piscicole des lacs français en 1997 relatent aussi des alevinages en goujon (Argillier and Pronier, 1998). Les données plus récentes d'alevinages réalisés sur la période 2003-2016 récoltées auprès de la Fédération de pêche de Gironde (Tab. 3.10) montrent un soutien important du brochet, avec des déversements quasiment annuels. Le gardon est aussi souvent amené en accompagnement du brochet. Le sandre et le black bass font aussi l'objet de soutien de population mais les alevinages semblent moins fréquents.

D'autres actions de gestion concernent l'habitat. Elles ont été communiquées oralement ou lors de l'enquête menées récemment (Daupagne et al., 2019) par la Fédération de pêche et sont listées dans le tableau 3.11.

Des récifs artificiels en béton ont été coulés au début des années 2010 dans des zones profondes du lac. Ces récifs ont pour but de diversifier l'habitat du fond du lac exclusivement composé de vase et de sable sur de grandes étendues. Ces récifs servent aussi de dispositifs de concentration de poissons pour faciliter la recherche des poissons lors de la pratique de la pêche.

Notons également en 2016, la mise en place de nombreuses réserves de pêche temporaires ou de longues durées autour du plan d'eau afin de préserver les populations de sandre et de black-bass, et en 2017 la mise en place de frayères et la diversification des habitats de bordure.

De plus, au niveau réglementaire national, la taille minimale des captures des carnassiers a été augmentée de 10 cm et un quota à 3 carnassiers par jour a été mis en place en 2016.

TABLEAU 3.10 – Repeuplements (en kg) effectués entre 2003 et 2017 dans le lac de Cazaux-Sanguinet.

Années	Brochet spp.	Sandre	Black bass	Gardon
2003	95			300
2004	365			160
2005				200
2006	200		40	250
2007	150			200
2008	150			100
2009	160			150
2010	150			50
2011	163	50		
2012	120			
2013			150	
2015	50	37		
2016	83		20	
2017	116			

TABLEAU 3.11 – Actions menées sur l'habitat dans le cadre de la gestion piscicole du lac de Cazaux-Sanguinet.

Date	Espèce cible	Action	Objectif
2011	Multi-espèces	Mise en place de récifs artificiels Dispositif de concentration des poissons	Diversification d'habitats dans la zone profonde du plan d'eau
2016	Black-bass, Sandre	Mise en place de réserve temporaire	Protection des espèces
2017	Black-bass, Sandre	Mise en place de frayère	Reproduction
2017	Multi-espèces	Création d'habitat de bordure	Diversification d'habitats dans la zone littorale

Le plan de gestion piscicole établit pour la période 2017-2021 (FDAAPPMA40, 2017b) fait état d'un lac d'un contexte piscicole de type cyprinicole avec le brochet en espèce repère. Ce contexte serait perturbé notamment du fait de faibles surfaces favorables à la reproduction du brochet (fermeture des zones humides, mauvais ennoiement, problèmes liés aux espèces invasives, problèmes d'accès des géniteurs ou de retour des juvéniles ...). Le plan de gestion préconise une gestion patrimoniale avec des actions à mener sur l'habitat plutôt qu'un maintien du soutien des populations qui pourrait être inefficace. L'amélioration des connaissances sur les zones de frayères, leur entretien et leur restauration constituent les principaux enjeux de gestion.

3.1.6.4 Synthèse

Le peuplement de Cazaux-Sanguinet reflète un lac en bonne qualité, avec une densité de poissons relativement faible et une forte proportion de carnassiers. Le sandre qui a fait l'objet de mesures de protection dans les années 80 semble aujourd'hui bien établi.

Les changements du peuplement sont marquées, comme dans d'autres milieux de la région, par l'apparition d'espèces exotiques (poisson chat, perche soleil notamment) dont l'origine n'est pas identifiée et dont les abondances semblent toutefois relativement stables, bien qu'à surveiller.

3.2 Lac de Petit-Biscarrosse

3.2.1 Caractéristiques du plan d'eau

Le petit lac de Biscarrosse se situe entre le lac de Cazaux-Sanguinet et celui de Parentis-Biscarrosse (Fig. 3.29) sur la commune de Biscarrosse. Ce lac demeure le témoin passé du vaste espace lacustre réunissant au XVIIe siècle les lacs du bassin versant d'Aureilhan (Fig. 3.2). Il est relié aux deux grands lacs par le canal de jonction, mais sa connectivité avec les grands lacs est perturbé depuis 1971 en raison de la construction du canal de contournement (Gabignon, 1979). Ce canal permet aux bateaux de relier les grands lacs sans passer par le petit lac de Biscarrosse, qui est, au demeurant, interdit à la navigation motorisée depuis xx (pas le cas en 1979). La construction de ce canal accompagné de la baisse du niveau de Parentis au début des années 70 a provoqué une inversion du courant pendant les périodes arides. Cette inversion a été stoppée grâce à la construction du barrage de Navarrosse en 1975, au sud du lac de Cazaux-Sanguinet, mais impacte toujours les eaux du lac de Petit-Biscarrosse (Capdevielle, 1988; Gabignon, 1979).

La taille et la forme de ce lac a assez peu changé depuis 1840 (Gabignon, 1979). Il possède une superficie de 0,92 km^2, une profondeur moyenne de 0,7m et maximale de 2m pour un volume estimé à 0,61 millions de m^3 (Gabignon, 1979). Son bassin versant s'étend sur 328,62 km^2 (Fig. 3.29), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 462,85 (Jamoneau et al., 2021). Le temps de séjour moyen annuel des eaux est de 6 jours soit un taux de renouvellement de 61 (Géolandes, 2013a).

Suite à la création du canal de contournement en 1971, le petit lac de Biscarrosse n'est plus alimenté par les crastes de l'est qui se jettent désormais directement dans ce canal. Il est donc essentiellement alimenté par le canal de jonction situé au nord du lac et en provenance du lac de Cazaux-Sanguinet. Il est considéré comme mésotrophe (Beuffe, 2002) avec un état écologique généralement considéré comme 'moyen' selon les résultats des évaluations DCE réalisées entre 2009 et 2016. En raison de sa très faible profondeur, le lac de Petit-Biscarrosse ne présente pas l'asymétrie bathymétrique caractéristique de la formation des lacs du littoral, les plus grandes profondeurs étant observées dans la partie sud du lac (Gabignon, 1979).

3.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

3.2.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

3.2.2.2 Le réseau d'assainissement

Il n'y a aucune station d'épuration autre que celles présentes sur le bassin versant de Cazaux-Sanguinet (stations de Sanguinet et de Haute Rives) sur le bassin versant de Petit-Biscarrosse

FIGURE 3.29 – Localisation et délimitation du lac de Petit-Biscarrosse et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

TABLEAU 3.12 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du petit étang de Biscarrosse entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	66.84	66.38	60.098	60.79
Champs cultivés	2.89	1.87	8.32	9.72
Prairies	1.69	1.96	1.28	3.61
Eau	17.10	16.33	17.07	17.12
Urbain	0.74	1.16	1.32	2.04
Semi-urbain	0.87	1.39	2.17	6.73
Non déterminé	9.87	10.92	9.76	0.00

(cf. § 3.1.2.2). Aucun rejet industriel (i.e. présentant un seuil de rejet supérieur au seuil de rejet redevable) n'est présent sur le bassin versant.

3.2.2.3 Le paysage et les changements paysagers

L'occupation du sol sur le bassin versant de l'étang de petit Biscarrosse est sensiblement identique à celle du bassin versant de Cazaux-Sanguinet puisque les deux bassins sont fortement imbriqués l'un dans l'autre. Ainsi, l'occupation du sol sur le bassin versant de l'étang de petit Biscarrosse se caractérise par une dominance des espaces boisées qui occupent plus de 60% du territoire[7] (Tab. 3.12). A l'image de ce qui avait été observé sur le bassin versant de Cazaux-Sanguinet, la surface boisée a diminuée entre 1965 et 1985 en particulier en raison de la conversion de ces terres en terres arables (Fig. 3.30), et le développement de deux grands domaines agricoles aux environs de la gare de Lugos. Ce changement d'usage des sols se traduit par un taux de changement négatif de la surface boisée entre 1945 et 2002 et une augmentation brutale du taux de changement des champs cultivés entre 1965 et 1985 (Fig. 3.31). De même, la surface agricole déclarée est similaire à celle du bassin versant de Cazaux-Sanguinet : le maïs représente la culture majoritaire[8] et occupe environ 75% de la surface agricole (Fig. 3.6). Les surfaces de culture de légumes ont augmenté depuis les années 2010, et plus récemment, les cultures de plantes oléagineuses et protéagineuses prennent de plus en plus d'importance au dépens des cultures de maïs. A noter que les semences déclarées jusqu'en 2014 sont vraisemblablement des surfaces de maïs semence, la région Aquitaine étant la première région productrice de maïs semence (Maiz'Europ', 2017).

Comme observé sur le bassin versant de Cazaux-Sanguinet, les espaces urbains et semi-urbains ont fortement augmenté à l'échelle du bassin versant et affichent des taux de changement de plus de 120 et 250% respectivement (Fig. 3.30). Cette augmentation est aussi observée à proximité immédiate de l'étang ou des espaces urbains se sont développées à l'est, au niveau de la ville de Biscarrosse.

7. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
8. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

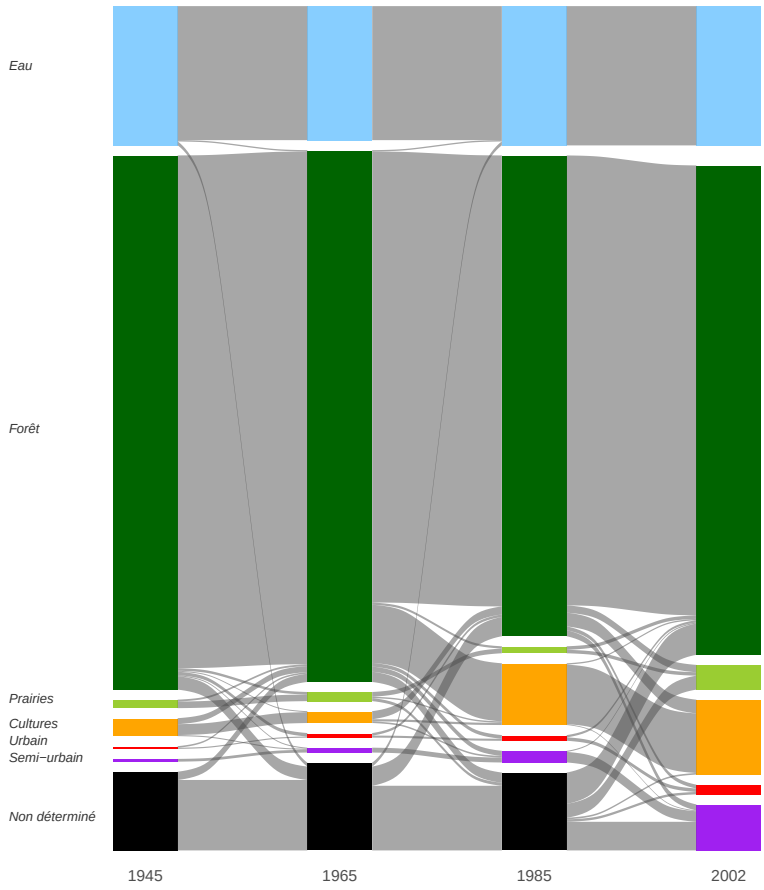


FIGURE 3.30 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de petit Biscarrosse. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

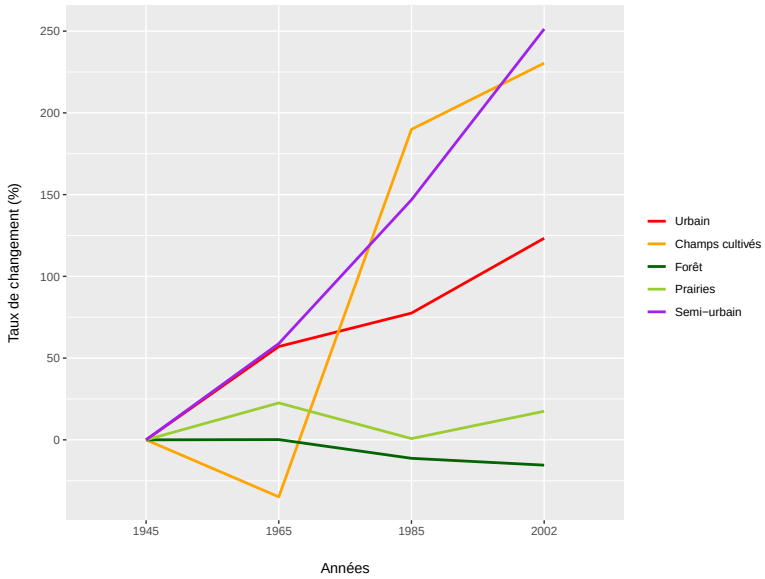


FIGURE 3.31 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant.

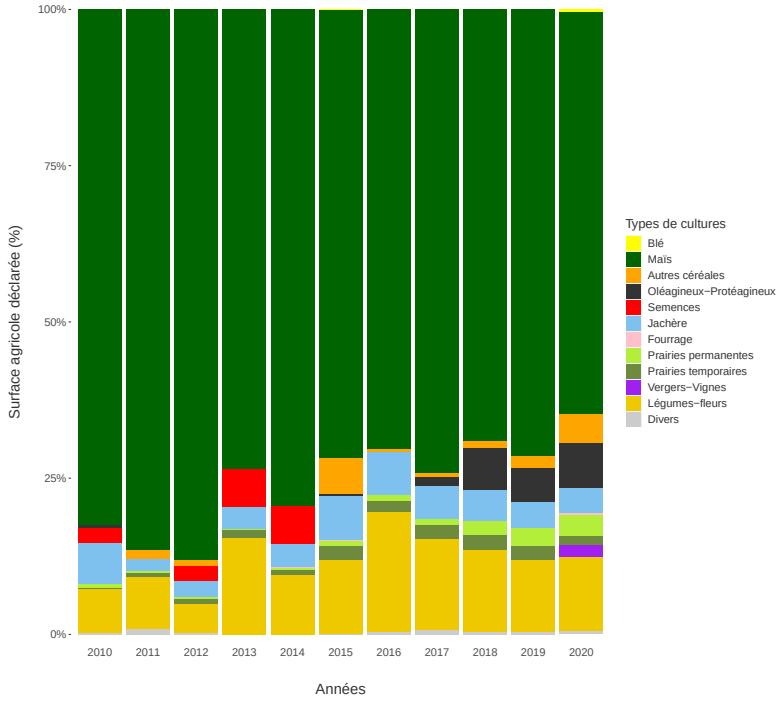


FIGURE 3.32 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant du petit étang de Biscarrosse.

3.2.3 Hydromorphologie

3.2.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de Petit-Biscarrosse n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé.

3.2.4 Physico-chimie

3.2.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur le petit étang de Biscarrosse la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 3.33) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 31.34$, $R^2_{aj} = 0.36$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.02x - 38.71$, $R^2_{aj} = 0.09$, $pvalue = 0.01$ en hiver, $0.02x - 33.19$, $R^2_{aj} = 0.19$, $pvalue < 0.001$ au printemps, $0.02x - 23.50$, $R^2_{aj} = 0.18$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 30.05$, $R^2_{aj} = 0.16$, $pvalue < 0.001$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les autres plans d'eau du même bassin-versant (Fig. 3.11, 3.65

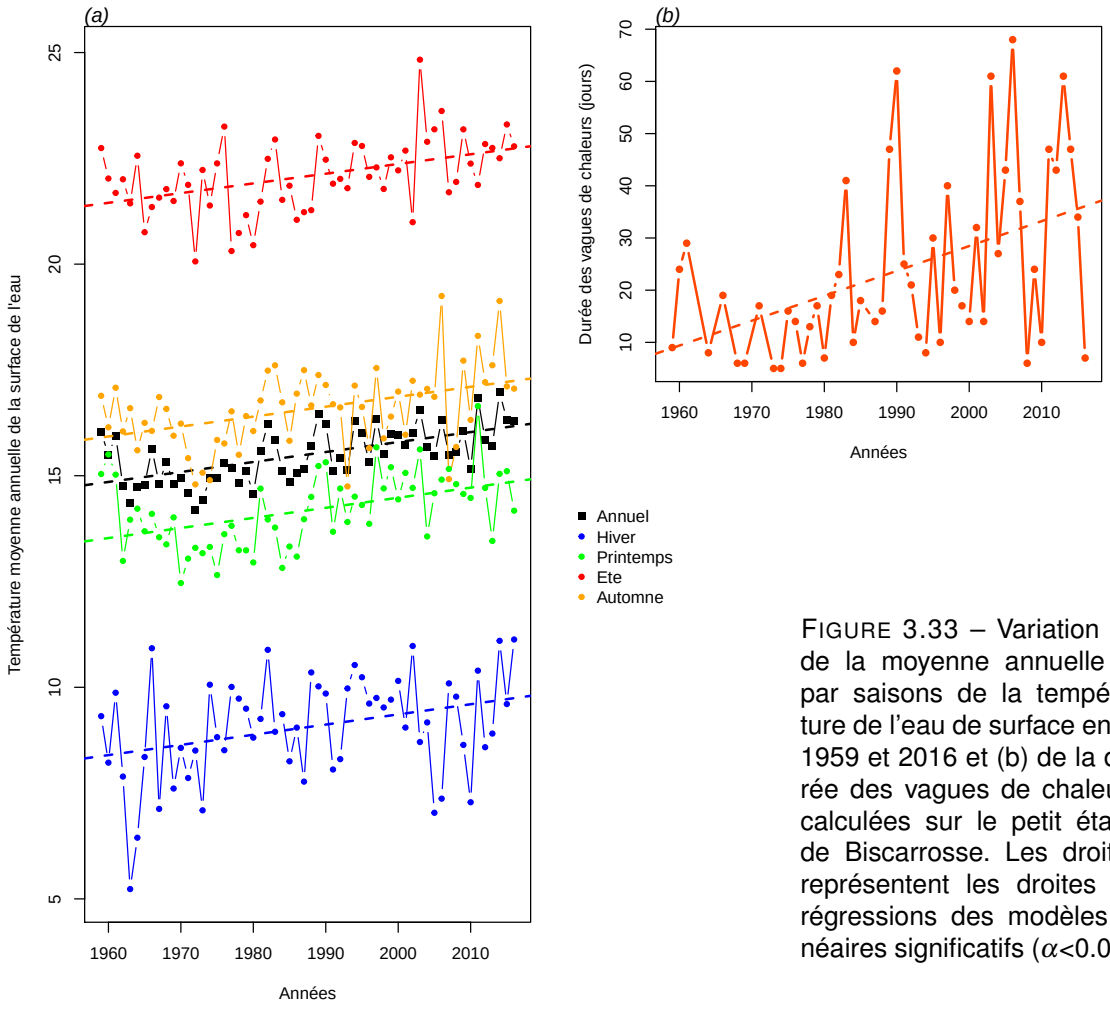


FIGURE 3.33 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur le petit étang de Biscarrosse. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

et 3.93) ainsi que sur celle observée sur les étangs de Léon (Fig. 4.12), Blanc (Fig. 6.27) et Soustons (Fig. 6.68).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation est identique à celle observée sur les autres plans d'eau étudiés mais deux fois plus forte que sur les lacs médocains.

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.48x - 925.07$, $R^2_{aj} = 0.19$, $pvalue < 0.001$). Cette augmentation est cependant beaucoup plus faible que celle observée sur le lac de Cazaux-Sanguinet et apparait être similaire à celle des lacs médocains. Elle est en revanche plus forte que celle observée sur les plans d'eau du sud (étang de Léon, Blanc et Soustons)

3.2.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

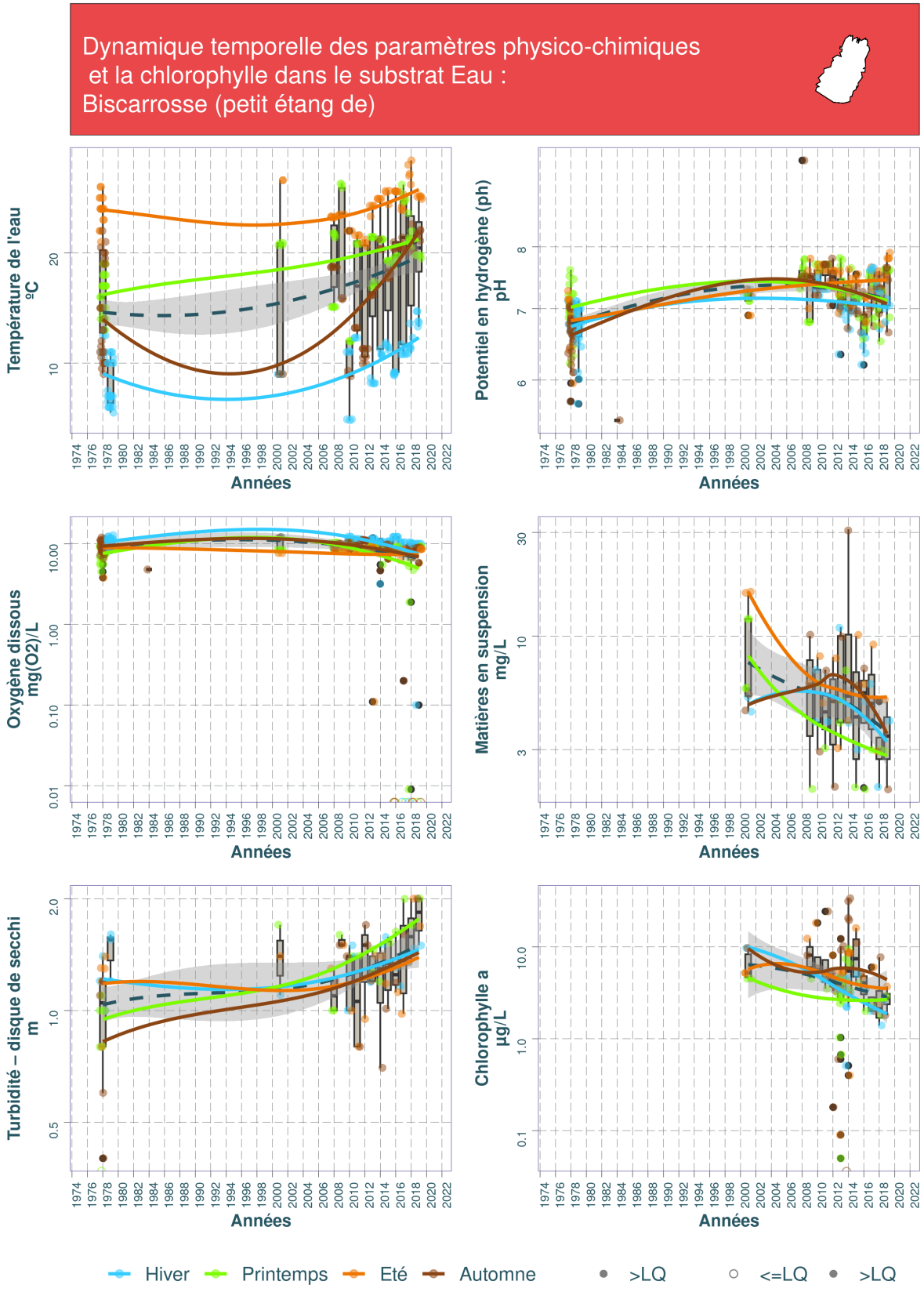
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

3.2.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

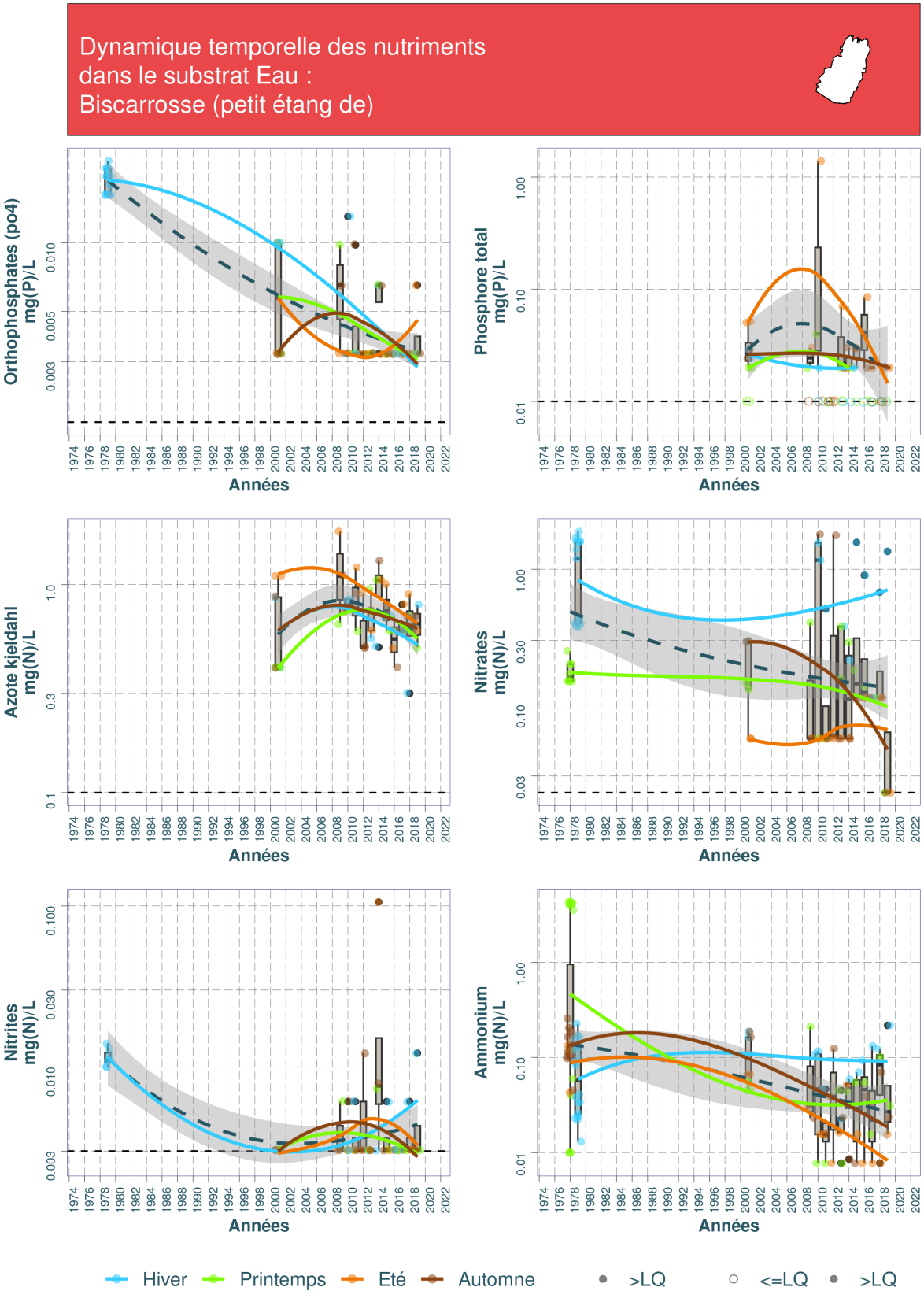
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Le petit étang de Biscarrosse apparait plutôt en état '*très bon*' sur l'ensemble de la chronique selon ces critères DCE (Fig. 3.37). Le phosphore total a présenté un état '*mauvais*' en 2010 et l'ammonium un état '*moyen*' en 2009.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 3.34 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le Petit étang de Biscarrosse.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

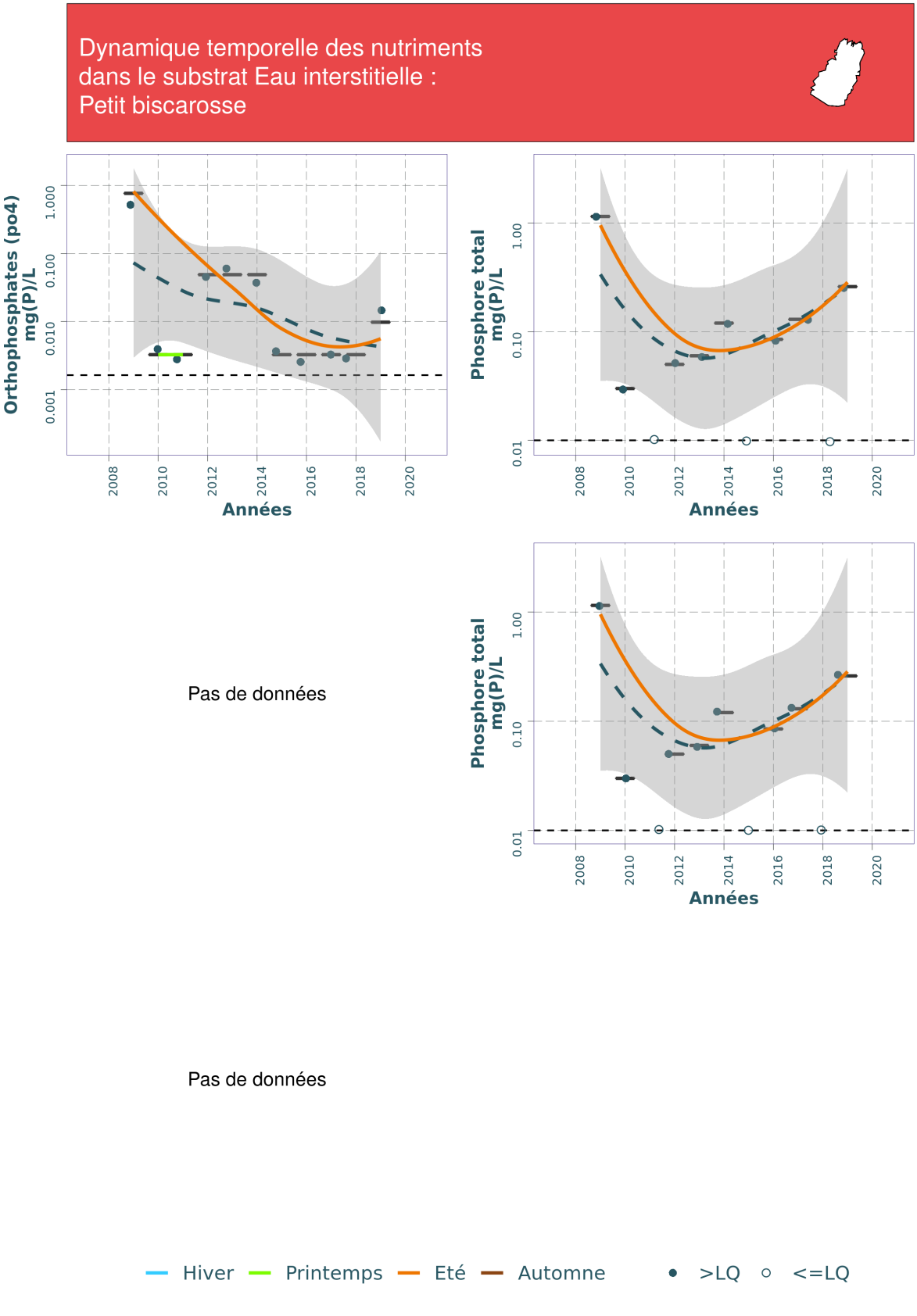
FIGURE 3.35 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le Petit étang de Biscarrosse.

TABLEAU 3.13 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le Petit étang de Biscarrosse.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Biscarrosse (petit étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1978	2019	105	40.0%	0.0078	4.3000	0.0590	0.3821	0.0078	0.0078
Azote kjeldahl	mg(N)/L	2001	2019	53	77.4%	0.3000	1.8000	0.7000	0.7366	0.1000	0.3000
Azote minéral	mg(N)/L	2001	2001	5	0.0%	0.1300	0.4800	0.1900	0.2900	NA	NA
Chlorophylle a	µg/L	2001	2019	95	20.0%	0.0000	33.6600	4.3500	5.8523	0.1000	1.0000
Matières en suspension	mg/L	2001	2019	54	77.8%	2.0000	31.0000	5.0000	6.2222	2.0000	4.0000
Nitrates	mg(N)/L	1978	2019	77	51.9%	0.0226	1.9000	0.1559	0.4462	0.0226	0.1129
Nitrites	mg(N)/L	1979	2019	62	64.5%	0.0030	0.1056	0.0030	0.0065	0.0030	0.0030
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1979	2019	70	60.0%	0.0033	0.0228	0.0033	0.0079	0.0033	0.0033
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1978	2019	313	0.0%	0.0000	12.8000	9.1200	8.8391	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	2001	2019	54	74.1%	0.0100	1.3900	0.0150	0.0452	0.0100	0.0100
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1978	2019	319	0.0%	5.5000	9.6400	7.1200	7.1147	NA	NA
Température de l'eau	°C	1978	2019	315	0.0%	4.8000	28.4000	18.0000	16.9984	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1978	2019	75	1.3%	0.0000	2.0000	1.2700	1.2589	1.0000	1.0000

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 3.36 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur le Petit étang de Biscarrosse.

TABLEAU 3.14 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le Petit étang de Biscarrosse.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Petit biscarosse [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2009	2019	11	54.5%	1.4909	24.0721	16.3069	14.3070	0.0078	0.0777
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2009	2019	11	81.8%	0.0033	0.7663	0.0033	0.0857	0.0033	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	2009	2019	11	81.8%	0.0100	1.1500	0.0600	0.1741	0.0100	0.0500

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

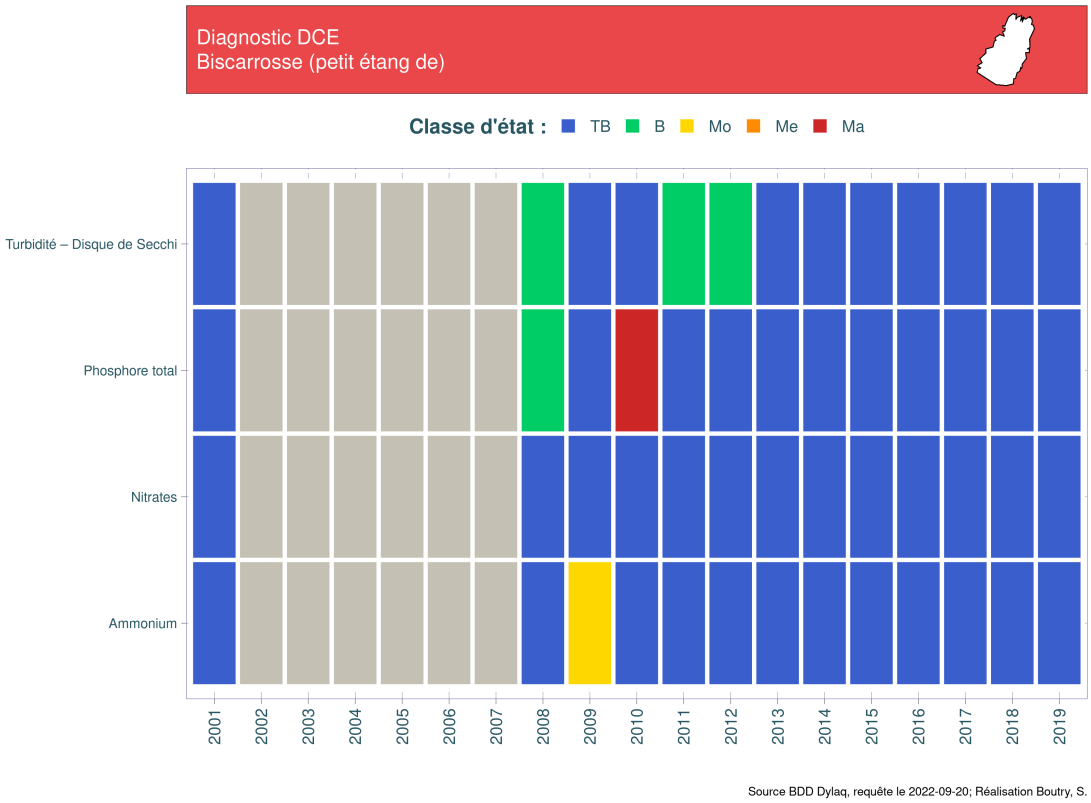


FIGURE 3.37 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le petit étang de Biscarrosse entre 2000 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

3.2.4.4 Synthèse

Sur le Petit étang de Biscarrosse, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau quelle que soit la saison. Le pH de ce plan d'eau apparait comme légèrement acide (entre 6 et 7) durant les premières décennies, puis remonte aux alentours de 7.5-8 à partir des années 2000. Quant à l'oxygène dissous, il reste relativement stable au cours du temps.

Les matières en suspension subissent une décroissance marquée (diminution de 0.5 unité log décimal, soit un facteur d'environ 3) qui semble se traduire dans le même temps par une baisse de la turbidité ou encore une légère amélioration de la transparence. Quant à la chlorophylle a, il semble y avoir une diminution de sa concentration au cours du temps.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une légère décroissance est observable pour les nitrates et l'azote Kjeldahl. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent enfin assez fortement dans le courant des années 1990-début 2000. Il est à souligner des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées, pour un plan d'eau donné.

3.2.5 Phytoplancton

Dès 1978-79 des prélèvements de phytoplancton ont été réalisés sur le Petit étang de Biscarrosse pour en étudier la communauté algale. Puis en 1985, une campagne pour estimer la diversité des algues vertes et observer quelques euglènes a été faite. Enfin depuis 2009, le plan d'eau est suivi annuellement selon le protocole DCE. Cela permet de disposer de douze ans de données pleinement comparables entres elles jusqu'en 2020.

3.2.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Au cours des quinze années d'acquisition de données phytoplanctoniques, il a été identifié environ 800 taxons différents sur cet étang. Ce sont les deux premières années, 1978-1979 dédiées à de l'inventaire taxonomique qui en comprennent le plus avec 452 taxons inventoriés. Elles comprennent aussi le plus grand nombre de campagnes de terrain : 6 et 9 pour respectivement 1978 et 1979 contre une moyenne de 4 pour les années suivantes, à l'exception de 1985 où une seule campagne a été réalisée (Fig. 3.38).

Les richesses taxonomiques moyennes sont alors très variables d'une année à une autre. Minimale en 1985 avec 33 taxons, elles atteignent 169 taxons en moyenne sur 1979. Bien que variables au cours des années, ces richesses annuelles ne sont pas significativement différentes entre elles (test de comparaisons multiples de Dunn Kruskal-Wallis) à part entre 1979 et 2010 (*p-value = 0.002* ajustement de Bonferroni). Elles sont dans la moyenne de ce qui peut être observé sur les plans d'eau du littoral aquitain.

La richesse taxonomique moyenne du Petit étang de Biscarrosse est ainsi de 59 taxons sur l'ensemble de la période d'étude. Sur les années 2009 à 2020, plus comparables entres elles

(du fait d'un protocole d'acquisition comparable), la richesse moyenne est de 44 taxons. Elle est minimale en 2010 avec 33 taxons et maximale en 2018 avec 51 taxons. Des disparités s'observent au cours des différentes années et une tendance significative à l'augmentation s'observe sur cette période ($R^2_{aj} = 0.58$, *p-value = 0.002*, Fig. 3.39). La communauté algale se diversifie, s'enrichie alors d'année en année sur le plan d'eau.

Les richesses sont, au cours des différentes campagnes des différentes années, plus ou moins variables (Fig. 3.38). En dehors de l'année 1978 qui présente la plus forte amplitude de richesse et dans une moindre mesure 1979, les richesses des autres années sont moins variables. Les années 2009, 2012, 2014 et 2015, présentent les richesses les plus homogènes (moins étendues) de l'étude. Les années 2010 et 2011 ont la richesse la plus faible avec 22 taxons (janvier 2010 et octobre 2011) et 2018 (juin 2018) la richesse la plus élevée avec 69 taxons. En 2011 et 2017, les écarts de richesses sont les plus importants avec respectivement 34 et 31 entre la valeur minimale et la valeur maximale.

Les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) composent la plus grande fraction de cette richesse tout au long des années (Fig. 3.40). La richesse de ce groupe atteint 143 taxons en 1979 avec 106 Chlorophyta et 37 Charophyta en moyenne. Avec les relevés DCE, les richesses sont bien moindres pour ce groupe avec une vingtaine de taxons en moyenne.

Les algues dorées (Ochrophyta) arrivent ensuite en ce qui concerne le nombre d'espèces. Leur nombre augmente au cours du temps de 5 taxons en 1978 à près de 15 taxons en 2020. Sur la période récente, il faut noter que les cyanobactéries sont un peu plus diversifiées depuis 2016 avec 5 à 7 taxons différents par an, contre moins de 4 les années précédentes (depuis 2009). Cependant lors de la phase ancienne « d'inventaire » 11 à 13 taxons différents ont été répertoriés sur le plan d'eau. Il n'y a donc pas d'augmentation de leur nombre sur l'étang. La richesse moyenne des diatomées semble être assez stable de 2009 à 2020 avec environ 5 taxons (elles n'ont pas été étudiées en 1978-79). L'augmentation significative des richesses annuelles moyennes (Fig. 3.39) est alors essentiellement due aux algues dorées et dans une moindre mesure aux cyanobactéries. Les algues dorées illustrent, par leur présence, une diversification de la communauté algale mais aussi une amélioration de la qualité de cette dernières. Ce groupe taxonomique est en effet considéré comme indicateur de bonne qualité d'eau.

L'analyse de la distribution des biovolumes permet ensuite de visualiser la répartition en terme de quantité de matière par année et par groupe taxonomique.

3.2.5.2 Dynamique des biovolumes

Les biovolumes sont présents dans la base pour les relevés phytoplanctoniques récents, à savoir à partir de 2009. La suite des analyses ne tient alors plus compte des années 1978-79 et 1985 acquises en présence – absence et classes d'abondance ne pouvant être transformées en biovolumes. La distribution des biovolumes annuels est bien différente de celle des richesses (Fig.

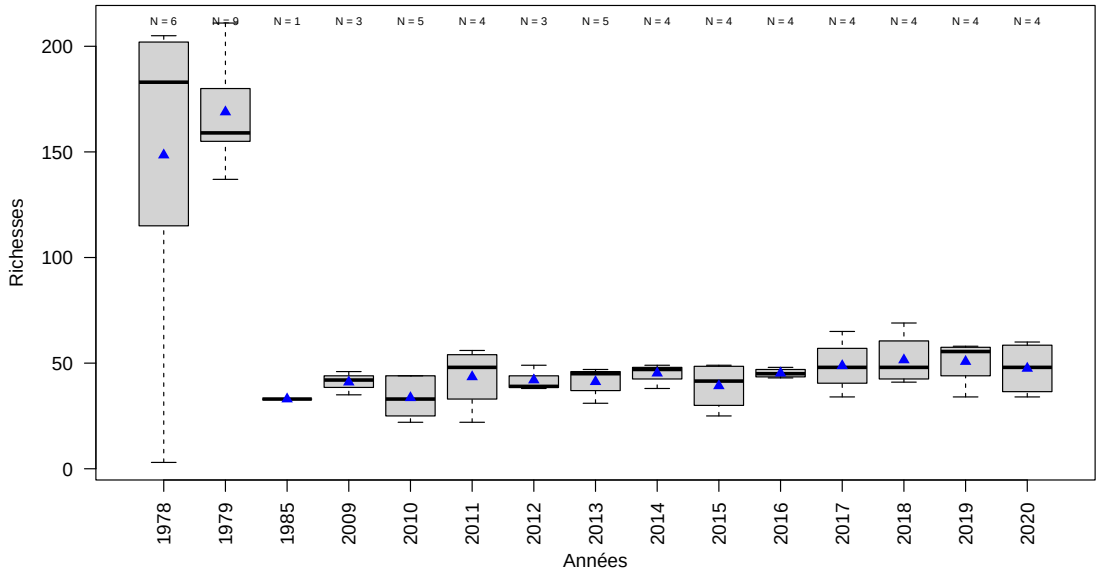


FIGURE 3.38 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1978 et 2020 sur le Petit étang de Biscarrosse. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

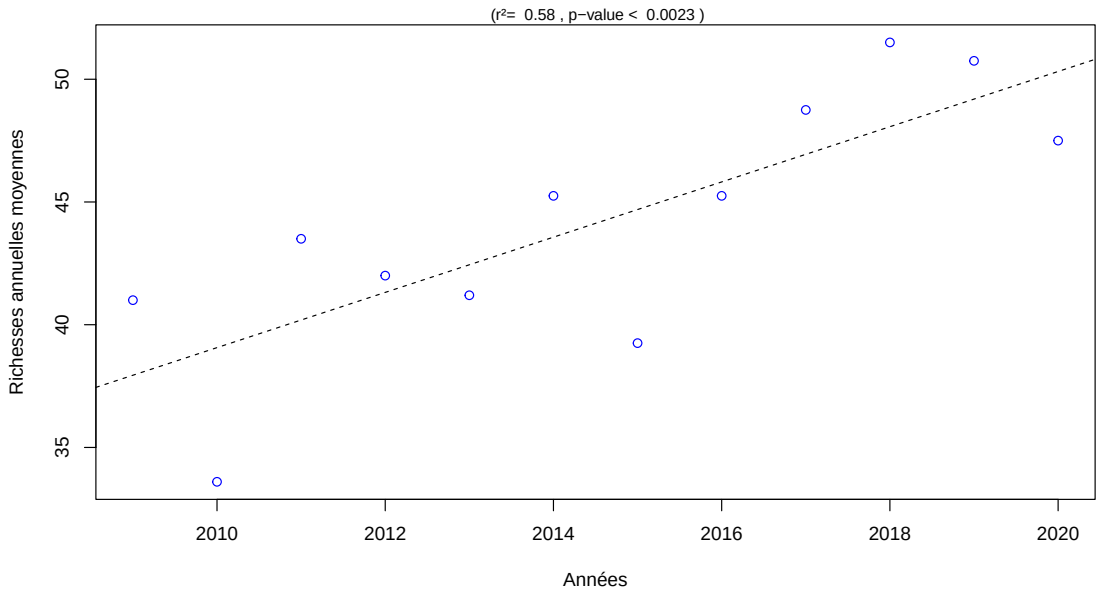


FIGURE 3.39 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique entre 2009 et 2020 (période de relevés DCE) sur le Petit étang de Biscarrosse.

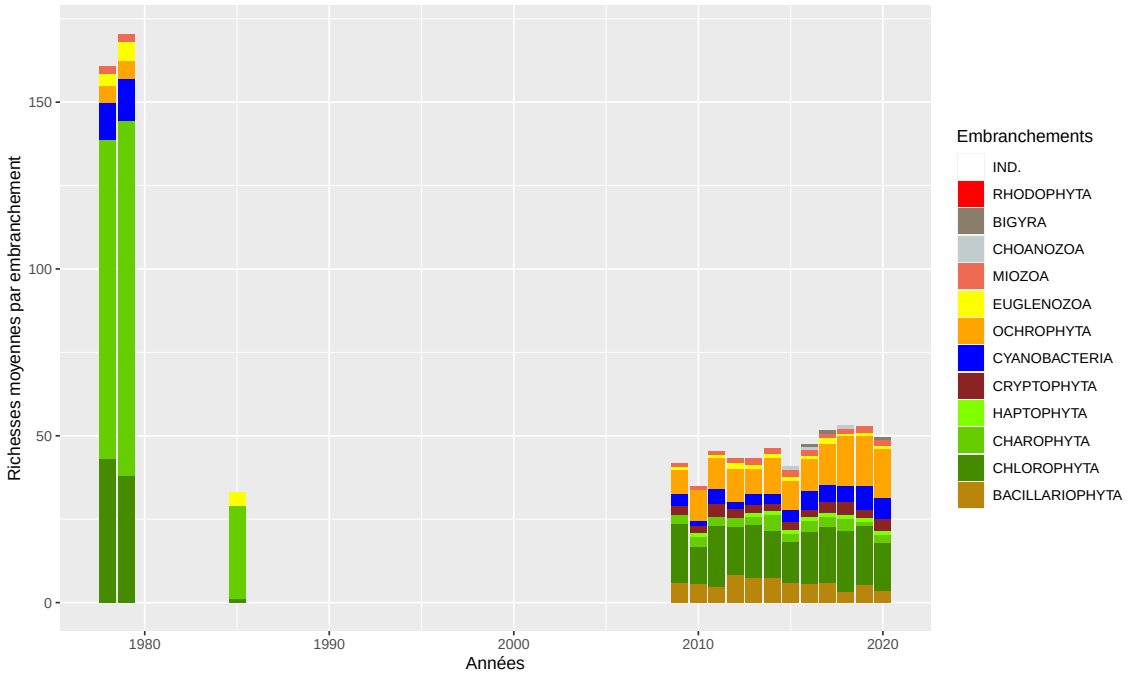


FIGURE 3.40 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1978 et 2020 sur le Petit étang de Biscarrosse. IND. indique les embranchements indéterminés.

3.41). Les biovolumes annuels moyens sont compris entre 1.7 et 14.4 mm^3/l pour respectivement 2019 et 2014 et la moyenne au cours de l'étude est de 5.9 mm^3/l. Plus étendus en 2009 et 2014 au cours des différentes campagnes annuelles, les variations des biovolumes sont beaucoup plus resserrées les autres années. Dans l'ensemble les biovolumes moyens sont assez faibles et tendent depuis 2014 à baisser (même si non significatif sur l'ensemble des années). Cela peut être vu comme une amélioration de la communauté algale et donc du plan d'eau.

Bien qu'en constante baisse au niveau moyen, les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.35*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude. Le biovolume maximum est relevé durant l'automne 2014 avec 40.3 mm^3/l et le minimum au printemps 2013 avec 0.3 mm^3/l.

Les communautés phytoplanctoniques se répartissent essentiellement dans les algues vertes (surtout l'embranchement des Charophyta contenant les desmidiées) entre 2009 et 2020 (Fig. 3.42). Seules les années 2018 et 2019 en ont une proportion plus réduite. Les biovolumes peuvent être certaines années très abondants, jusqu'à 11.2 mm^3/l en moyenne sur 2014. Les algues dorées (Ochrophyta) sont régulièrement présentes avec des biovolumes assez faibles mais comparables d'année en année (compris entre 0.3 et 1.5 mm^3/l). Bien que la richesse de ce groupe ait augmenté au cours des années (*cf.* Fig. 3.40), cela n'est pas visible en biomasse. Les diatomées sont peu abondantes voire quasi absentes en 2018 mais présentes régulièrement dans de faibles quantités (entre 0.2 et 1.1 mm^3/l) les autres années de l'étude.

Les cyanobactéries sont quasiment absentes jusqu'en 2015 et ne deviennent jamais dominantes par la suite avec moins de 0.6 mm^3/l en moyenne. Il faut noter que les dinophycées (Miozoa) sont présente régulièrement de 2009 à 2017 autour de 0.3 à 1.2 mm^3/l en moyenne puis deviennent quasiment absentes durant les trois dernières années de l'étude.

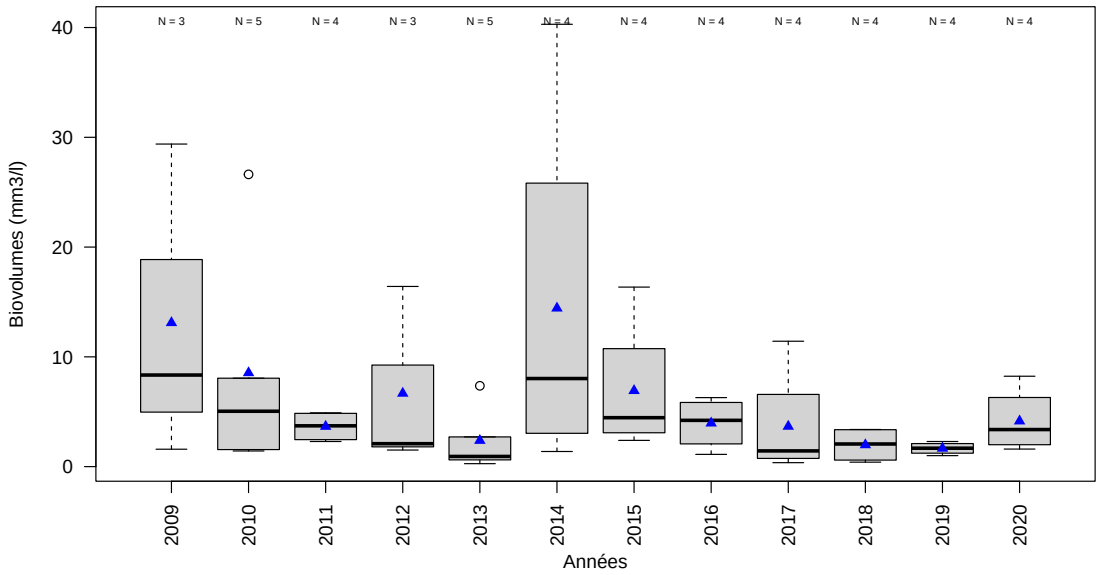


FIGURE 3.41 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2020 sur le Petit étang de Biscarrosse. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

L'état de la communauté phytoplanctonique du Petit étang de Biscarrosse semble donc en bonne santé et de bonne qualité notamment avec la présence régulière et abondante de la proportion des desmidiées et la très faible présence des cyanobactéries. La réduction des biovolumes moyens est aussi un indicateur de l'amélioration de son état.

3.2.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Les structures des communautés illustrées par l'indice de diversité de Gini-Simpson[9] (Fig. 3.43a) vient corroborer cette tendance à l'amélioration. En effet l'indice, plutôt faible en 2009 et 2010 (autour de 0.38), croît régulièrement les années suivantes pour atteindre 0.93 en 2015 et jusqu'à 0.97 en 2019. Le calcul de cet indice indique alors nettement que les communautés phytoplanctoniques du Petit étang de Biscarrosse tendent à être de plus en plus diversifiées et équilibrées.

Cela se confirme en regardant le détail de l'indice de Gini-Simpson calculé par campagne (Fig. 3.43b). Les résultats par campagne sont très dispersés de 2009 à 2014 et se resserrent à partir de 2015 pour tendre vers 0.90 les années suivantes.

La structure de la communauté peut aussi être observée au travers d'outil d'analyses multivariées telles que les NMDS. Cela permet la visualisation des communautés phytoplanctoniques de

9. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

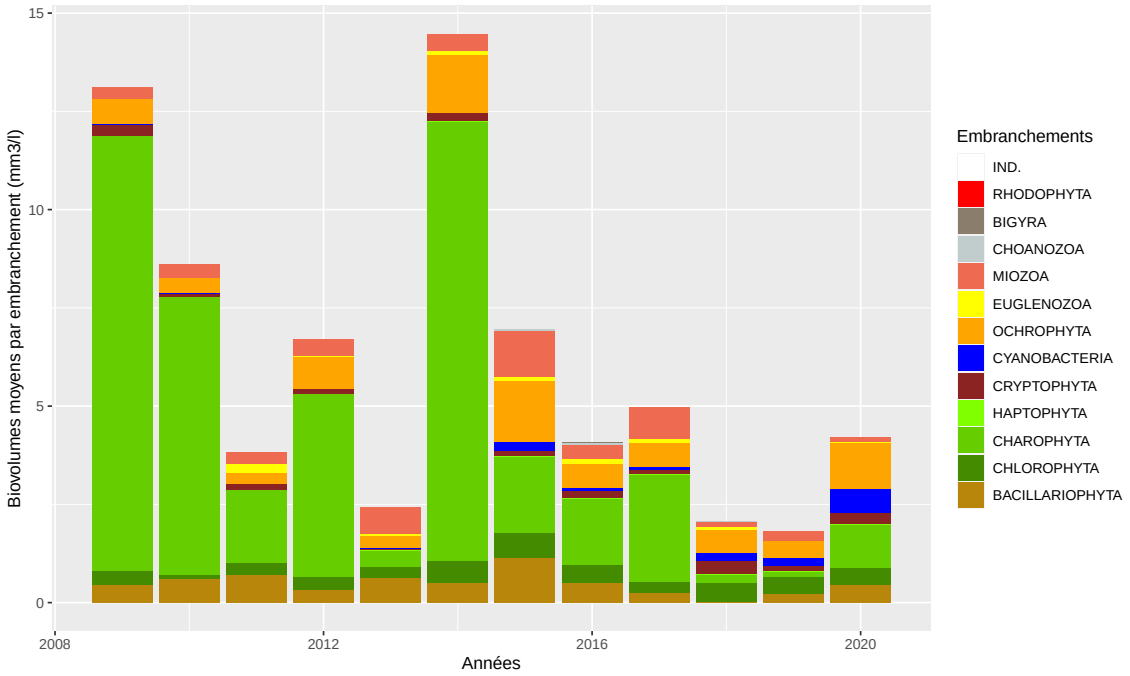


FIGURE 3.42 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2020 sur le petit étang de Biscarrosse. IND. indique les embranchements indéterminés.

chaque campagne et de chaque année les unes par rapports aux autres sur un plan multifactoriel (Fig. 3.44) et d'identifier les taxons les plus représentatifs de cette distribution. Ici, la NMDS est convenable avec un stress de 0.14 et une projection sur 3 axes.

Dans la représentation des deux premiers axes (Fig. 3.44) on note tout d'abord la séparation assez nette des années de l'étude en trois groupes : de 2009 à 2011 puis de 2012 à 2016 et enfin de 2017 à 2020. Cette distribution met en évidence les différences de communautés phytoplanctoniques observées au cours de ces années. Les premières années sont essentiellement tirées par le genre d'algue verte *Acanthosphaera sp.* (ACASPX) et de petites diatomées centriques (INDCE5) le long de la partie positive de l'axe 2. Le groupe 2012 à 2016, positionné sur le bas de l'axe 2, est surtout marqué par des dinophycées (*Parvodinium umbonatum* -PAVUMB), des diatomées (*Ulnaria ulna* – ULNULN et *Diatoma sp.* – DIASPX) et une algue verte coloniale (*Desmodesmus magnus* – DEDMAG). Enfin le groupe 2017 à 2020 est positionné sur la partie positive de l'axe 1, avec un certain nombre de taxons fortement corrélés avec l'un des deux axes (corrélation de Pearson > 0.35) l'illustrant : les genres *Mallomonas* (MALSPX) et *Pseudopedinella* (PDPSPX) représentant les algues dorées, les genres *Desmodesmus* (DEDARL – *D. armatus var. longispina* et DEDLEF – *D. lefevrei*) et *Verrucodesmus* (VERVER – *V. verrucosus*) qui sont deux genres voisins d'algues vertes. *Staurastrum tetracerum* (STATET) est aussi un taxon très représentatif de ces années. Il fait partie des desmidées (Charophyta), algues caractéristiques des milieux acides et siliceux de plutôt bonne qualité d'eau. Le taxon *Cryptomonas ovata* (CRYOVA) représentant les cryptophycées et enfin *Stephanodiscus sp.* (STESPX) pour les diatomées complètent la liste des taxons caractérisant ces quatre dernières années de l'étude. Les communautés phytoplanctoniques du Petit étang de Biscarrosse évoluent alors plus au moins le long de l'axe 1 au cours du temps (de gauche à droite) tendant vers cette communauté bien diversifiée composée

d'algues vertes, dorées, de cryptophycées et de diatomées mais aussi plus équilibrée comme le montrait l'indice de Gini-Simpson (Fig. 3.43).

3.2.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Des données de chlorophylle sur le Petit étang de Biscarrosse sont disponibles en 2001 et 2008 mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'est disponible. L'indice IPLAC ne peut pas être calculé sur ces deux années. Ensuite de 2009 à 2020, les données de qualité d'eau ont été acquises selon le protocole DCE, comprenant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle. Cependant en 2010 et en 2012, le nombre et la période des campagnes (mois de l'année) ne sont pas adaptés au calcul de l'indice. Ainsi, l'IPLAC a pu être calculé en 2009, 2011 puis de 2013 à 2020 avec néanmoins une petite extension de la période d'acquisition acceptée jusqu'au 15 novembre pour permettre un calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul permettant une meilleure robustesse de l'indicateur.

Les résultats de l'IPLAC sur cet étang varie très peu et sont compris entre 0.85 et 1 de 2009 à 2020 (Fig. 3.45). L'état écologique est alors qualifié de « très bon » sur l'ensemble de la période avec une moyenne à 0.94. Néanmoins les premières années, de 2009 à 2014, ont des notes un peu plus faibles que les années suivantes. Par contre les métriques constitutives sont bien plus en accord sur cette période là que sur la période suivante.

Les résultats de la métrique de composition spécifique (MCS - triangles sur le graphe) fluctuent de 0.78 à 1.01 pour respectivement 2019 et 2013 avec une moyenne de 0.90. Cette métrique passe alors en état « bon » uniquement pour l'année 2019 et reste en état « très bon » sur toutes les autres années.

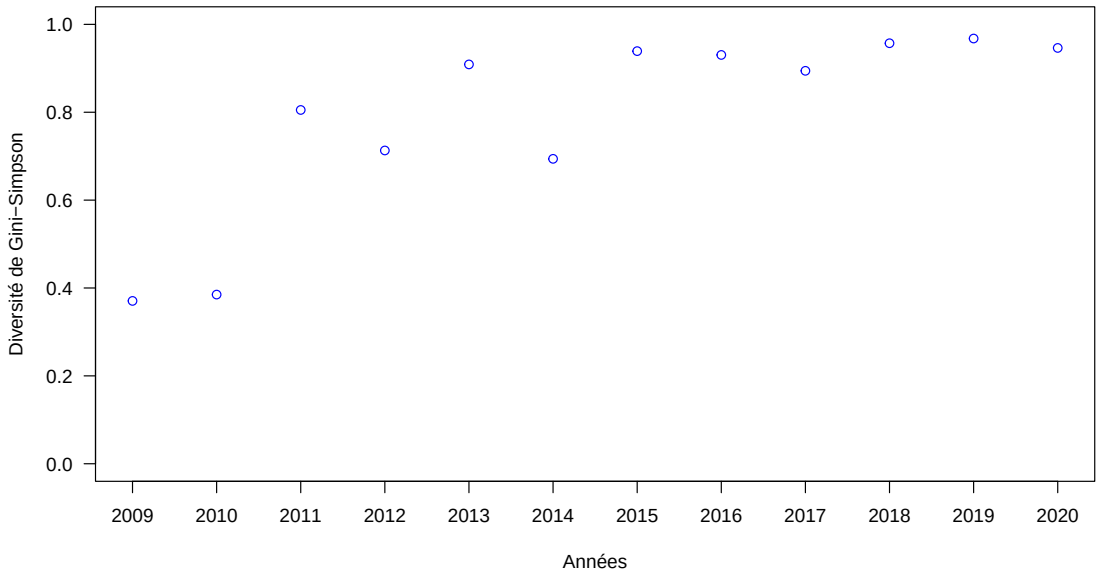
La moyenne des résultats de la métrique de biomasse algale (MBA – croix sur le graphe) est de 1.03, le minimum est de 0.85 (2011) et le maximum de 1.27 (2019). Ces valeurs, supérieures à 1, indiquent que les concentrations de chlorophylle-a sont plus faibles que celles attendues dans les conditions de référence de ce plan d'eau. La MBA tire alors le résultat de l'indice IPLAC vers le haut à partir de 2016 et jusqu'en 2019.

L'indice IPLAC est très bon sur l'ensemble de l'étude mais la discordance entre les deux métriques est à surveiller de près car elle dénote une légère instabilité de la communauté algale présente. En 2020, les métriques semblent de nouveau plus en accord. Tout cela vient corroborer les observations faites sur les biovolumes, les richesses taxonomiques et la structure des communautés indiquant la présence d'une communauté algale de très bonne qualité.

3.2.5.5 Synthèse

De nombreux relevés phytoplanctoniques sont disponibles sur le Petit étang de Biscarrosse et ce depuis l'année 1978. Cet étang du littoral aquitain possède une communauté algale très

(a)



(b)

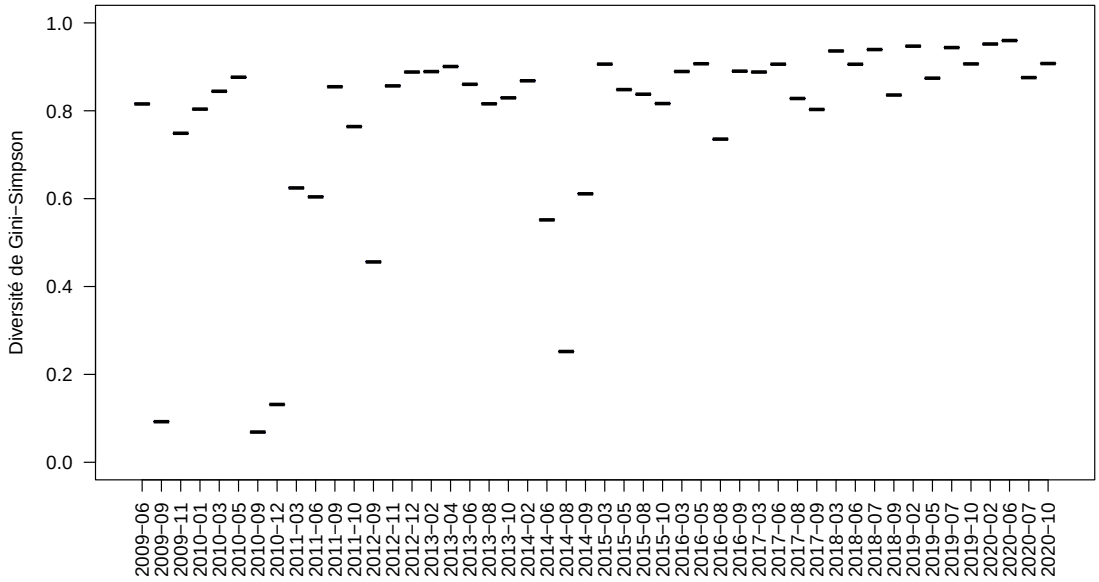


FIGURE 3.43 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2020 sur le Petit étang de Biscarrosse par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

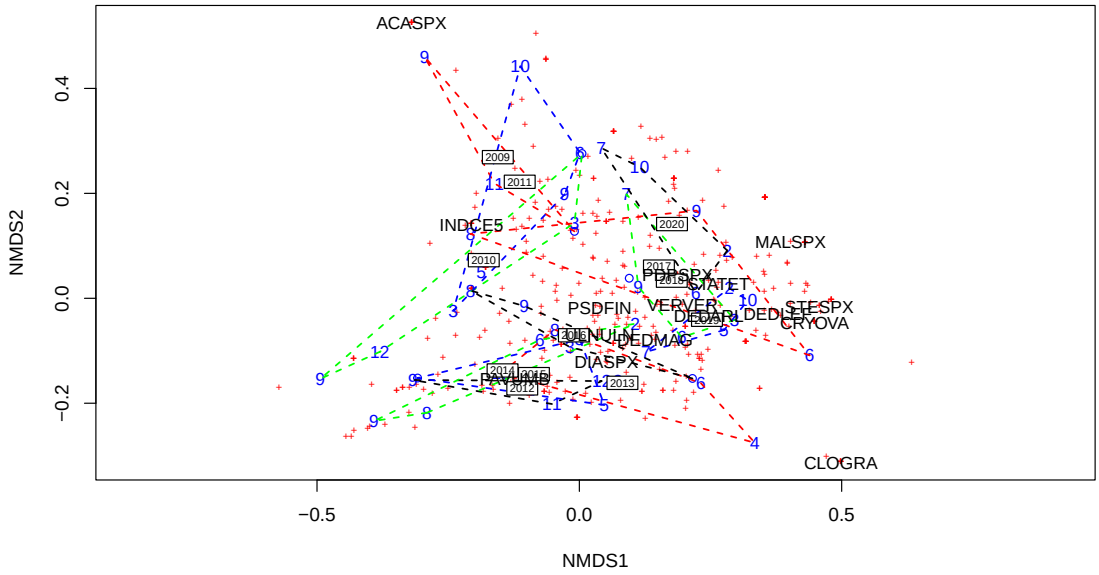


FIGURE 3.44 – Position des échantillons prélevés entre 2009 et 2020 et des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur le Petit étang de Biscarrosse. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. La position des espèces est indiquée par les croix rouges et le code 6 lettres des principales espèces est aussi indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|). Stress = 0.14.

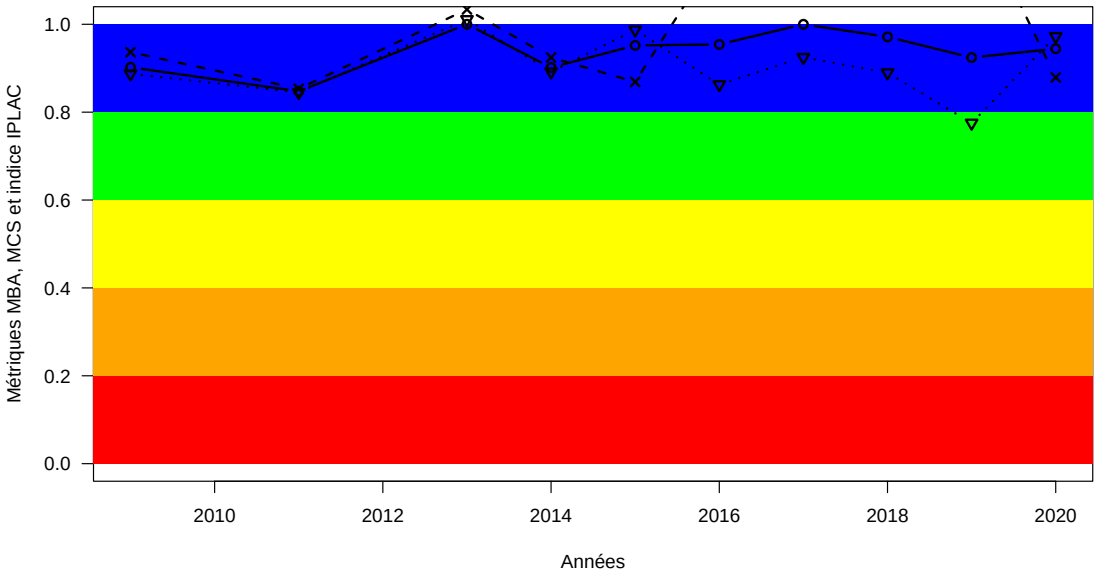


FIGURE 3.45 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur le Petit étang de Biscarrosse entre 2009 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

diversifiée et plutôt bien équilibrée notamment depuis 2015. Classé en « très bon » état par l'IPLAC sur l'ensemble de la période d'étude, la structure de la communauté a tout de même évolué au cours du temps. D'abord moins diversifiée avec des biovolumes parfois très élevés de 2009 à 2014, elle est passée à une organisation avec des richesses plus importantes, des biovolumes plus faibles en moyenne de 2015 à 2020 et un indice de diversité de Gini-Simpson tendant vers 1. Le Petit étang de Biscarrosse est alors une plan d'eau de très bonne qualité d'eau si on en juge par la qualité de son compartiment phytoplanctonique, et il faudra veiller à la préserver dans les années à venir.

3.2.6 Poissons

3.2.6.1 Les données disponibles

Les données analysées (Tab. 3.15) concernent deux inventaires conduits dans le cadre des suivis DCE. Le premier en 2008 a été réalisé par l'Onema (Saint Olympe, 2018) et l'autre en 2015 par le bureau d'étude Hydro Concept (concept, 2015a).

Ces pêches dont les résultats sont reportés plus loin ont été effectuées à l'aide du protocole standardisé (C.E.N., 2005). Les deux pêches ont été réalisées entre le 15 et le 17 septembre par la pose de 16 filets benthiques. Cet étang étant de faible profondeur, aucun filet pélagique n'a été posé.

TABLEAU 3.15 – Inventaires piscicoles répertoriés sur le lac de Petit-Biscarrosse en 2008 et 2015. AR : Abondances relatives.

Année	Engins de capture	Type de données	Source
2008	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale	Onema Direction Sud-Ouest
2015	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale	Hydroconcept

3.2.6.2 Le peuplement piscicole

Richesse et composition spécifique

Treize espèces de poissons ont été identifiées au total, 10 lors de la première pêche, 12 lors de la seconde (Tab. 3.16). La brème bordelière (*Blicca bjoerkna*), le silure (*Silurus glanis*) et la tanche (*Tinca tinca*), sont trois espèces capturées en faible effectif uniquement en 2015. Un seul goujon (*Gobio gobio*) avait été capturé en 2008 ; cette espèce n'a pas été échantillonnée en 2015. Le peuplement a donc une bonne richesse spécifique qui n'a probablement que très peu changée entre les deux inventaires.

Il est dominé par les cyprinidés et les percidés. On retrouve aussi 2 espèces de poissons dites « nuisibles » : la perche soleil (*Lepomis gibbosus*), famille des Centrarchidés et le poisson chat (*Ameiurus melas*) de la famille des Ictaluridés ; l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), autre espèce nuisible, a été recensée uniquement en 2008.

La présence de 3 autres espèces, non inventoriées lors de ces pêches d'inventaires, a été signalée par les personnes en charge de la gestion piscicole de l'étang. Il s'agit de l'anguille (*Anguilla anguilla*), du black bass (*Micropterus salmoides*) et de la carpe (*Cyprinus carpio*).

Abondance relative des espèces

L'abondance relative des espèces présentes dans le petit étang de Biscarrosse a assez peu changée entre les deux dates d'inventaire (Tab. 3.16). Le peuplement est dominé par le couple gardon (*Rutilus rutilus*) / perche (*Perca fluviatilis*) qui représente environ 80 % des effectifs. Cependant, entre les deux pêches, on observe une diminution très nette de l'abondance des perches et une augmentation très marquée du gardon.

La capture de 8 brochets en 2015, alors que cette espèce est faiblement capturé avec cette méthode d'inventaire, montre la présence d'une population importante de brochets. La perche est aussi une espèce piscivore abondante mais dont les effectifs sont donc en nette régression.

Les autres espèces se maintiennent à des niveaux assez bas (moins de 10% des effectifs).

Parmi les espèces dont la présence a été signalée, l'anguille, de par sa forme, n'est que très rarement capturée par les filets ; son abondance reste donc impossible à évaluer avec les informations dont on dispose. En revanche, le black bass et la carpe sont susceptibles de l'être. On peut donc supposer que ces deux espèces sont peu abondantes.

Le gardon et la perche sont aussi les espèces dominantes en biomasse, mais leur abondance relative pondérale est de l'ordre de 50% (Tab. 3.17). A l'instar de l'évolution des effectifs, la biomasse de perche a tendance à décroitre entre les deux pêches alors que celle des gardons augmente.

TABLEAU 3.16 – Occurrence des espèces capturées sur le Petit-Etang de Biscarrosse en 2008 et 2015.

Nom latin	Nom commun	Nombre d'individus capturés		Abondance relative (%)	
		2008	2015	2008	2015
Abramis brama	Brème commune	45	70	3.55	4.26
Ameiurus melas	Poisson chat	69	122	5.44	7.43
Blicca bjoerkna	Brème bordelière		2		0.12
Esox lucius ou *aquitanicus*	Brochet spp.	1	8	0.08	0.49
Gobio gobio	Goujon	1		0.08	
Gymnocephalus cernuus	Grémille	82	23	6.47	1.40
Lepomis gibbosus	Perche soleil	10	4	0.79	0.24
Perca fluviatilis	Perche commune	575	385	45.35	23.43
Rutilus rutilus	Gardon	443	1011	34.94	61.53
Sander lucioperca	Sandre	41	6	3.23	0.37
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	1	7	0.08	0.43
Silurus glanis	Silure glane		4		0.24
Tinca tinca	Tanche		1		0.06
Total		**1268**	**1643**		

Les fluctuations de biomasse des espèces capturées en faible nombre n'est pas significative d'une évolution, la capture d'un ou deux gros sujets étant suffisante pour biaiser les résultats.

Indice d'état écologique

Le calcul des métriques de l'indice 'Ichtyofaune lac' montre une dégradation de la qualité de ce plan d'eau due à une augmentation de la densité de poissons et en particulier des omnivores (Tab. 3.18). Il serait classé en état écologique moyen (Géolandes, 2013a).

3.2.6.3 Classes de tailles des espèces

Les gammes de taille des espèces sont globalement assez comparables entre les deux années (Tab. 3.19). On note toutefois la capture d'individus plus petits en 2015 qu'en 2008 pour la brème et le poisson chat et inversement la capture d'individus plus grands de perche.

Lorsque les effectifs capturés sont trop faibles, les comparaisons ne sont pas possibles.

Les histogrammes de taille des espèces dont les effectifs capturés sur les deux années de pêche (2008+2015) sont supérieurs à 100 sont présentés dans les figures 3.46, 3.47, 3.48, 3.49 et 3.50.

TABLEAU 3.17 – Abondance pondérale des espèces capturées sur le Petit-Etang de Biscarrosse en 2008 et 2015.

Nom latin	Biomasse capturée		Abondance relative (%)	
	2008	2015	2008	2015
Abramis brama	6515	5025	20.10	8.13
Ameiurus melas	3244	3628	10.01	5.87
Blicca bjoerkna		156		0.25
Esox lucius ou *aquitanicus*	565	6270	1.74	10.15
Gobio gobio	4		0.01	
Gymnocephalus cernuus	492	204	1.52	0.33
Lepomis gibbosus	72	53	0.22	0.09
Perca fluviatilis	10480.5	12854.5	32.34	20.81
Rutilus rutilus	6561.5	21236.5	20.25	34.38
Sander lucioperca	4108	7569	12.68	12.25
Scardinius erythrophthalmus	366	513	1.13	0.83
Silurus glanis		3936		6.37
Tinca tinca		326		0.53
Total	**32408**	**61771**		

TABLEAU 3.18 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune dans l'étang de Petit-Biscarrosse en 2008 et 2015.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2008	1826.1	74.1	34.8	0.66	B
2015	3613.2	96.9	68.8	0.32	Me

Brème commune En 2008 et 2015, la majeure partie des individus ont une taille comprise entre 50 et 250 mm (Fig. 3.46). En 2015, un premier mode semble se dessiner autour de 80 mm (qui peut correspondre à des individus 0+ et un second autour de 150 mm représentant les poissons d'un an de plus (Dauba and Biro, 1992; Kangur, 1996; Mooij W. M., Van Densen W. L. T., Lammens E. H. R. R., 1996; Wright, 1990). En 2008, on observe principalement un mode autour de 120 mm qui pourrait correspondre à des poissons de plus d'un an mais qui seraient moins grands que ceux capturés en 2015.

Gardon Comme pour la brème, on observe deux modes dans la distribution de la taille des individus de 2015, l'un autour de 50 mm, l'autre autour de 120 mm (Fig. 3.47). En 2008, la présence des deux modes est moins évidente, la majorité des individus ayant une taille intermédiaire autour de 90-100 mm.

Grémille La gamme de taille observée est identique les deux années (Fig. 3.48). Cependant en 2008 une forte proportion d'individus de 70 à 80 mm est capturée ; ces individus ne se retrouvent pas en 2015 où la plupart des individus mesurent plus de 80 mm. Les estimations de l'âge sont particulièrement difficiles sur cette espèce, la femelle étant susceptible de pondre plusieurs fois dans l'année.

Perche Quelle que soit l'année, les populations sont essentiellement représentées par des perchettes de moins de 100 mm (Fig. 3.49). Il semblerait qu'il y ait un mode autour de 50 mm qui pourrait représenter les poissons de l'année puis un autour de 100 mm qui pourrait représenter les 1 +. On observe ensuite un mode plus petit vers 170/180 mm, plus important en 2015 qu'en 2008. On constate aussi une absence de poissons dont la taille est voisine de 130 mm et une très faible abondance autour ce point. Cette quasi absence de perches dans cette gamme de taille est relativement fréquente dans les plans d'eau français (Argillier et al., 2004; Irz et al., 2002) et difficilement interprétable.

Poisson chat La distribution en taille fait clairement apparaitre l'existence de 3 modes en 2015, le premier autour de 70 mm (0+ ?), de 120 mm puis de 180 mm (Fig. 3.50). Le mode le plus important en position intermédiaire pourrait correspondre aux 1+ ; le mode à 70 mm correspondrait alors aux plus grands juvéniles de l'année (les seuls capturables dans les filets).

En 2008, les 3 modes sont observés mais il semble y avoir un décalage vers des individus plus grands et un déficit de poissons 1+.

TABLEAU 3.19 – Caractéristique de taille des populations de poissons du lac de Cazaux-Sanguinet en 2005 et 2015.

Nom scientifique	Gamme de taille (mm)		Taille moyenne (écart type)	
	2008	2015	2008	2015
Abramis brama	85-452	61-436	190 (100)	154 (78)
Ameiurus melas	72-234	49-237	145 (45)	120 (39)
Blicca bjoerkna		149-207		178 (41)
Esox lucius ou *aquitanicus*	455*	223-643**		461 (119)
Gobio gobio	85*			
Gymnocephalus cernuus	52-101	73-109	77 (7)	91 (11)
Lepomis gibbosus	49-85	41-101	74 (13)	80 (27)
Perca fluviatilis	50-282	46-376	94 (41)	99 (61)
Rutilus rutilus	59-281	60-287	99 (30)	114 (38)
Sander lucioperca	121-535	387-770	207 (78)	477 (145)
Scardinius erythrophthalmus	305*	55-239		145 (84)
Silurus glanis		376-632		516 (106)
Tinca tinca		283*		

* Un seul individu ** Deux individus

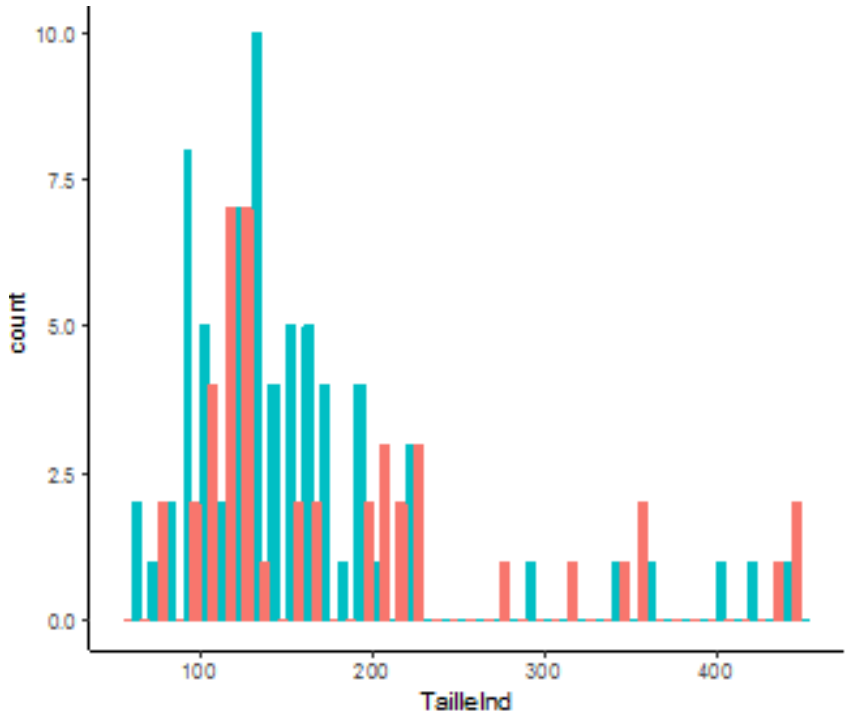


FIGURE 3.46 – Histogramme de taille (en mm) de la brème bordelière capturée en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le petit étang de Biscarrosse.

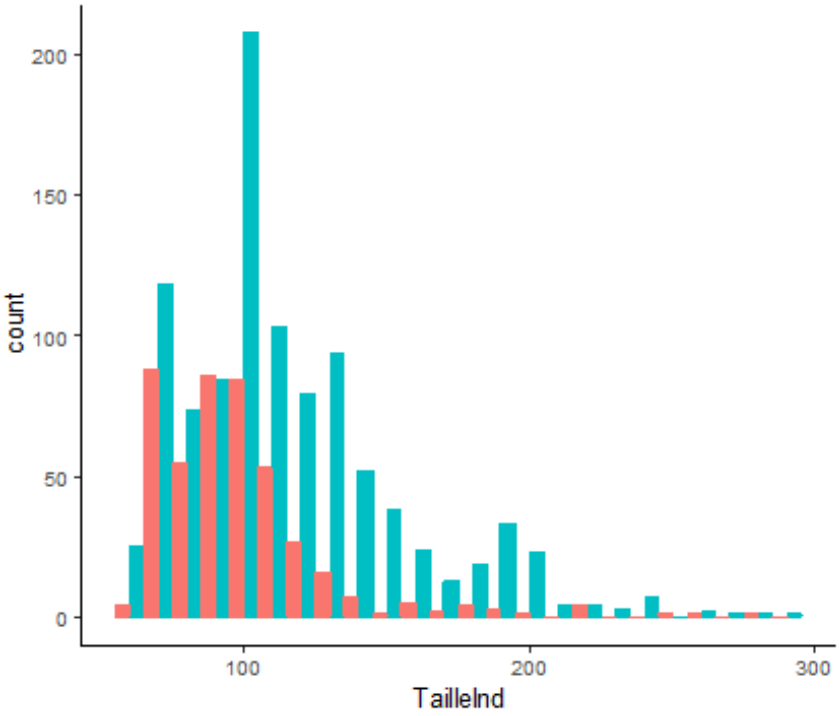


FIGURE 3.47 – Histogramme de taille (en mm) du gardon capturé en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le petit étang de Biscarrosse.

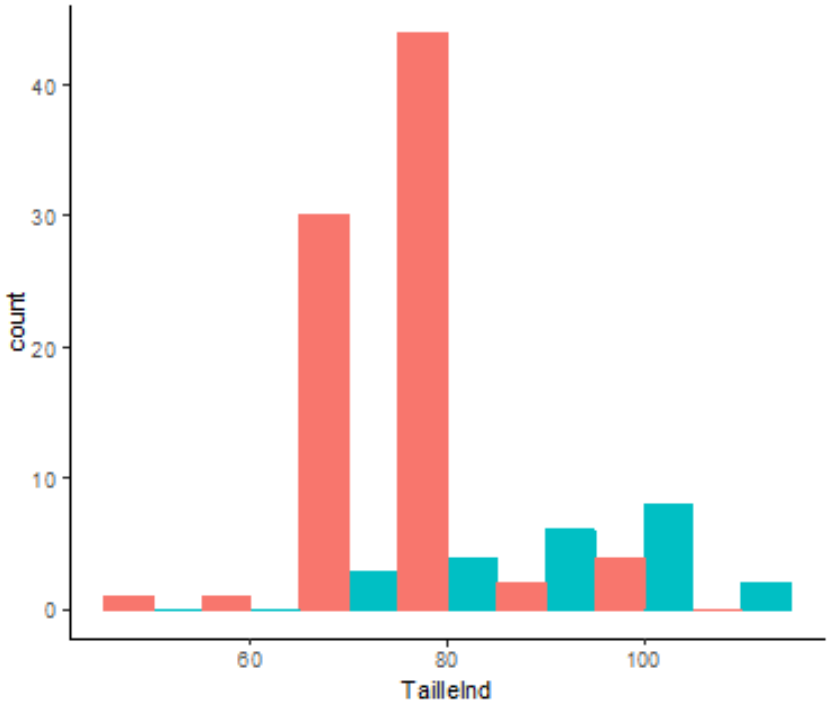


FIGURE 3.48 – Histogramme de taille (en mm) de la grémille capturée en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le petit étang de Biscarrosse.

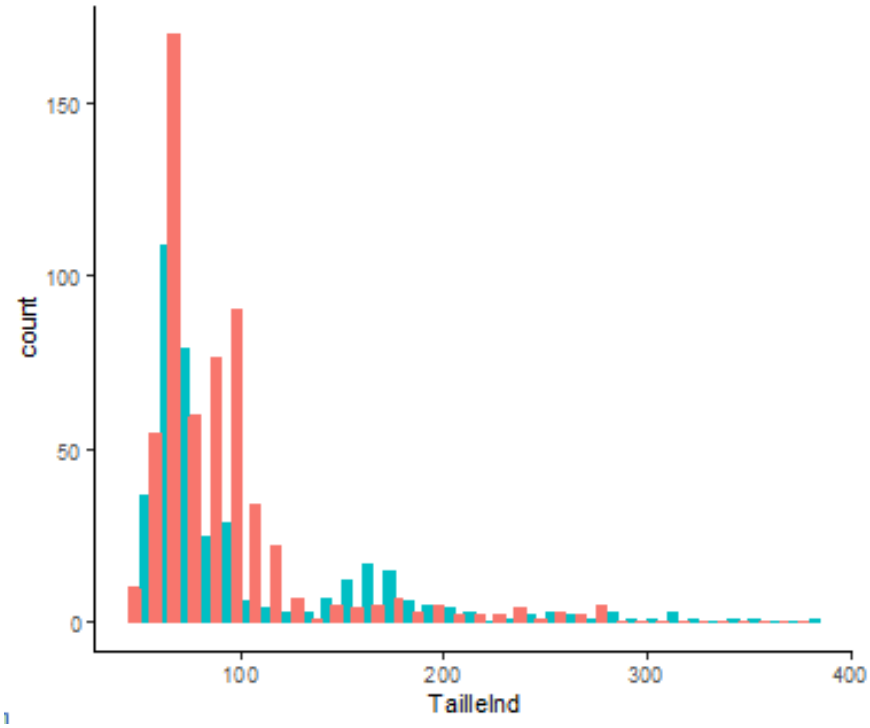


FIGURE 3.49 – Histogramme de taille (en mm) de la perche capturée en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le petit étang de Biscarrosse.

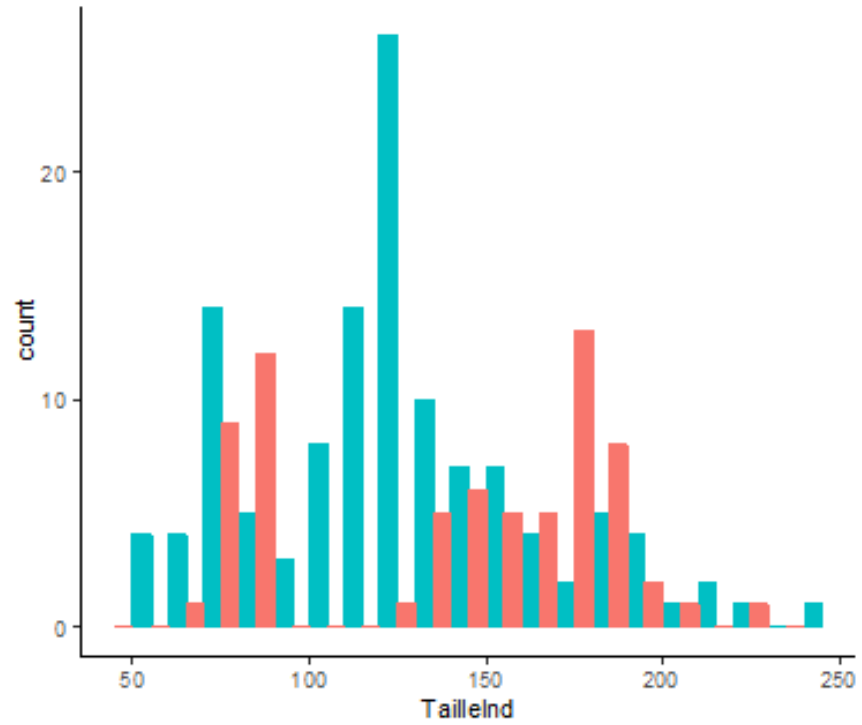


FIGURE 3.50 – Histogramme de taille (en mm) du poisson chat capturé en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le petit étang de Biscarrosse.

3.2.6.4 La gestion piscicole

Les informations décrites ci-dessous sont extraites d'un document de gestion de 1999 et du plan de gestion piscicole local du lac de Parentis-Biscarrosse, plus récent (FDAAPPMA, 1999; FDAAPPMA40, 2017b). Le petit étang de Biscarrosse est dans le même contexte piscicole que Parentis-Biscarrosse, avec comme espèce repère le brochet. Le petit étang de Biscarrosse est connecté via un canal en amont avec le plan d'eau de Cazaux-Sanguinet et en aval au plan d'eau de Parentis-Biscarrosse ce qui peux impacter son potentiel piscicole.

En 1999, le contexte était jugé perturbé du fait d'une gestion des niveaux d'eau de l'ensemble du système qui affectait la quantité et qualité des zones de frayère de l'espèce repère. En 1999, sur le petit étang de Biscarrosse, l'envasement du lac était noté ; cette information est reprise dans le SAGE (Géolandes, 2013a). D'une manière générale à tout le contexte piscicole, le plan de gestion préconise d'investir dans la connaissance des zones de frayères du brochet et dans l'amélioration des habitats. En 2012, une restauration des frayères à brochet par aménagement du Marais de Laouadie en amont immédiate du petit lac de Biscarrosse a été réalisée (Fédérations départementales de pêche et de chasse 40, AAPPMA Biscarrosse et ACCA de chasse ainsi que la mairie propriétaire du marais).

Le contexte semble aujourd'hui conforme. Les AAPPMA effectuent ou effectuaient des repeuplements orientés principalement vers les carnassiers : sandre et black bass mais une gestion de type patrimoniale est mise en place depuis 2017.

3.2.6.5 Synthèse

Avec plus d'une quinzaine d'espèces recensées, le peuplement du Petit étang de Biscarrosse est assez diversifié. Il est composé majoritairement d'espèces natives mais il faut noter la présence de 2 espèces de poissons introduites (perche soleil et poisson chat) dont les abondances semblent relativement stables à un faible niveau ainsi que de l'écrevisse de Louisiane dont l'abondance est difficile à déterminer avec les techniques d'échantillonnage utilisées. Une autre espèce exotique est aussi introduite volontairement dans un intérêt halieutique (le black bass). Il faut aussi noter la présence de 5 espèces de carnassiers dont les abondances pondérales globales sont importantes.

Les effectifs de brochet capturés suggèrent une population relative abondante. Cependant, l'augmentation de la densité de poissons entre les deux pêches réalisées exactement à la même période, et l'augmentation de la proportion de gardons, espèce omnivore, conduit à une dégradation de l'état écologique de cet étang. Ce changement devrait être analysé en regard des conditions météorologiques lors des pêches et surtout de l'évolution des conditions environnementales de cet étang.

Les changements dans la structure des tailles est difficile à interpréter en l'absence d'information sur la croissance, mais il semblerait que la reproduction ne pose pas de problème particulier aussi bien chez les cyprinidés que chez les percidés et autres espèces. Néanmoins, l'abondance de cyprinidés de grande taille à l'abri de la prédation pourrait constituer un cul de sac trophique (Schlumberger and Elie, 2008), mais ce problème éventuel est à pondérer par la présence du silure à même de consommer ce type de proies.

3.3 Lac de Ychoux

3.3.1 Caractéristiques du plan d'eau

L'étang des Forges à Ychoux est le seul plan d'eau de cette étude qui n'est pas un plan d'eau naturel. Localisé sur la commune d'Ychoux, et aussi appelé étang des Forges (à ne pas confondre avec l'étang de la Forge situé plus au sud à Pontenx-les-Forges), il fut créé au XVIIIe et agrandi au milieu du XIXe pour le fonctionnement des forges qui produisaient de la fonte (www.tourismelandes.com, Thiveaud, 1993). Il est cependant d'un âge comparable à celui des lacs et étangs étudiés et a fait l'objet de plusieurs études scientifiques justifiant de son intégration dans la présente étude. Il est essentiellement alimenté par le ruisseau du Basque et la barade de Barbeyrac et se jette en aval dans le ruisseau des forges.

Sa superficie est de 0.04 km^2 pour une profondeur moyenne de 3m et maximale de 4m. Son bassin versant s'étend sur 25,21km^2 (Fig. 3.51), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 630,25 (Jamoneau et al., 2021).

Cet étang a fait l'objet de très nombreuses opérations de gestion dans le but de lutter contre la prolifération de la végétation indigène. Des traces de faucardages, datant d'avant 1975 ont ainsi été observées, dans la partie aval, la plus profonde de la retenue (Dutartre et al., 1993). En 1975, un essai de contrôle de la végétation avec un herbicide (substance active : dichlobénil) sur un herbier situé en rive gauche de la retenue a été opéré (Dutartre et al., 1993). En mai 1987, une moisson mécanique de *Nitella translucens* a été effectuée, et en 1992, l'étang a été mis en assec avant d'effectuer des travaux de décapage des sédiments et des herbiers aquatiques (avec deux drag-lines qui tiraient une sorte de godet pour retirer la couche superficiel des sédiments, Dutartre et al., 1993). L'étang a ensuite à nouveau été mis en assec pendant l'hiver 1992-1993 (Dutartre et al., 1993).Enfin, une moisson (notamment du Potamot nageant) a été effectuée par le syndicat mixte Géolandes en 1994, 1995 et 1996(Dutartre et al., 1999).

3.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

3.3.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population sur le bassin versant de Ychoux [10] est d'environ 4000 habitants pour une densité d'environ 155 hab/km^2 en 2017. Le taux d'accroissement de la population depuis 1990 est en augmentation constante et atteint 55% en 2017.

Une activité touristique est développée sur ce plan d'eau par la commune de Ychoux, qui a aménagé ses berges et installé son camping municipal. La pêche est une des activités pratiquée sur cet étang, et notamment la pêche à la carpe.

3.3.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

10. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

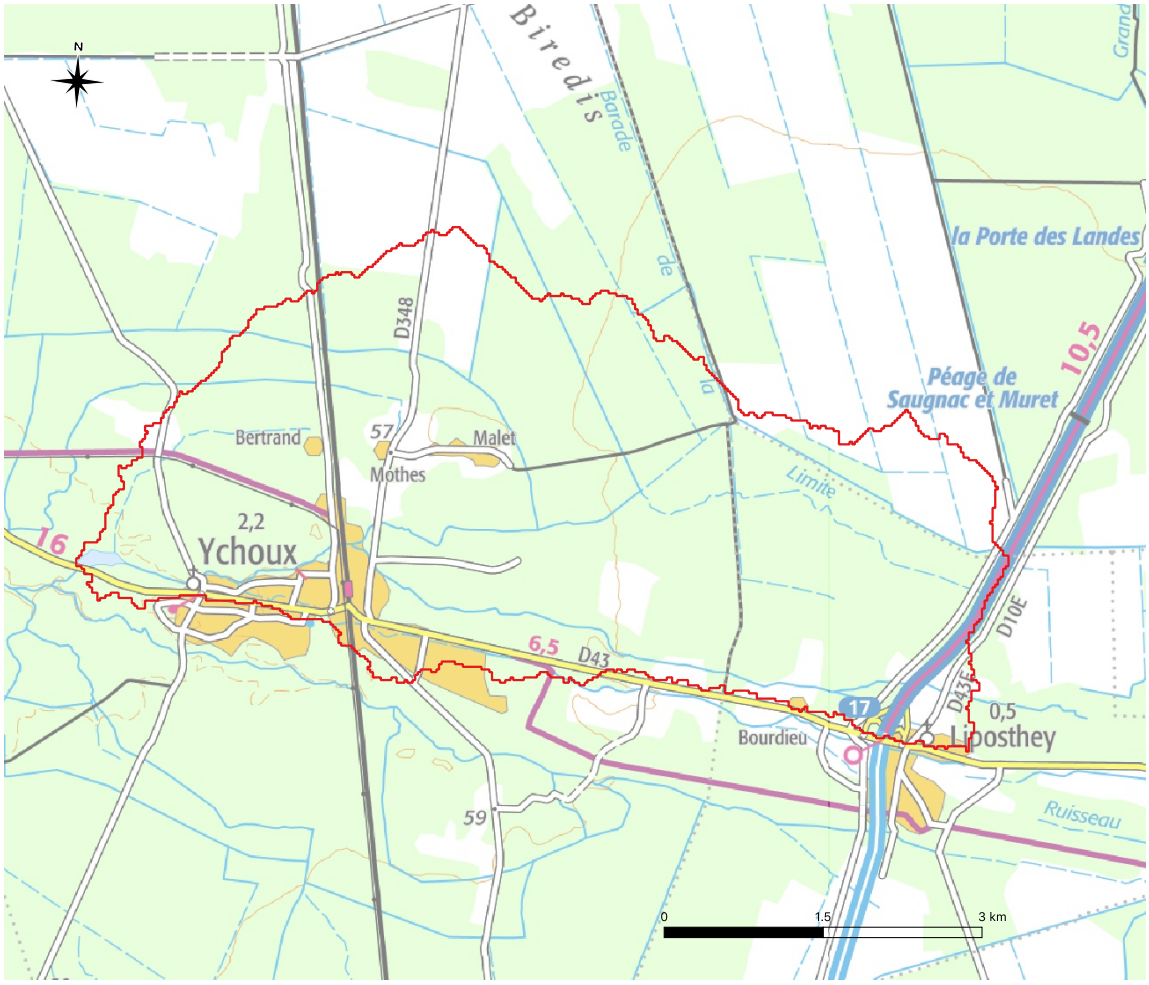


FIGURE 3.51 – Localisation et délimitation du lac de Ychoux et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

Une station d'épuration, localisée à Ychoux est présente sur le bassin versant de cet étang. Cette station est en service depuis 1975 mais a depuis été modifiée à deux reprises, avec une nouvelle mise en service en 2000 (1er janvier) suivi d'une autre en 2017 (12 décembre). Elle est ainsi passée d'une capacité de 1600 équivalent habitant (eq/hab) en 1975, à 2500 eq/hab en 2000 et à 5000 eq/hab depuis 2017. La première station avait son rejet directement dans le ruisseau des Forges alors que les nouvelles stations (depuis 2000) ont un rejet par infiltration.

Un rejet industriel (i.e. présentant un seuil de rejet supérieur au seuil de rejet redevable) est également identifié sur le bassin versant. Il s'agit de la société 'Antartic foods Aquitaine', une société de transformation et conservation de légumes.

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Les flux d'azote et de DBO5 rejetés tendent à diminuer depuis les années 90, suggérant un meilleur traitement des eaux usées sur le bassin versant de l'étang de Ychoux (Fig. 3.52). Cette diminution est d'autant plus notable que le volume des effluents traités est lui en augmentation. Les flux de phosphore ont eux aussi été en diminution jusqu'en 2008, mais une légère augmentation de ces flux semble se distinguer depuis cette date. Seule la demande chimique en oxygène (DCO) affiche une dynamique atypique caractérisé par une augmentation des flux jusqu'en 2010 puis d'une diminution jusqu'en 2018.

Les rejets directs apparaissent quant à eux avoir diminuer de manière importante jusqu'aux années 2000, mais semblent depuis être de plus en plus fréquents, en raison peut-être des intenses périodes de précipitations observées ces dernières années. Cette station est d'ailleurs notée comme étant 'sensible à la pluie' par l'Agence de l'Eau Adour Garonne.

3.3.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Les plantations de pins et la forêt occupent la grande majorité du bassin versant de l'étang de Ychoux (75% en 2002) mais cette surface a légèrement diminuée au cours des dernières décennies[11] (Tab. 3.20 et Fig. 3.53). Cette diminution s'est essentiellement faite au profit des champs cultivés (particulièrement entre 1965 et 1985) et des espaces de prairies et de landes (Fig. 3.53).

A l'échelle du bassin versant, les surfaces de prairies et de landes semblent avoir augmentée depuis les années 1945 (+200%) mais de manière peu régulière. On remarque une alternance entre les surfaces forestières et prairiales laissant envisager des erreurs d'interprétation des photographies aériennes sur la période récente (2002). Les surfaces de pins récemment coupées ont ainsi pu être assimilées à tort à des zones de landes.

La surface de champs cultivés est quant à elle en forte augmentation de même que les surfaces urbanisées ou semi-urbanisées, qui comme les terres cultivées, se sont essentiellement développées au détriments des cultures de pins (Fig. 3.53). La culture principale sur le territoire est le maïs, la surface occupée par cette dernière recule depuis les années 2000, puisqu'elle occupait

11. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

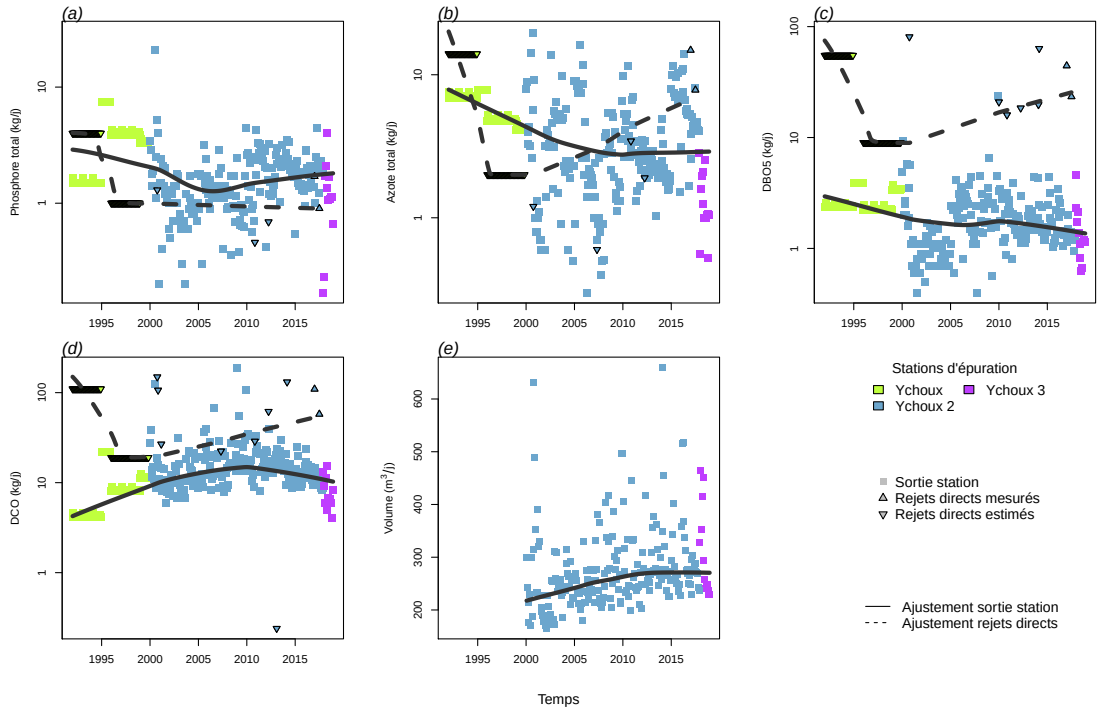


FIGURE 3.52 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang de Ychoux. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 3.20 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de Ychoux entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	86.88	86.41	78.28	75.78
Champs cultivés	6.60	4.02	11.60	11.89
Prairies	0.88	2.54	1.87	2.75
Eau	0.02	0.01	0.09	0.06
Urbain	1.70	2.44	3.07	3.80
Semi-urbain	3.92	4.58	5.08	5.72

plus de 75% des surfaces agricoles déclarées de 2010 à 2014, mais n'occupe actuellement qu'environ 50% des surfaces [12] (Fig. 3.55). Ce changement de type de culture s'est fait au profit des cultures de légumes dont les surfaces cultivées ont considérablement augmenté depuis 2014.

A proximité immédiate des rives du lacs (rayon de 100m) l'occupation du sol semble assez fluctuante, en raison de la petite superficie du lac et donc celle de la zone des 100m concerné. Les variations observés sont donc à considérer avec une extrême précaution. Chaque variation de pixel (de 20m) entraine en effet une forte variation des taux de changements d'occupation du sol. Globalement on pourra retenir l'augmentation de la surface urbanisée depuis 1945.

3.3.3 Hydromorphologie

3.3.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de Petit-Biscarrosse n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé.

3.3.4 Physico-chimie

Aucune données sur les paramètres physico-chimiques ne sont disponibles pour ce plan d'eau ne permettant aucune analyse.

3.3.5 Phytoplancton

A notre connaissance aucune donnée sur l'élément biologique phytoplancton n'est disponible sur l'étang aussi bien dans les archives anciennes (rapport papier, résultats bruts,...) que dans les plus récentes (bases de données d'INRAE). Aucune analyse n'est donc possible sur ce compartiment biologique.

12. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

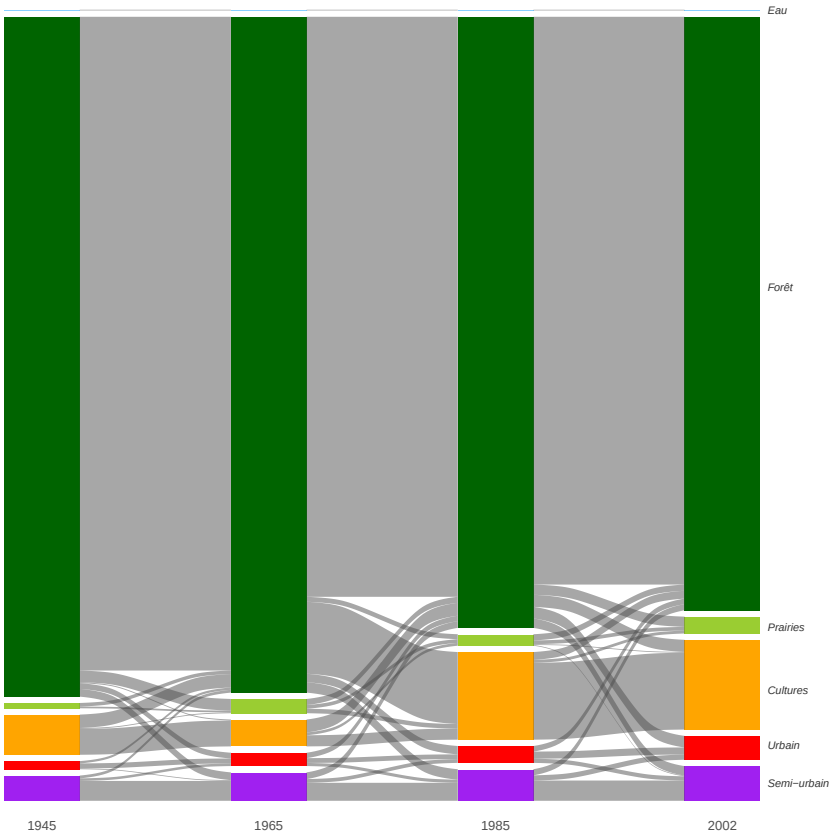
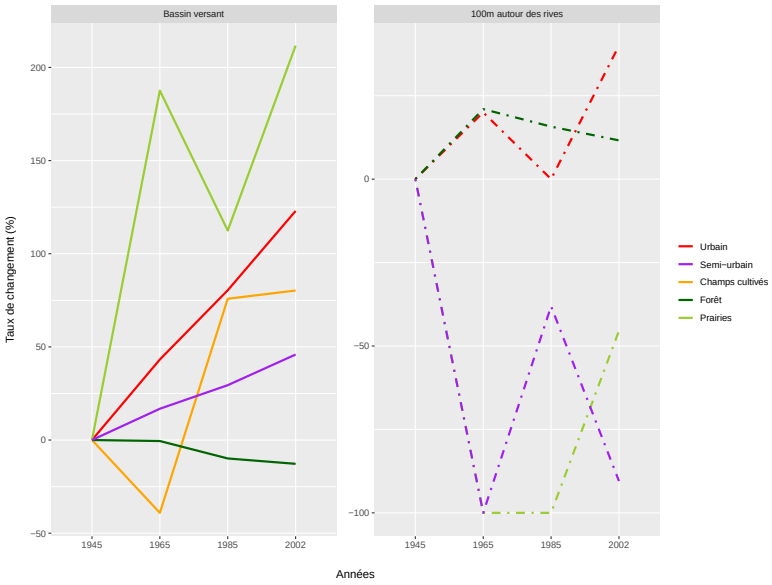


FIGURE 3.53 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de Ychoux. Seuls les flux supérieurs à 0,09 % sont représentés sur la figure.

FIGURE 3.54 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang de Ychoux (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.



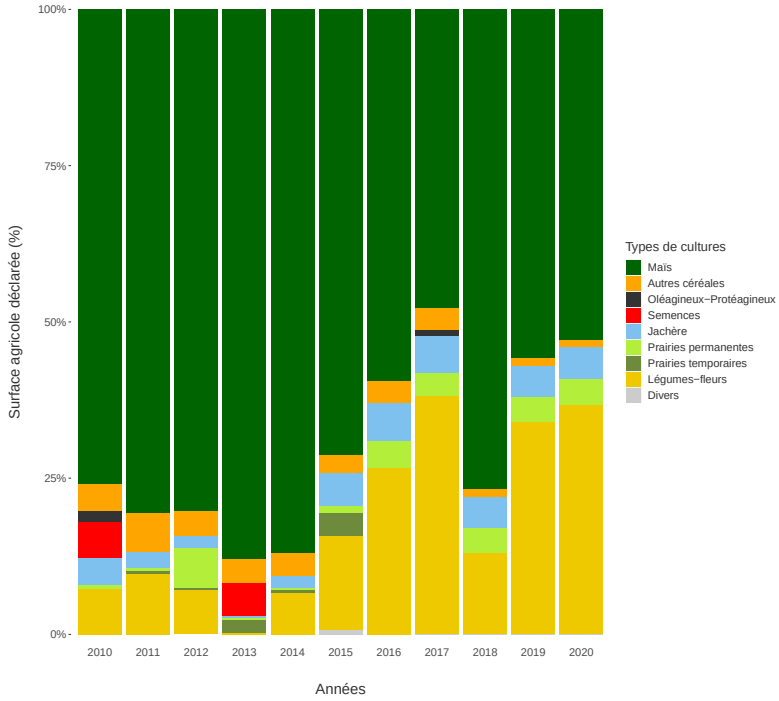


FIGURE 3.55 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Ychoux.

3.3.6 Macrophytes

L'annexe 10.10 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour l'étang de Ychoux, soit 2 documents datant de 1990 et 1998. Les inventaires floristiques sont trop anciens et en trop faible nombre pour proposer une évaluation de la dynamique écologique du plan d'eau à partir des communautés de plantes aquatiques.

Néanmoins, les données anciennes disponibles indiquent une dynamique floristique ponctuée d'envahissements par la végétation indigène, notamment par *Potamogeton natans* et par les macroalgues Characées, dont *Nitella translucens*, entre le milieu des années 1970 et 1990. Ces deux espèces ont par la suite fortement régressé, l'espèce dominante à partir des années 1990 étant *Myriophyllum alterniflorum*. Durant cette période, plusieurs opérations de gestion visant à limiter la végétation ont été mises en œuvre, allant du traitement à l'herbicide à plusieurs vidanges hivernales, en passant par du "décapage" et du moissonnage de plantes (Dutartre et al., 1999).

L'espèce rare et protégée *Luronium natans* était présente dans l'étang en 1990, elle est non observée depuis (Castagnos and Dutartre, 2001, données OBV-NA). A noter également la présence de nombreux Carex (notamment *C. paniculata*, Lloyd and Foucaud, 1886) relativement abondant sur la périphérie du plan d'eau (Castagnos and Dutartre, 2001). Lors des dernières observations réalisées en 1998, des pieds de Jussie et de Lagarosiphon avaient été repérés en faible abondance.

Synthèse

L'étang d'Ychoux est un plan d'eau assez particulier, cette retenue de faible superficie présente des rives aménagées (parking, chemin) sur près des 3/4 de sa périphérie. Néanmoins,

il semble être très favorable aux développements de plantes aquatiques, notamment les hydrophytes, comme en témoignent les anciens relevés disponibles. Les données étant trop anciennes et en trop faible quantité pour évaluer la dynamique des communautés de macrophytes, il serait intéressant de renouveler les inventaires de la flore aquatique à l'aide du protocole des secteurs de rives afin d'apprécier la composition et de l'abondance des macrophytes actuellement présents dans cet étang. Ces données récentes permettraient notamment d'évaluer l'état des colonisations par les espèces exotiques observées à partir de la fin des années 1990.

3.3.7 Poissons

Nous ne disposons d'aucune données sur l'état de la communauté piscicole de ce plan d'eau. Nous somme donc dans l'impossibilité de mener des analyses sur ce compartiment.

3.4 Lac de Parentis-Biscarrosse

3.4.1 Caractéristiques du plan d'eau

Le lac de Parentis-Biscarrosse est situé sur les communes Biscarrosse, Parentis, Gastes et Saint-Eulalie. Il est situé en aval des lacs de Cazaux-Sanguinet et de Petit-Biscarrosse d'une part et de celui de Ychoux d'autre part (Fig. 3.56). Il s'étend sur 31,93 km^2 et possède une profondeur moyenne de 7,4m et maximale de 20,7. Son volume a par le passé longtemps estimé à environ 250 millions de m^3 (Cellamare, 2009; Dutartre et al., 1986), mais de récents calculs mentionnent un volume beaucoup plus important de 418 millions dem^3 (Agence de l'Eau Adour Garonne). Son taux de renouvellement annuel est de 1,28 (0,78 et 1,02 dans les anciennes estimations, Cellamare 2009; Dutartre et al. 1986) soit un temps de séjour annuel de 468 jours (Agence de l'Eau Adour Garonne). Son bassin versant s'étend sur 655,73 km^2 (Fig. 3.56), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 20,54 (Jamoneau et al., 2021).

A l'image des autres grands lacs aquitains, ce lac naturel s'est formé suite à l'édification du cordon dunaire et au barrage des fleuves côtiers qui se jetaient dans la mer. Au XVIIe siècle il ne formait avec le lac de Cazaux-Sanguinet, de Petit-Biscarrosse et d'Aureilhan qu'un ensemble unique qui semble s'être différentié à partir du XVIIIe siècle (Fig. 3.2 et 3.2). En conséquence il est marqué par une assymétrie bathymétrique forte et caractéristique de cette formation (pentes fortes à l'ouest et faibles à l'est).

Les principaux émissaires du lac de Parentis-Biscarrosse sont le Nassey (représentant environ 35 % du volume entrant, de Géodynamique de l'Université de Bordeaux 3, 1987; Géolandes, 2013a) et le canal de Navarrosse (20 %). La pluie contribue pour environ 16 % aux apports entrants et le reste est apporté par les diverses crastes et les eaux souterraines.

Une des particularités de ce lac et de son bassin versant est qu'il est soumis à une forte pression industrielle. On peut notamment citer l'exploitation de pétrole toujours active sur ce lac et la présence d'une industrie chimique sur son bassin versant qui a fortement contribuer à la détérioration de sa qualité à partir des années 1976-1978 (Dutartre et al., 1987). Dans les années 1972-1974 sa qualité était comparable à celle de Carcans-Hourtin (Dutartre et al., 1987) mais il est désormais considéré comme un lac eutrophe (Géolandes, 2013a) avec un état écologique,

TABLEAU 3.21 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur le lac de Parentis-Biscarrosse (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Moyen	Moyen	Moyen
2010	Médiocre	Médiocre	Médiocre
2011	Moyen	Moyen	Moyen
2012	Moyen	Moyen	Bon
2013	Moyen	Moyen	Moyen
2014	Moyen	Médiocre	Bon
2015	Moyen	Très bon	Moyen
2016	Moyen	Très bon	Moyen
2017	Moyen	Très bon	Moyen

biologique et physico-chimique généralement 'moyen' (Tab. 3.21). La gestion est assurée par les communes riveraines et la communauté de commune des grands lacs. Soumis au développement massif de *Lagarosiphon major* et *Egeria densa*, des opérations de curage et de faucardage des entrées de ports sont effectuées régulièrement (Dutartre et al., 1989). Des essais d'élimination de la jussie avec des herbicides ont aussi été réalisés sur ce plan d'eau (Dutartre et al., 2005).

3.4.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

3.4.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population sur le bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse[13] dépasse les 100000 habitants pour une densité d'environ 155 hab/km^2 en 2017 (Fig. 2.3). La population augmente régulièrement depuis ces 20 dernières années avec un taux d'accroissement de la population d'environ 55% entre 1990 et 2017.

La pression touristique est également extrêmement forte sur ce lac, la population estivale semblant être multiplié par 3,6 et 9,5 pour les communes de Saint-Eulalie-en-Born et Gastes respectivement (Géolandes, 2013a). Le lac de Parentis-Biscarrosse est fortement utilisé pour les activités de plage et de nautisme. Il compte ainsi environ 1500 mouillages de bateaux répartis sur une douzaine de sites et pas moins de 7 plages sont officiellement déclarées comme sites de baignade sur le périmètre du plan d'eau (Géolandes, 2013a). La pêche et la chasse sont aussi des activités récréatives omniprésentes sur le lac.

3.4.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

En plus des stations d'épurations identifiées dans les bassin versants amonts, 2 stations d'épuration sont présentes sur le bassin versant de Parentis-Biscarrosse : celle de à Parentis-en-Born

13. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

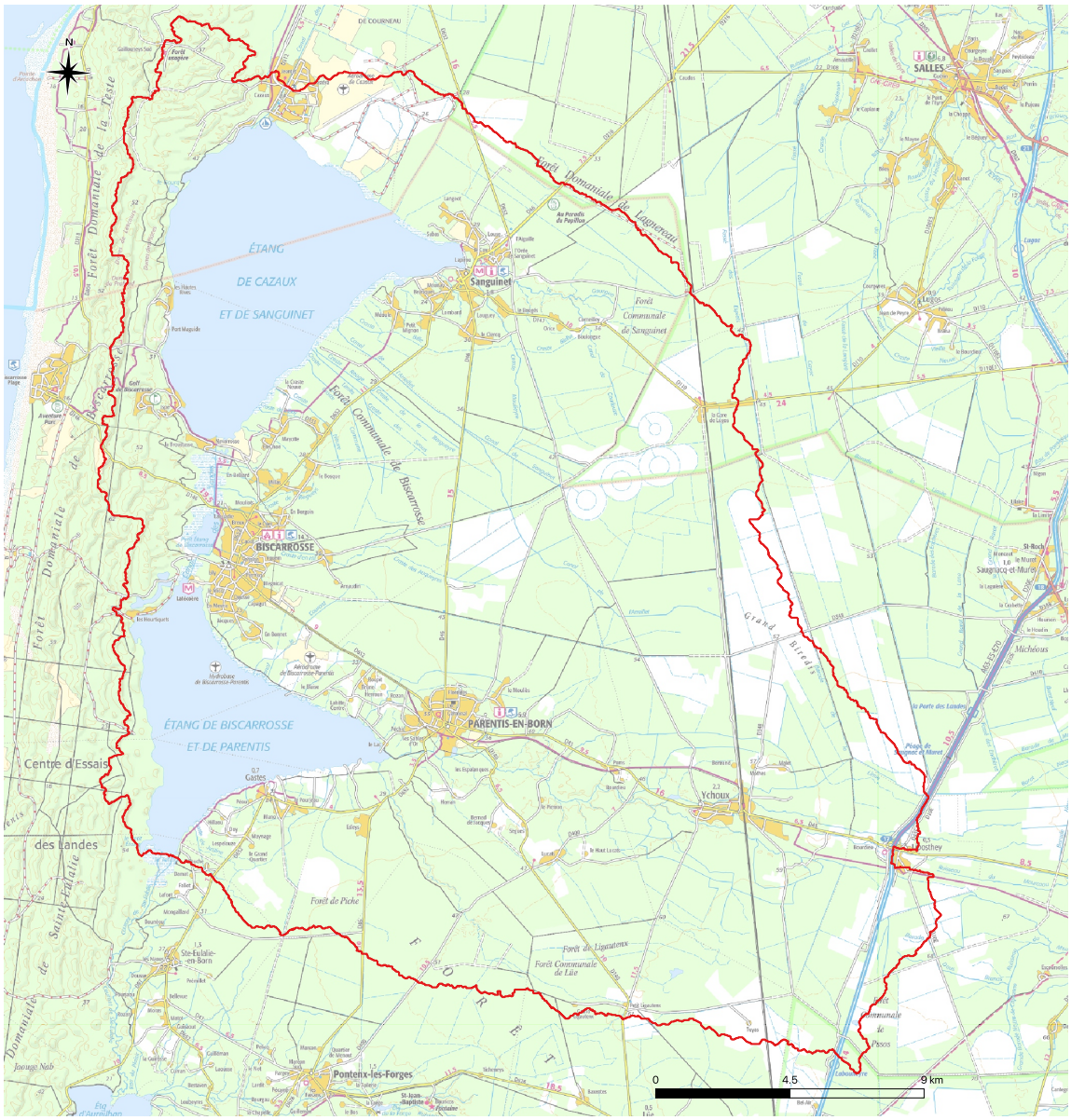


FIGURE 3.56 – Localisation et délimitation du lac de Parentis-Biscarrosse et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

et celle de Gastes. La station de Parentis-en-Born est en service depuis 1993, mais a subi une modification importante avec une nouvelle mise en service en 2011 (2 août). Cette station rejette ses effluents par infiltration. A noter qu'une station historique (avec un rejet direct dans le réseau hydrographique) existait depuis 1968 (décembre) à proximité de la station actuelle, mais a été mise hors service suite à la mise en fonctionnement de la nouvelle en 1993. Le volume de traitement a ainsi évolué de 4000 équivalent habitants (eq/hab) en 1968, à 8000 eq/hab en 1993 et 16000 eq/hab en 2011. La station de Gastes est en fonctionnement depuis 1989 et a une capacité de traitement de 7200 eq/hab. Elle rejette ses effluents dans la milieu naturel directement par le réseau hydrographique.

Ce bassin versant est soumis à un forte pression industrielle et 3 rejets industriels (i.e. présentant un seuil de rejet supérieur au seuil de rejet redevable) peuvent notamment être identifiés sur ce territoire : une société de fabrication de produits chimiques (Chemviron France), une société de commerce de fruits et légumes (Legum'land) et une société de soutien aux cultures (S.A.S Larrere). On peut aussi noter la présence de 2 pisciculture sur le Rau de la Pave (tributaire du lac) en activité depuis 1949 et 1957 (Géolandes, 2013a).

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Depuis les années 90, les flux de phosphore, d'azote et de demande biologique en oxygène (DBO5) semblent légèrement diminuer (Fig. 3.57a-c) ce qui ne semble pas être le cas des flux de matière organique matières oxydables, organiques et minérales mesurés par la demande chimique en oxygène (Fig. 3.57e). Les volumes traitées sont relativement constants à l'échelle du bassin versant même si quelques stations semblent subir une augmentation des volumes traités (ex : Biscarrosse Birebrac). Les rejets directs apparaissent quant à eux avoir bien diminués depuis les années 90, et plus particulièrement entre les années 1990 et 2000.

3.4.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Toute la zone ouest du lac de Parentis-Biscarrosse est occupée par la DGA (Direction Générale de l'Armement) qui y effectue des tests sur les missiles. Par conséquent, les images aériennes de 1945 à 1985 ne sont pas disponibles sur cette période, et les surfaces correspondantes ont été considérées comme 'non déterminées'. A l'échelle du bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse ces zones concernent aussi la base militaire de Cazaux, situé au nord du lac de Cazaux-Sanguinet. Ces surfaces représentent environ 7% du territoire étudié [14] (Tab. 3.22) mais sont essentiellement représentées par zones forestières ou de plantations de pins (Fig. 3.58).

Sur l'ensemble du bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse les plantations de pins et la forêt occupent plus de 70% du territoire (Tab. 3.22). A l'image de ce qui a été observé sur les bassins versants des lacs et étangs situées en amont, cette surface a légèrement diminuée depuis les années 1945, et en particulier entre 1965 et 1985, au profit des terres dédiés à l'agriculture (Fig. 3.58). Loin derrière les surfaces forestières et sylvicoles, les terres agricoles représentent le deuxième type d'occupation du sol majoritaire, en recouvrant presque 10% du territoire en

14. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

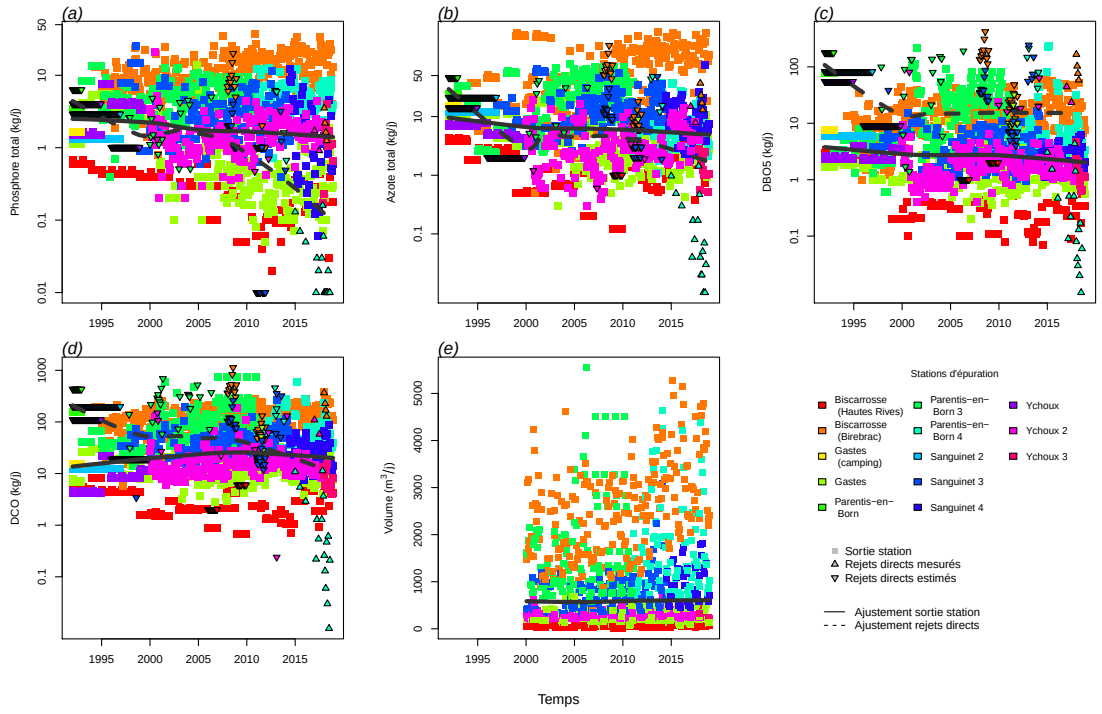


FIGURE 3.57 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 3.22 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse entre 1945 et 2002. Note : la surface du lac a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	76.63	75.39	69.66	70.59
Champs cultivés	3.84	3.00	8.56	9.50
Prairies	2.52	2.15	1.23	2.94
Eau	9.14	8.70	9.11	9.18
Urbain	0.96	1.38	1.64	2.27
Semi-urbain	1.23	1.92	2.73	5.51
Non déterminé	5.67	7.46	7.08	0.00

2002 (Tab. 3.22). Ainsi, la surface occupée par ces terres agricoles a considérablement augmenté depuis 1945 (+145%, Fig. 3.59).

Ces terres agricoles sont principalement cultivées avec du maïs [15] (plus de 60% des surfaces déclarées entre 2010 et 2020) mais la surface occupée par cette culture tend cependant à diminuer au cours des dix dernières années (Fig. 3.60). Cette diminution s'est fait au profit des cultures de légumes et d'oléagineux-protéagineux. On peut noter également que la surface de jachère a augmenté entre 2014 et 2015. Cependant le changement dans la politique agricole commune et dans la déclaration des cultures est potentiellement à l'origine de cette différence. Aussi, les surfaces en semences disparaissent en 2014 car cette catégorie n'est plus considérée dans les déclarations à partir de cette date. Il est cependant extrêmement probable que ces surfaces de semences soient des surfaces de maïs semence, la région Aquitaine étant en effet la première région productrice de maïs semence (Maiz'Europ', 2017).

Les surfaces urbaines et semi-urbaines ont elles aussi considérablement augmenté sur le bassin versant depuis les années 1945 (190% et 115% respectivement, Fig. 3.59). L'augmentation des zones urbaines est particulièrement fortes sur les rives du lac de Parentis-Biscarrosse où l'augmentation atteint plus de 3000% (Fig. 3.59).

Les espaces prairiaux ont diminué de moitié entre les années 45 et 85 (Tab. 3.22 et Fig. 3.59) mais ces derniers semblent depuis avoir atteint à nouveau, (voire surpasser) les surfaces présentes en 1945. Ceci est principalement dû à l'occupation du sol dans la zone militaire, qui a pour partie été catégorisé en prairies en 2002 alors que les photos antérieures n'étaient pas disponibles (Fig. 3.58) .

3.4.3 Hydromorphologie

3.4.3.1 Niveaux d'eau

Les niveaux d'eau du lac de Parentis_Biscarrosses sont suivis au travers de plusieurs échelles limnimétriques répartis à différentes localisation au niveau du lac : au niveau du port de Parentis

15. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

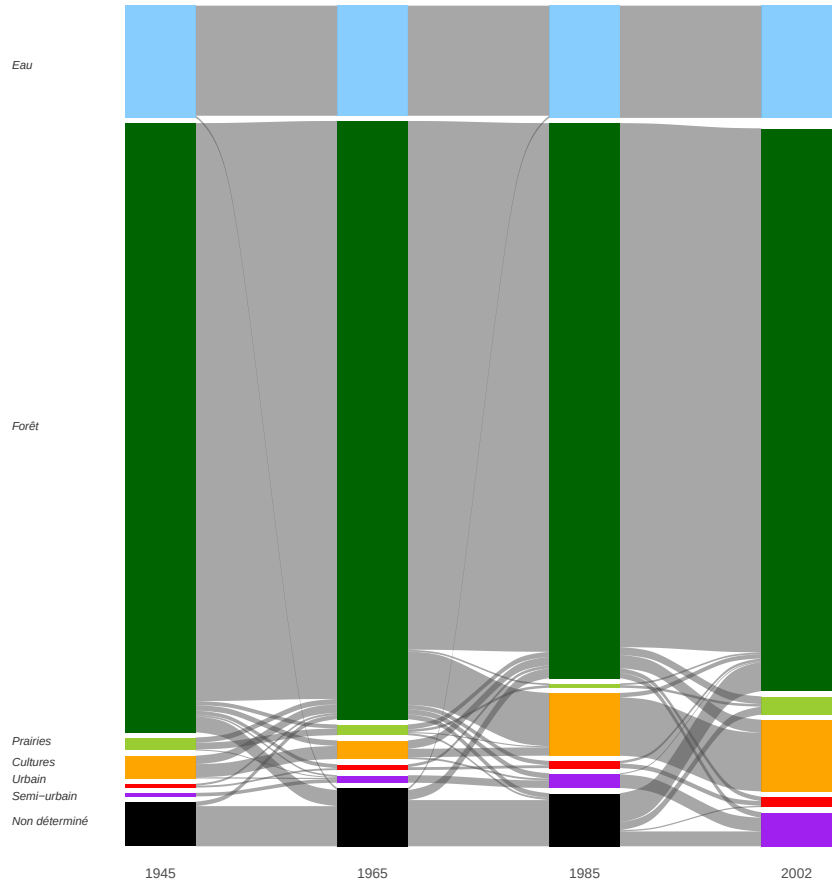
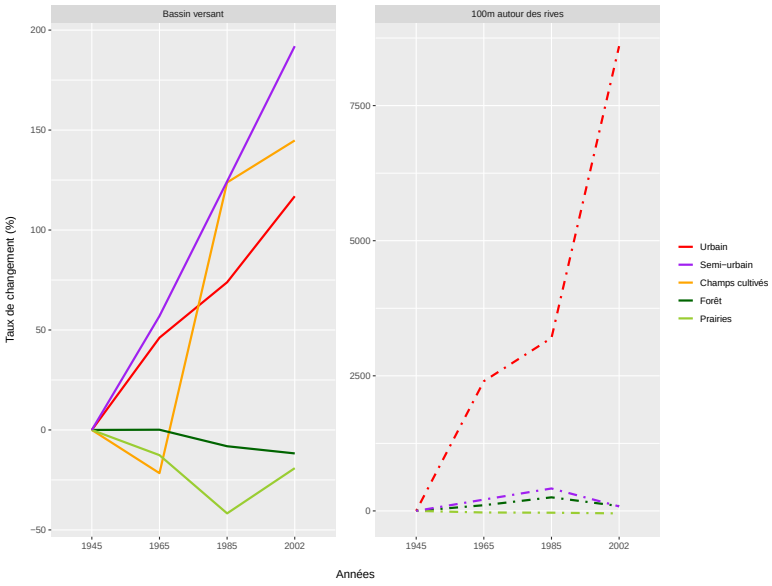


FIGURE 3.58 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

FIGURE 3.59 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives du lac de Parentis-Biscarrosse (droite). Note : pour le calcul du taux de changement toutes les surfaces correspondant aux zones 'non déterminées' ont été retirées de l'analyse quelque soit la date d'intérêt. Seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.



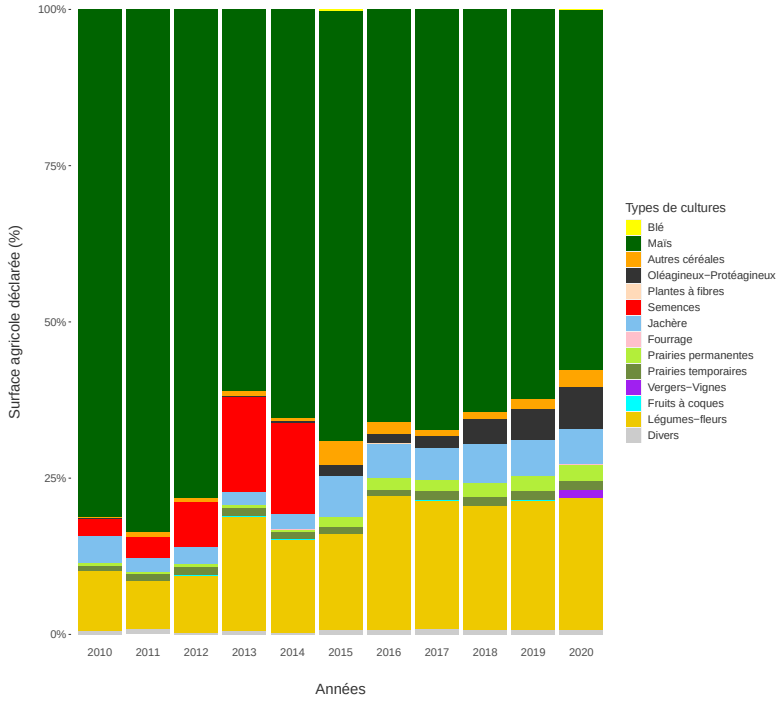


FIGURE 3.60 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Parentis-Biscarrosse.

(Piaou) et au niveau de Saint-Eulalie via le suivi de deux ouvrages, celui de Probert et celui de la Taffarde. Ces deux ouvrages sont assez proches et les niveaux d'eau comparables entre eux. Afin d'avoir des données comparables et sur la durée la plus longue possible, nous nous sommes focalisés, pour cette étude, uniquement sur les niveaux d'eau relevés au port de Parentis.

Bien que les niveaux d'eau du lac de Parentis-Biscarrisse ont fait l'objet de plusieurs études et suivis et même si nous avons optimiser le nombre de données au maximum (*cf.* paragraphe précédent), les données de niveaux sont malheureusement quelque peu discontinues dans le temps. Nous avons ainsi pu analyser des données depuis 1968 mais aucun suivi n'a été identifié sur ce lac en 1977 et ni entre les années 1980 et 1995. De plus, les relevés des années 1979, 1995, 2005 et 2007 n'étaient pas suffisamment représentatifs de l'année pour être intégrés aux analyses suivantes (conservées cependant sur la Fig. 3.61 pour la tendance globale). Depuis 2010 la Communauté de Commune des Grands Lacs à mis en place un Système d'Information et de Régulation Interlacs (SIRIL) permettant une connaissance en temps réel des niveaux des plans d'eau.

Le niveau du lac de Parentis-Biscarrosse est controlé par trois ouvrages principaux : l'écluse de Navarrosse à l'amont située au niveau de l'exutoire du lac de Cazaux-Sanguinet et les écluses de Probert et la Taffarde localisé sur l'exutoire au niveau de Saint-Eulalie.

Les apports d'eau du lac de Parentis-Biscarrosse proviennent essentiellement des eaux de surfaces (environ 75%) et pour une plus faible part des précipitations (environ 15%) et des eaux souterraines (Géolandes, 2013c). Les principaux tributaires responsables de l'apport des eaux de surface sont le Nassey et le canal de Navarrosse (eau en provenance du lac de Cazaux-Sanguinet).

Le niveau moyen du lac entre 1968 et 2020 est de 20.29m NGF (Fig. 3.61). D'après le règlement d'eau les cote d'alertes sécheresse et inondations sont respectivement fixées à 20.1 et 20.6m respectivement. A l'image du lac de Cazaux-Sanguinet, ces cotes sont très régulièrement dépassées à la fois pour les inondations et pour les sécheresses (Fig. 3.61). Ainsi, la cote inondation est dépassée presque 2 années sur 3 (64% des années d'observations) et la cote sécheresse est quasiment atteinte une année sur deux (42% des années d'observation).

En moyenne, et toutes années confondues, le niveau du lac atteint sont maximum au mois de février soit un mois plus tôt que le lac de Cazaux-Sanguinet (Fig. 3.62). Le niveau minimum du lac est quant à lui observé à l'automne, au mois de septembre. A l'inverse du lac de Cazaux-Sanguinet, la cote minimale estivale du lac de Parentis-Biscarrosse tend à diminuer en été (environ 3mm par an, régression linéaire $-0.003x+26.71$, $R^2_{aj}=0.10$), ce qui pourrait en partie correspondre à une rétention d'eau plus importante dans le lac de Cazaux-Sanguinet à cette période ainsi qu'à assurer le débit minimum biologique sur le courant de Saint-Eulalie pendant la période d'étiage (Géolandes, 2013c). En hiver, on observe cependant une diminution des cotes médianes ($-0.003x+26.87$, $R^2_{aj}=0.12$) et surtout des cotes minimales à hauteur de 7mm par an ($-0.007x+33.28$, $R^2_{aj}=0.40$).

Ces observations laisse suggérer que l'influence de la gestion des niveaux est assez limitée sur le lac de Parentis-Biscarrosse comme pour le lac de Cazaux-Sanguinet. En particulier il ressort que le contrôle des inondations par ces ouvrages est relativement impossible, les deux barrages de Probert et de Taffarde n'ayant aucun pouvoir régulateur en période de crues (Géolandes, 2013c). La dynamique du régime estivale semble quant à lui un davantage lié à la gestion à la fois du contrôle des arrivées d'eau de Cazaux_Sanguinet et du maintien d'un débit suffisant dans le courant de Saint-Eulalie.

Ainsi, à l'image du lac de Cazaux-Sanguinet et contrairement aux deux lacs médocains, les variations du niveau du lac de Parentis-Biscarrosse se révèlent être proches d'un fonctionnement naturel. Par conséquent, nous n'avons pas observé de tendance particulière concernant le marnage au cours de ces 50 dernières années (Fig. 3.64). Le marnage moyen est de l'ordre de 54cm sur la période d'analyse (52 ans avec 33 années de données).

3.4.4 Physico-chimie

3.4.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

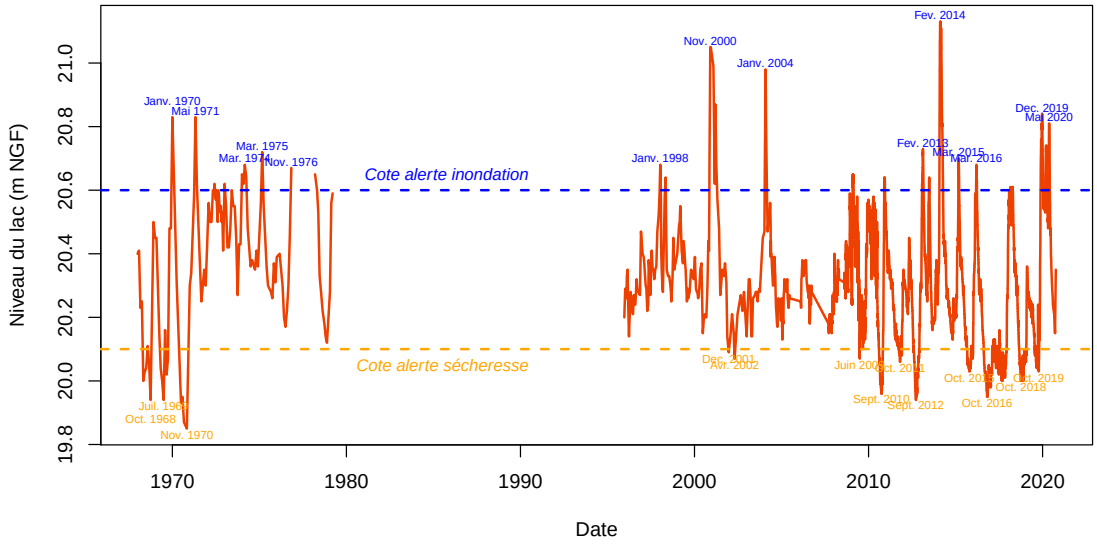


FIGURE 3.61 – Variation journalière du niveau du lac de Parentis-Biscarrosse entre 1968 et 2020.

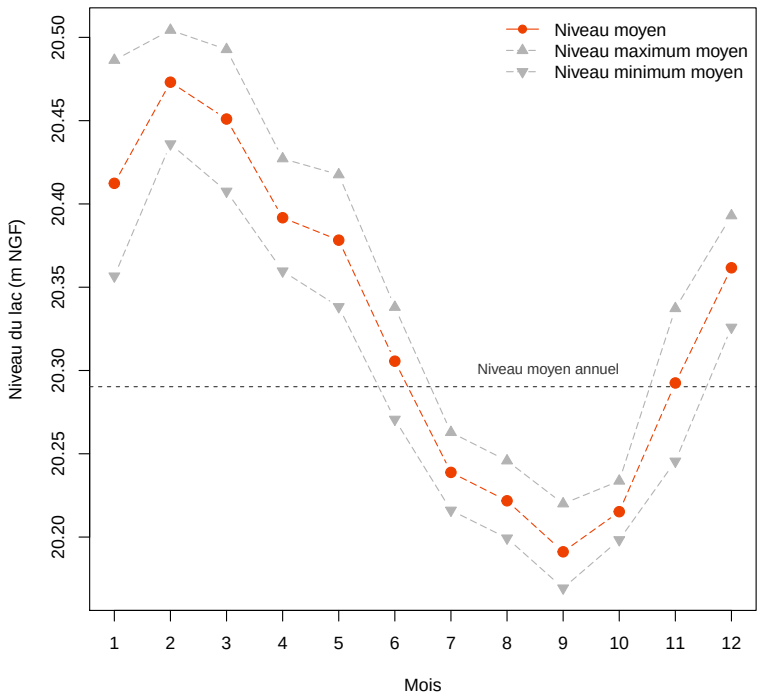


FIGURE 3.62 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau du lac de Parentis-Biscarrosse en fonction des mois de l'année. La ligne hachurée rouge représente la valeur moyenne annuelle.

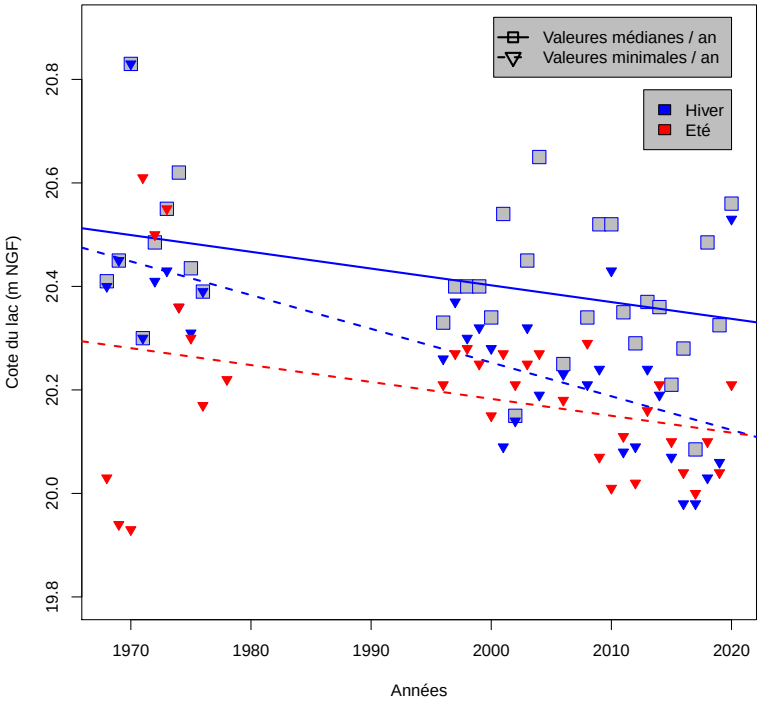


FIGURE 3.63 – Variation des cotes minimales (symboles triangles) et médianes (symboles carrés) annuelles du lac de Parentis-Biscarrosse entre 1968 et 2020 en hiver (belu) et en été (rouge). Seules les tendances significatives sont présentées (α<0.05 pour des modèles linéaires).

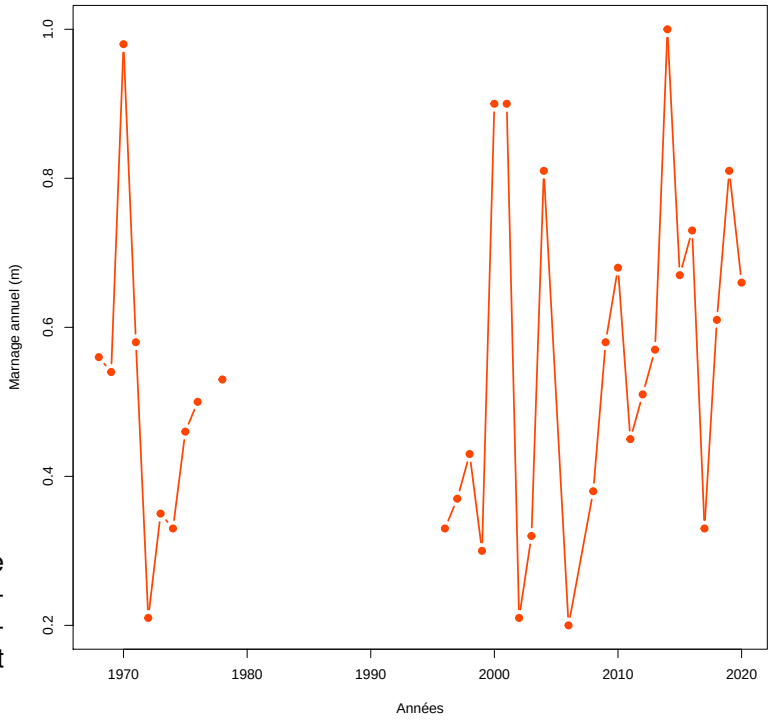


FIGURE 3.64 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1968 et 2020.

Sur le lac de Parentis-Biscarrosse la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 3.65) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 31.21$, $R^2_{aj} = 0.37$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.03x - 41.87$, $R^2_{aj} = 0.11$, $pvalue < 0.01$ en hiver, $0.02x - 30.43$, $R^2_{aj} = 0.17$, $pvalue < 0.001$ au printemps, $0.02x - 23.22$, $R^2_{aj} = 0.18$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 29.45$, $R^2_{aj} = 0.19$, $pvalue < 0.001$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les autres plans d'eau du même bassin-versant (Fig. 3.11, 3.33 et 3.93) ainsi que sur celle observée sur les étangs de Léon (Fig. 4.12), Blanc (Fig. 6.27) et Soustons (Fig. 6.68).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation est identique à celle observée sur les autres plans d'eau étudiés mais presque deux fois plus forte que sur les lacs médocains.

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.86x - 1683.57$, $R^2_{aj} = 0.32$, $pvalue < 0.001$). Cette augmentation est similaire à celle observée sur le lac de Cazaux-Sanguinet et supérieure à celle de tous les autres plans d'eau étudiés.

3.4.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

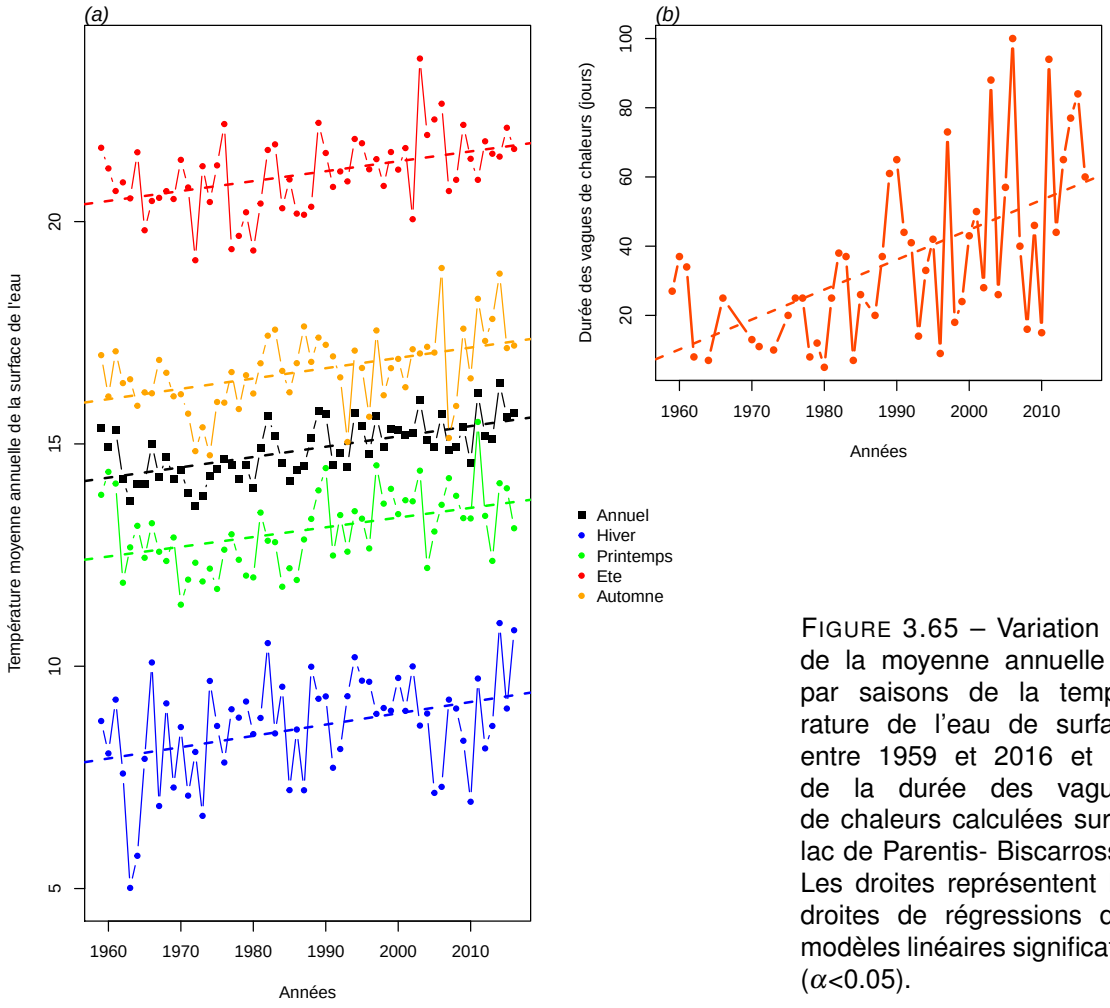
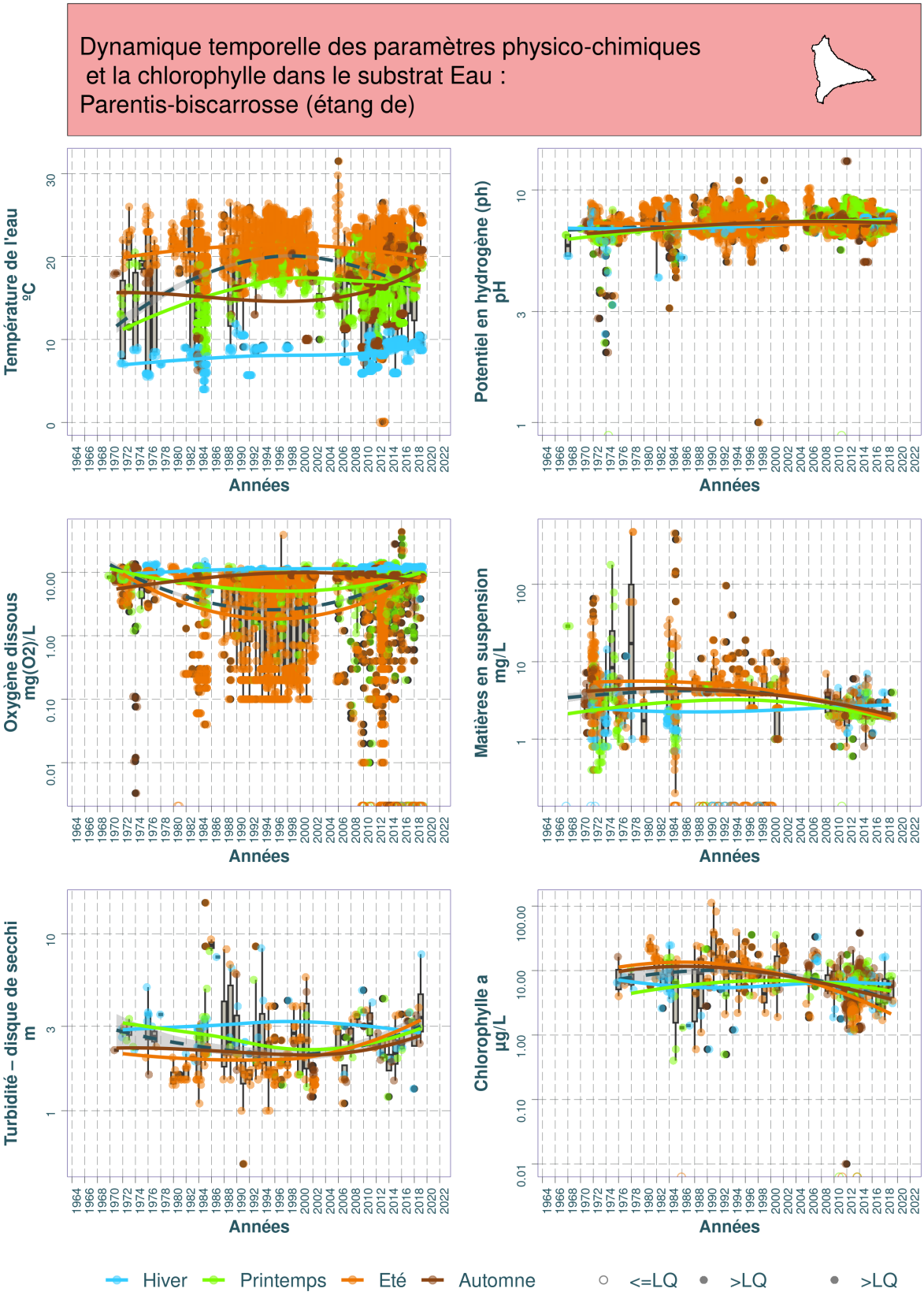
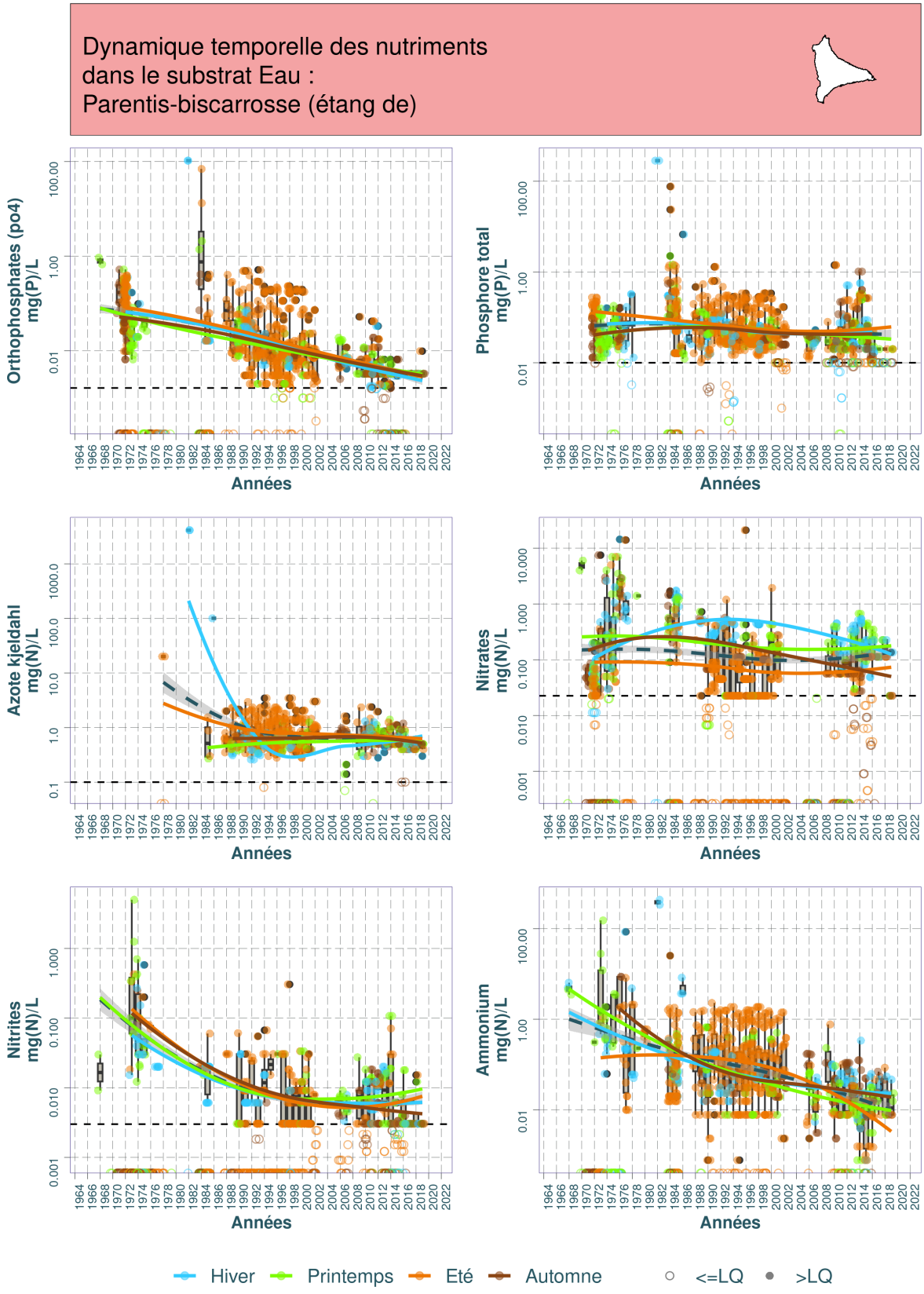


FIGURE 3.65 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur le lac de Parentis- Biscarrosse. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 3.66 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le lac de Parentis-Biscarrosse.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

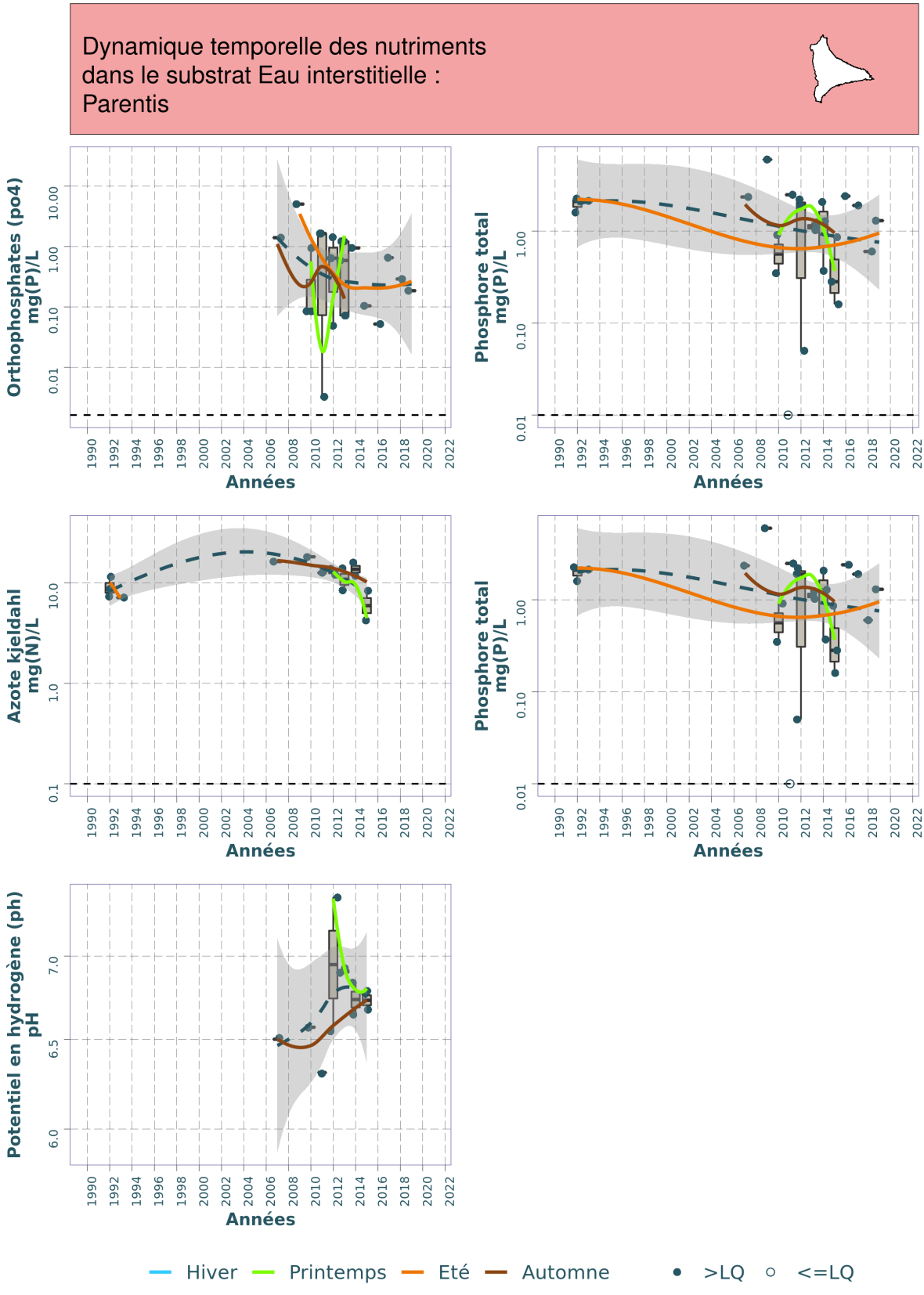
FIGURE 3.67 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le lac de Parentis-Biscarrosse.

TABLEAU 3.23 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le lac de Parentis-Biscarrosse.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Parentis-biscarrosse (étang de)

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1968	2019	1171	20.9%	0.0	434.0000	0.0233	1.1383	0.0078	0.020(
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1978	2019	613	24.6%	0.0	4140.0000	0.6300	14.5350	0.1000	0.500(
Azote minéral	mg(N)/L	1981	2016	513	16.6%	0.0	6.7500	0.1882	0.4031	0.0800	0.120(
Chlorophylle a	µg/L	1976	2019	599	16.9%	0.0	112.7000	6.4300	8.3061	0.0500	1.000(
Matières en suspension	mg/L	1968	2019	1093	21.5%	0.0	475.0000	4.0000	6.6610	2.0000	5.000(
Nitrates	mg(N)/L	1968	2019	1192	22.8%	0.0	21.0075	0.0226	0.2195	0.0113	0.112(
Nitrites	mg(N)/L	1968	2019	1207	21.0%	0.0	5.0000	0.0000	0.0133	0.0030	0.050(
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1968	2019	1163	20.4%	0.0	104.3520	0.0080	0.2906	0.0016	0.016(
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1970	2019	6502	0.0%	0.0	43.3000	8.2000	6.8821	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1972	2019	1126	20.8%	0.0	283.7070	0.0411	0.6912	0.0016	0.016(
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1968	2019	6537	0.8%	0.0	13.3000	7.2000	7.2065	1.0000	1.000(
Température de l'eau	°C	1971	2019	6457	0.0%	0.0	31.5000	19.2000	18.1741	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1971	2019	294	0.0%	0.5	15.0000	2.1000	2.5448	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 3.68 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur le lac de Parentis-Biscarrosse.

TABLEAU 3.24 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le lac de Parentis-Biscarrosse.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Parentis [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2007	2019	32	75.0%	0.3114	14.7538	4.2961	4.4106	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2015	15	60.0%	4.2000	18.2000	11.7600	11.3523	0.5000	0.5000
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2007	2019	22	90.9%	0.0033	5.0219	0.6136	0.8330	0.0016	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2019	26	69.2%	0.0100	6.0000	1.2902	1.4973	0.0020	0.0500
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	2007	2015	11	63.6%	6.3100	7.3800	6.6700	6.7309	1.0000	1.0000

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

3.4.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Jusqu'à la fin des années 90, le lac de Parentis-Biscarrosse était plutôt en état *'mauvais'* en ce qui concerne le phosphore total et l'ammonium selon ces critères DCE (Fig. 3.69). Cet état s'est nettement améliorer et affiche désormais un niveau '*très bon*' depuis 2013 pour ces deux paramètres. Les concentrations en nitrates ont toujours été suffisamment faible pour être classé en état '*très bon*' sur l'ensemble de la chronique à l'exception de l'année 1976. La transparence a été assez variables dans les années 80 et 90 mais est aujourd'hui considérée comme en '*très bon'* état depuis les années 2000.

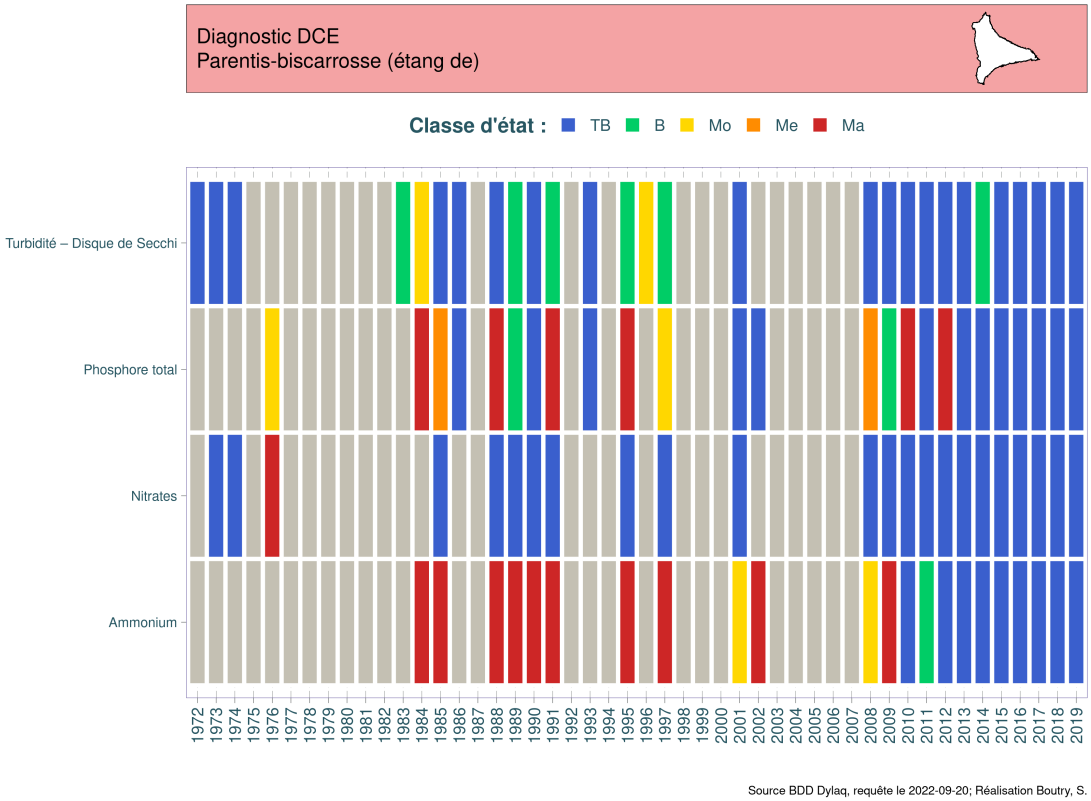


FIGURE 3.69 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1972 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

3.4.4.4 Synthèse

Sur le lac de Parentis-Biscarrosse, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau quelle que soit la saison. Le pH de ce plans d'eau est relativement stable au cours du temps. La concentration en oxygène dissous est assez variable avec de nombreux et répétés épisodes d'anoxie sévère durant les étés, à partir des années 1980. Les matières en suspension subissent une légère décroissance et la transparence mesurée demeure stable aux alentours de 2 mètres. Quant à la chlorophylle a, sa concentration reste relativement stable au cours du temps.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une légère décroissance est observable pour les nitrates et l'azote Kjeldahl. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent enfin assez fortement dans le courant des années 1990-début 2000. Il est à souligner des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Selon les critères DCE la qualité physico-chimique du lac de Parentis-Biscarrosse s'est nettement améliorer depuis les années 70, et peut être aujourd'hui considérée comme très bon sur l'ensemble des critères étudiés. Les efforts de gestion apporté sur ce lac et son bassin versant via le contrat lac semble avoir portés leurs fruits concernant la qualité des eaux, mais une vigilence accrue doit être maintenue afin de maintenir cet état.

3.4.5 Phytoplancton

Dès 1972 ont eu lieu un échantillonnage et une analyse du phytoplancton du lac de Parentis-Biscarrosse. Assez irrégulière de 1972 à 2008, l'acquisition est devenue annuelle à partir de 2009, selon le protocole DCE, facilitant la comparaison des données et années entre elle. En 1972 un seul échantillon a été collecté, mais ensuite plus de 3 campagnes annuelles ont été réalisées. Le nombre de ces campagnes annuelles est monté jusqu'à 12 lors des années de suivi scientifique de 2011 à 2016 Laplace-Treyture and Moreira (2016); Laplace-Treyture et al. (2017); Laplace-Treyture and Prévost (2014); Moreira et al. (2016). En 2006 et 2007, le plan d'eau a été suivi dans le cadre de la thèse de Maria Cellamare (Cellamare, 2009). Ainsi, dix sept années comportent des informations sur la communauté algale présente dont quatorze (2006 à 2020) pleinement comparables.

3.4.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

La richesse taxonomique annuelle moyenne sur l'étang varie de 30 taxons en 2018 (23 en 1972 mais ce résultat ne repose que sur une seule campagne) à 73 taxons en 2007 (Fig. 3.70). La moyenne sur l'ensemble de la période étudiée est de 49 taxons ce qui est dans la moyenne haute de ce qui peut être observé dans les plans d'eau du littoral aquitain. Les richesses fluctuent d'une année à une autre mais les médianes annuelles ne sont pas significativement différentes entre elles, sauf pour 2007 et 2018 (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, *p-value = 0.03*).

Sur toute la période, la richesse par campagne varie de 16 taxons en mars 2018 à 106 taxons en septembre 1984. L'amplitude de variation des richesses est sensiblement différente entre les années : faible comme en 2009 (15 taxons) ou 2020 (18 taxons) elle peut être grande comme en 1984 et 2006 avec 66 et 63 taxons d'écart (Fig. 3.70). D'une manière générale, elle est assez importante sur un grand nombre d'années indiquant des disparités entre les campagnes d'une même année et donc des déséquilibres dans les communautés présentes tantôt riches et tantôt beaucoup plus pauvres.

Tous les relevés phytoplanctoniques ont permis d'identifier 738 taxons différents. Ils se répartissent surtout dans les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta), les cyanobactéries (Cyanobacteria) et les **diatomées** (Bacillariophyta) (Fig. 3.71). Ces dernières sont surtout très représentées en 2006-2007 lors de la thèse de Cellamare (2009) qui a fait un effort plus important sur ce groupe taxonomique, avec 34 et 48 taxons identifiés en moyenne. Par contre, elles n'ont pas été étudiées en 1984 et 1985. Les années suivantes, la richesse annuelle moyenne de ce groupe varie de 2 taxons à 11 taxons avec des valeurs plus élevées sur la période couvrant le suivi scientifique (12 campagnes par an).

Dans l'embranchement des **algues vertes,** les Chlorophyta sont plus nombreuses (4 à 25 taxons en moyenne) que les Charophyta (2 à 18 taxons). C'est durant les suivis de 1984 et 1985 que les Charophyta sont les plus nombreuses (jusqu'à 49 taxons en moyenne en 1984), alors que dans la période récente, leur nombre fluctue de 10 à 22 au en 2018 et 2016 respectivement. Elles semblent un peu moins nombreuses depuis 2017 dans l'étang.

Des **cyanobactéries** sont identifiées dans le plan d'eau depuis 1972. Depuis cette date, elles se rencontrent tous les ans avec 3 à 15 taxons en moyenne annuelle. Bien que toujours présentes, leur nombre augmente légèrement depuis 2010, pour passer de moins de 10 taxons à 12-15 taxons (sauf en 2018 et 2020 où elles sont respectivement à 9 et 7 taxons en moyenne).

Les autres groupes algaux ou embranchements sont très peu représentés sur l'étang. Par exemple, les **chrysophycées** (Ochrophyta) affichent des richesses annuelles moyennes de 1 à 8 taxons selon les années.

3.4.5.2 Dynamique des biovolumes

L'expression des résultats sous la forme de biovolumes n'est disponible que pour des données acquises selon le protocole DCE soit à partir de 2006. En effet, les relevés anciens (avant 2005) sont sous la forme de liste d'espèces avec indication de « présence-absence » et/ou d'indice d'abondance. La distribution des biovolumes annuels (Fig. 3.72) est ainsi différente de celle des richesses (Fig. 3.70). Le biovolume annuel moyen varie sur l'étang de 1.20 mm^3/l en 2009 (ou 2017) à 4.26 mm^3/l en 2014 avec une valeur moyenne de 2.50 mm^3/l sur l'ensemble du suivi. Ces quantités moyennes positionnent le plan d'eau en état mésotrophe à eutrophe. Malgré ces variations, les biovolumes annuels médians ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.38*) et aucune tendance simple ne se dessine au cours du temps. Les années 2007, 2014 et 2018 affichent cependant des biovolumes moyens plus élevés

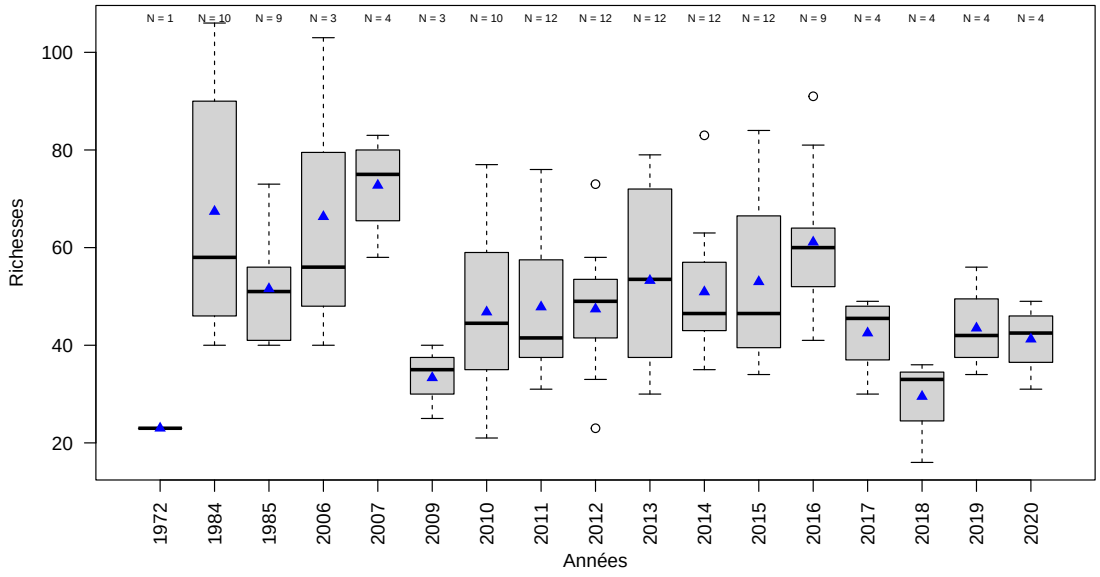


FIGURE 3.70 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1972 et 2020 sur le lac de Parentis-Biscarrosse. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

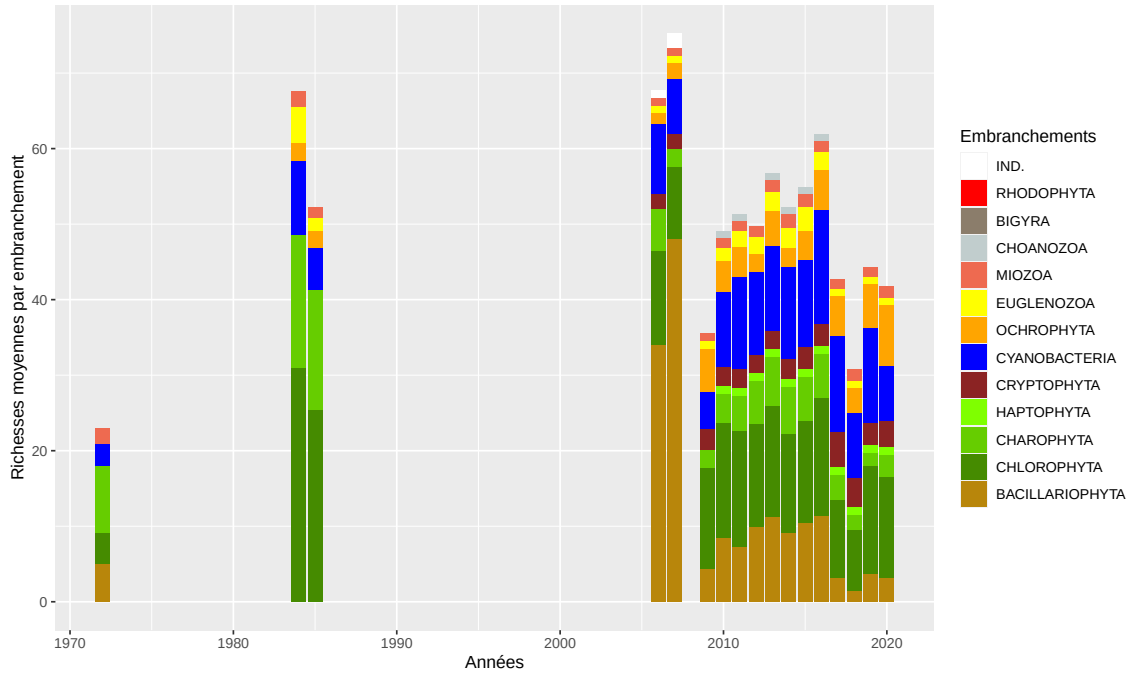


FIGURE 3.71 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1972 et 2020 sur le lac de Parentis-Biscarrosse. IND. indique les embranchements indéterminés.

et des variations annuelles plus grandes, conséquence de communautés phytoplanctoniques plus abondantes mais aussi plus variables sur le cycle annuel. A l'opposé, les années 2006, 2009 et 2017 ont les plus petites amplitudes. Les communautés y sont donc peu variables.

En avril 2012 est mesuré le biovolume maximal de 18.77 mm^3/l (Fig. 3.72). Il est dû à la forte abondance d'une cyanobactérie filamenteuse toxinogène, *Aphanizomenon gracile* dont le biovolume est estimé à 17.75 mm^3/l à elle seule. Le minimum est mesuré en mars 2010 avec seulement 0.40 mm^3/l.

Les communautés phytoplanctoniques de Parentis-Biscarrosse se répartissent essentiellement (Fig. 3.73) dans l'embranchement des cyanobactéries (Cyanobacteria) et dans un deuxième temps au sein des diatomées (Bacillariophyta) et des algues vertes (Chlorophyta et Charophyta). Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés et fluctuent très peu au cours du temps (Fig. 3.73).

Sur les quatorze années de suivi disponibles, les **cyanobactéries** sont plus ou moins abondantes : de 0.06 mm^3/l en moyenne en 2019 jusqu'à 2.10 mm^3/l au maximum en moyenne annuelle en 2014. Elles occupent certaines années plus de la moitié du biovolume annuel moyen. Depuis 2018, leur abondance moyenne s'est réduite de 1.23 à 0.14 mm^3/l.

Les biovolumes moyens des diatomées et des algues vertes sont eux aussi variables d'une année à une autre. Le biovolume annuel moyen des **diatomées** est maximal en 2007 et minimal en 2019. Il ne dépasse pas 1.96 mm^3/l. Celui des **algues vertes**, partagé dans des proportions variables entre les desmidiées et les Chlorophyta en fonction des années, varie de 0.11 à 1.24 mm^3/l pour respectivement 2017 et 2012. Comme les cyanobactéries leur biovolume annuel moyen s'est réduit de 2018 à 2020. Les proportions importantes à très importantes de cyanobactéries au cours des différentes années de suivi sont une illustration du déséquilibre de la communauté en présence mal répartie au sein des différents groupes taxonomiques, d'autant que certains sont très peu représentés et abondants (Fig. 3.71).

3.4.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Les résultats de l'indice de diversité de Gini-Simpson [16] donnent une vision complémentaire à cette analyse. Ils varient de 0.76 en 2010 à 0.95 en 2015 et la moyenne est de 0.89 (Fig. 3.74a). La communauté du plan d'eau est ainsi bien équilibrée et diversifiée de manière globale même si certaines années notamment 2010, 2012 et 2014 le sont moins avec des valeurs autour de 0.80.

Cependant ces valeurs annuelles cachent une plus grande hétérogénéité intra-annuelle visible si on calcule l'indice par campagne (Fig. 3.74b). Les résultats sont alors très dispersés chaque année, à part en 2006, 2007, 2009 et 2019-2020 où les valeurs se recentrent autour de 0.80. Entre 2010 et 2018, l'indice descend jusqu'à 0.10 (printemps 2012), 0.18 (en septembre 2014) ou encore 0.7 (en hiver 2016). Ils indiquent des communautés beaucoup plus déséquilibrées et moins diversifiées qu'en début et fin de période d'étude.

16. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

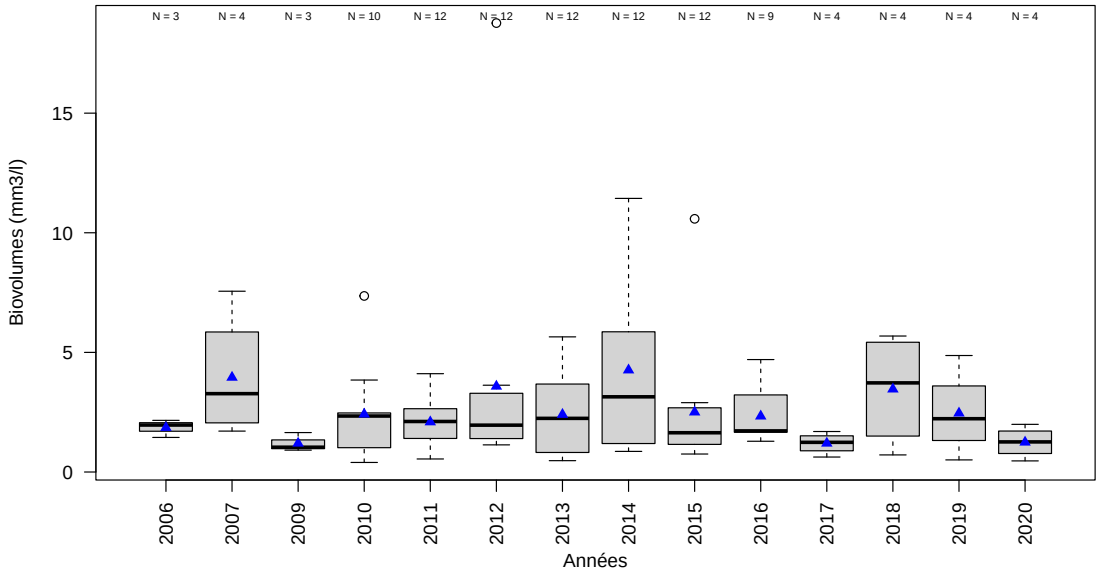


FIGURE 3.72 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Parentis-Biscarrosse. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

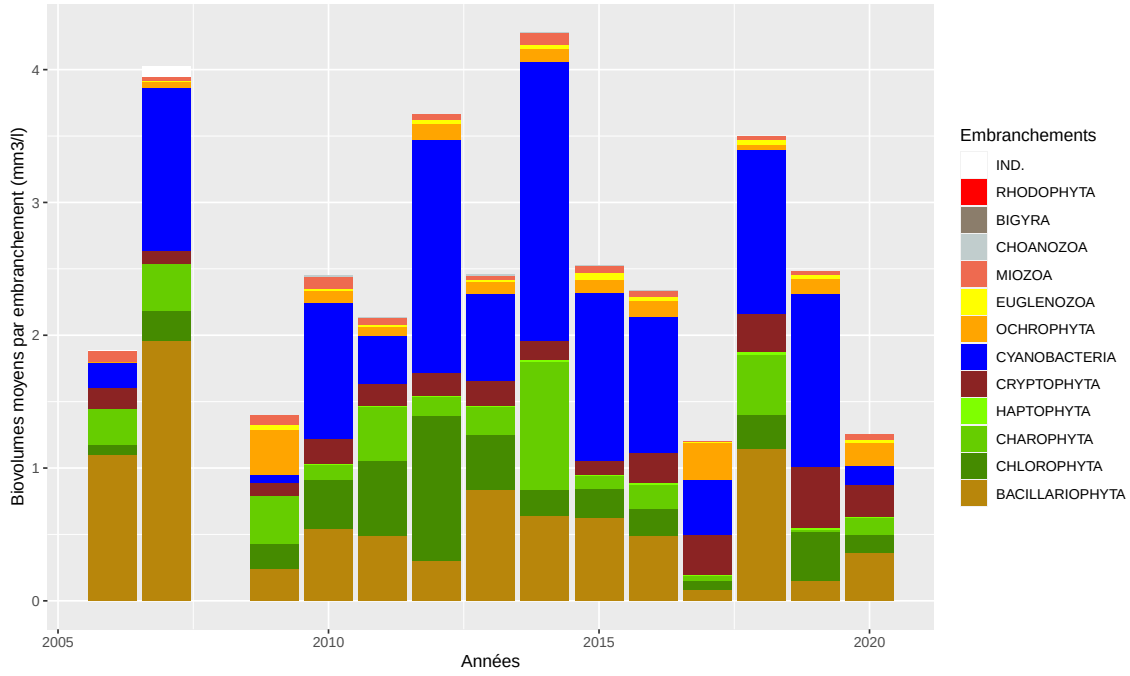


FIGURE 3.73 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur le lac de Parentis-Biscarrosse. IND. indique les embranchements indéterminés.

La structure de la communauté analysée au travers d'une NMDS permet de séparer nettement, l'année 2009 des autres années sur l'axe 1 (Fig. 3.75). L'axe 2 semble ensuite mettre en évidence un gradient temporel, les échantillons des années 2006 et 2007 situées dans les valeurs négatives le long de cet axe et les ceux des années 2017, 2019 et 2020 dans les valeurs positives. On retrouve également dans ces valeurs positives essentiellement des échantillonnages de fin d'été et d'automne suggérant que les communautés observées récemment tendent vers des communautés plutôt caractéristiques de cette période de l'année. Les polygones (regroupant les échantillons prélevés une même année) correspondant à ces années sont plus petits que les autres, indiquant des communautés moins dispersées entre les campagnes, plus robustes et plus équilibrées. A l'opposé par exemple, l'année 2014 a un polygone très grand indiquant une communauté très changeante au cours des campagnes plutôt signe de déséquilibre et d'instabilité. Tout cela corrobore les résultats observés précédemment avec l'indice de Gini-Simpson et les biovolumes.

La projection des principaux taxons (corrélés avec au moins un des axes, Pearson > |0,30|) fournit une liste de 13 taxons (pas tous visibles sur la figure 3.76). Les années 2006 et 2007 sont caractérisées par la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* (MIOAER), une cryptophycée *Cryptomonas marssonii* (CRYMAR) et une chrysophycée *Ochromonas sp.* (OCHSPX). *Cryptomonas erosa* (CRYERO) est caractéristique due l'ensemble des années situées au centre de la NMDS, alors que *C. ovata* (CRYOVA) est plus spécifique de la campagne d'été (août) 2018. *Asterionella formosa* (ASTFOR) est corrélée avec l'axe 1 et tend à caractériser 2009 avec *Mallomonas sp.* (MALSPX), une chrysophycée plutôt indicatrice de bonne qualité d'eau. Enfin *Nephrodiella lunaris* (NEHLUN) est rattachée aux campagnes hivernales de quelques-unes des années du pool.

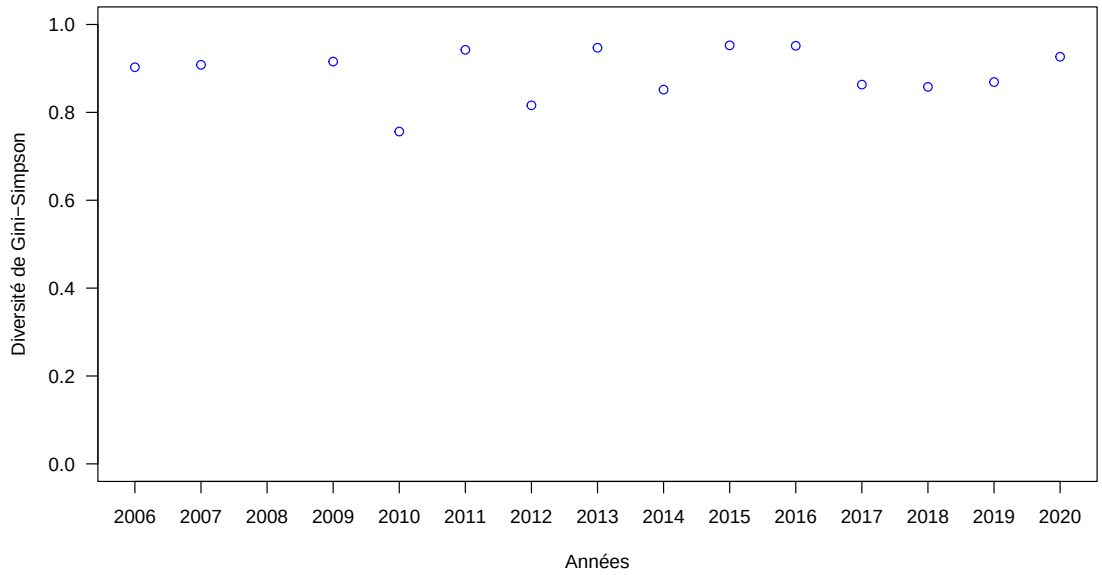
3.4.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Le calcul de l'indice IPLAC nécessite des données de chlorophylle et des relevés floristiques. Des données de chlorophylle sont disponibles en 2001, 2002 et 2008 mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'est disponible. L'indice IPLAC ne peut pas être calculé sur ces trois années. Ensuite de 2006 à 2020, les données de phytoplancton ont été acquises selon le protocole DCE, comprenant des relevés floristiques et des mesures de chlorophylle. Cependant en 2007, la campagne d'automne est positionnée en dehors de la période autorisée pour le calcul malgré l'extension de la période prise en compte du 15 avril au 15 novembre. L'indice n'est alors pas calculé sur cette année. Finalement, l'IPLAC peut être calculé sur 13 ans entre 2006 et 2020.

L'indice varie de 0.43 en 2014 à 0.81 en 2020 et sa moyenne est de 0.63 (Fig. 3.77). L'état écologique de l'étang est alors majoritairement « bon » mais avec quelques années classées en état « moyen ». Après une période plutôt stationnaire de 2006 à 2012 en état « bon », l'indice baisse en état « moyen » de 2013 à 2016 puis repasse en état « bon » jusqu'en 2019 et enfin en état « très bon » en 2020. Ainsi depuis 2014, l'augmentation des valeurs de l'indice sont indicatrice d'une amélioration de l'état écologique de la communauté algale de l'étang.

Les résultats des deux métriques constitutives sont plutôt cohérents : la MCS varie de 0.40 à 0.78 et affiche une moyenne de 0.64 tandis que la MBA varie de 0.50 à 0.87 avec une moyenne

(a)



(b)

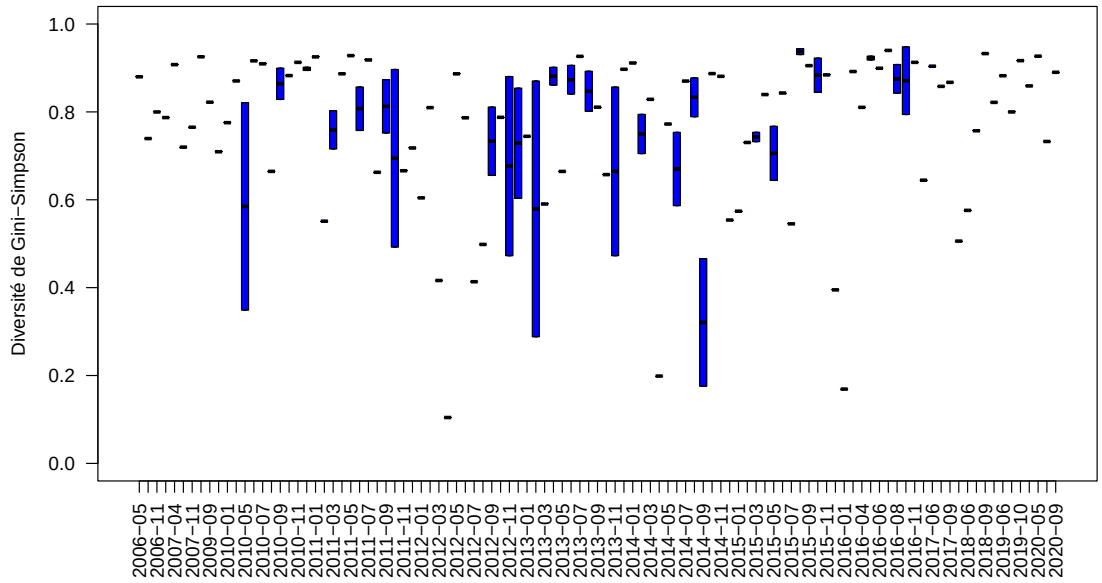


FIGURE 3.74 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2006 et 2020 sur le lac de Parentis-Biscarrosse par année (a) et par campagne de prélèvement (b). Les campagnes sont affichées par mois, certains mois présentant plusieurs campagnes (suivi agence et suivi scientifique).

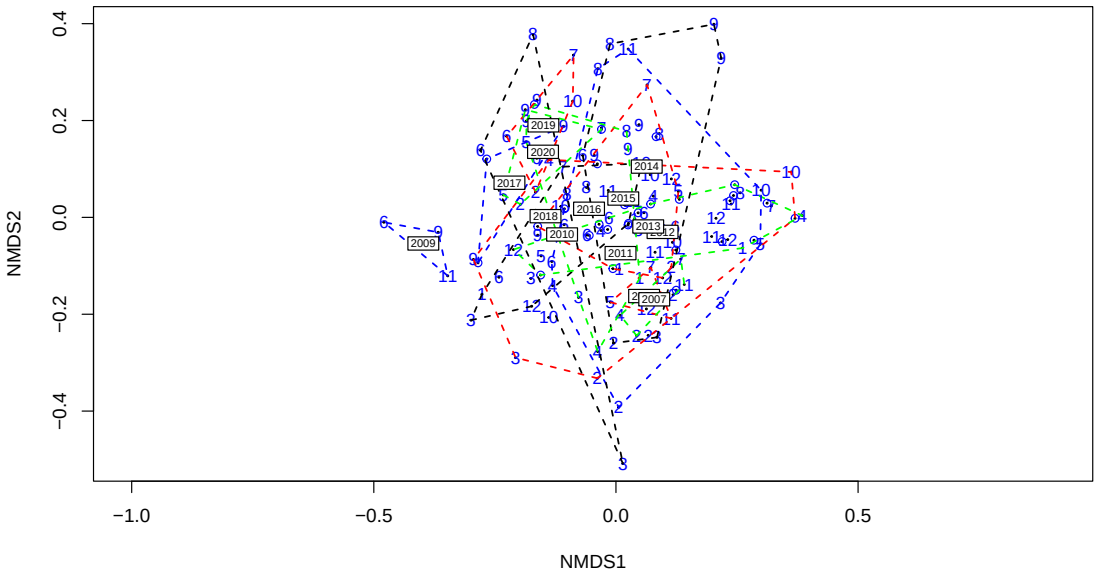


FIGURE 3.75 – Position des échantillons prélevés entre 2006 et 2020 sur les deux premiers axes de la NMDS du lac de Parentis-Biscarrosse. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.17 avec 4 axes.

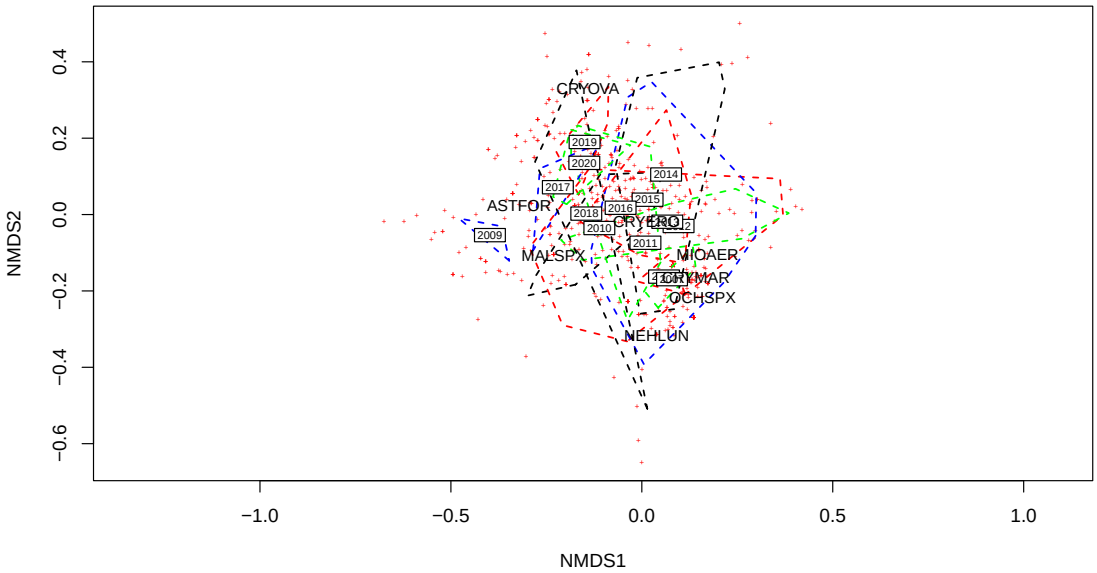


FIGURE 3.76 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac de Parentis-Biscarrosse réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2006 et 2020. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.30|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

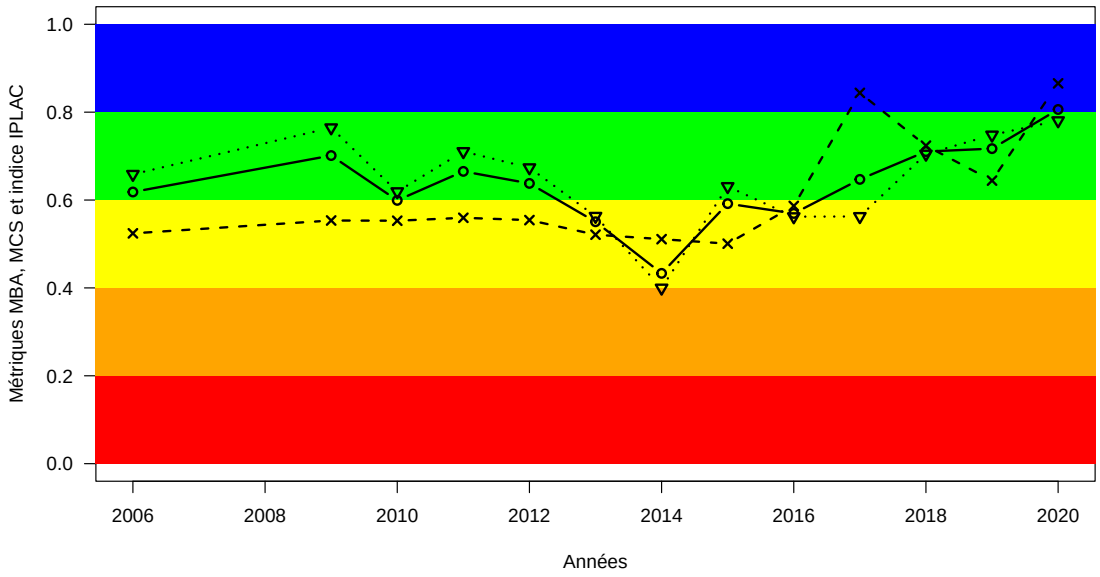


FIGURE 3.77 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur le lac de Parentis-Biscarrosse entre 2006 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

de 0.61. La MBA tire sensiblement l'indicateur vers le bas d'une manière générale sauf en 2014, 2017 et 2020 où c'est la MCS qui le fait baisser.

3.4.5.5 Synthèse

Parentis-Biscarrosse est un des grands étangs du littoral aquitain. Sa communauté algale présente des richesses élevées au cours du temps avec des biovolumes variables et parfois importants. Des efflorescences de cyanobactéries sont présentes en fin d'été – automne de certaines années. Des écarts importants de biovolumes illustrent une certaine instabilité et déséquilibre des communautés présentes certaines années mais les dernières années, 2018 à 2020, montrent plus de stabilité, des biovolumes en baisse et finalement une amélioration du cortège phytoplanctonique. Ces observations sont confirmées par un indice de diversité dont les valeurs se dispersent de moins en moins. L'IPLAC classe globalement le plan d'eau en « bon » état mais des valeurs plus faibles le classe en état « moyen » entre 2013 et 2016. Finalement en 2020 il est classé en « très bon » état. L'ensemble des analyses contribue à dire que l'étang de Parentis-Biscarrosse peut être parfois sensible aux évolutions des conditions du milieu mais semble s'améliorer d'années en années.

TABLEAU 3.25 – Inventaires piscicoles répertoriés sur le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1992 et 2015. AR : Abondance relative.

Année	Engins de capture	Type de données	Objectif	Source	Récupération des données
1992, 1993, 1994	?	AR numérique et pondérale des espèces	Inconnue	FDAAPPMA 40	oui
2008	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale des espèces	Règlementaire Evaluation de l'état écologique	ONEMA Dir sud-ouest	oui
2012	Filet Maillant	Présence/abser	Plan de surveillance contamination mercure	?	oui
2015	Pêche au filet	Présence/absence	Projet CLAQH*	pêcheur professionnel, UMR EPOC Bordeaux	non
2015	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale des espèces	Règlementaire Evaluation de l'état écologique	ONEMA Dir sud-ouest	oui

*Contamination polymétallique des Lacs AQuitains et impacts Humains

3.4.6 Poissons

3.4.6.1 Les données disponibles

Le lac de Parentis-Biscarrosse a été échantillonné trois années consécutives entre 1992 et 1994 (Tab.3.25). Ces inventaires résultent de pêches réalisées à l'initiative de la Fédération des Landes pour la Pêche et la Protection du Milieux Aquatique, comme en témoigne un courrier qu'elle adressait Conseil Supérieur de la Pêche des Landes (CSP) en septembre 1996. Nous ne disposons d'aucune information sur les engins de pêche utilisées lors de ces trois premières pêches. Nous n'avons pas d'information sur les captures individuelles, seulement des bilans de capture par espèce. Les effectifs capturés en 1992 et 1993 sont assez comparables ce qui suggère la mise en place d'une stratégie d'échantillonnage comparable. Les effectifs de 1994 sont bien plus faibles ; les efforts de pêche ont donc dû être réduits.

Le lac a ensuite fait l'objet de deux pêches de surveillance dans le cadre des suivis DCE, l'une en 2008 (Saint-Olympe, 2008b), l'autre en 2015 (concept, 2015c). Ces pêches suivent le protocole standardisé (C.E.N., 2005). Elles ont été réalisées toutes deux fin septembre, entre le 21 et le 25, et un nombre similaire de filets a été posé au cours des deux périodes (3 filets pélagiques plus 56 et 58 filets benthiques en 2008 et 2015 respectivement). Les résultats sont donc comparables. En revanche, les poissons n'ont pas été mesurés de la même manière, la longueur totale étant donnée la première année, la longueur à la fourche la seconde.

En 2012 et 2015, des pêches ciblées ont été réalisées dans le cadre de l'étude de la contamination de la chair de poissons au mercure.

3.4.6.2 Le peuplement piscicole

Composition du peuplement

Composition spécifique Lors des trois premières pêches, seules 6 espèces étaient recensées ce qui est relativement faible pour un lac d'une superficie de plus de 30 km^2. Le gardon (*Rutilus rutilus*) représentait environ 90% des effectifs. Les autres espèces représentaient moins de 5%, quelle que soit l'année, sauf le sandre (S*ander lucioperca*), en 1994 (Tab. 3.26 et 3.27).

Les nouvelles pêches réalisées avec le protocole standardisé dans le cadre des suivis DCE de 2008 et 2015 ont permis la capture d'un nombre plus important d'espèces, malgré la capture d'effectifs de poissons plus faibles (Tab. 3.26). Ainsi, cela suggèrerait plutôt une augmentation de la richesse spécifique dans les années 2000 plutôt que le simple reflet des différences de techniques d'échantillonnage. Dès 2008, deux nouvelles espèces exotiques, le poisson chat (*Ameiurus melas*) et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) étaient identifiées dans le lac portant la richesse spécifique à 8 espèces. En 2015, les pêches ont permis la capture de quatre nouvelles espèces : la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*), le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*), le goujon (*Gobio gobio*) et le silure (*Silurus glanis*). Le silure aurait été introduit dans les années 1990-2000 et se serait donc développé ; la brème bordelière a peut-être été victime de la difficulté d'identification avec la brême commune. Le goujon, le rotengle et l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) sont présents mais en faible nombre.

Notons aussi la présence de l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) à partir de 2008 et de l'écrevisse de Louisiane lors du dernier inventaire.

Calcul de l'indice ichtyologique lacustre (IIL) Les métriques entrant dans l'IIL ainsi que la valeur de cet indice ont pu être calculés pour les pêches de 2008 et 2015 (Tab. 3.28). Ces calculs reflètent une diminution des densités de poissons (de la productivité globale) et une diminution de la densité des omnivores (généralistes) qui se traduit par une amélioration de la note de l'indice entre 2008 et 2015.

Abondances relatives des espèces en occurrence Les abondances des espèces les unes par rapport aux autres, en effectifs, restent relativement stables (du même ordre de grandeur) au cours des deux périodes considérées, i.e. années 1990 puis post 2000 (Fig. 3.78).

Entre les deux périodes, les changements les plus notables concernent l'équilibre gardon/-perche, et l'abondance de la grémille (Tab. 3.26 et 3.27). La perche ne représentait qu'une très faible part du peuplement au début des années 1970 alors qu'elle atteint une abondance comparable voire supérieure à celle du gardon en 2008. Pareillement, la grémille qui ne représentait que moins de 1% des effectifs du peuplement dans les années 1990, devient la troisième espèce

TABLEAU 3.26 – Présence et abondance (nombre d'individus) des espèces capturées dans le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1992 et 2015.

Nom latin	Nom commun	1992	1993	1994	2008	2015
Abramis brama	Brême commune	347	224	88	149	54
Ameiurus melas	Poisson chat				53	36
Blicca bjoerkna	Brême bordelière					74
Esox spp.	Brochet	8	8	1	2	4
Gobio gobio	Goujon					1
Gymnocephalus cernuus	Grémille	179	269	28	776	457
Lepomis gibbosus	Perche soleil				3	4
Perca fluviatilis	Perche commune	153	168	55	1177	878
Rutilus rutilus	Gardon	7488	7867	1592	978	963
Sander lucioperca	Sandre	122	134	94	130	57
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle					26
Silurus glanis	Silure					1
Total		**8297**	**8670**	**1858**	**3762**	**2531**
Orconectes limosus	Ecrevisse américaine				1	9
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane					4

TABLEAU 3.27 – Abondance relative des espèces capturées dans le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1992 et 2015.

Nom latin	1992	1993	1994	2008	2015
Abramis brama	4.18	2.58	4.74	4.56	2.11
Ameiurus melas				1.62	1.41
Blicca bjoerkna					2.90
Esox spp.	0.10	0.09	0.05	0.06	0.16
Gobio gobio					0.04
Gymnocephalus cernuus	2.16	3.10	1.51	23.75	17.89
Lepomis gibbosus				0.09	0.16
Perca fluviatilis	1.84	1.94	2.96	36.02	34.36
Rutilus rutilus	90.25	90.74	85.68	29.93	37.69
Sander lucioperca	1.47	1.55	5.06	3.98	2.23
Scardinius erythrophthalmus					1.02
Silurus glanis					0.04

TABLEAU 3.28 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune dans le lac de Parentis-Biscarrosse.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2008	3582.51	58.29	30.76	0.475	Moyen
2015	2211.15	47.72	26.99	0.670	Bon

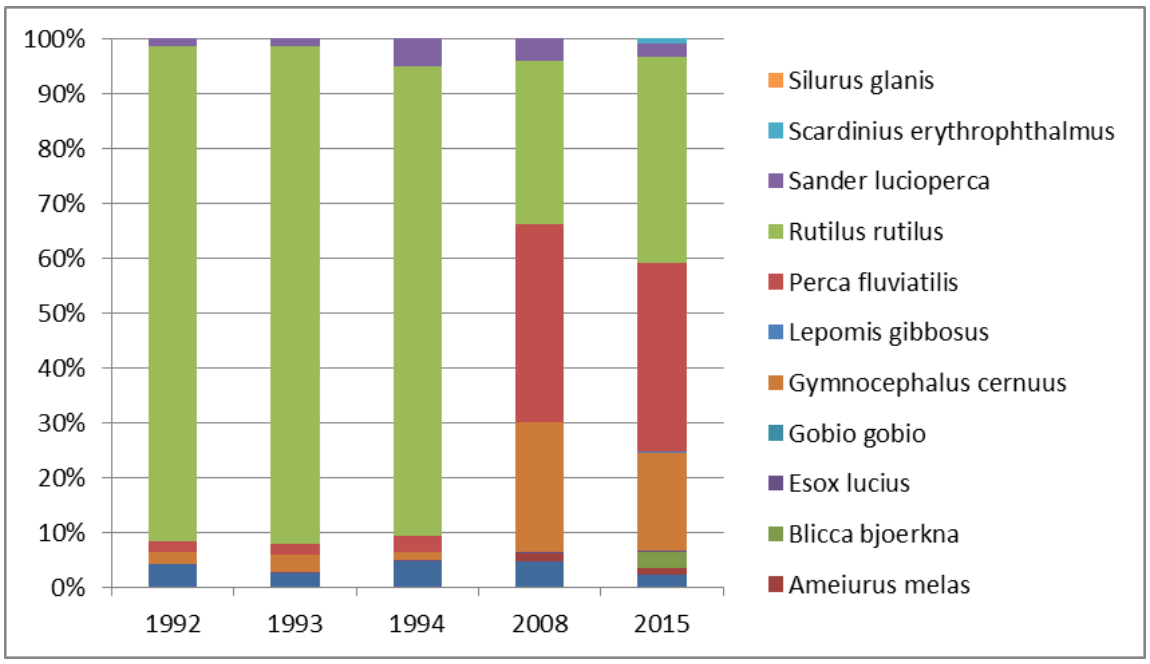


FIGURE 3.78 – Variation de la proportion (en effectif) des différentes espèces observées dans le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1992 et 2015.

en termes d'abondance numérique dans les deux dernières pêches, représentant environ 20% des captures.

Parmi les espèces nouvellement identifiées, le poisson chat était numériquement la plus abondante, peut-être parce qu'elle est facilement capturable aux filets maillants. La perche soleil, présente surtout en zone littorale peu profonde, le goujon (petite espèce) et le silure sont des espèces généralement moins bien capturées avec le protocole standardisé. Il est donc probable que leur abondance soit supérieure à ce que ne le suggère les résultats de ces pêches.

Une partie de ces écarts est probablement la résultante d'un changement temporel du peuplement. Néanmoins les résultats reflètent aussi des différences induites par les techniques d'échantillonnages employées dans les années 90 et 2000 qui sont difficiles à apprécier en l'absence d'information sur les engins et efforts de pêche déployés pour la réalisation des premiers inventaires.

La figure 3.78 illustre la dynamique du peuplement piscicole représenté par les différentes espèces en termes d'effectifs et montre notamment les différences entre les résultats des pêches du début des années 90 et ceux des pêches plus récentes.

Abondance relative des espèces en biomasse Le gardon dominait aussi le peuplement en termes de biomasses dans les années 1990 alors que, comme pour les effectifs, il était en proportion à peu près équivalente à celle de la perche dans les années 2008 et 2015 (Tab. 3.29 et 3.30).

La biomasse représentée par le sandre varie beaucoup d'une année sur l'autre mais cette espèce représentait toujours une proportion importante de la biomasse de l'ichtyofaune (jusqu'à

TABLEAU 3.29 – Abondance pondérale des espèces capturées dans le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1992 et 2015.

Nom latin	1992	1993	1994	2008	2015
Abramis brama	42500	86490	14940	49695	12511
Ameiurus melas				3557	2721
Blicca bjoerkna					6936
Esox lucius	12000	11840	1830	5299	3391
Gobio gobio					10
Gymnocephalus cernuus	3900	6300	620	4726.1	2108
Lepomis gibbosus				21	17
Perca fluviatilis	19600	16770	2560	70257	28542
Rutilus rutilus	191800	308470	60180	44728	34380
Sander lucioperca	70900	63970	55360	48052	32948
Scardinius erythrophthalmus					8816
Silurus glanis					1328
Total	**340700**	**493840**	**135490**	**226335**	**133708**

TABLEAU 3.30 – Pourcentage de la biomasse représentée par les différentes espèces au cours des cinq pêches d'inventaires dans le lac de Parentis-Biscarrosse entre 1992 et 2015.

Nom latin	1992	1993	1994	2008	2015
Abramis brama	12.47	17.51	11.03	21.96	9.36
Ameiurus melas				1.57	2.04
Blicca bjoerkna					5.19
Esox lucius	3.52	2.40	1.35	2.34	2.54
Gobio gobio					0.01
Gymnocephalus cernuus	1.14	1.28	0.46	2.09	1.58
Lepomis gibbosus				0.01	0.01
Perca fluviatilis	5.75	3.40	1.89	31.04	21.35
Rutilus rutilus	56.30	62.46	44.42	19.76	25.71
Sander lucioperca	20.81	12.95	40.86	21.23	24.64
Scardinius erythrophthalmus					6.59
Silurus glanis					0.99

41% des captures en 1994). D'une manière générale, quelle que soit l'année de pêche considérée (sauf 1993), il faut noter que les espèces recensées, potentiellement 'carnassières' à l'âge adulte, représentent une forte proportion de la biomasse du peuplement (Tab. 3.29 et 3.30).

Distribution de la taille des principales espèces

Taille moyenne Pour toutes les espèces représentées par plus de 100 individus capturés en 2008 ou en 2015, les gammes de tailles et la taille moyenne sont reportées dans le tableau 3.31.

A l'exception du sandre, si l'on considère que les mesures de 2008 (à la fourche) sont par nature inférieures à celles de 2015 (longueur totale), les individus capturés étaient plus grands en 2008 qu'en 2015. En ce qui concerne le sandre, la différence de taille moyenne entre 2008 et 2015 tient au fait que beaucoup de poissons de taille inférieure à 200 mm ont été capturés en 2008, ce qui n'est pas le cas en 2015 (Fig. 3.82).

TABLEAU 3.31 – Caractéristique de tailles des espèces les plus abondantes dans les pêches standardisées du lac de Parentis-BIscarrosse en 2005 et 2015.

Nom scientifique	Gamme de taille (mm)		Taille moyenne (écart type)	
	2008	2015	2008	2015
Abramis brama	78-500	76-473	286 (87)	251 (103)
Gymnocephalus cernuus	51-130	43-116	79 (11)	66 (14)
Perca fluviatilis	63-504	60-394	133 (59)	107 (53)
Rutilus rutilus	62-310	53-386	132 (53)	135 (48)
Sander lucioperca	65-660	124-673	316 (127)	378 (116)

Brème La gamme de taille est identique au cours des deux pêches (Fig. 3.79). En revanche, en 2008, la proportion d'individus de taille moyenne (entre 200 et 400 mm) est bien supérieure à celle d'individus plus petits, suggérant un déficit de poissons de moins de 4 ans (Bruslé and Quignard, 2001). Ce déséquilibre apparent est moins marqué en 2015 où la plus forte classe de taille est celle comprenant les individus de tailles comprises entre 150 et 200 mm ayant probablement 2 à 3 ans (Bruslé and Quignard, 2001). Au cours des deux pêches, on note l'existence de juvéniles de l'année (taille inférieure à 100 mm) qui suggère une bonne reproduction pour cette espèce.

Grémille Tout comme pour la brème, en 2008, la proportion d'individus de taille moyenne (probablement de 2 et 3 ans) est bien supérieure à la proportion d'individus de petite taille (inférieure à 50 mm, Fig. 3.80). En 2015, une cohorte d'individus de taille inférieure à 60 mm correspondant probablement aux 1+ (Hölker and Thiel, 1998) est bien visible. La proportion d'individus plus âgés est faible.

Perche La distribution en classe de tailles montre deux modes décalés au cours des deux pêches mais qui suggèrent l'existence de plusieurs cohortes et une reproduction régulière (Fig. 3.81). On note également la présence de poissons de moins de 75 mm, en particulier en 2015. Bien que les relations taille/âge soient assez variables d'un lac à l'autre (Jacquart, 2006) cette classe de taille est probablement constituée d'une forte proportion de 0+ ce qui suggère une bonne reproduction de l'espèce, surtout en 2015.

Sandre Contrairement à ce qui est observé sur la brème, la perche et la grémille, la proportion de jeunes individus (taille inférieure à 200 mm) est plus forte en 2008 qu'en 2015 (Fig. 3.82). Néanmoins, la présence d'individus de taille comprise entre 70 et plus de 600mm suggère une bonne reproduction régulière de l'espèce.

Gardon L'abondance des poissons de moins de 150 mm (probablement de 1 et 2 ans) est forte au cours des deux pêches (Fig. 3.83). Les poissons plus âgés sont aussi bien présents, surtout en 2015. En revanche, nous observons un mode relativement important en 2015 correspondant à des poissons de tailles comprise entre 120 et 170 mm qui pourrait regrouper des individus 1+ à forte croissance et/ou des 2+ (Bruslé and Quignard, 2001).

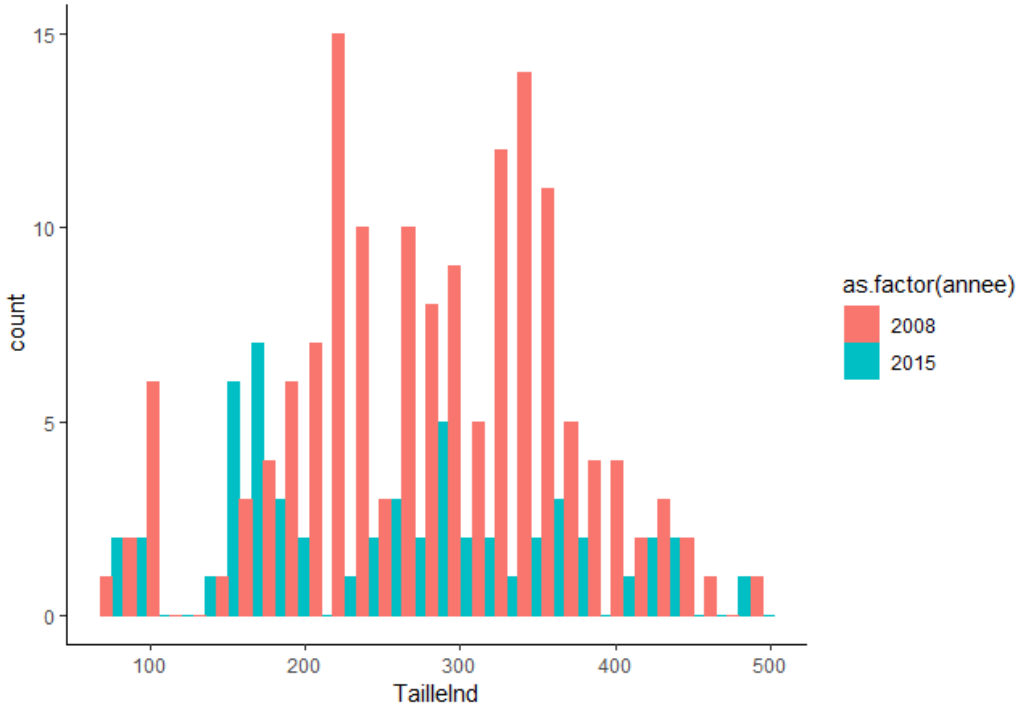


FIGURE 3.79 – Histogramme de taille (en mm) de la brème en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Parentis-Biscarrosse. TailleInd : Longueur à la fourche en 2008 et longueur totale en 2015 (en mm) ; count : nombre d'individus capturés.

3.4.6.3 La gestion piscicole

Le lac de Parentis-Biscarrosse a le brochet comme espèce repère. Comme sur l'étang de Cazaux-Sanguinet, un premier plan de gestion piscicole du lac mettait en exergue des difficultés pour l'éclosion, la croissance et la reproduction des espèces liées au contrôle des niveaux d'eau et à l'assèchement des zones humides (FDAAPPMA, 1999). L'introduction de sandre était aussi mise en regard de son impact sur l'équilibre du peuplement par prédation des brochetons. De plus, une mauvaise qualité de l'eau avec des rejets phosphorés était notée. Le contexte était cependant identifié comme plutôt bon. La restauration des frayères à brochet sur les tributaires et une meilleure gestion des niveaux d'eau étaient des mesures préconisées pour l'amélioration du peuplement dont la gestion patrimoniale était encouragée.

Les informations suivantes sont extraites du projet de 'Plan De Gestion Local' relatif au lac de Parentis-Biscarrosse-Gastes-Ste Eulalie pour les années 2017-2021 (FDAAPPMA, 2017). Malgré

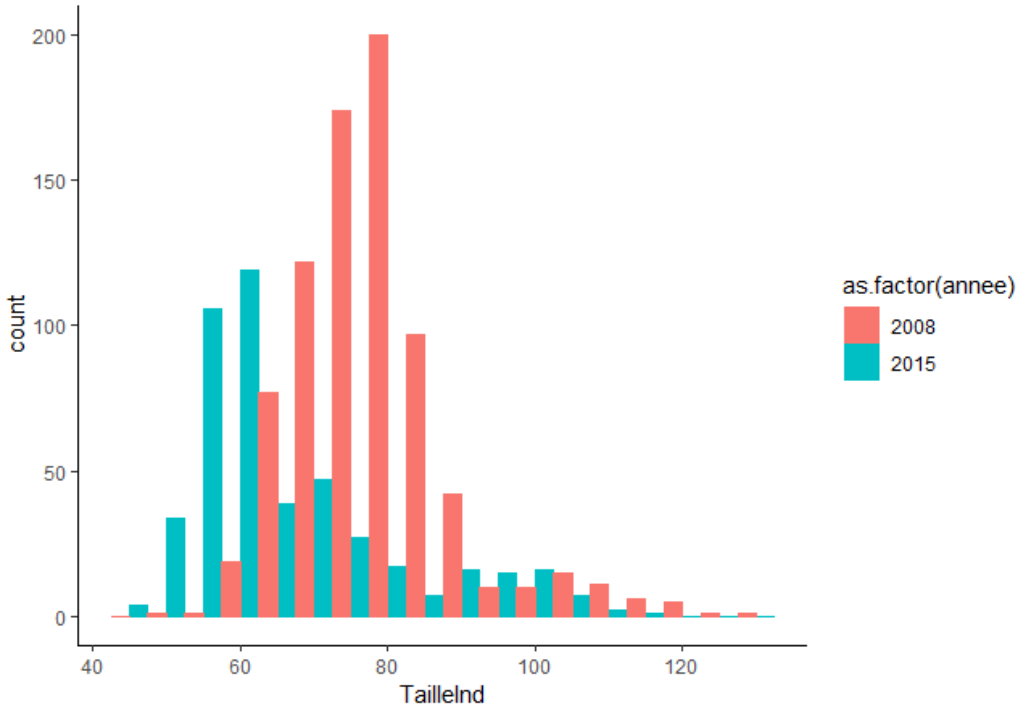


FIGURE 3.80 – Histogramme de taille (en mm) de la grémille en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Parentis-Biscarrosse. TailleInd : Longueur à la fourche en 2008 et longueur totale en 2015 (en mm) ; count : nombre d'individus capturés.

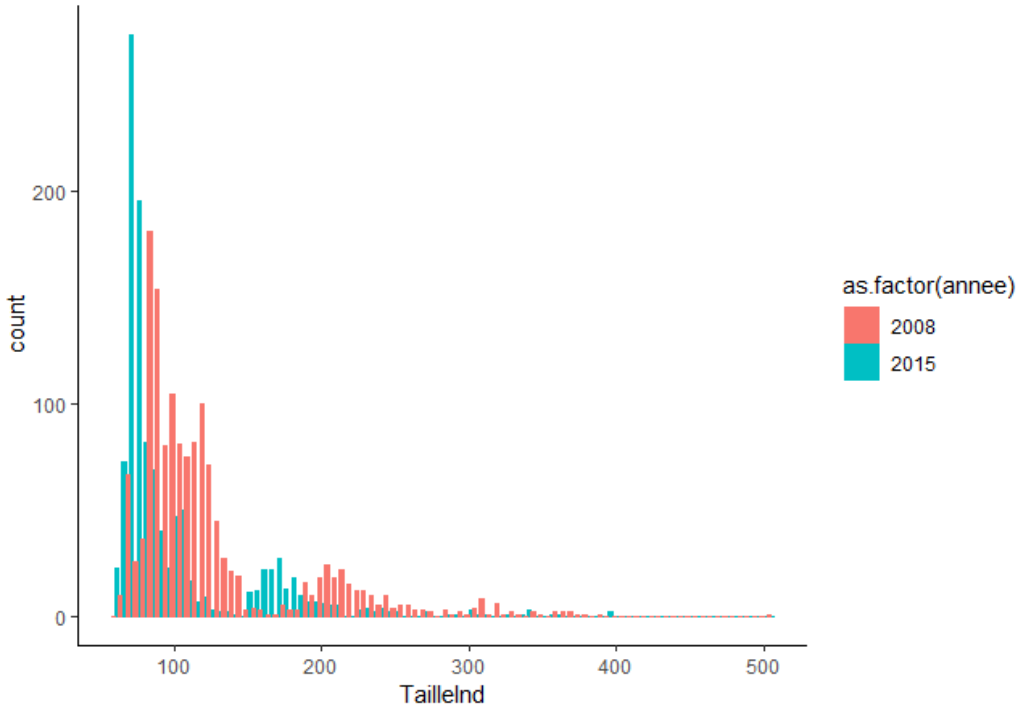


FIGURE 3.81 – Histogramme de taille (en mm) de la perche en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Parentis-Biscarrosse. TailleInd : Longueur à la fourche en 2008 et longueur totale en 2015 (en mm) ; count : nombre d'individus capturés.

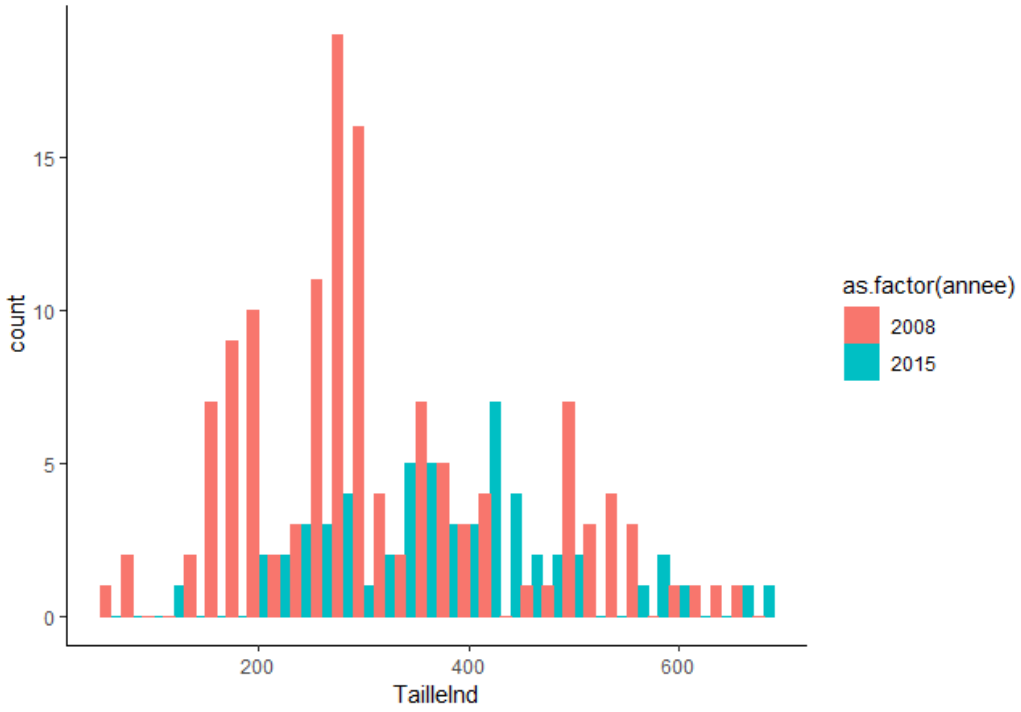


FIGURE 3.82 – Histogramme de taille (en mm) du sandre en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Parentis-Biscarrosse. TailleInd : Longueur à la fourche en 2008 et longueur totale en 2015 (en mm) ; count : nombre d'individus capturés.

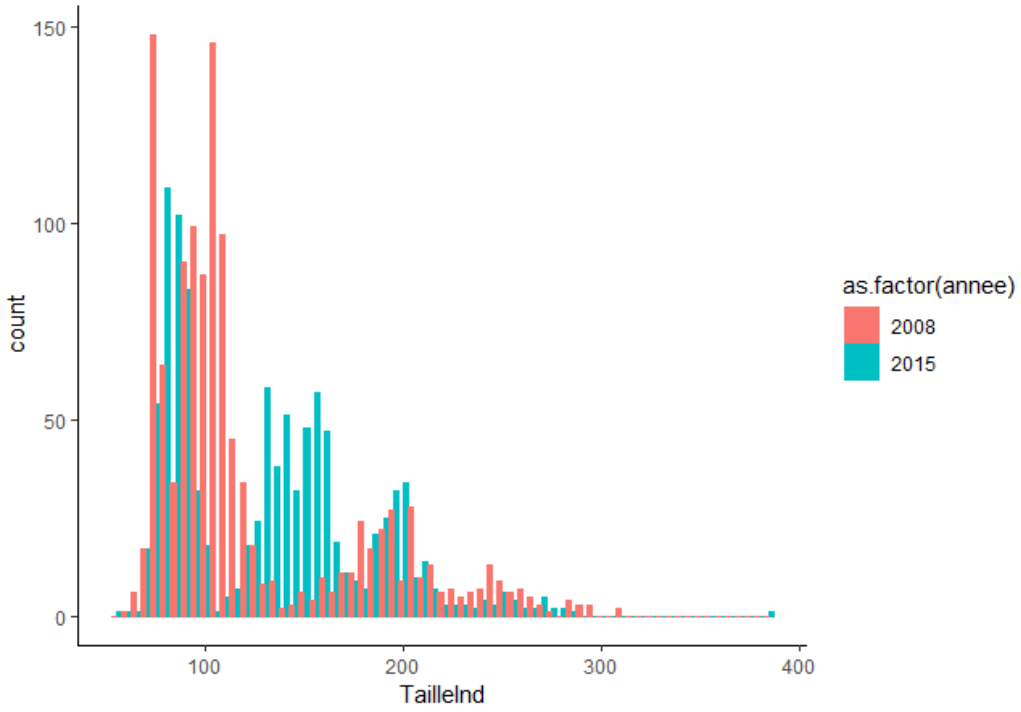


FIGURE 3.83 – Histogramme de taille (en mm) du gardon en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac de Parentis-Biscarrosse. TailleInd : Longueur à la fourche en 2008 et longueur totale en 2015 (en mm) ; count : nombre d'individus capturés.

TABLEAU 3.32 – Repeuplement réalisés depuis 1984 sur le lac de Parentis-Biscarosse.

Années	Espèces	Nombre	Quantité (kg)
1984-1985	Brochet (4 à 6 semaines)	2500	
1984-1985	Brochet (1 à 2 étés)	300	
1984-1985	Perche (1 été)	2000	
1984-1985	Perche (1 à 4 étés)		125
1984-1985	Black-bass (1 été)	1000	
1984-1985	Gardon		100
1984-1985	Carpe (1 été)	500	
2017	Black-bass		150
2019	Carpe		500
2019	Brochet		100
2019	sandre		100
2019	Black-bass		50
2020	Black-bass		100

les préconisations du précédent plan de gestion, le lac a fait l'objet de déversements en sandre, black bass et carpe commune mais la gestion piscicole envisagée est toujours de type patrimoniale à 5 ans, avec un arrêt des soutiens de populations dont la perception par les pêcheurs serait très limitée voire inexistante. Malgré cela, le plan de gestion fait état d'une poursuite des déversements de black bass et carpe commune jusqu'en 2021.

Diverses informations ont été collectées directement auprès de la Fédération de pêche. Il s'agit des quantités de poissons alevinés listées dans le tableau 3.32 et des autres actions de gestion discutées plus loin.

La protection des espèces d'intérêt halieutique est envisagée via une amélioration de leur habitat. Le lac a fait et devrait faire l'objet d'aménagements visant à favoriser la reproduction des espèces, brochet en particulier, qui pourraient bénéficier aussi aux cyprinidés. Des frayères artificielles à brochet et cyprinidés ont été mises en place en 2007, puis en 2014 des frayères artificielles pour le sandre et le black-bass ont été installées.

La mise en place de zones de quiétude, la création de récifs ainsi que la restauration et l'entretien des zones humides ont été réalisés et/ou sont en projet. Des récifs artificiels en béton ont été immergés en 2015 dans des zones profondes du lac. L'opération a été répétée les 5 années suivantes. Ces récifs ont pour but de diversifier l'habitat du fond du lac qui est exclusivement vaso-sableux sur de grande étendues à partir d'une certaine profondeur. Ces récifs servent aussi de dispositif de concentration de poisson (DCP) pour faciliter la recherche des poissons lors de la pratique de la pêche.

Des actions sont aussi entreprises au travers de la réglementation de la pêche comme :

— la mise en réserve de pêche d'une partie du plan d'eau entre le 1er mai et le 30 juin ou en réserve intégrale de certains secteurs, ce qui contribue à la protection des frayères de certaines parties du plan d'eau,
— l'instauration de quotas de pêche de carnassiers par jour et par pêcheur (et limitation à 10 perches par jours),
— l'augmentation des tailles minimales de capture.

La lutte contre la prolifération des poissons chats par captures avec des nasses est aussi menée depuis de nombreuses années.

3.4.6.4 Synthèse

Le peuplement de l'étang de Parentis-Biscarrosse était assez peu riche au début des années 1990. Si l'on considère deux périodes, le peuplement semble stable entre 1992 et 1994 puis change entre 2008 et 2015, où de nouvelles espèces susceptibles d'impacter le peuplement méritent un suivi. La proportion de carnassiers dans l'étang est assez importante, surtout en biomasse (due à la présence de gros individus), même si certaines espèces déversées et prisées par les pêcheurs n'ont pas ou peu été capturées lors des inventaires.

Globalement, les gammes de tailles sont comparables entre les deux pêches standardisées (2008 et 2015). Les distributions de taille des espèces les plus abondantes sont aussi comparables, ne montrant pas d'absence de cohorte et une bonne reproduction. La principale différence observée entre les deux pêches concerne l'abondance des plus petits individus de percidés, nettement supérieure en 2015 qu'en 2008 sans qu'une explication puisse être donnée.

La gestion piscicole pratiquée jusqu'à présent permet peut-être de satisfaire les pêcheurs mais son impact sur les peuplements est peu visible dans l'évolution des abondances des espèces capturées. Les impacts des actions de restauration de l'habitat envisagées, seront à suivre.

3.5 Lac d'Aureilhan

3.5.1 Caractéristiques du plan d'eau

Le lac d'Aureilhan est le lac situé à l'aval des 4 précédents plans d'eau sur les communes d'Aureilhan, de Mimizan et de Saint-Paul en Born (qui n'en possède qu'une faible superficie). Sa formation géologique est commune à celle de Cazaux-Sanguinet, Petit-Biscarrosse et Parentis-Biscarrosse, et a probablement acquis sa position actuelle entre le XVIIe et XVIIIe siècle. La surface de ce lac est de 3,28 km^2 mais cette dernière a diminué de plus de moitié en 200 ans (surface estimée à 9 km^2 en 1828 (Dutartre et al., 1986) et à 5km^2 en 1896 (Grandjean, 1896)).

Cette perte de surface est en partie liée à une dynamique naturelle de comblement par l'apport de sables en provenance des principaux tributaires, i.e. le courant de Sainte-Eulalie (contribue à hauteur d'environ 50 % au volume des eaux de surface entrant dans le lac), le ruisseau d'Escource (ca. 25%) et le ruisseau de la Forge Pontenx (ou ruisseau de Canteloup, ca. 25 %)(Beuffe et al., 1994). Afin de limiter ce comblement, l'exutoire du principal tributaire (le courant de Saint-Eulalie) a été déplacé plus à l'ouest (probablement fin des années 60 ou tout début des années 70) afin d'éviter que le lac ne soit coupé en deux (CTGREF, 1974b). Il se déverse dans l'océan par le courant de Mimizan.

Même si moins marqué que pour les plus grands lacs, il possède un profil bathymétrique assymétrique en accord avec son processus de formation(CTGREF, 1974a). Sa profondeur moyenne est de 1,9m et maximale de 5,6 pour un volume estimé à 8,8 millions de m^3 (Agence de l'Eau Adour Garonne). On peut noter que ce volume a longtemps été considéré comme légèrement moindre et estimé par le passé à 6,4 millions de m^3. Son taux de renouvellement se situe donc aux alentours de 33 (antérieurement aux alentours de 50, Beuffe et al., 1994; Dutartre et al., 1986) soit un temps séjour d'un peu plus de 10 jours (Agence de l'Eau Adour Garonne). Son bassin versant s'étend sur 1092,38 km^2 (Fig. 3.84), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 333,04 (Jamoneau et al., 2021).

TABLEAU 3.33 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur le lac d'Aureilhan (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Moyen	Médiocre	Moyen
2010	Médiocre	Médiocre	Médiocre
2011	Mauvais	Médiocre	Mauvais
2012	Moyen	Médiocre	Moyen
2013	Moyen	Médiocre	Moyen
2014	Médiocre	Médiocre	Médiocre
2015	Mauvais	Moyen	Mauvais
2016	Bon	Bon	Bon
2017	Moyen	Bon	Moyen

La qualité des eaux du lac d'Aureilhan est relativement mauvaise (Tab. 3.33) et ce plan d'eau est possède un état trophique qualifié de eutrophe à hyper-eutrophe (Beuffe et al., 1994). Il est géré par la communauté de commune de Mimizan et le syndicat mixte Géolandes, et à fait l'objet de plusieurs opérations de gestion depuis les dernières décennies. Notamment, des bassins des-sableurs ont été installés sur le ruisseau d'Escource et le courant de Sainte-Eulalie et un curage le long de la rive est, consistant au creusement d'un fossé destiné à lutter contre la végétalisation, a été effectué dans les années 80 (Dutartre et al., 1989). Un dragage a également été débuté en 2005 dans la partie nord-est du plan d'eau (Dutartre et al., 2006).

3.5.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

3.5.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

Le bassin versant du lac d'Aureilhan est le plus grand de l'ensemble des plans d'eau étudiés, et héberge par conséquent la plus forte population[17] (Fig. 2.3). Cette dernière atteint presque 115 000 habitants en 2017 pour une densité de plus de 100 hab/km^2. Le taux d'accroissement de la population est en augmentation constante depuis les années 90 pour atteindre environ 49% entre 1990 et 2017. Le lac d'Aureilhan et ses alentours sont aussi un lieu touristique assez prisé, la population estivale étant estimée être multiplié par presque 5 sur la commune de Mimizan (Géolandes, 2013a).

Les activités nautiques et de baignade sont bien représentées sur le lac. Le lac d'Aureilhan compte ainsi plus de 200 mouillages de bateaux répartis sur 3 sites, 2 plages surveillées (Géolandes, 2013a) et des activités telles que le pédalo, canoë, voile ou pirogue hawaïenne sont également proposées. La chasse à la tonne et la pêche sont aussi des activités bien représentées sur ce lac.

17. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

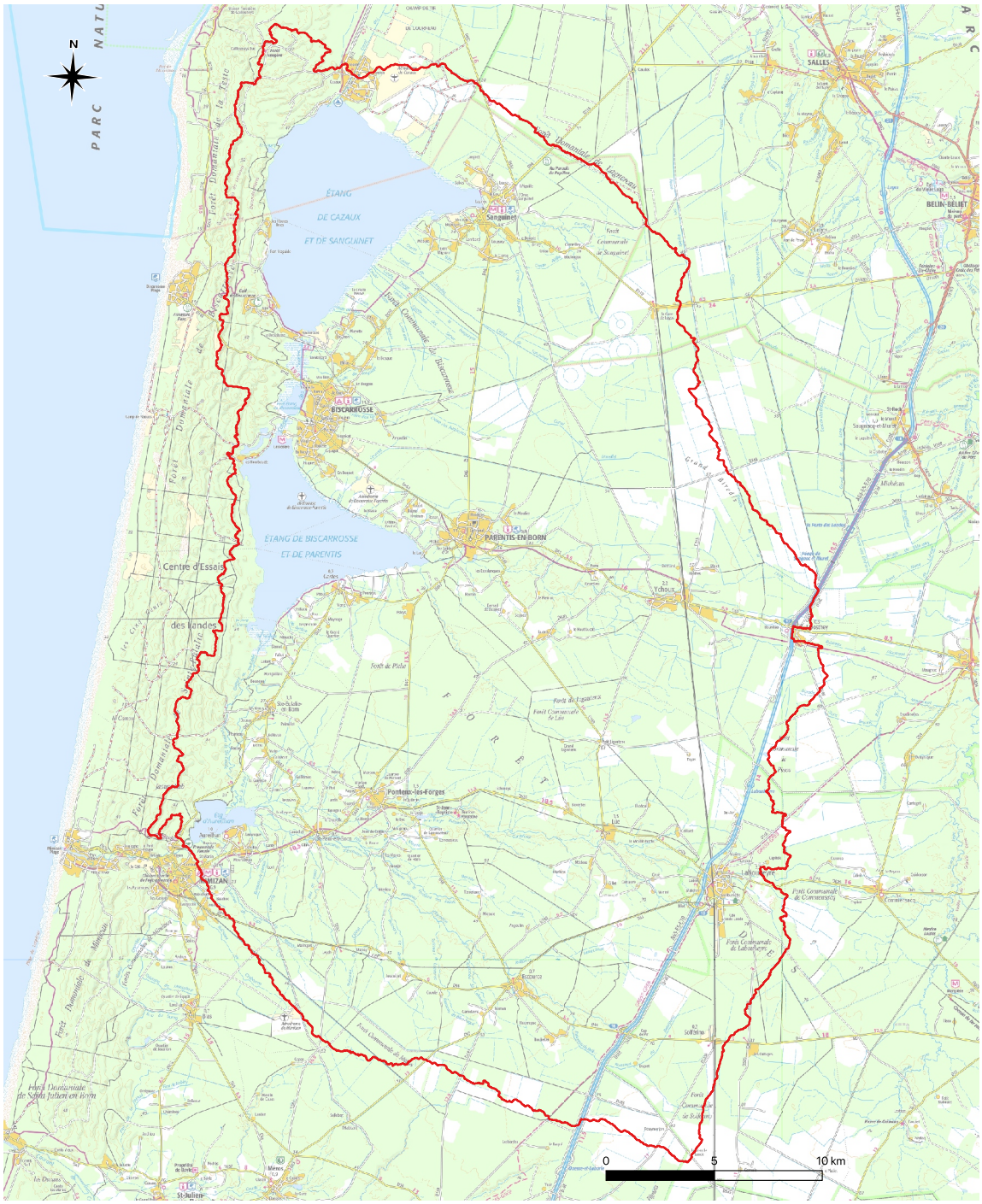


FIGURE 3.84 – Localisation et délimitation du lac d'Aureilhan et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

3.5.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

En plus des stations d'épurations identifiées dans les bassin versants amonts, 4 stations d'épurations supplémentaires sont représentée sur le bassin versant d'Aureilhan : la station de Sainte-Eulalie, la station de Lue, celle de Labouheyre et celle de l'Escource.

La station de Sainte-Eulalie est en fonctionnement depuis 1991 (juin) mais a subi une modification majeure suivie d'une nouvelle mise en service en 2011 (mai). Le volume de traitement est ainsi passé de 1800 à 4000 équivalent habitant (eq/hab). On peut noter qu'une station historique était présente à proximité entre 1970 et 1991 et traitait un volume de 600 eq/hab. A noter les stations historiques et la nouvelle ont toutes un rejet direct dans la rivière.

La station de Lue est une petite station qui traite l'équivalent de 300 eq/hab depuis 1978 (1er septembre) et rejette ses effluents dans le ruisseau de la Forge-Pontenx. La station de Labouheyre est en fonctionnement depuis 1971 (juillet) mais a bénéficié d'importantes modifications en 2008 (novembre) permettant notamment le passage d'un volume de traitement de 3600 à 4000 eq/hab.

Cette station rejette ses effluents directement dans le ruisseau de la Moulasse.

La station de l'Escource est une petite station qui traite depuis 2009 (janvier) un volume de 650 eq/hab avec un filtrage par végétation et rejette par infiltration dans le milieu naturel.

On peut aussi noter la présence de 2 pisciculture sur le Rau de l'Escource (tributaire du lac) en activité depuis 1978 et 1982 (Géolandes, 2013a).

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. A l'échelle du bassin versant, on observe une diminution des flux de l'ensemble des paramètres mesurées, que ce soit au niveau de la sortie de la station mais aussi concernant les rejets directs (Fig. 3.85). Les volumes traités ne semblent pas être en augmentation alors que le nombre d'habitants du bassin versant est en augmentation croissante (Fig. 2.3).

3.5.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Toute la zone nord-ouest du lac de Aureilhan est occupée par la DGA (Direction Générale de l'Armement) qui y effectue des tests sur les missiles. Par conséquent, les photographies de 1945, 1965 et 1985 a proximité immédiate du lac sont manquantes et l'analyse à l'échelle des 100m autour des rives des lacs n'a donc pas été possible. A l'échelle du bassin versant du lac de Aureilhan ces zones concernent aussi la base militaire de Cazaux, situé au nord du lac de Cazaux-Sanguinet. Ces surfaces représentent environ 8% du territoire étudié [18] (Tab. 3.34) mais sont essentiellement représentées par zones forestières ou de plantations de pins (Fig. 3.86).

Sur l'ensemble du bassin versant du lac de Parentis-Biscarrosse les plantations de pins et la forêt occupent environ 75% du territoire (Tab. 3.34). A l'image de ce qui a été observé sur les

18. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

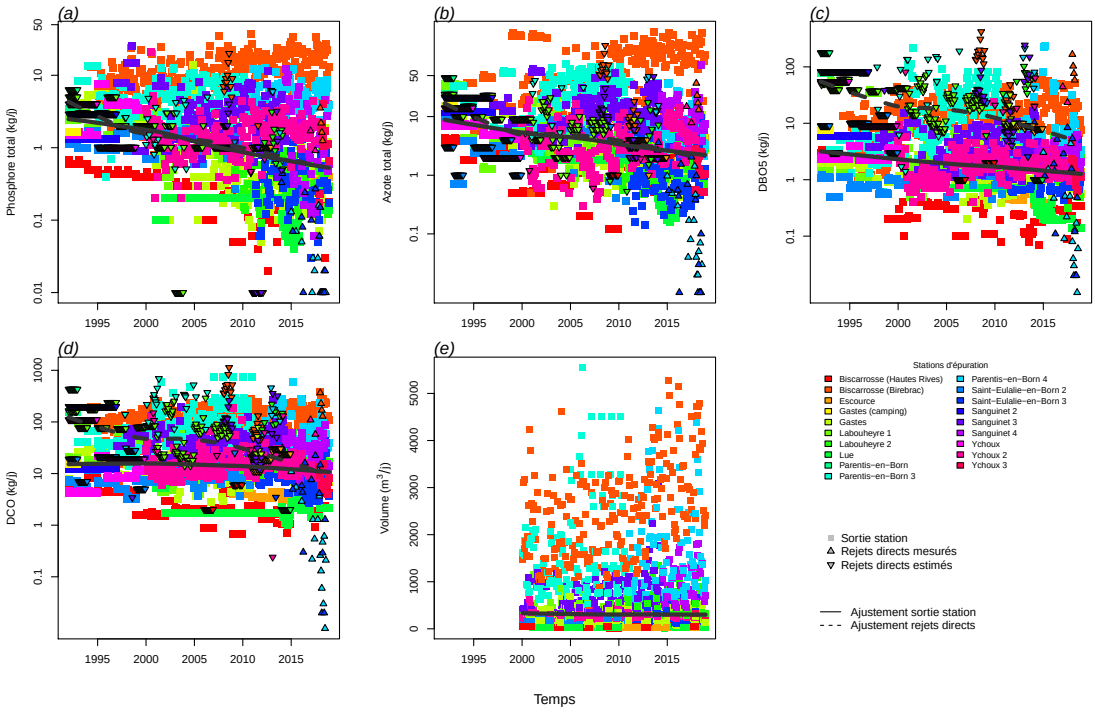


FIGURE 3.85 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant du lac d'Aureilhan. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 3.34 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du lac d'Aureilhan entre 1945 et 2002. Note : la surface du lac a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	77.63	75.72	72.20	74.89
Champs cultivés	3.62	3.47	7.42	8.38
Prairies	1.93	1.49	0.87	1.92
Eau	8.12	7.88	8.10	8.23
Urbain	1.16	1.41	1.57	2.15
Semi-urbain	1.33	1.82	2.55	4.43
Non déterminé	6.22	8.21	7.29	0.00

bassins versants des lacs et étangs situées en amont, cette surface a légèrement diminuée depuis les années 1945, et en particulier entre 1965 et 1985, au profit des terres dédiés à l'agriculture (Fig. 3.86). Loin derrière les surfaces forestières et sylvicoles, la surface en eau (représentée essentiellement par les deux grands lacs amont) et les terres agricoles représentent le deuxième type d'occupation du sol majoritaire, en recouvrant un peu plus de 8% du territoire en 2002 (Tab. 3.34). Ainsi, la surface occupée par ces terres agricoles a considérablement augmenté depuis 1945 (+140%, Fig. 3.87).

Ces terres agricoles sont principalement cultivées avec du maïs [19] (environ 80% des surfaces déclarées en 2010) mais la surface occupée par cette culture tend cependant à diminuer au cours des dix dernières années (Fig. 3.88). Cette diminution s'est fait au profit des cultures de légumes et d'oléagineux-protéagineux. On peut noter également que la surface de jachère a augmenté entre 2014 et 2015. Cependant le changement dans la politique agricole commune et dans la déclaration des cultures est potentiellement à l'origine de cette différence. Aussi, les surfaces en semences disparaissent en 2014 car cette catégorie n'est plus considérée dans les déclarations à partir de cette date. Il est cependant extrêmement probable que ces surfaces de semences soient des surfaces de maïs semence, la région Aquitaine étant en effet la première région productrice de maïs semence (Maiz'Europ', 2017).

Les surfaces urbaines et semi-urbaines ont elles aussi considérablement augmenté sur le bassin versant depuis les années 1945 (71% et 141% respectivement, Fig. 3.87) principalement au dépends des zones de culture de pins et forestières (Fig. 3.86). Notons aussi qu'une part importantes des espaces semi-urbain observés en 2002 provient des zones non-déterminé dans les années précédentes, essentiellement localisées au niveau de la ville de Cazaux.

Les espaces prairiaux ont fortement diminué entre les années 45 et 85 (Tab. 3.34 et Fig. 3.87) mais ces derniers semblent depuis avoir atteint à nouveau les surfaces présentes en 1945. Ceci est principalement dû à l'occupation du sol dans la zone militaire, qui a pour partie été catégorisé en prairies en 2002 alors que les photos antérieures n'étaient pas disponibles (Fig. 3.86).

19. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

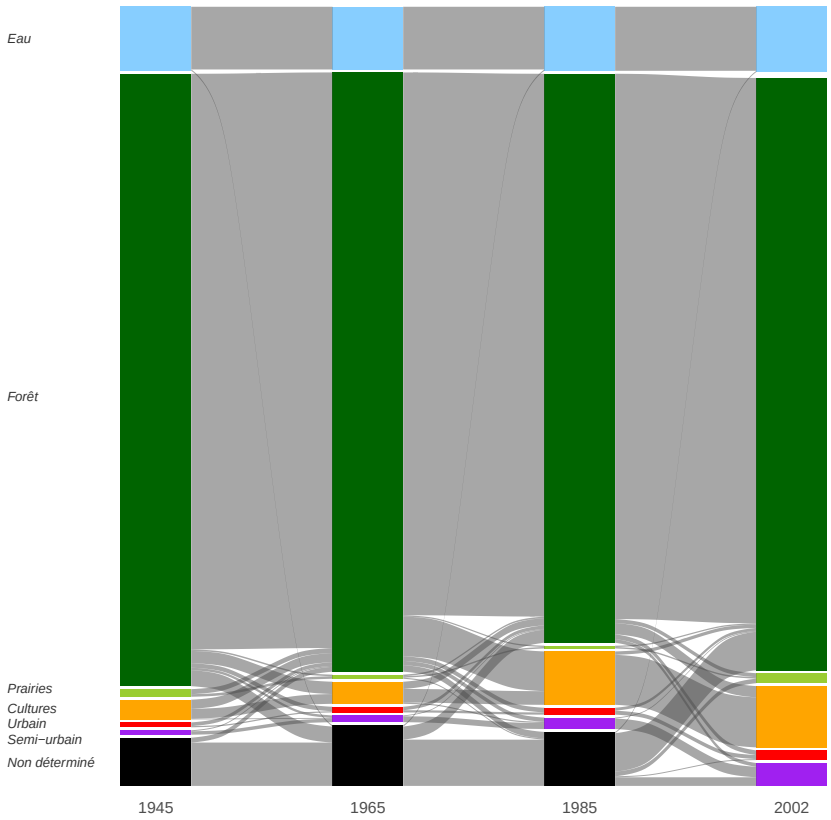


FIGURE 3.86 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant du lac d'Aureilhan. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

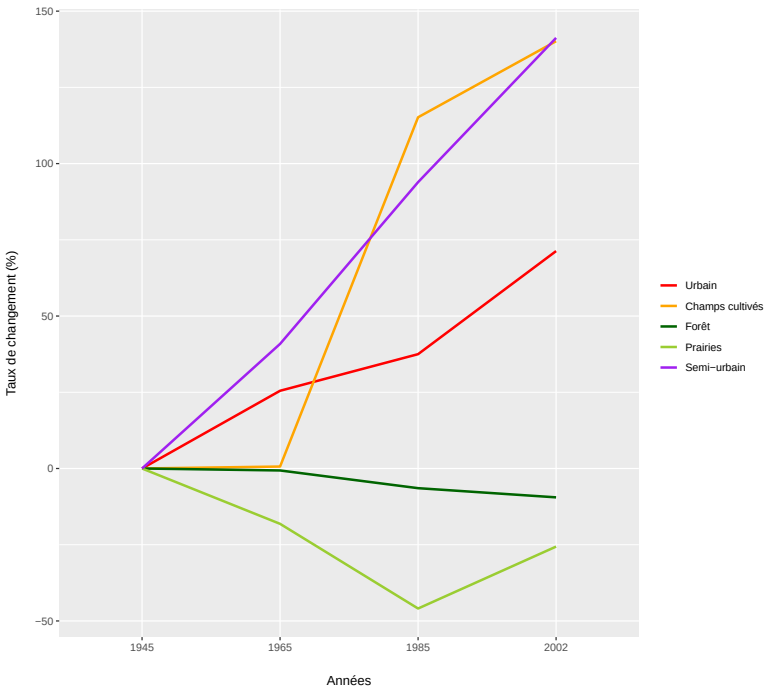


FIGURE 3.87 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant du lac d'Aureilhan (droite). Note : pour le calcul du taux de changement toutes les surfaces correspondant aux zones 'non déterminées' ont été retirées de l'analyse quelque soit la date d'intérêt.

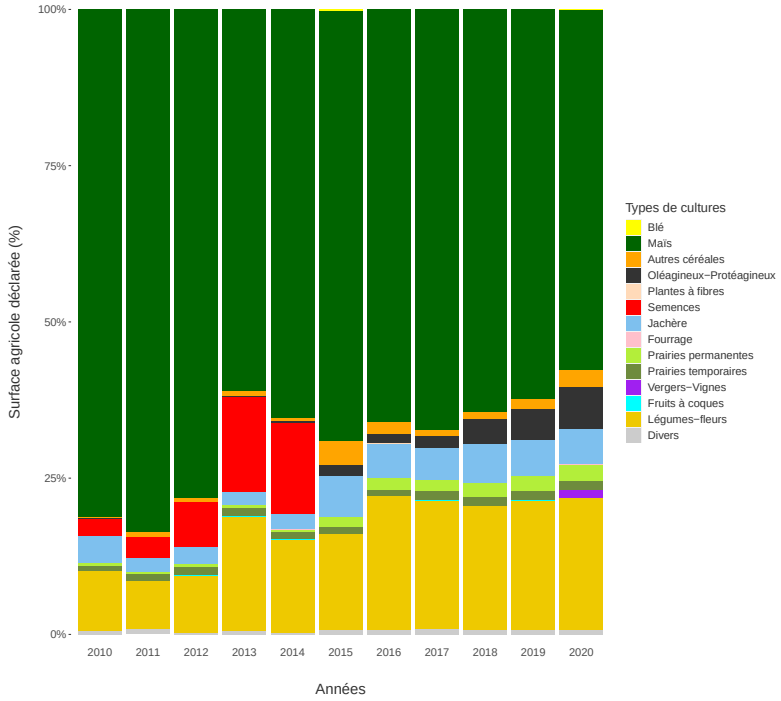


FIGURE 3.88 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Aureilhan.

3.5.3 Hydromorphologie

3.5.3.1 Niveaux d'eau

Les niveaux d'eau du lac d'Aureilhan sont suivis au travers de deux stations de mesure : au niveau de la station de Merquedey/Promenade Fleurie et au niveau du barrage des Anguilons. Les données recueillies entre décembre 1995 et juin 2005 ont été relevés au niveau de la station de Promenade Fleurie alors que celle depuis 2008 ont été prises à la station des Anguillons. Nous n'avons malheureusement pas de données avec des dates communes permettant d'affirmer que les niveaux sont directement comparables mais les valeurs moyennes et médianes calculées sur les deux périodes sont très proches. Si différence il y a, elle doit être de l'ordre de 2 à 3cm, et les analyses seront interprétées en conséquence.

Les données de niveaux d'eau recueillies s'étendent ainsi de décembre 1995 à octobre 2020. Les données sur les années 2006 et 2007 sont manquantes et celles de 1995 et 2005 n'étaient pas suffisamment représentatives de l'année pour être intégrés aux analyses suivantes (conservées cependant sur la Fig. 3.89 pour la tendance globale). Depuis 2010 la Communauté de Commune des Grands Lacs à mis en place un Système d'Information et de Régulation Interlacs (SIRIL) permettant une connaissance en temps réel des niveaux des plans d'eau.

Le niveau du lac d'Aureilhan est controlé par l'ouvrages des Anguillons situé sur l'xutoire du plan d'eau. Les écluses de Probert et la Taffarde localisées en amont au niveau de l'exutoire du lac de Parentis-Biscarrosee à Saint-Eulalie contrôle les arrivées d'eau provenant du courant de Saint-Eulalie. Les apports d'eau du lac de Parentis-Biscarrosse proviennent quasiment exclusivement des eaux de surfaces (environ 98%) et pour une plus faible part des précipitations (environ 1.5%) et des eaux souterraines (Géolandes, 2013c). Les principaux tributaires responsables de l'apport des eaux de surface sont le courant de Saint-Eulalie (eau en provenance du lac de Parentis-Biscarrosse), le ruisseau du Canteloup et de l'Escource.

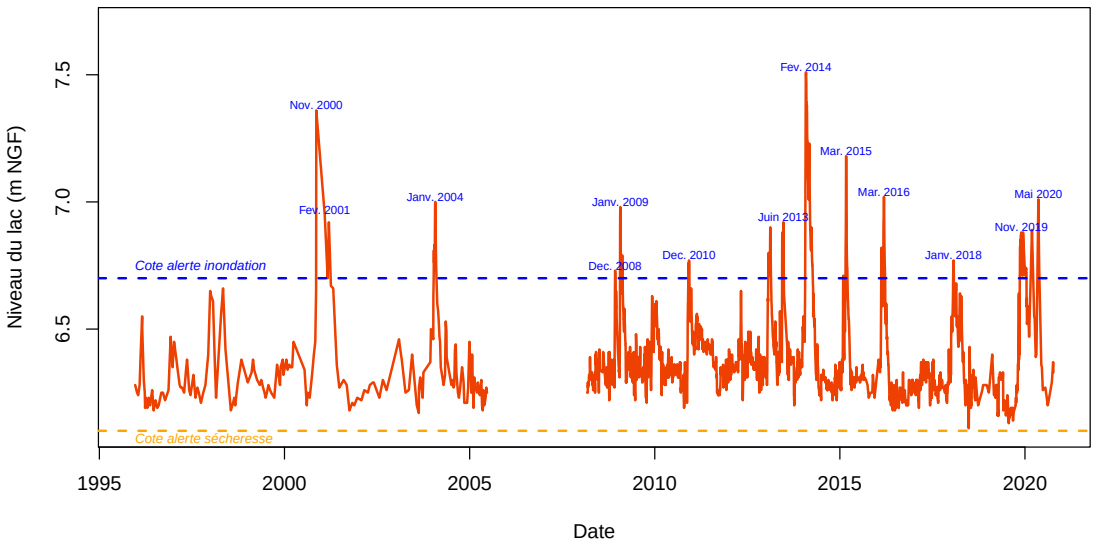


FIGURE 3.89 – Variation journalière du niveau du lac d'Aureilhan entre fin 1995 et 2020.

Le niveau moyen du lac entre 1968 et 2020 est de 6.38m NGF (Fig. 3.89). D'après le règlement d'eau les cote d'alertes sécheresse et inondations sont respectivement fixées à 6.1 et 6.7m respectivement. Contrairement aux deux grands lacs situés à l'amont, la cote sécheresse n'a jamais été atteinte (sur les données dont nous disposons) sur le lac d'Aureilhan (Fig. 3.89), probablement en raison du maintien du débit minimum biologique assuré sur le courant de Saint-Eulalie. En revanche, et à l'image de ses voisins amonts, la cote d'alerte inondation est régulièrement dépassée : environ 1 année sur deux (Fig. 3.89).

En moyenne, et toutes années confondues, le niveau du lac atteint sont maximum au mois de février, comme pour le lac de Parentis-Biscarrosse (et un mois plus tôt que le lac de Cazaux-Sanguinet, Fig. 3.90). Le niveau minimum du lac est quant à lui observé à la fin de l'été et au début de l'automne, au mois de août et septembre (soit aussi légèrement plus tôt que Parentis-Biscarrosse et Cazaux-Sanguinet). Les cotes minimales, médianes et maximales ne semblent pas varier en fonction des saisons, à l'exception de la cote maximale du printemps, qui tend à augmenter significativement depuis les 24 dernières années (environ 1.5cm par an, régression linéaire $0.016x - 26.18$, $R^2_{aj} = 0.15$, $pvalue = 0.04$, Fig. 3.91).

Ces observations laisse suggérer que l'influence de la gestion des niveaux semble efficace en période d'étiage mais est relativement moindre en période de crue. Ni la gestion, ni les changements climatiques n'apparaissent ainsi avoir un effet sur le marnage qui reste très fluctuant mais sans tendance temporelle (Fig. 3.92). Le marnage moyen est de l'ordre de 61cm sur la période d'analyse (24 ans avec 22 années de données).

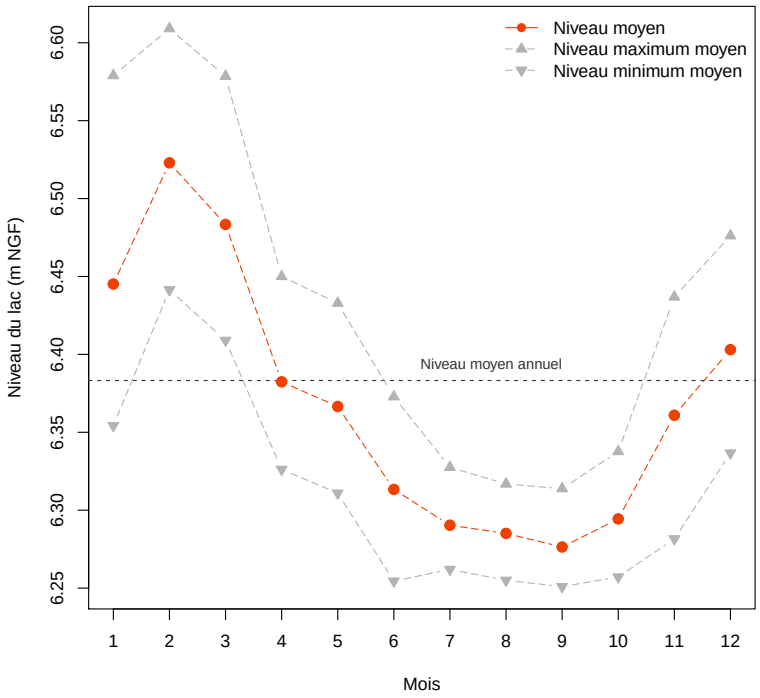


FIGURE 3.90 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau du lac d'Aureilhan en fonction des mois de l'année. La ligne hachurée rouge représente la valeur moyenne annuelle.

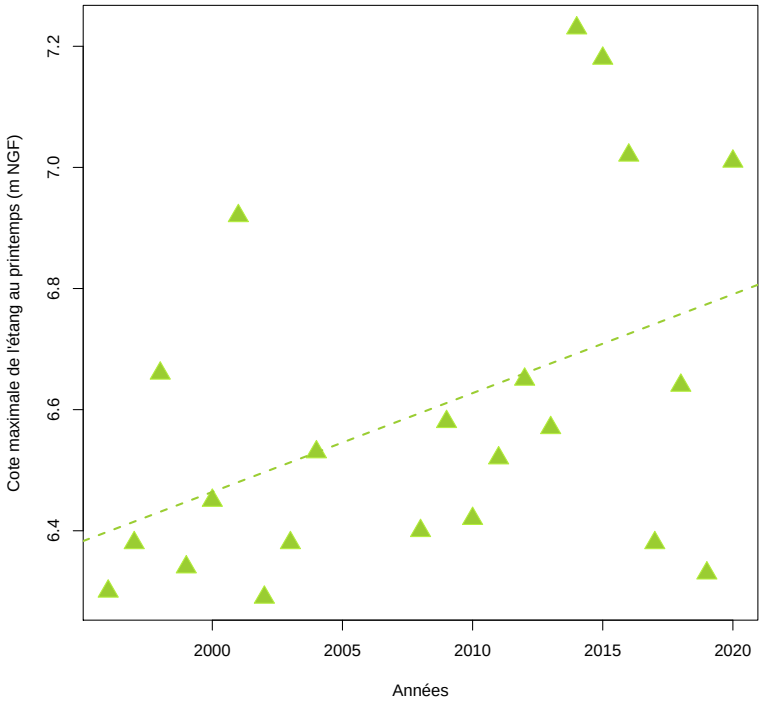


FIGURE 3.91 – Variation des cotes maximales annuelles du lac d'Aureilhan au printemps entre 1996 et 2020).

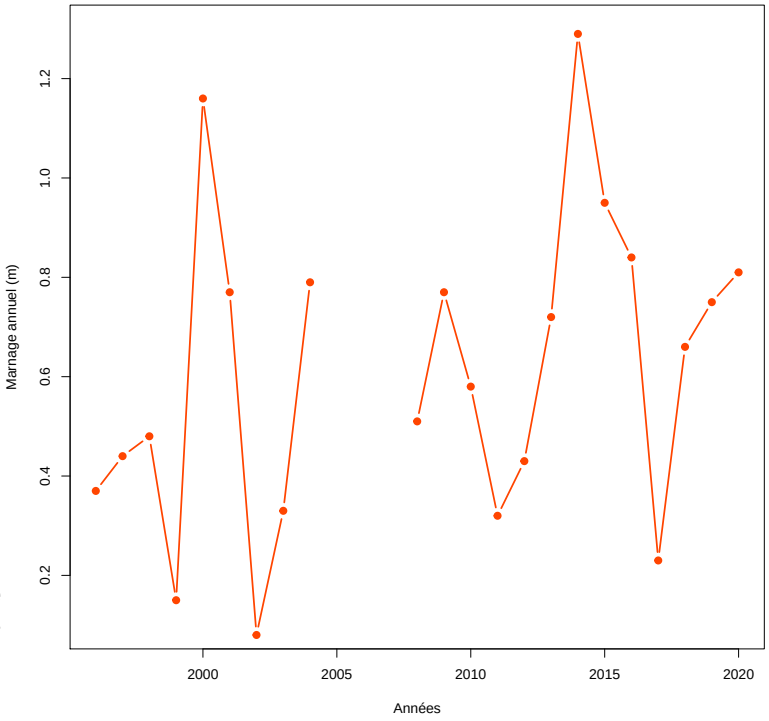


FIGURE 3.92 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur le lac de Aureilhan entre 1996 et 2020.

3.5.4 Physico-chimie

3.5.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur le lac d'Aureilhan la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 3.93) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 31.60$, $R^2_{aj} = 0.37$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.02 - 40.47$, $R^2_{aj} = 0.10$, $pvalue < 0.01$ en hiver, $0.02x - 31.69$, $R^2_{aj} = 0.18$, $pvalue < 0.001$ au printemps, $0.02x - 23.92$, $R^2_{aj} = 0.18$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 30.45$, $R^2_{aj} = 0.17$, $pvalue < 0.001$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les autres plans d'eau du même bassin-versant (Fig. 3.11, 3.33 et 3.65) ainsi que sur celle observée sur les étangs de Léon (Fig. 4.12), Blanc (Fig. 6.27) et Soustons (Fig. 6.68).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation est identique à celle observée sur les autres plans d'eau étudiés mais presque deux fois plus forte que sur les lacs médocains.

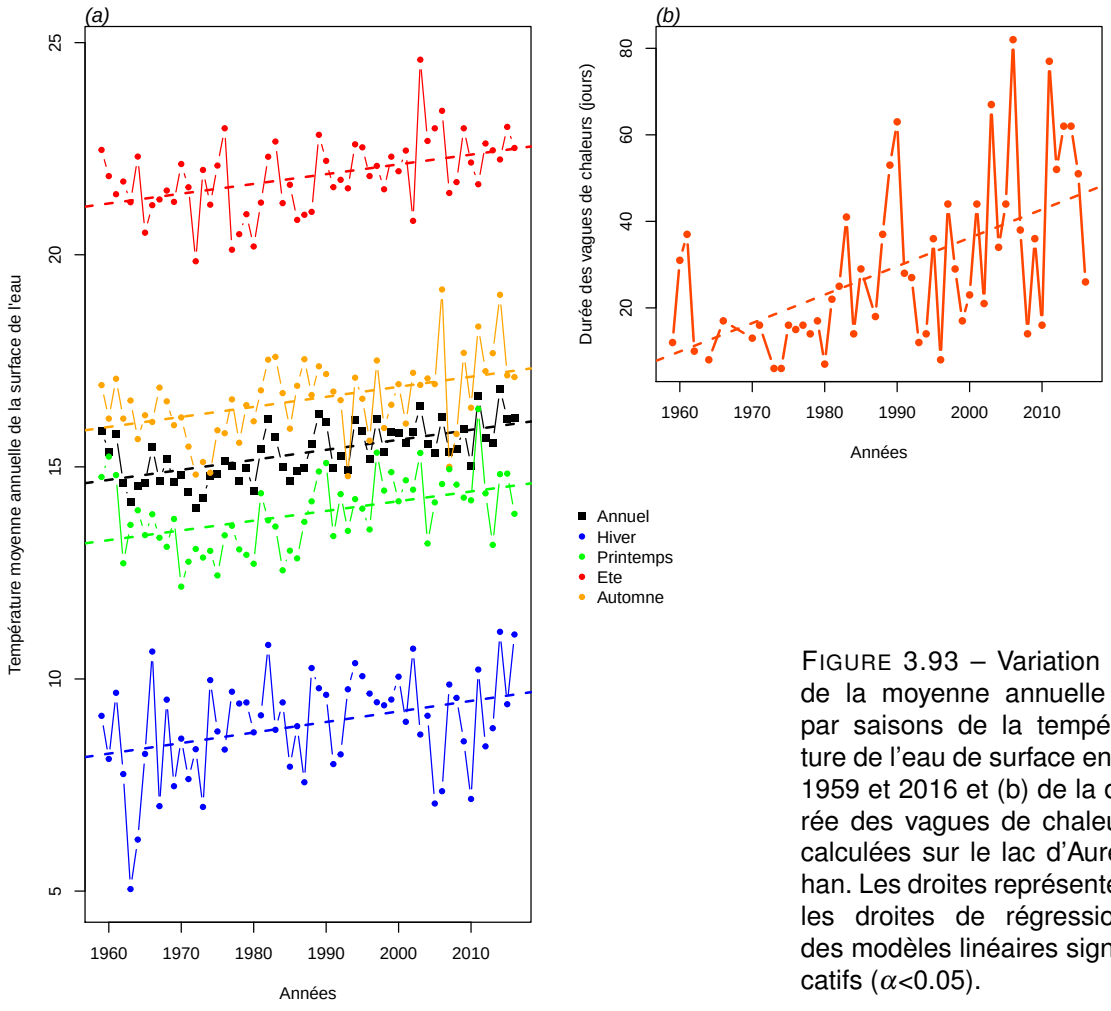


FIGURE 3.93 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur le lac d'Aureilhan. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.66x - 1277.22$, $R^2_{aj} = 0.30$, $pvalue < 0.001$). Cette augmentation (presque 6j en 10 ans) apparait être intermédiaire entre celle observée sur les lacs de Cazaux-Sanguinet (9j) et Parentis-Biscarrosse (9j) mais supérieure à celle des lacs médocains (4-5j), du petit étang de Biscarrosse (5j) ou des plans d'eau située plus au sud (3j).

3.5.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

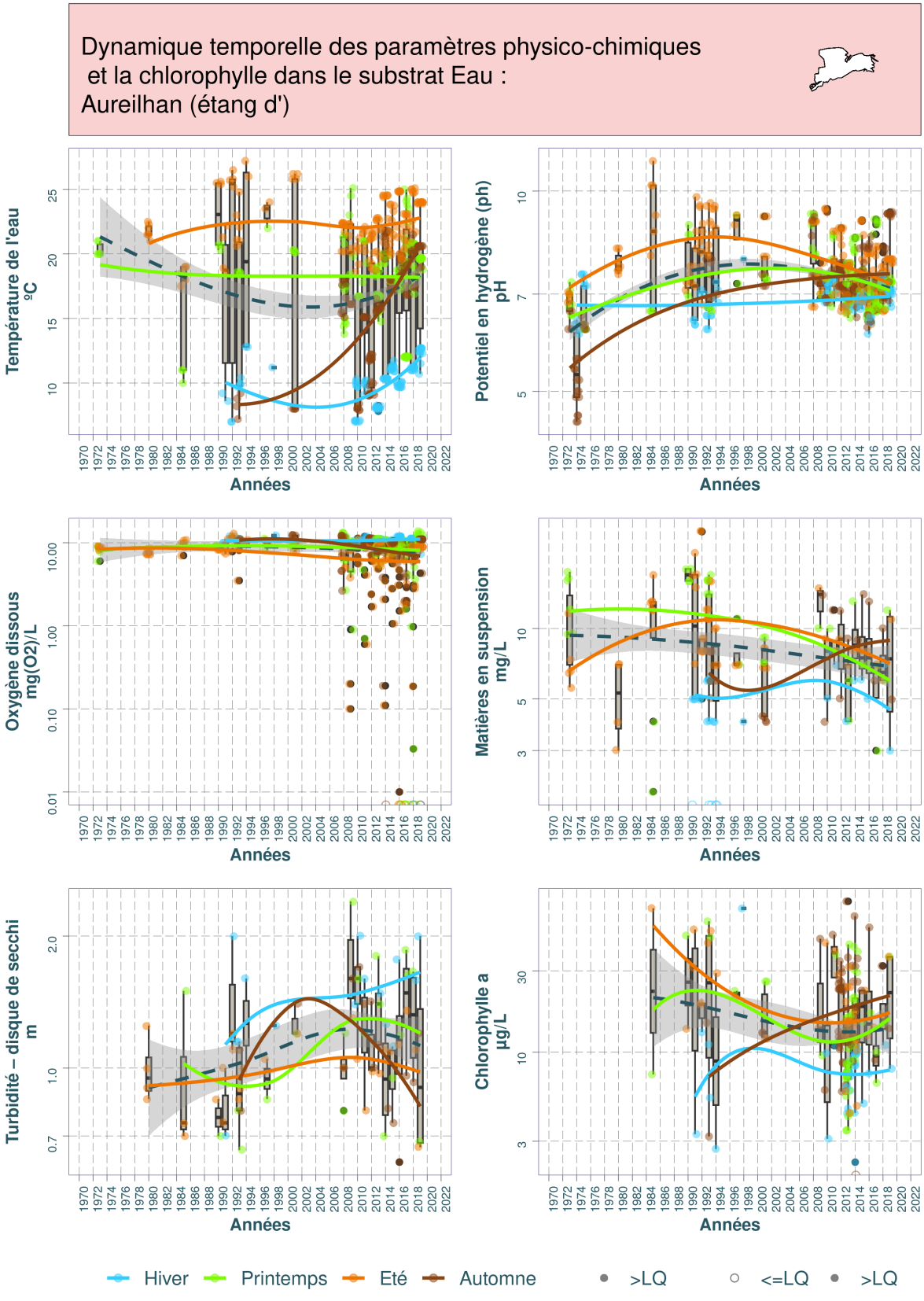
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

3.5.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

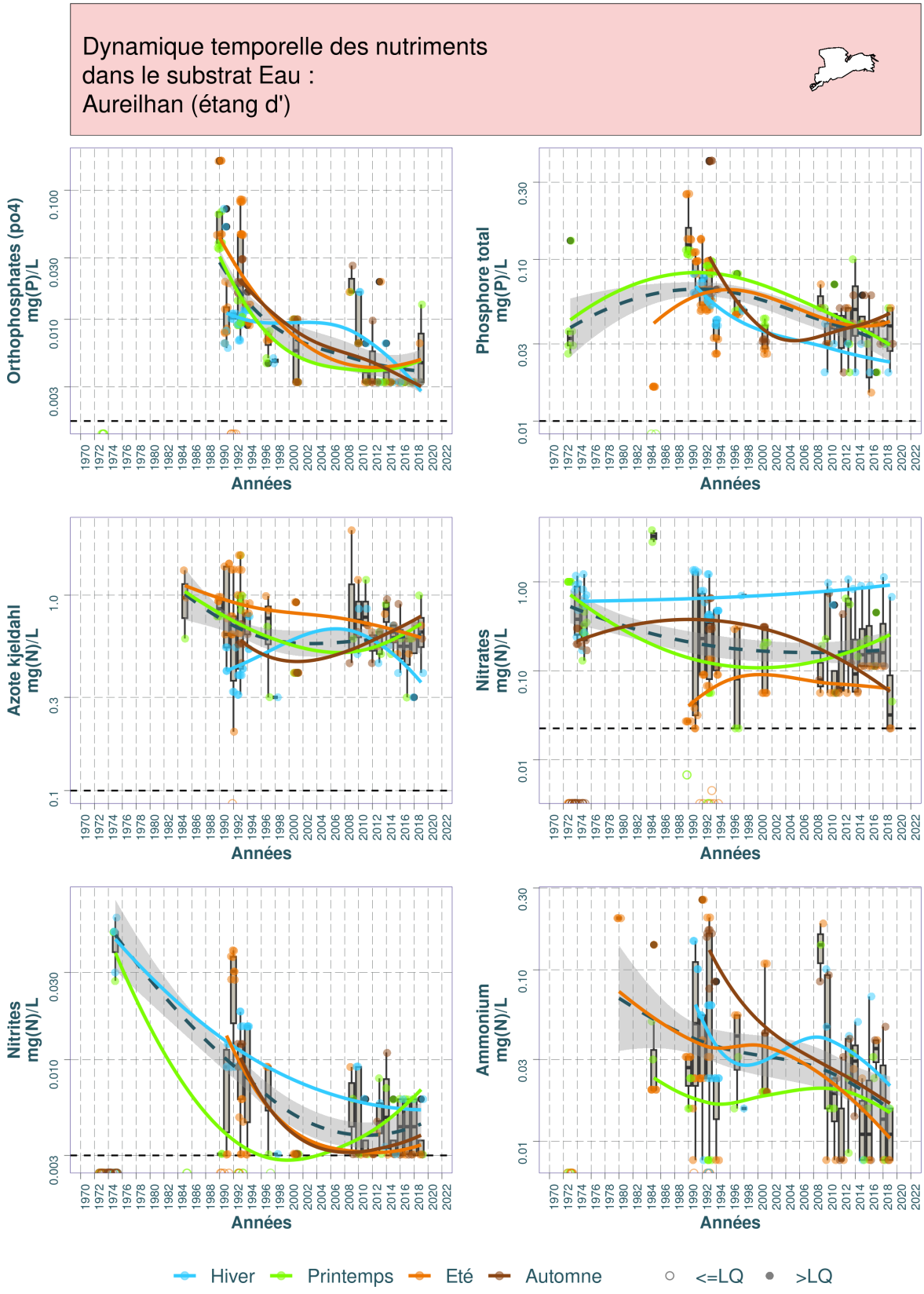
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Le lac d'Aureilhan peut être considéré en relativement bon état en ce qui concerne les nitrates et l'ammonium selon ces critères DCE (Fig. 3.97). Cet état s'est même améliorer en ce qui concerne les nitrates (état médiocre en 1985) et reste relativement stable pour l'ammonium. Cependant, les paramètres transparence et phosphore total sont beaucoup plus variables, et semble même tendre vers une dégradation de l'état au cours du temps.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 3.94 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le lac d'Aureilhan.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

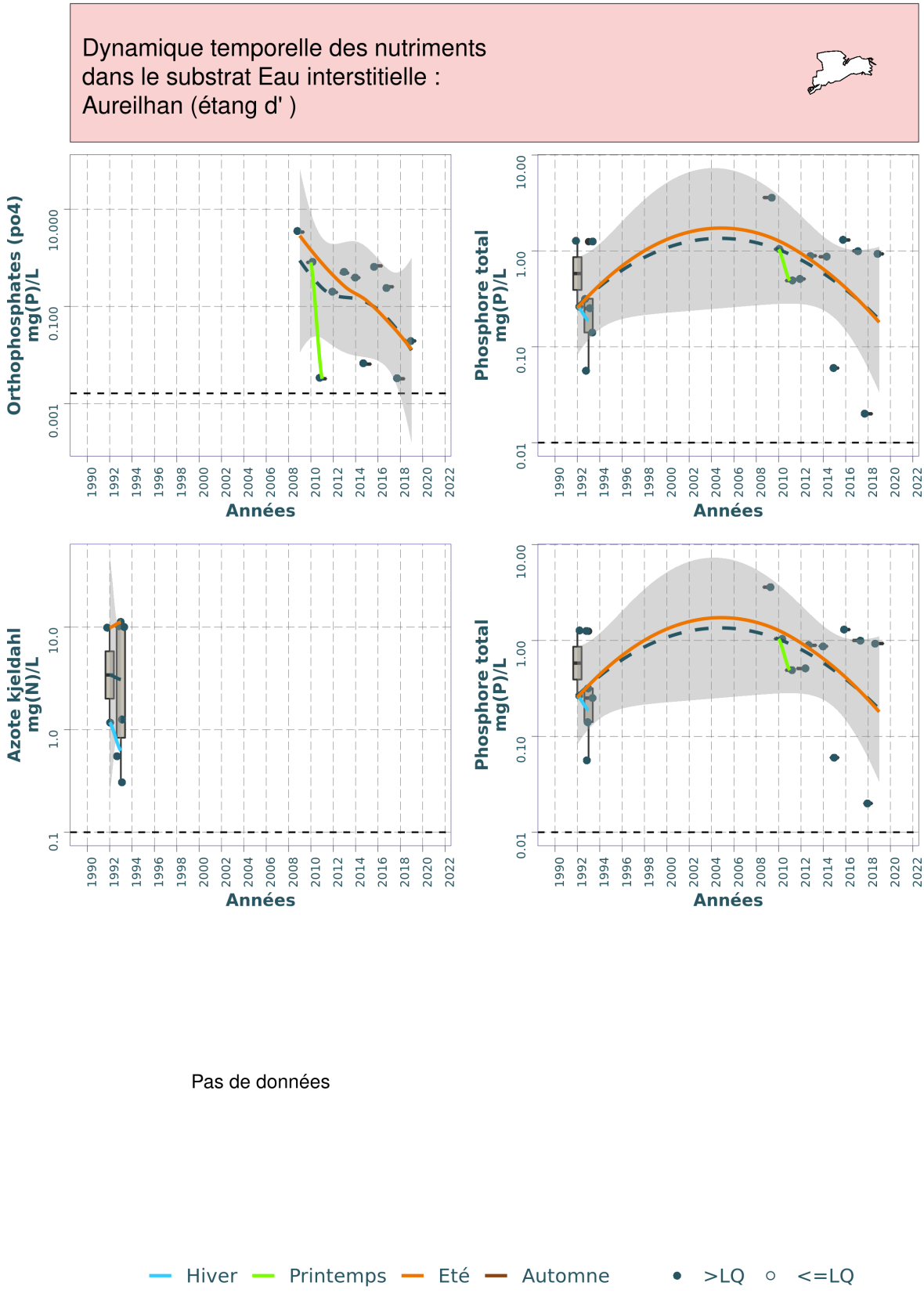
FIGURE 3.95 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le lac d'Aureilhan.

TABLEAU 3.35 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le lac d'Aureilhan.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Aureilhan (étang d') [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1973	2019	144	31.2%	0.00	0.2563	0.0233	0.0449	0.0078	0.015
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1985	2019	128	32.8%	0.00	2.1500	0.6400	0.7136	0.1000	0.300
Azote minéral	mg(N)/L	1990	2001	63	11.1%	0.00	1.5190	0.2100	0.3255	0.1200	0.120
Chlorophylle a	µg/L	1985	2019	194	9.8%	0.00	76.8000	12.5250	17.7680	0.1000	1.000
Matières en suspension	mg/L	1973	2019	145	32.4%	0.00	26.0000	8.0000	8.8814	2.0000	5.000
Nitrates	mg(N)/L	1973	2019	178	30.3%	0.00	3.8000	0.1573	0.3448	0.0226	0.200
Nitrites	mg(N)/L	1973	2019	169	27.2%	0.00	0.0600	0.0030	0.0071	0.0030	0.050
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1973	2019	172	27.3%	0.00	0.1696	0.0095	0.0180	0.0033	0.016
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1973	2019	554	0.0%	0.00	13.8000	9.8000	8.8719	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1973	2019	181	23.2%	0.00	0.4076	0.0520	0.0664	0.0100	0.016
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1973	2019	619	0.0%	4.50	11.1000	7.2100	7.3378	NA	NA
Température de l'eau	°C	1973	2019	548	0.0%	7.00	27.2000	18.5000	17.2558	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1980	2019	79	0.0%	0.61	2.4000	1.1000	1.1713	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 3.96 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur le lac d'Aureilhan.

TABLEAU 3.36 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le lac d'Aureilhan.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Aureilhan (étang d') [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2009	2019	11	54.5%	5.2027	20.1118	9.3182	9.7771	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	1993	9	0.0%	0.3080	11.2000	9.8910	6.1497	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2009	2019	11	81.8%	0.0033	3.3914	0.2544	0.5680	0.0033	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2019	18	50.0%	0.0200	3.6000	0.6900	0.7926	0.0100	0.0500

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

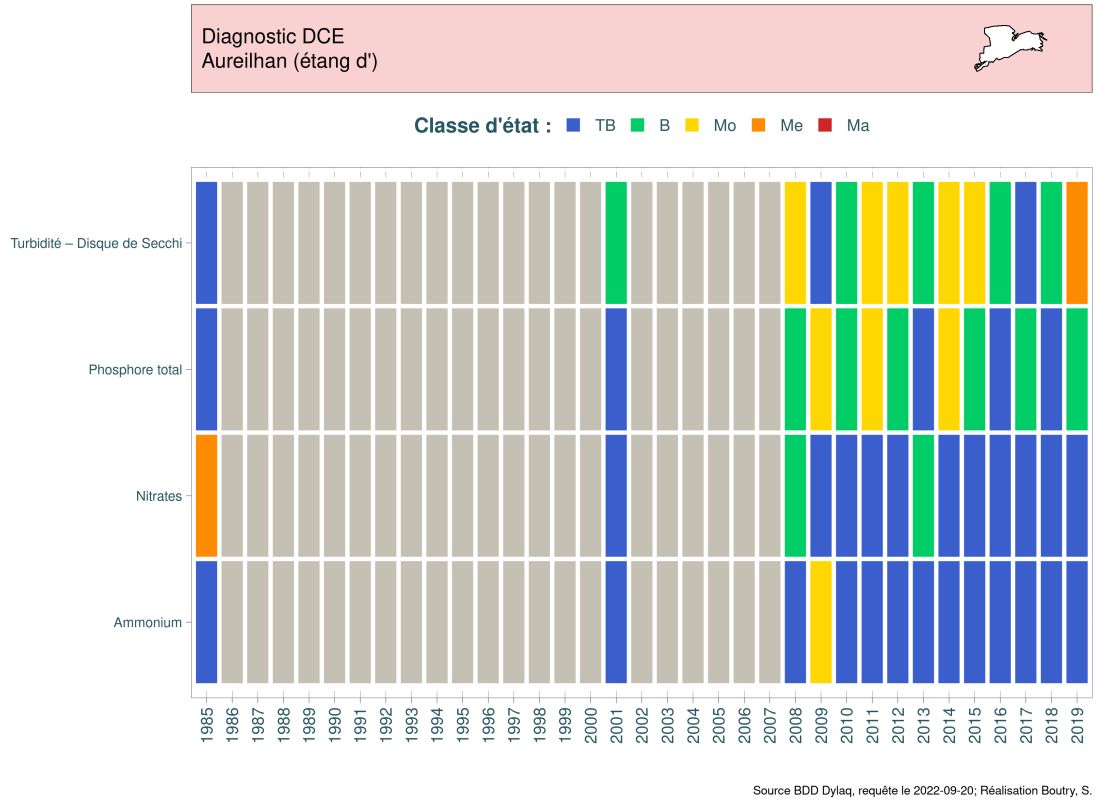


FIGURE 3.97 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le lac d'Aureilhan entre 1985 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

3.5.4.4 Synthèse

Sur le lac d'Aureilhan, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau quelle que soit la saison. Le pH de ce plan d'eau apparait comme légèrement acide (entre 6 et 7) durant les premières décennies, puis remonte aux alentours de 7.5-8 à partir des années 1990. Quant à l'oxygène dissous, il reste relativement stable au cours du temps.

Les matières en suspension subissent une décroissance marquée (diminution de 0.5 unité log décimal, soit un facteur d'environ 3) qui semble se traduire dans le même temps par une baisse de la turbidité ou encore une légère amélioration de la transparence (tout en restant très variable dans le temps ou en fonction des saisons). Quant à la chlorophylle a, il semble y avoir une diminution de sa concentration au cours du temps.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une très légère décroissance est observable pour les nitrates et l'azote Kjeldahl. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent enfin assez fortement dans le courant des années 1990-début 2000. Il est à souligner des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées, pour un plan d'eau donné.

Globalement l'état physico-chimique peut être considéré comme 'très bon' en ce qui concerne les paramètres nitrates et ammonium avec une relative stabilité dans le temps, mais reste très variables autour d'un état '*moyen*' en ce qui concerne la transparence et le phosphore total.

3.5.5 Phytoplancton

Les premiers relevés de phytoplancton disponibles sur le lac d'Aureilhan remontent à l'année 2009. Depuis cette date, des campagnes d'analyses ont été réalisées chaque année permettant ainsi de disposer de douze ans de données jusqu'en 2020. Ces données, respectant toutes le format type DCE, peuvent être pleinement comparées entre elles.

3.5.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Variables d'une année à l'autre, les richesses taxonomiques annuelles moyennes ont varié de 30 taxons en 2019 au minimum, à 50 en 2017 au maximum (Fig. 3.98). Des disparités s'observent au cours des différentes années et aucune tendance générale sur la durée ne se dégage sur cette chronique. Après une baisse sensible de 2009 à 2011, les richesses moyennes ont globalement augmenté de 2012 à 2020 avec une baisse importante qui s'est produite en 2019. Bien que variables au cours des années, ces richesses annuelles ne sont pas significativement différentes entre elles (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.15*) et sont dans la moyenne de ce qui peut être observé sur les plans d'eau du littoral aquitain. La richesse taxonomique du lac d'Aureilhan est ainsi de 40 taxons en moyenne sur la période d'étude.

Comme le montre la Figure 3.98 les richesses sont, au cours des différentes campagnes des différentes années, plus ou moins dispersées. Les années 2012 à 2015 puis 2020, présentent

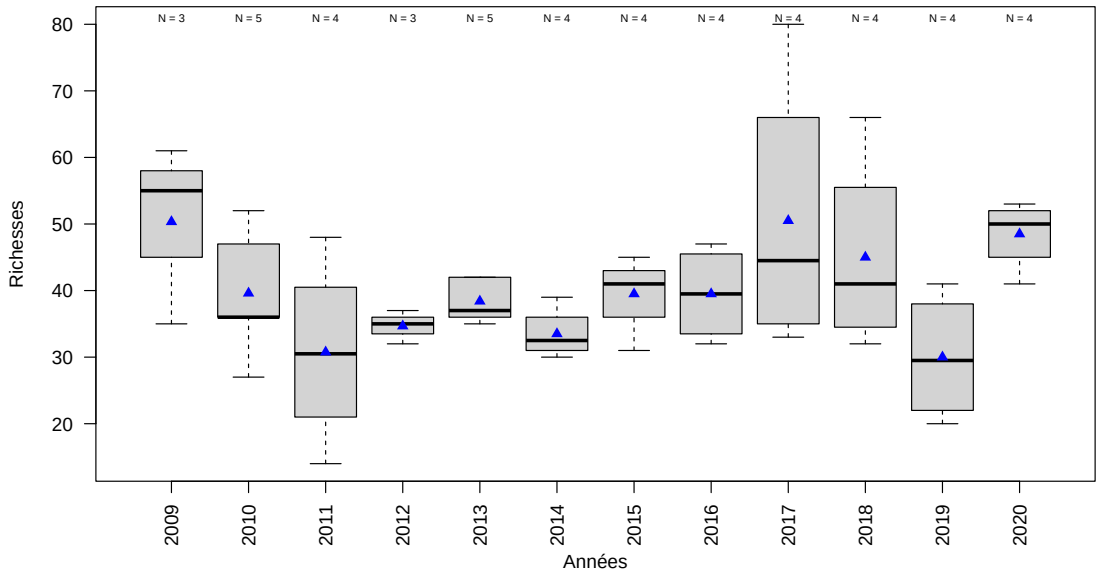


FIGURE 3.98 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 2009 et 2020 sur le lac d'Aureilhan. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

des richesses plus homogènes (moins étendues) que les autres années. L'année 2017 présente les plus grands écarts de richesse entre campagne : de 33 à 80 taxons par campagne pour respectivement les relevés d'automne et d'été. Il est à noter aussi que l'année 2011 a eu une richesse très faible de 14 taxons lors de la campagne de printemps (juin), minimum de toute la chronique disponible.

Les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) composent la plus grande fraction de cette richesse tout au long des années (Fig. 3.99). Les algues dorées (Ochrophyta), les cyanobactéries (Cyanobacteria) puis les diatomées (Bacillariophyta) sont les groupes taxonomiques qui arrivent ensuite en terme de nombre d'espèces. Il faut noter que les cyanobactéries sont un peu plus diversifiées sur Aureilhan depuis 2017 avec 7 à 11 taxons différents par an, contre moins de 7 les années précédentes. La richesse moyenne des diatomées semble se réduire légèrement depuis 2016 avec moins de 7 taxons en moyenne.

3.5.5.2 Dynamique des biovolumes

Les richesses donnent une idée de la répartition de la communauté au sein des différents groupes taxonomiques mais n'illustrent pas les quantités de matière en présence. L'analyse de la distribution des biovolumes comble ce manque.

La distribution des biovolumes annuels est bien différente de celle des richesses (Fig. 3.100). Plus faibles et peu étendus de 2009 à 2011 avec des valeurs moyennes inférieures à 3 mm^3/l ,

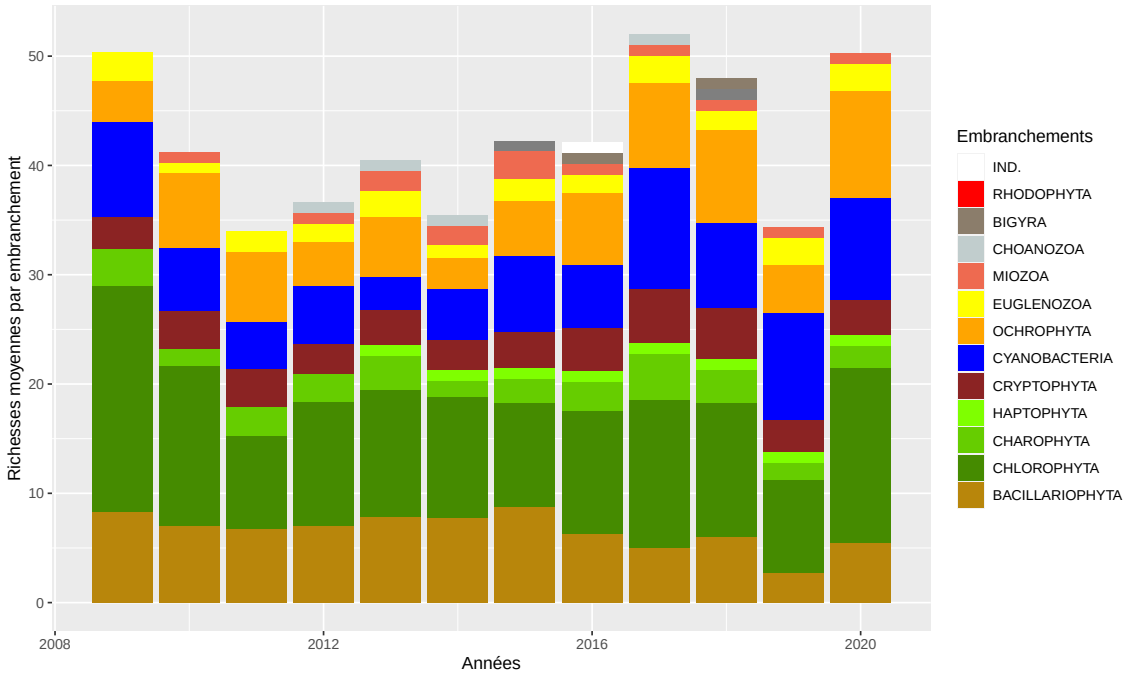


FIGURE 3.99 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 2009 et 2020 sur le lac d'Aureilhan. IND. indique les embranchements indéterminés.

les biovolumes se dispersent ensuite (étendues plus importantes) notamment les années 2012, 2014, 2016 et encore plus, les trois dernières années de l'étude (de 2018 à 2020). Ces années sont aussi associées à des biovolumes moyens beaucoup plus importants, supérieurs à 10 mm^3/l dénotant des communautés phytoplanctoniques beaucoup plus abondantes illustrant un milieu à tendance eutrophe.

Le biovolume maximum est relevé durant l'été 2019 avec 41.8 mm^3/l et le minimum en hiver 2010 avec 0.3 mm^3/l. Sur la période d'étude les biovolumes annuels moyens ont une tendance significative à la hausse ($R^2_{aj} = 0.35$, *p-value = 0.03*). Le lac d'Aureilhan a une communauté algale qui augmente au cours du temps illustrant l'augmentation du niveau trophique du site. Bien qu'en constante hausse au niveau moyen, les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.13*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

Les communautés phytoplanctoniques se répartissent essentiellement dans les algues vertes (surtout l'embranchement des Charophyta contenant les desmidiées) et les diatomées sur toute la période, mais aussi dans l'embranchement des cyanobactéries pour certaines années (Fig. 3.101). Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés.

Les cyanobactéries sont quasiment absentes jusqu'en 2013 et deviennent prépondérantes en 2014, 2016 puis en 2019 et 2020. En regardant le détail de chaque campagne (graphique non présenté), les cyanobactéries s'avèrent dominantes sur au moins une des campagnes de chacune de ces années : lors de la campagne de printemps ou d'automne avec un biovolume supérieur à 16 mm^3/l et jusqu'à 34.3 mm^3/l en juin 2019. Ce sont des concentrations très élevées illustrant des conditions de blooms sévères engendrés par des conditions climatiques et trophiques favorables. L'état de la communauté phytoplanctonique du lac d'Aureilhan semble donc se dégrader au cours

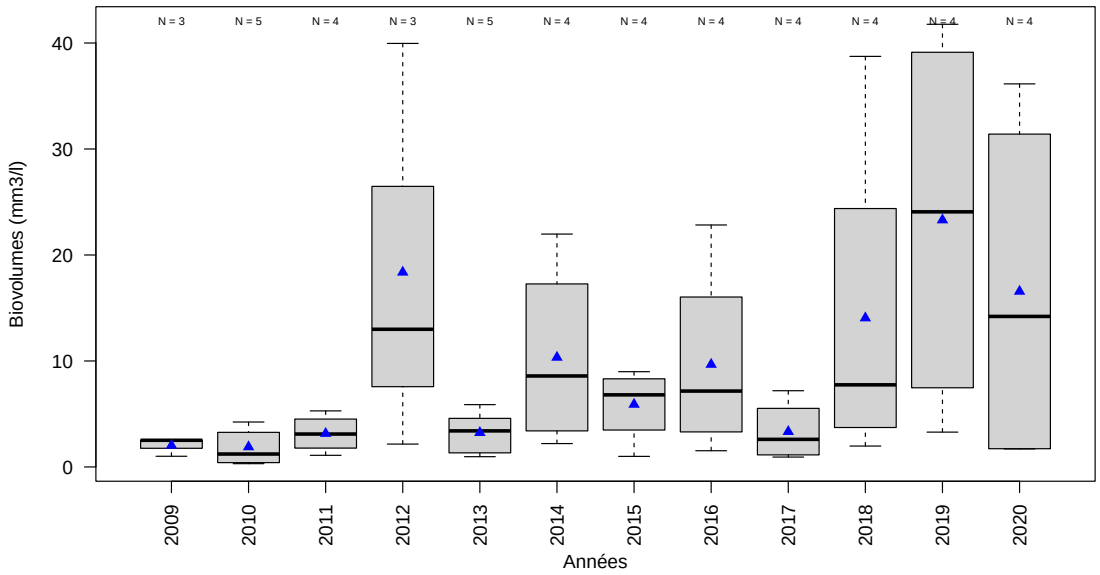


FIGURE 3.100 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2020 sur le lac d'Aureilhan. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

du temps avec des biovolumes plus importants qu'il y a quelques années et une forte proportion de cyanobactéries ou parfois de desmidiées.

3.5.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Les structures des communautés peuvent être étudiées via des indicateurs de diversité tel que l'indice de diversité de Gini-Simpson [20] (Fig. 3.102). Le calcul de cet indice par année donne des valeurs supérieures à 0.70 indiquant des communautés plutôt bien diversifiées et équilibrées sauf lors de l'année 2016 qui affiche un indice de 0.52 (Fig. 3.102a). Cependant ces valeurs annuelles cachent une plus grande hétérogénéité si on calcule l'indice par campagne (Fig. 3.102b). L'indice plus centré autour de 0.80 à 0.90 les trois premières années, tend à se disperser vers des valeurs plus faibles (jusqu'à 0.15 au plus bas en juin 2019) de plus en plus fréquemment. Cet indice vient alors conforter la tendance observée avec les biovolumes de dégradation de la communauté phytoplanctonique sur Aureilhan.

La structure de la communauté peut aussi être observée au travers d'outil d'analyses multivariées telles que les NMDS. Cela permet de voir comment se projettent les communautés phytoplanctoniques de chaque campagne et chaque année les unes par rapports aux autres sur un plan multifactoriel (Fig. 3.103) et de voir quels sont les taxons les plus représentatifs de cette

20. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

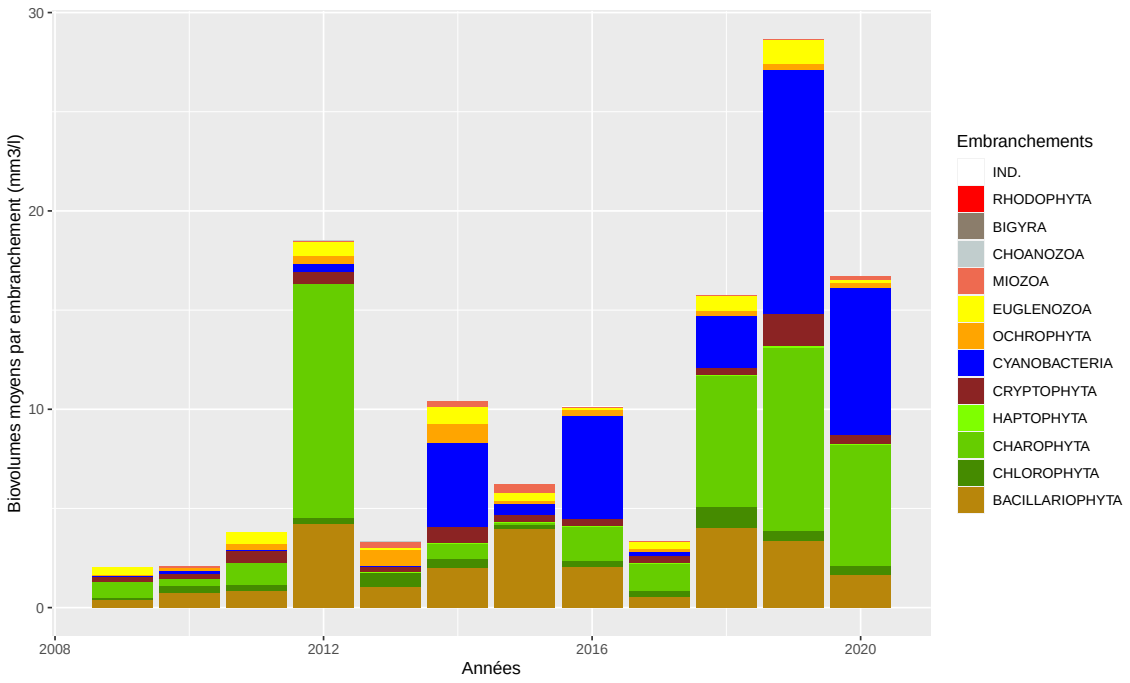


FIGURE 3.101 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2020 sur le lac d'Aureilhan. IND. indique les embranchements indéterminés.

distribution. La NMDS calculée sur les communautés phytoplanctoniques d'Aureilhan présente un stress de 0.13 indiquant une représentation acceptable (compris en 0.1 et 0.2). Ici, l'axe 1 de la NMDS représente plutôt le gradient hiver à gauche et automne à droite (voir les numéros de mois sur le graphe), soit le début et la fin du cycle de développement algal annuel tandis que l'axe 2 est plus difficile à définir.

Les années positionnées sur la droite du graphe sont majoritairement caractérisées par leurs communautés automnales, présentant de fortes à très fortes biomasses (2012, 2014, 2016, 2018 et 2019). Ces communautés sont surtout représentées par certains taxons :

1. de cyanobactéries : *Microcystis sp.* (MIOSPX), *Cuspidothrix issatschenkoi* (CUSISS) ou encore *Planktolyngbya minor* (PLLMIN),
2. de plusieurs algues vertes : *Mougeotia sp.* (MOUSPX), *Elakatothrix gelatinosa* (ELAGEL), *Oocystis sp.* (OOCSPX et OOCPAR) et d'autres coloniales indéterminées (INDCCO),
3. d'algues brunes *Nephrodiella semilunaris* (NEHSEM), *Fragilaria crotonensis* (FRACRO) ainsi que de cryptophycées avec des *Cryptomonas* (CRYERO, CRYMAR).

Les années positionnées sur le haut à gauche du graphe, 2009, 2010 et 2011 essentiellement, sont plutôt caractérisées par leurs communautés printanières, moins abondantes et plus diversifiées. Ces dernières sont composées de taxons tels que *Chrysochromulina parva* (CCHPAR), *Coenococcus planctonicus* (COUPLA) pour les algues vertes ou encore *Aulacoseira ambigua* (AULAMB) appartenant aux diatomées.

La distribution des années se chevauche et aucune trajectoire simple ne semble se dessiner au cours du temps. Par contre les campagnes d'une même année paraissent, avec les années, de plus en plus espacées entre elles (2019 et 2020 notamment), indiquant des communautés de

plus en plus marquées, différentes entre les saisons pouvant refléter une instabilité grandissante de la communauté algale. Cela est d'autant plus vrai que c'est associé à des biomasses de plus en plus importantes sur les dernières années (depuis 2018).

3.5.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

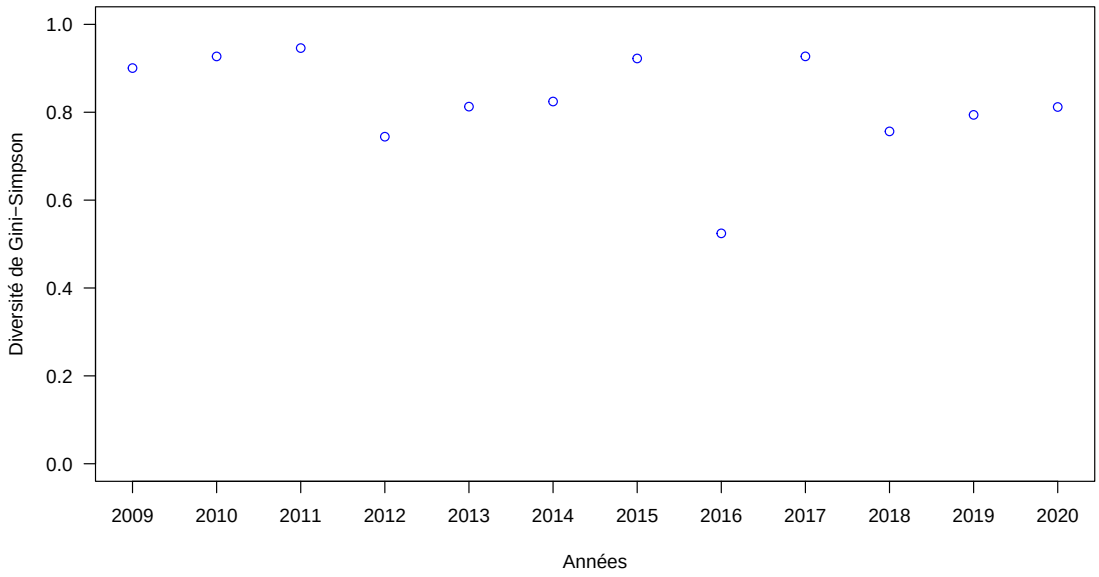
Des données de chlorophylle sur le lac d'Aureilhan sont disponibles en 2001 et 2008 mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'est disponible. L'indice IPLAC ne peut pas être calculé sur ces deux années. Ensuite de 2009 à 2020, les données de qualité d'eau ont été acquises selon le protocole DCE, comprenant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle. Cependant en 2010 et en 2012, le nombre et la période des campagnes (mois de l'année) ne sont pas adaptés au calcul de l'indice. L'IPLAC a pu ainsi être calculé en 2009, 2011 puis de 2013 à 2020 avec néanmoins une petite extension de la période d'acquisition acceptée jusqu'au 15 novembre pour permettre un calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul permettant une meilleure robustesse de l'indicateur.

L'IPLAC sur le lac d'Aureilhan varie de 0.55 à 0.80 de 2009 à 2020 (Fig. 3.104). L'état écologique est alors majoritairement « bon » sur l'ensemble de la période avec une moyenne de 0.68. Il est néanmoins un peu plus faible de 2009 à 2014 ce qui est dû à des notes de la métrique de biomasse algale (MBA) plus basses (0.23 et 0.27 respectivement pour 2011 et 2013) et une note de la métrique de composition spécifique (MCS) de 0.61 en 2014, minimum de la chronique. Les notes de la MBA sont globalement assez faible : 0.43 en moyenne contre 0.79 pour la MCS. C'est alors la quantité de chlorophylle-a qui impacte le plus à la baisse la note de l'indicateur. La composition spécifique tend à la faire remonter. De 2015 à 2020, l'IPLAC est plutôt stable, néanmoins la MCS semble légèrement en baisse, associée à des valeurs de la MBA beaucoup plus variables de 0.71 (maximum de la chronique) en 2017 à 0.35 en 2019. Bien que moins net, ces résultats viennent corroborer les observations faites sur les biovolumes qui ont globalement augmenté au cours des trois dernières années d'étude et dont les amplitudes ont fortement progressé (Fig. 3.100) dénotant des communautés algales plus instables. Bien que l'indice tamponne ces variations de biovolumes la valeur de la MBA montre bien cette instabilité.

3.5.5.5 Synthèse

Le lac d'Aureilhan est un plan d'eau du littoral aquitain possédant une communauté algale assez diverse, dans la moyenne de ce qui peut être observé dans les plans d'eau aquitains. Sa communauté est majoritairement composée d'algues vertes, de cyanobactéries et de diatomées. Les biovolumes moyens ont fortement augmentés au cours du temps. Les cyanobactéries sont plus abondantes durant les trois dernières années de l'étude contribuant à la forte augmentation des biovolumes totaux. L'indice de diversité de Gini-Simpson illustre cette diversité assez élevée mais se dégradant au cours du temps, avec une dispersion des valeurs de plus en plus grandes

(a)



(b)

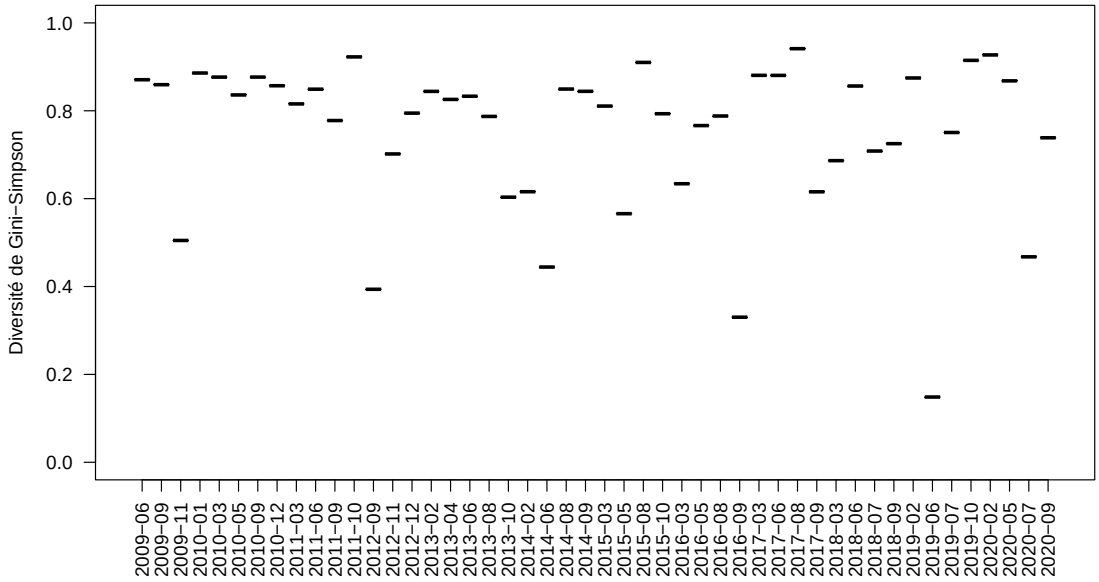


FIGURE 3.102 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2020 sur le lac d'Aureilhan par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

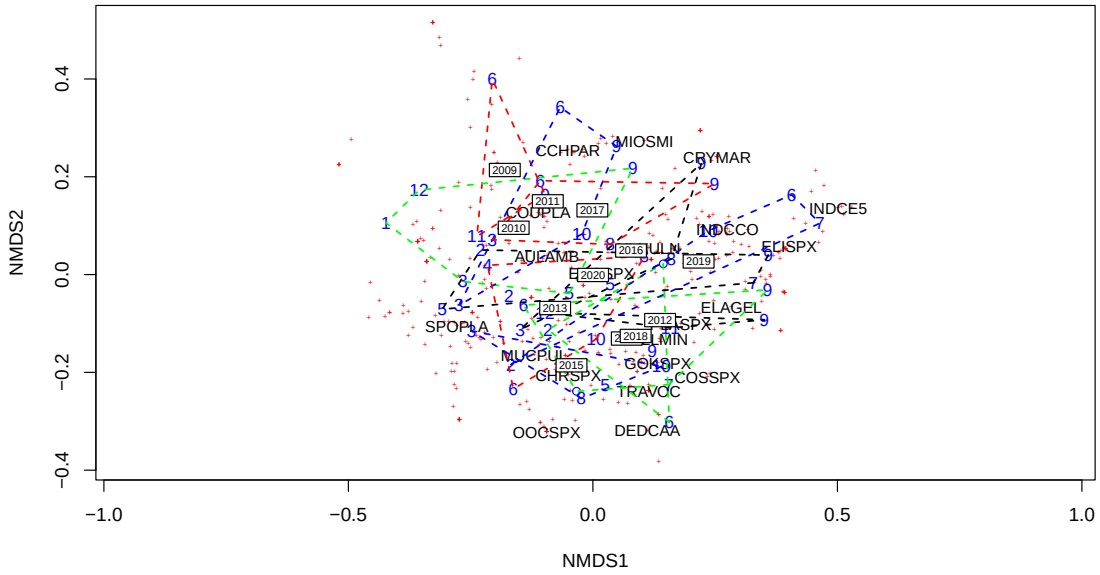


FIGURE 3.103 – Position des échantillons prélevés entre 2009 et 2020 et des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur le lac d'Aureilhan. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. La position des espèces est indiquée par les croix rouges et le code 6 lettres des principales espèces est aussi indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|). Stress = 0.13.

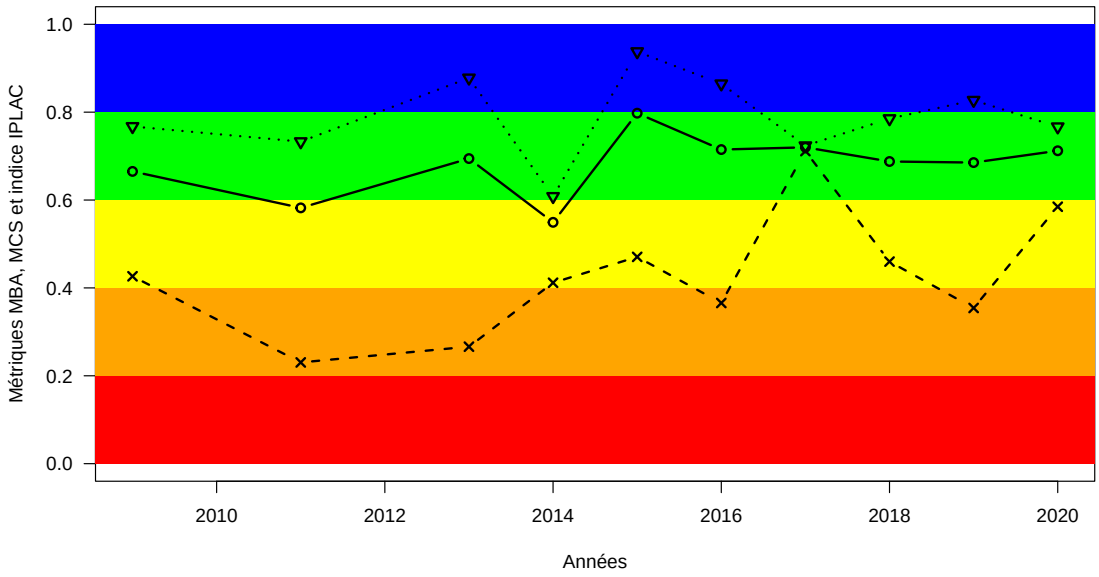


FIGURE 3.104 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur le lac d'Aureilhan entre 2009 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

et des valeurs faibles certains mois. Le lac est néanmoins classé en état écologique « bon » par l'IPLAC sur quasiment toute la période d'étude malgré une plus forte variabilité de la métrique de biomasse algale au cours des dernières années (2016 à 2020).

3.5.6 Poissons

3.5.6.1 Les données

Le Conseil Supérieur de la Pêche des Landes (CSP) a mené des pêches d'inventaire de 4 jours sur 4 stations (1 jour par station) à différentes saisons (été, automne et hiver), entre 1992 et 1995 (Tab. 3.37). Une batterie de trois filets de type araignée de 50 m de long et de 2 m de hauteur, et de taille de maille de 18mm, 36 mm et 50 mm respectivement, était utilisée sur chaque station. Les filets étaient tendus à plus de 150 mètres les uns des autres, 2 heures avant le lever du soleil et pour une durée de 4 heures minimum.

En 2003, le CSP a aussi effectué une pêche d'une journée en automne avec le même protocole que dans les années 1990. Toutes ces données de pêches antérieures à 2008 ont été obtenues auprès de l'OFB.

Deux inventaires ont été réalisés dans le cadre des suivis réglementaires DCE, en 2008 par l'ONEMA (Saint-Olympe, 2008a) et en 2015 par un bureau d'étude (concept, 2015b), en suivant le protocole de pêche aux filets maillants normalisé (C.E.N., 2005).

La Fédération de pêche de Gironde a posé des filets de maille 80 mm en 2013, permettant la capture de brochets (*Esox aquitanicus* ou *lucius*), brèmes (*Abramis brama*) et de sandres (*Sander*

TABLEAU 3.37 – Inventaires piscicoles répertoriés et disponibilité des données sur le lac d'Aureilhan entre 1992 et 2018. AR : Abondance relative.

Année	Engins de capture	Type de données	Objectif	Source	Récupération des données
1992	Tramails et araignées		Inventaire piscicole	CSP 40	oui
1993	Araignées		Inventaire piscicole	CSP 40	oui
1994	Tramails et araignées		Inventaire piscicole	CSP 40	oui
1995	Araignées		Inventaire piscicole	CSP 40	oui
2003	Araignées		Inventaire piscicole	CSP 40	
2008	Araignées multimailles	AR numériques et pondérales	Suivi règlementaire DCE	ONEMA , Dir sud-ouest	oui
2013	Filets maillants		Plan de surveillance contamination mercure	FDAAPPMA33	oui
2015	Araignées multimailles	AR numériques et pondérales	Suivi réglementaire DCE	Hydro Concept	oui
2015	Filets maillants		Projet CLAQH*	Univ. Bordeaux UMR EPOC	Non

* Contamination polymétallique des Lacs Aquitains et impacts Humains

lucioperca) pour le plan de surveillance contamination au mercure réalisé par l'Université de Bordeaux. A noter qu'une autre pêche a été réalisée par un pêcheur professionnel pour le compte de l'Université pour mesurer les contaminations en 2015 sans que les données aient été récupérées.

3.5.6.2 Le peuplement piscicole

Richesse et composition spécifique

Depuis 1992, 16 espèces (incluant 2 espèces d'écrevisse) ont été recensées sur le plan d'eau avec, par campagne, un nombre variable de 7 à 12 espèces (Tab. 3.38). En 2008, on en recensait le même nombre d'espèces qu'en 2015 avec, comme seule différence, la carpe (*Cyprinus carpio*) capturée en 2015 et l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) capturée en 2008.

A noter que, grâce à l'arrivée récente des outils génétiques, la diversité biologique des poissons d'eau douce de France est actuellement revue. En 2014, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) de Paris Denys et al. (2014) a mis en évidence la présence de plusieurs espèces de brochets en France dont le brochet aquitain endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour). Le brochet commun, originaire naturellement du nord de la France et de l'Europe, a été introduit dans le sud-ouest de la France par l'homme,

notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait d'après les études en cours, la population du lac serait composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

La truite arc en ciel (*Onchorynchus mikyss*) ne fait pas partie du peuplement du lac et elle a été capturée une seule fois en hiver. Des truites arc en ciel sont régulièrement lâchées dans les ruisseaux alimentant le lac et de plus, deux pisciculture produisant cette espèce se trouvent sur l'affluent principal du lac, la rivière Escource ; on peut donc supposer que cette truite a dévalé la rivière pour se retrouver dans le plan d'eau et a pu survivre du fait des températures fraiches de l'eau en hiver.

La brème bordelière (*Blicca bjoerkna*) apparait en 2008 mais du fait de la difficulté de son identification par rapport à la brème commune, elle devait probablement être présente avant.

La carpe présente dans les années 1990 et peu abondante en 2015 (un seul individu capturé) était vraisemblablement toujours présente en 2008 ; c'est une espèce dont la capture aux filets maillants est difficile. C'est la même chose pour l'anguille (*Anguilla anguilla*) et les écrevisses dont les captures aux filets maillants sont accidentelles.

Ainsi, en terme de dynamique du peuplement, les différences entre les pêches portent sur des espèces dont les effectifs capturés sont toujours faibles (cf paragraphe suivant). Il est donc difficile d'en déduire une dynamique concernant les richesses spécifiques, la capture des espèces peu abondantes étant plus aléatoire que celle des espèces abondantes. Le seul changement notable concerne l'apparition du silure (*Silurus glanis*) et du poisson chat (*Ameiurus melas*) probablement au début des années 2000. Le poisson chat, la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) ainsi que deux espèces d'écrevisses sont des espèces allochtones présentes sur le site et susceptible de provoquer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement).

Changement des abondances relatives sur la période de 1992 à 2003

Les données collectées montrent que le peuplement de poissons est largement dominé par le gardon qui représente de 70 à 95 % des effectifs du peuplement et également une partie très importante de la biomasse (sauf en hiver 1994, Tableau 3.39). Les espèces les plus abondantes en effectif sont ensuite la brème, la perche, la grémille et le sandre. En terme de biomasse, le sandre ou la brème représentent selon les années, les deuxième et troisième espèces les plus abondantes (Tableau 3.40).

Sur la pêche de 2003, réalisée en automne par rapport aux pêches des années 90, l'abondance relative du gardon est plus faible et inversement pour l'abondance relative de la brème (Tab. 3.41). Ces deux espèces représentent 80 % des effectifs et plus de 60% de la biomasse. Le sandre est peu abondant en effectif mais la capture de gros individus se traduit par une fraction importante de la biomasse (18%). Le poisson chat, absent des pêches des années 90, représente 8 % des effectifs capturés et 6% de la biomasse. Une écrevisse américaine non indiquée dans le tableau suivant a aussi été capturée.

TABLEAU 3.38 – Comparaison de la richesse spécifique des poissons et des écrevisses connues entre 1992 et 2015 dans le lac d'Aureilhan.

Nom latin	Nom commun	1992	1993	1994	1995	2003	2008	2015
Anguilla anguilla	Anguille européenne			X	X			
Blicca bjoerkna	Brème bordelière						X	X
Abramis brama	Brème commune	X	X	X	X	X	X	X
Esox aquitanicus ou lucius	Brochet spp.	X	X	X	X	X	X	X
Cyprinus carpio	Carpe	X				X		X
Rutilus rutilus	Gardon	X	X	X	X	X	X	X
Gymnocephalus cernua	Grémille	X	X	X	X	X	X	X
Perca fluviatilis	Perche commune	X	X	X	X	X	X	X
Lepomis gibbosus	Perche soleil	X	X				X	X
Ameiurus melas	Poisson chat					X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	X	X		X		X	X
Sander lucioperca	Sandre	X	X	X	X	X	X	X
Silurus glanis	Silure glane						X	X
Onchorynchus mikyss	Truite arc-en-ciel		X					
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane						X	
Orconectes limosus	Ecrevisse américaine					X		
Nb sp poissons et crustacés		**9**	**9**	**7**	**8**	**9**	**12**	**12**
Nb sp poissons		**9**	**9**	**7**	**8**	**8**	**11**	**12**

TABLEAU 3.39 – Effectifs et abondance relative (%) des poissons capturés entre 1992 et 1995 dans le lac d'Aureilhan.

Année	1992		1993			1994		1995	
Mois	juin	sept	janv	juin	sept	jan	juin	juin	**Total**
Anguille européenne *Anguilla anguilla*	0 <0,1%						1 <0,1%	1 <0,1%	**2** **<0,1%**
Brème commune *Abramis brama*	109 11,1%	170 3,3%	111 7,9%	46 1,0%	48 2,1%	60 10,3%	28 1,3%	40 1.8%	**914** **4,7%**
Brochet spp. *Esox aquitanicus* ou *lucius*	1 <0,1%	4 <0,1%		2 <0,1%	3 <0,1%		1 <0,1%	4 <0,12%	**17** **<0,1%**
Carpe *Cyprinus Ccarpio*	1 0,1%								**3** **<0.1%**
Gardon *Rutilus rutilus*	775 79,1%	4706 92,5%	1201 85,5%	4227 94,7%	1991 87,1%	411 70,6%	1141 92,2%	1959 89,4%	**16929** **87,8%**
Grémille *Gymnocephalus cernua*	17 1,7%	101 2,0%	74 5,2%	22 0,5%	133 5,8%	23 4,0%	5 0,4%	17 0,8%	**441** **2,3%**
Perche soleil *Lepomis gibbosus*	2 0,2%			1 <0,1%	1 <0,1%				**4** **<0,1%**
Perche commune *Perca fluviatilis*	52 5,3%	43 0,8%	2 0,1%	153 3,4%	12 0,5%		55 4,5%	161 7,3%	**540** **2,8%**
Rotengle *Scardinius erythrophthalmus*	2 0,2%	2 <0,1%	1 <0,1%	1 <0,1%				2 <0,1%	**8** **<0,1%**
Sandre *Sander lucioperca*	21 2,1%	64 1,3%	14 1,0%	14 0,3%	98 4,3%	88 15,1%	6 0,5%	8 0,4%	**337** **1,8%**
Truite arc en ciel *Onchorynchus mikyss*	0 0%		1 <0,1%						**1** **<0,1%**
Total	**980**	**5090**	**1404**	**4466**	**2286**	**582**	**1237**	**2192**	**19274**

TABLEAU 3.40 – Abondance pondérale des espèces (en kg) et abondance relative des biomasses (%) des poissons capturés entre 1992 et 1995 dans le lac d'Aureilhan.

Année	1992		1993			1994		1995	
Mois	juin	sept	janv	juin	sept	jan	juin	juin	**Total**
Anguille européenne *Anguilla anguilla*							1 1%		1
Brème commune *Abramis brama*	15 19%	16 7%	17 22%	10 5%	10 7%	8 11%	7 11%	10 11%	93
Brochet spp. *Esox aquitanicus* ou *lucius*	1 1%	7 3%		2 1%	6 4%		2 3%	4 4%	22
Carpe *Cyprinus Ccarpio*	9 12%								9
Gardon *Rutilus rutilus*	31 40%	165 69%	40 54%	160 84%	89 60%	12 24%	42 68%	68 71%	614
Grémille *Gymnocephalus cernua*	<1 <1%	2 1%	2 2%	1 <1%	3 2%	1 1%	<1 <1%	<1 <1%	9
Perche soleil *Lepomis gibbosus*	<1 <1%			<1 <1%	<1 <1%				<1
Perche commune *Perca fluviatilis*	7 9%	7 3%		14 7%	3 2%		3 4%	6 6%	39
Rotengle *Scardinius erythrophthalmus*			1 1%					1 1%	2
Sandre *Sander lucioperca*	14 18%	43 18%	14 19%	3 2%	37 25%	47 64%	8 13%	6 7%	173
Truite arc en ciel *Onchorynchus mikyss*			1 1%						
Biomasse totale	**77**	**241**	**74**	**190**	**148**	**74**	**62**	**96**	

TABLEAU 3.41 – Effectifs, biomasses et abondances relatives (%) des poissons capturés en 2003 ans le lac d'Aureilhan.

	Effectif	%	Biomasse	%
Brème commune *Abramis brama*	302	29.,1	13	25
Brochet spp. *Esox aquitanicus* ou *lucius*	2	0.2	3	5
Carpe *Cyprinus Carpio*	2	0.19	1	1
Gardon *Rutilus rutilus*	518	49.90	21	39
Grémille *Gymnocephalus cernua*	49	4.72	1	2
Poisson chat *Ameiurus melas*	78	7.51	3	6
Perche commune *Perca fluviatilis*	62	5.97	2	4
Sandre *Sander lucioperca*	24	2.31	10	18
Total	**1038**	**100**	54	100

Analyse des inventaires de 2008 et 2015

Abondance relative des espèces En termes d'occurrence, l'abondance relative des espèces présentes dans l'étang d'Aureilhan a peu changé entre 2008 et 2015 (Tab. 3.42). Le peuplement est dominé par le couple gardon et perche qui représente entre 75 et 90 % des effectifs. Notons l'augmentation de l'abondance des brèmes, et en particulier de la brème bordelière, du silure et du rotengle entre les deux pêches alors que l'abondance du gardon à bien diminué.

Les principaux carnassiers (sandre, brochet et silure) ne représentent qu'une très faible proportion des effectifs de poissons. Une écrevisse de Louisiane, non présente dans les analyses suivantes, a été capturée en 2008.

Le gardon et la perche sont aussi les espèces dominantes en biomasse mais leur abondance relative pondérale, inférieure à 60%, est plus faible que leur abondance relative numérique (Tab. 3.43). C'est l'inverse qui est observé pour les brèmes dont l'abondance relative pondérale est de l'ordre de 20 à 25%. La biomasse relative des principaux carnassiers autres que la perche est aussi plus importante que leur occurrence suggérant la capture d'individus plutôt de grande taille.

Nous remarquons aussi qu'entre les deux pêches, les abondances relatives changent peu. On note cependant une augmentation de la biomasse de brème bordelière et inversement une diminution de l'abondance de la brème commune. Les fluctuations de biomasse des espèces capturées en faible nombre ne sont pas significatives d'un changement, la capture d'un ou deux gros sujets étant suffisante pour biaiser les résultats.

TABLEAU 3.42 – Occurrence des espèces capturées en 2008 et 2015 dans le lac d'Aureilhan.

	Nombre d'individus capturés		Abondance relative des espèces (%)	
Année	2008	2015	2008	2015
Abramis brama	161	245	3.57%	5.80%
Ameiurus melas	10	62	0.22%	1.47%
Blicca bjoerkna	8	337	0.18%	7.98%
Cyprinus carpio		1		0.02%
Esox lucius	1	2	0.02%	0.05%
Gymnocephalus cernuus	203	246	4.50%	5.83%
Lepomis gibbosus	1	2	0.02%	0.05%
Perca fluviatilis	1814	1702	40.21%	40.32%
Rutilus rutilus	2253	1488	49.94%	35.25%
Sander lucioperca	53	40	1.17%	0.95%
Scardinius erythrophthalmus	4	76	0.09%	1.80%
Silurus glanis	3	7	0.07%	0.17%
Total	**4511**	**4221**		

Indice d'état écologique Le calcul des métriques de l'indice Ichtyofaune lac (Logez et al., 2015) montre la très forte densité de poissons qui explique la mauvaise note donnée par l'indice (Tab. 3.44). Cette densité de poissons est la plus forte de toutes les densités mesurées sur les plans d'eau du bassin aquitain inclus dans les réseaux de suivi DCE.

Classes de tailles des espèces Pour les espèces dont les effectifs sont suffisants, les gammes de taille des différentes espèces sont comparables entre les deux années (Tab. 3.45). On note toutefois la capture d'individus plus petits en 2015 qu'en 2008 (sauf pour le sandre et la perche) qui se traduit, pour les cyprinidés, par une taille moyenne inférieure en 2015.

Les histogrammes de taille des espèces dont les effectifs capturés sur les deux années de pêche (2008+2015) sont supérieurs à 100 sont dans les figures 3.105 à 3.110.

La population de **brème bordelière**, espèce pêchée majoritairement en 2015 (Fig. 3.105), est dominée par un groupe d'individus de taille comprise entre 150 et 200 mm, potentiellement dans leur deuxième ou troisième année de croissance (Bruslé and Quignard, 2001). Très peu de jeunes individus ont été capturés, ainsi que de poissons plus gros.

Les populations de **brème commune** observées en 2008 et 2015 ont des distributions de tailles assez différentes (Fig. 3.106). Alors qu'en 2008 la majorité des individus capturés mesuraient plus de 200 mm (probablement âgés de plus de 2 ans, nous observons une forte proportion d'individus de taille comprise entre 100 et 150 mm (donc vraisemblablement de moins de 2 ans) en 2015.

La structure en taille des populations de **gardon** pêchés en 2008 et 2015 montre deux modes qui se superposent les deux années, l'un autour de 70 mm, l'autre autour de 150 mm (Fig. 3.107).

TABLEAU 3.43 – Abondance pondérale (en kg) des espèces capturées en 2008 et 2015 dans le lac d'Aureilhan.

	Biomasse capturée		Abondance relative des espèces (%)	
Année	2008	2015	2008	2015
Abramis brama	26685	7420	20.57%	7.00%
Ameiurus melas	257	1366	0.20%	1.29%
Blicca bjoerkna	1200	16723	0.93%	15.78%
Cyprinus carpio		702	0.00%	0.66%
Esox lucius	792	3330	0.61%	3.14%
Gymnocephalus cernuus	1394	2022	1.07%	1.91%
Lepomis gibbosus	23	33	0.02%	0.03%
Perca fluviatilis	37313	29894	28.76%	28.21%
Rutilus rutilus	49914	30266	38.48%	28.56%
Sander lucioperca	10394	6786	8.01%	6.40%
Scardinius erythrophthalmus	171	2989	0.13%	2.82%
Silurus glanis	1582	4430	1.22%	4.18%
Total	129726	105984		

TABLEAU 3.44 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune dans l'étang d'Aureilhan en 2008 et 2015.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2008	4722.9	170.6	93.7	0.06	Ma
2015	4036.6	164.0	86.4	0.11	Ma

TABLEAU 3.45 – Caractéristique de taille des populations de poisson capturées en 2008 et 2015 dans le lac d'Aureilhan. *Un seul individu ; ** Deux individus.

	Biomasse capturée		Abondance relative des espèces (%)	
Année	2008	2015	2008	2015
Abramis brama	75-490	43-473	226 (86)	109 (59)
Ameiurus melas	82-190	67-198	111 (39)	112 (34)
Blicca bjoerkna	153-292	68-268	224 (44)	156 (32)
Cyprinus carpio		349*		349
Esox lucius	519*	574-574**	519	574 (0)
Gymnocephalus cernuus	54-138	47-126	78 (16)	82 (16)
Lepomis gibbosus	107*	47-118	107	83 (50)
Perca fluviatilis	69-436	69-421	95 (36)	98 (29)
Rutilus rutilus	65-215	39-278	123 (25)	112 (34)
Sander lucioperca	72-596	121-702	204 (129)	193 (110)
Scardinius erythrophthalmus	130-179	106-236	155 (20)	146 (21)
Silurus glanis	298-526	187-584	401 (115)	417 (135)

En 2008, un troisième mode est observé entre les deux précédents. Ces différences de distribution entre les deux années sont difficiles à interpréter en l'absence de données sur les âges. Néanmoins, il semblerait que les populations soient majoritairement constituées d'individus de moins de 3 ans, les modes observés correspondant certainement à des individus de 1+, 2+ ou 3+ (Bruslé and Quignard, 2001).

La gamme de taille observée sur les population de **grémille** est identique les deux années (Fig. 3.108). Cependant alors que le mode principal est observé autours d'une taille de 70 mm en 2008 (individus 1+), deux modes sont visibles lors de la deuxième pêche : l'un autour de 60 mm qui pourrait correspondre aux individus 1+, l'autre autour de 90/100 mm qui pourrait regrouper des 2+ et 3+ qui seraient plus abondants.

Quelle que soit l'année, les populations de **perche** sont essentiellement représentées par des perchettes de moins de 100 mm (Fig. 3.109).

Les **sandres** capturés en 2008 sont globalement plus petits qu'en 2015 mais les effectifs capturés ne sont pas suffisants pour étudier la structure en classe de taille (Fig. 3.110).

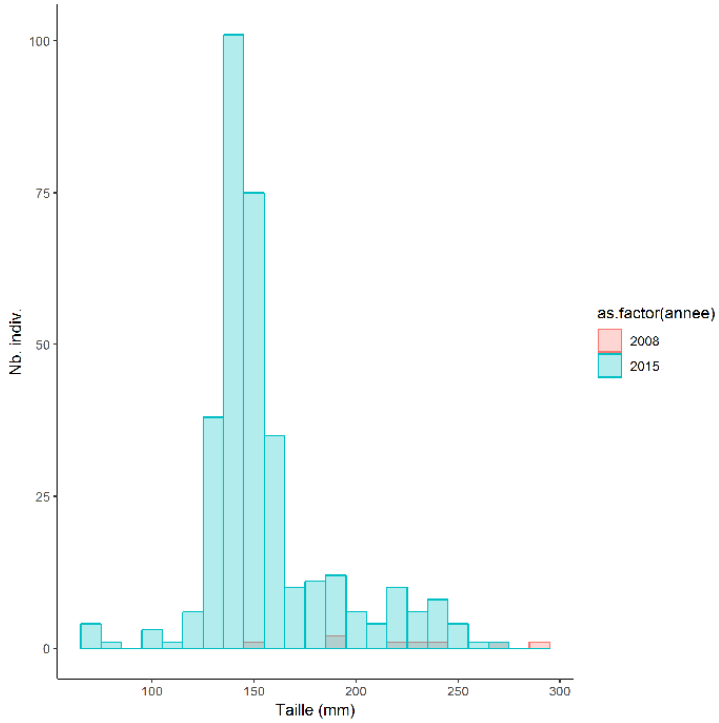


FIGURE 3.105 – Histogramme de taille (en mm) de la brème bordelière en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac d'Aureilhan.

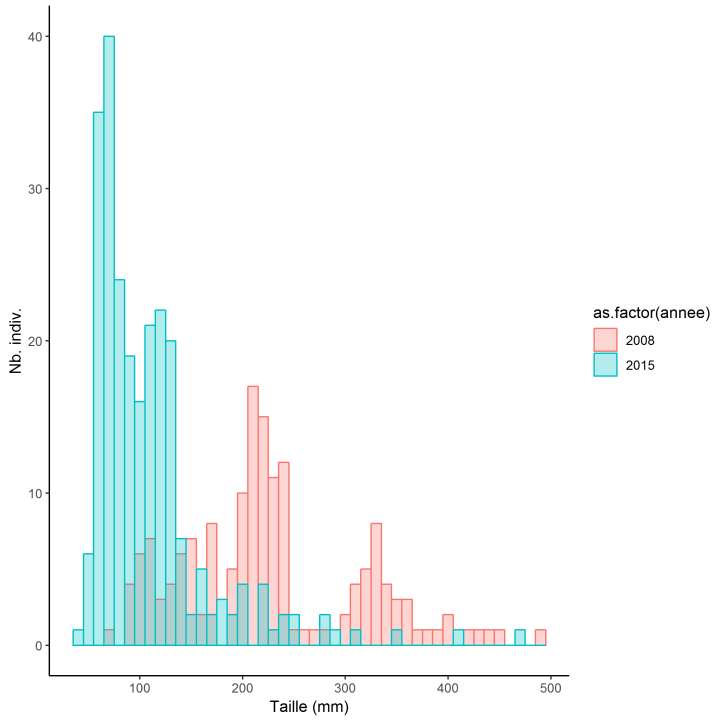


FIGURE 3.106 – Histogramme de taille (en mm) de la brème commune en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac d'Aureilhan.

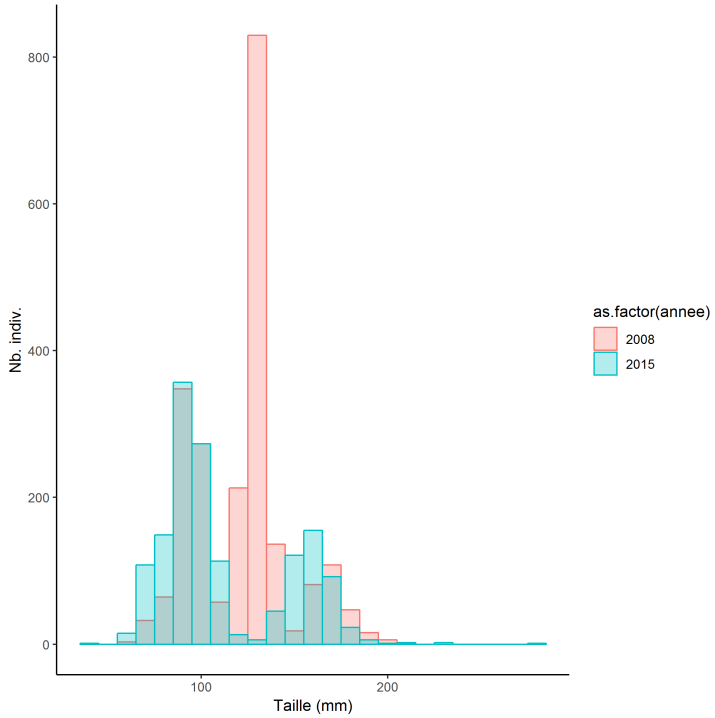


FIGURE 3.107 – Histogramme de taille (en mm) du gardon en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac d'Aureilhan.

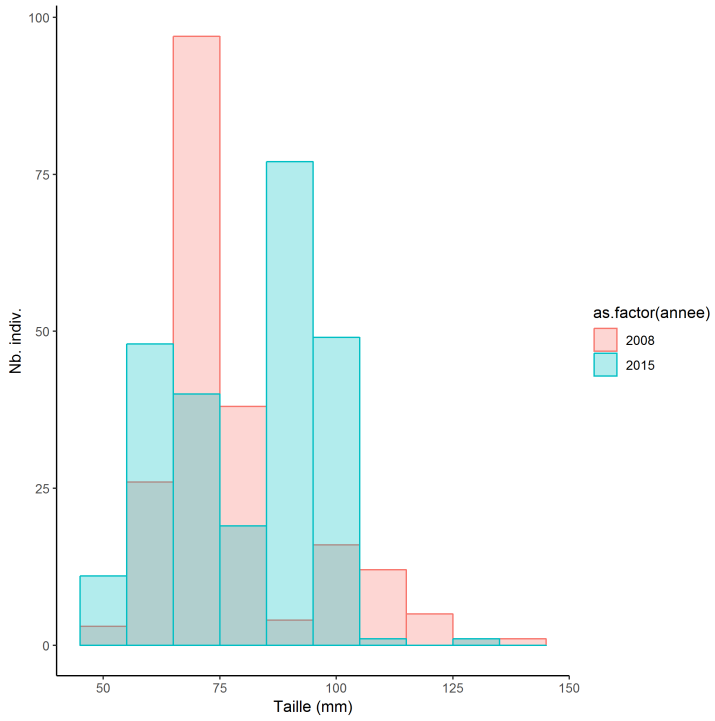


FIGURE 3.108 – Histogramme de taille (en mm) de la grémille en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac d'Aureilhan.

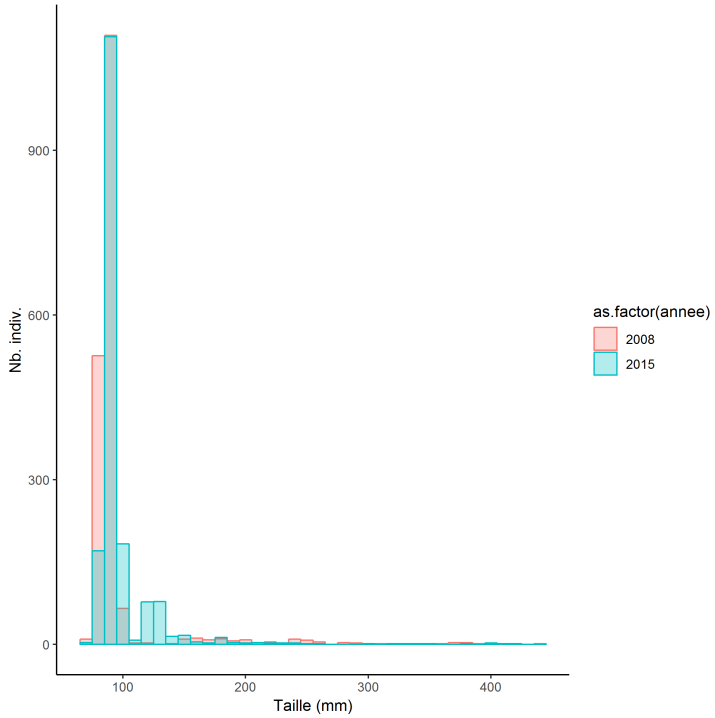


FIGURE 3.109 – Histogramme de taille (en mm) de la perche en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac d'Aureilhan.

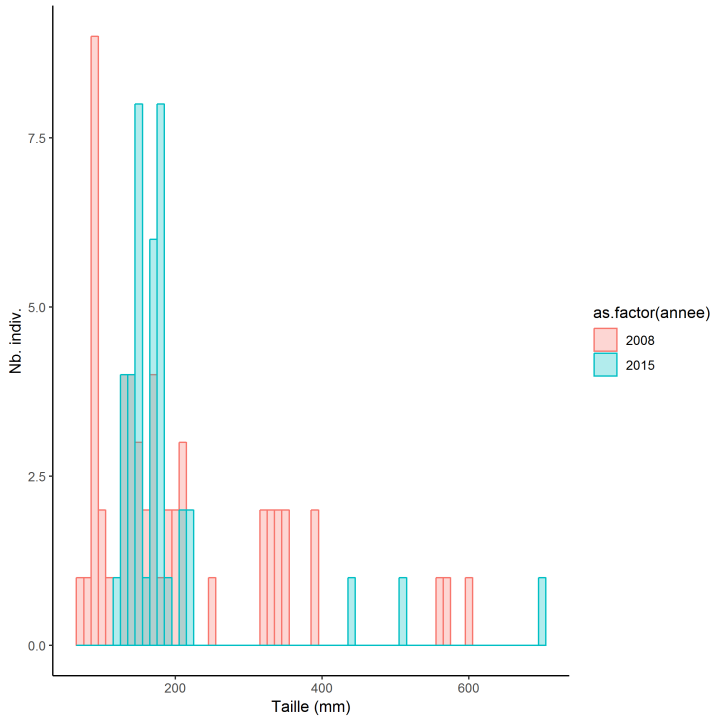


FIGURE 3.110 – Histogramme de taille (en mm) du sandre en 2008 (rouge) et en 2015 (vert) dans le lac d'Aureilhan.

3.5.6.3 La gestion piscicole

Les informations obtenues sur la gestion de ce lac ont été renseignées par la FDPPMA des Landes dans 3 documents : l'enquête sur la gestion piscicole des lacs réalisée par Irstea et le CSP en 1997 (Argillier and Pronier, 1998) puis la nouvelle enquête visant une actualisation des informations lancée par Irstea en 2018 (Daupagne et al., 2019) et le plan de de Gestion Piscicole des Landes (FDAAPPMA, 1999). Un entretien s'est aussi tenu avec le président de l'AAPPMA de Mimizan qui est la seule association gérant ce secteur.

Le plan de gestion piscicole local (PGPL) définit un contexte piscicole du lac conforme par rapport à l'espèce repère qui est le brochet. Néanmoins, la gestion des niveaux d'eau du lac et de ses affluents était susceptible d'impacter la vie aquatique (mise en assec des œufs de poisson en particulier, difficulté d'accession aux zones de frayères). Des rejets domestiques sur le bassin étaient aussi notés, impactant la biologie des organismes. Des actions visant à améliorer la qualité des eaux et à maintenir la capacité de recrutement étaient préconisées ainsi qu'une gestion patrimoniale.

En 1997, la Fédération signalait un alevinage de brochet, sandre, black bass et carpes entre 1990 et 1997, à la fois des jeunes et des adultes, pour maintenir le pourcentage de 75% de blancs et 20% de carnassiers.

Plus récemment, l'AAPPMA de Mimizan a effectué des alevinages annuels en carnassiers et en cyprinidés (Tab. 3.46). Selon l'AAPPMA et la fédération de pêche, ces dernières années, du brochet d'un été (environ 100 kg par an) et d'autres individus de brochet capturé dans des lagunes environnantes du plan d'eau seraient relâchés.

Diverses autres actions ont été réalisées (Tab. 3.47). L'AAPPMA est notamment à l'origine d'une amélioration des habitats du sandre et du black bass avec la création de frayères (qui font l'objet d'un suivi) et la mise en place, depuis 2009, de récifs artificiels constitués par des blocs de bétons dans des zones profondes du lac. Ces récifs ont pour but de diversifier l'habitat du fond du lac qui est exclusivement composé de vase et de sable sur de grandes étendues. Ces récifs servent aussi de dispositif de concentration de poissons (DCP) pour faciliter la recherche des poissons lors de la pratique de la pêche.

La FDPPMA précise que le lac possède des frayères naturelles sur ses rives et que le renouvellement naturel des peuplements (brochet, sandre et gardon) est satisfaisant bien que variable selon les années et la hauteurs d'eau.

Une étude du suivi des captures de sandre pour évaluer l'impact de l'alevinage et de la pression de pêche sur les populations naturelles a été mise en place. Lors des alevinages, les sandres ont été marqués avec des marques spaghettis puis il a été mis en place, en parallèle, des carnets de capture. Les résultats suggèrent un faible impact des alevinages et une pression de pêche également peu importante (Renard, 2012, 2011).

La régulation des poissons chat est réalisée de façon régulière avec des nasses et des épuisettes par les membres de l'AAPPMA règlementé par un décret. Par exemple en 2017, plus de 182 kilos de poissons-chats, soit environ 2 850 individus, ont ainsi été capturés et détruits.

Un suivi anguille est réalisé par l'association Migradour sur le canal de sortie de Mimizan.

TABLEAU 3.46 – Récapitulatif des repeuplements effectués dans le lac d'Aureilhan.

Date	Espèces	Quantité (kg)	Taille/Poids
Avant 2013	Sandre	NC	NC
Avant 2013	Black-bass	NC (pas régulier)	NC
Avant 2013	Brochet	NC	NC
2012	civelle	51	
2012	civelle	302	
Tous les 2 ans	Tanche	20	NC
Tous les 2 ans	Carpe commune	50	2kg-2,5kg
Tous les ans 2009-2016	Sandre	200	40-50 cm
Tous les ans 2013-2017	Black-bass	100	20-30 cm
Tous les ans 2013-2017	Brochet	100	1 été

TABLEAU 3.47 – Récapitulatif et objectifs des actions de gestions connu depuis 1996.

Date	Espèces	Actions	Objectif
Depuis 1996	Poisson Chat	Mise en place de nasses, capture des boules d'alevins à l'épuisette	Tentative d'éradication du poisson chat
Depuis 2010	Black-bass, Sandre	Mise en place de réserve temporaire	Protection des espèces
Depuis 2011	Black-bass, Sandre	Mise en place de frayère	Reproduction
2009-2016	Sandre	Carnet suivi des captures de sandre, marquage des sandres alevinés	Suivi des capture de sandre
2009-2015	Multi-espèce	Mise en place de récif artificiel, dispositif de concentration des poissons	Diversification d'habitats
2017	Carnassiers	Règlementairement nationale : augmentation de 10 cm des tailles minimales de captures à la ligne des carnassiers (brochet 60 cm, sandre 50 cm et black-bass 40 cm)	Protection des espèces

3.5.6.4 Synthèse

Avec 16 espèces échantillonnées depuis 30 ans lors d'une dizaine d'inventaires, le peuplement du lac d'Aureilhan est connu et assez diversifié. Il est composé majoritairement d'espèces natives mais il faut noter la présence de 4 espèces exotiques : la perche soleil, le poisson chat, l'écrevisse américaine et l'écrevisse de Louisiane. L'abondance de la perche soleil principalement inféodée à la zone littorale peu profonde pourrait être sous-estimée par la technique de pêche au filet. Son abondance mériterait d'être mieux suivi par pêche électrique par exemple.

Le black bass est présent depuis les années 2000 avec la connaissance d'alevinage mais il n'a pas fait l'objet de captures du fait de sa faible capturabilité par les protocoles aux filets maillants.

Le peuplement est extrêmement dense et composé majoritairement d'espèces tolérantes, omnivores ce qui conduit à l'évaluation d'un mauvais état écologique. Il a peu évolué entre les deux pêches comparables les plus récentes.

La proportion de prédateurs capturée est assez faible et le rapport prédateurs/proies semble assez déséquilibré malgré les efforts fait pour soutenir ces populations. Néanmoins, la faible capturabilité du brochet, du black bass et du silure par les méthodes employées pourraient conduire à une sous-estimation de l'abondance de ces espèces carnassières.

Les structures en taille sont difficiles à interpréter en l'absence d'information sur la croissance mais il semblerait que la reproduction ne pose pas de problème particulier aussi bien chez les cyprinidés que chez les percidés et autres.

Chapitre 4

Bassin versant de Léon

4.0.1 Caractéristiques du plan d'eau

L'étang de Léon est le seul plan d'eau de notre étude qui n'est connecté à aucun autre (Fig. 1.1, 4.1). Il est situé sur les communes de Léon et de Vieille Saint Girons. Ses principaux tributaires sont le ruisseau de la Palue (contribue à environ 70 % du volume entrant des eaux de surface), le ruisseau de Benaut (13 %) et le ruisseau de Loupsal (11%) (Sourisseau, 1967). Les eaux du lac s'écoulent vers l'océan par le courant d'Huchet, dont tout le cours ainsi qu'environ le tiers du lac de Léon et les marais du Cout de Mountagne, de Huchet et de la Pipe sont classés en réserve naturelle nationale.

A l'instar des lacs du littoral, sa formation remonte au XVIIIe siècle, ce qui semble être confirmé par l'étude des cartes historiques. L'étang de Léon est en effet bien individualisé en 1712 (Fig. 4.2) alors que les cartes du XVIIe siècle montrent seulement qu'il commence à se dessiner (Fig. 4.3). D'autres documents semble attester de cette date suggérant qu'au XVIe siècle il s'agissait de bois (Reclus, 1864). Son évolution est encore aujourd'hui relativement rapide, puisque en raison de son comblement (phénomène naturelle amplifié par les activités anthropiques) sa surface a diminué de plus de moitié depuis le XIXe siècle, passant de presque 7 km^2 à moins de 4 km^2 (Dutartre et al., 1986; Grandjean, 1896). Sa surface était même auparavant probablement encore supérieure, puisque des écrits évoquent une surface de 9 km^2 qui se serait réduite suite à l'assèchement de son pourtour (de la guerre Section économique de la 18e région Comité consultatif d'action économique, 1917) et Sourisseau (1967) évoque une surface de 10.5km^2 à la fin du XVIIIe siècle. En raison de sa formation géologique, il possède le profil bathymétrique dissymétrique caractéristique, les plus fortes profondeurs étant localisées dans la partie ouest de l'étang.

Sa surface est aujourd'hui estimée à 3,34 km^2, et il possède une profondeur moyenne de 1,3m et maximale de 3,3 (Agence de l'eau Adour Garonne). Son volume moyen fut longtemps estimé à 2,6 millions de m^3 (et son taux annuel de renouvellement à 63,1), mais de récentes estimations semblent l'évaluer à 4,4 millions de m^3 (Agence de l'eau Adour Garonne). Son taux de renouvellement serait donc de 37,27 soit un temps de séjour d'environ 10 jours. Son bassin versant s'étend sur 344,45 km^2 (Fig. 4.1), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 103,13 (Jamoneau et al., 2021).

L'étang de Léon est considéré comme eutrophe voir hyper eutrophe (Beuffe, 2002) avec un état écologique, physico-chimique et biologique généralement médiocre (Tab. 4.1). Il est géré

TABLEAU 4.1 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur l'étang de Léon (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Médiocre	Médiocre	Médiocre
2010	Médiocre	Médiocre	Médiocre
2011	Moyen	Médiocre	Moyen
2012	Moyen	Médiocre	Moyen
2013	Moyen	Mauvais	Moyen
2014	Médiocre	Mauvais	Médiocre
2015	Moyen	Moyen	Moyen
2016	Moyen	Moyen	Bon
2017	Moyen	Médiocre	Très bon

par la réserve naturelle du courant d'Huchet et le syndicat mixte Géolandes et a fait l'objet de nombreuses mesures de gestion durant les dernières décennies.

Afin de lutter contre son comblement 17 seuils ont été créés sur son bassin versant entre 1976 et 1980 (Dutartre et al., 1986). Trois bassins dessableurs ont aussi été construits entre 1976 et 1980 (Dutartre et al., 1986). En 1981, deux bassin déssableurs ont été créé à l'embouchure de la Palue et le bassin déssableur en aval de la Palue a été agrandi en 1991 (Dutartre et al., 2003). Entre 1976 et 1980, 253 440 m^3 de vase et 44 100 m^3 de sable ont été retirés à l'Est du débouché de la Palue et le long de la rive Ouest (Dutartre et al., 1986, 2003) et un autre dragage, réalisé en 1991, a retiré environ 215 000 m^3 de vase (Dutartre et al., 2003).Aussi, des travaux de curage ont été effectués avant 1999 pour recreuser la rive sur au moins 8 secteurs de 100m (Dutartre et al., 1999). Dans le cadre de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, des travaux lourds ont été entrepris contre la jussie et le myriophylle du Brésil en 1994 (arrachage mécanique) sur 1,11 ha et des arrachages sont depuis effectués annuellement (Dutartre et al., 1999, 2003).

4.0.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

4.0.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

Le bassin versant du lac de Léon compte environ 14000 habitants [1] pour une densité d'environ 40 hab/km^2 en 2017, soit l'un des bassin-versants avec la plus faible densité de population (Fig. 2.3). La population est en augmentation constante depuis les trente dernières années avec un taux d'accroissement d'environ 50% entre 1990 et 2017.

Le tourisme s'est largement développée

1. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

FIGURE 4.1 – Localisation et délimitation du lac de Léon et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

FIGURE 4.2 – Extrait de la carte de du Bearn de la Bigorre de l'Armagnac et des Pays Voisins dressée par Guillaume Delisle en 1712 (source : bibliothèque nationale de France).

FIGURE 4.3 – Extrait de la carte de ‘du Gouvernement général de Guienne et Guascogne et pays circonvoisins ou sont la Guienne, la Saintonge, le Limosin en par. le Rouergue, le Quercy, et l’Agenois, deça la Garonne ; et au dela de la Garonne la Guascogne, les Landes, le Bazadois, l’Armaignac, le Comminge, le Bigorre, le Bearn, et le Basque’ dressée par Nicolas Sanson et Abraham Peyrounin en 1650 (source : bibliothèque nationale de France).

Une partie du lac de Léon est incluse dans la réserve naturelle du courant d'Huchet, et les activités aquatiques y sont donc réglementées. La navigation des bateaux à moteur est ainsi interdite dans la partie de la réserve ainsi que les promenades en vélo ou à cheval. Le ski nautique est interdit depuis un arrêté préfectoral de 1969 et la navigation des bateaux à moteur est depuis limitée à 10km/h (Labadie and Wolf, 2013). La chasse et la pêche sont aussi traditionnellement pratiqués sur ce lac, le dernier pêcheur professionnel ayant arrêté son activité en 2005 (Labadie and Wolf, 2013).

4.0.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Un total de 4 stations d'épurations (STEP) sont actuellement en fonctionnement sur le bassin versant de Léon.

Celle de la ville de Léon a été mise en service pour la première fois en 1976 et a été remplacée en mai 1995 par une nouvelle station, passant d'une capacité de traitement de 2500 à 8900 eq/hab. Cette station effectue ces rejets par infiltration dans le milieu naturel. Une station historique existait également sur cette commune associée au camping de Léon, mais le fonctionnement de cette dernière a été arrêté en mai 1995.

Une station est située sur la commune de Castets. Historiquement située dans le centre du village depuis 1975 cette station a été remplacée en 1998 par une nouvelle station située à l'extérieur du village. La capacité de traitement est ainsi passée de 1500 à 2750 eq/hab et les rejets s'effectuent par infiltration dans le sol.

La station de Linxe est en service depuis 1975 mais a depuis cette date été remplacée à 2 reprises en 1990 et en 2011, passant d'une capacité de traitement de 1000, à 2000 puis 4000 eq/hab. Les rejets se font par infiltration dans le sol au moins depuis la mise en service de 1990.

Enfin, la station d'épuration de Moliets et Maa en service depuis 1996 avec une capacité de traitement de 18 000 eq/hab a fait suite à une précédente station qui oeuvrait depuis 1984 sur la même commune avec un volume de traitement de 3800 eq/hab. La première station rejetait ses effluents directement dans l'hydrosystème d'un autre bassin versant (celui de Moliets) alors que la nouvelle station rejette ses effluents directement dans le sol dans le bassin versant du lac de Léon.

A noter qu'une station historique était aussi présente sur la commune de Vieille Saint Girons depuis 1983 mais a été mise hors service en 2004. Elle rejetait ses effluents par infiltration dans le sol. La station actuellement en service sur Vieille Saint Girons est située à l'extérieur du bassin versant de Léon et rejette ses effluents dans les dunes. Son influence sur le lac de Léon est donc considérée comme nulle dans le cadre de cette étude.

Les industries non-connectées à une STEP et qui relâchent leurs effluents dans le milieu naturel sont au nombre de 2 sur le bassin versant de Léon, et sont localisées au niveau de Castets sur le ruisseau de Couyunte. Il s'agit d'une pisciculture et d'une usine de transformation de poisson.

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. On observe globalement que les flux de phosphore rejetés depuis les années 90 sont relativement stables (Fig. 4.4a) alors que les flux d'azote et

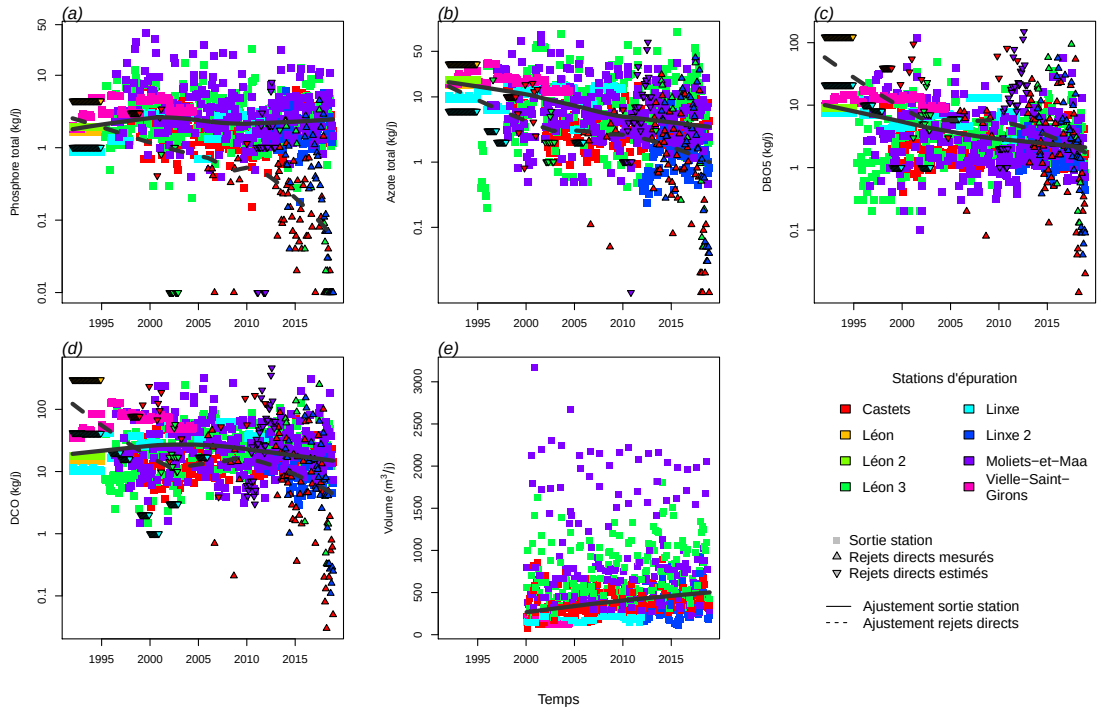


FIGURE 4.4 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant du lac de Léon. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

de DBO5 semblent eux diminuer de manière continue (Fig. 4.4b,c). La demande chimique en oxygène apparaît augmenter jusqu'en 2005 environ, mais semble depuis diminuer (Fig. 4.4d). Dans l'ensemble, on peut conclure qu'à l'échelle du bassin les flux tendent à diminuer alors que le volume traité est quant à lui en augmentation (Fig. 4.4e). Les données dont nous disposons sur les rejets directs semblent indiquer une forte diminution de ces derniers, en lien probablement avec une meilleure gestion des épisodes pluvieux et du fonctionnement des stations.

4.0.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Le bassin versant de l'étang de Léon est très largement occupé (environ 90%) par des surfaces de pins ou de forêts [2] (Tab. 4.2). Cette surface tend légèrement à diminuer depuis les années 1965, essentiellement au profit des espaces dédiés à la culture et au développement des espaces urbains et semi-urbains (Fig. 4.5). Les prairies ne représentent qu'une très faible part de l'occupation du sol (moins de 1%), les zones agricoles et fortement anthropisées (urbain et semi-urbain) représentant chacune environ 5% du reste du territoire.

2. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

TABLEAU 4.2 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de Léon entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	91.70	92.36	90.49	88.89
Champs cultivés	4.44	3.61	4.25	4.75
Prairies	1.01	0.87	0.79	0.88
Eau	0.05	0.04	0.07	0.11
Urbain	0.97	1.28	1.74	1.98
Semi-urbain	1.82	1.85	2.66	3.41

Comme dans les autres bassins versants, la surface des espaces urbains et semi-urbains a considérablement augmenté depuis les années 1945 (88% et 103% respectivement). C'est également le cas à proximité immédiate des rives du plan d'eau où les espaces semi-urbains notamment ont augmenté de presque 600% (Fig. 4.6).

La surface en champs cultivés est dans l'ensemble restée relativement stable sur le territoire depuis les années 1945. La culture principale [3] reste le maïs pour plus de 70% des surfaces agricoles déclarées (Fig. 4.7), considérant que les surfaces de semences observées avant 2014 sont très vraisemblablement des cultures de maïs semence (Maiz'Europ', 2017). On observe cependant une diminution de la surface consacrée au maïs au fil des ans, au profit essentiellement des cultures de légumes (Fig. 4.7).

4.0.3 Hydromorphologie

4.0.3.1 Niveaux d'eau

Le niveau de l'étang de Léon est suivi au niveau de la station Amont du barrage de la Nasse, par la réserve nationale du courant d'Huchet. Les données de niveau d'eau ont été fournies par la réserve (2005-2020) et nous n'avons pas trouvé mention de données antérieures dans l'ensemble des documents historiques consultés pour la réalisation de cette étude. A noter que le barrage amovible de la Nasse a été construit en 1964 en remplacement d'un barrage fixe (GEREA, 2021).

Les apports d'eau de l'étang de Léon, conditionnant son niveau, proviennent quasi exclusivement des eaux de surfaces (97% selon Sourisseau, 1967). La part restante est attribuée aux précipitations car l'apport par la nappe est considérée comme nulle. Tel que précisé dans la section introductive de ce plan d'eau, les principaux tributaires sont le ruisseau de la Palue (contribue à environ 70 % du volume entrant des eaux de surface), le ruisseau de Benaut (13 %) et le ruisseau de Loupsal (11%) (Sourisseau, 1967).

Le niveau moyen du lac entre 2005 et 2020 est de 7.25m NGF (Fig. 4.8). D'après le règlement d'eau (GEREA, 2021) les cotes d'alertes sécheresse et inondations sont respectivement fixées à

3. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

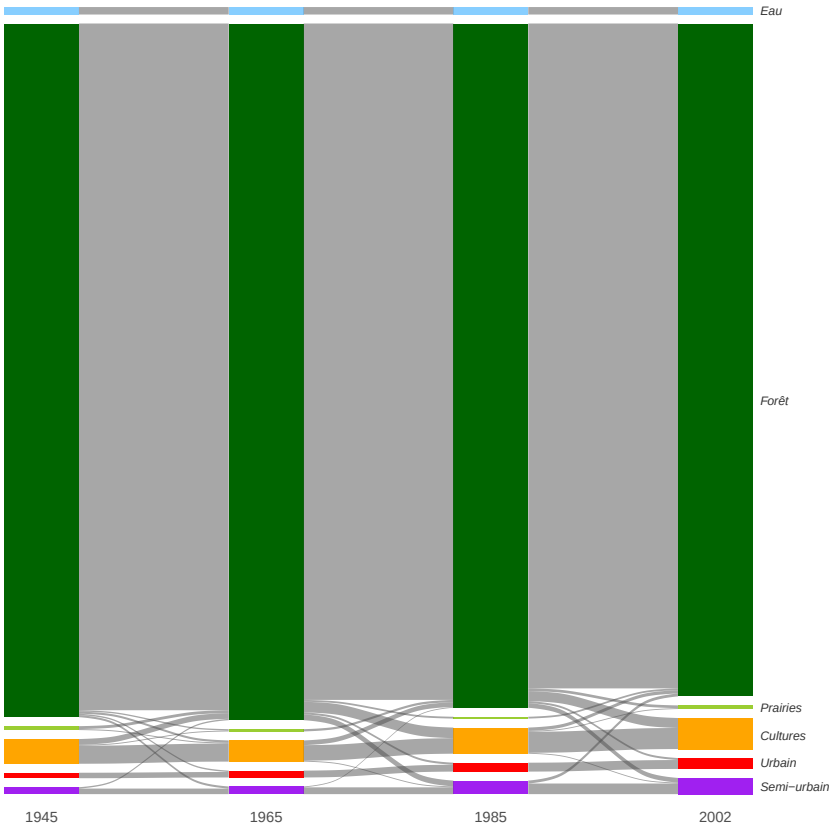


FIGURE 4.5 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de Léon. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

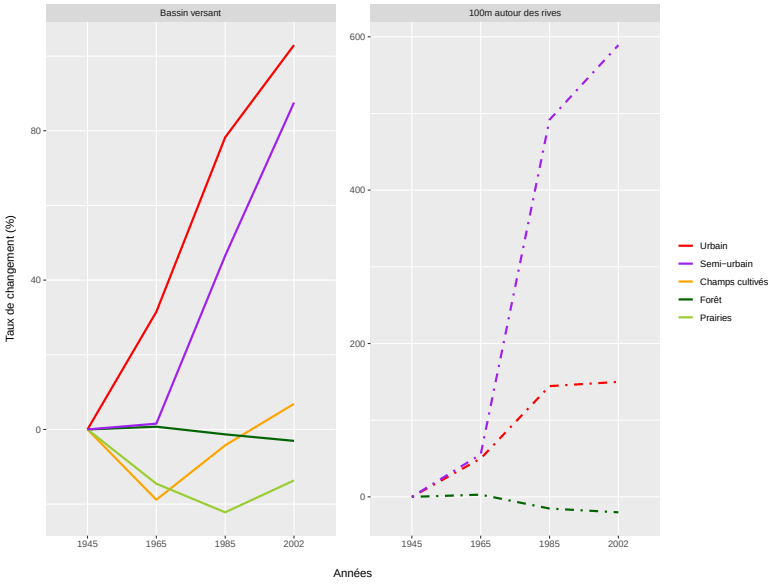


FIGURE 4.6 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang de Léon (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

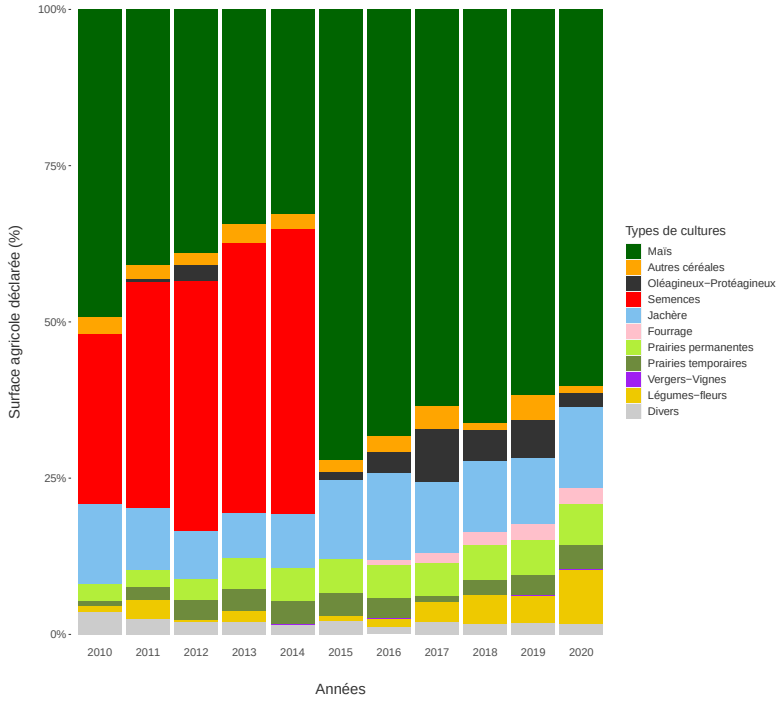


FIGURE 4.7 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Léon.

7.1 et 7.6m respectivement. La cote d'alerte inondation est fixé par rapport aux crues ayant un retour entre 2 et 5 ans et cette cote est ainsi dépassée environ 1 année sur 3 (dépassée 6 années sur les 16 années de suivi, 4.8). La cote d'alerte sécheresse n'a jamais été atteinte entre 2005 et 2010, mais depuis cette date elle est quasiment atteinte tous les ans (Fig. 4.8).

En moyenne, et toutes années confondues, le niveau minimum de l'étang est généralement atteint à la fin de l'été (août et septembre, Fig. 4.9) alors que le niveau est généralement maximal en février. Depuis 2005, on remarque que le niveau du lac tend à diminuer d'environ 9mm par an (régression linéaire $-0.009x + 25.35$, $R^2_{aj} = 0.36$, Fig. 4.10a) quelque soit la saison de l'année (Fig. 4.10c). Puisqu'aucune tendance significative n'a été observé sur la dynamique des cotes maximales, cette diminution semble être liée à une forte diminution des cotes minimales annuelles (de plus d'1cm par an, régression linéaire $-0.012x + 31.25$, $R^2_{aj} = 0.62$, Fig. 4.10b), indépendamment de la saison (Fig. 4.10d). Ainsi, en une quinzaine d'année, le niveau de l'étang semble avoir diminué d'environ 15cm. De cette diminution des cote minimales il en résulte une augmentation significative du marnage depuis 2015 (Fig. 4.11) pour un marnage moyen d'environ 50 cm.

Afin de vérifier que cette forte tendance n'est pas une tendance structurelle liée à des conditions météorologiques particulières sur ces 15 dernières années, la dynamique temporelle sur la période 2005-2020 des valeurs médianes et minimales des lacs de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse a été testé. Aucune régression n'est apparue comme significative sur cette même période, confirmant une réelle tendance à la diminution du niveau de l'étang de Léon depuis 2005. Des données supplémentaires, antérieures à 2005, seraient cependant nécessaires pour confirmer cette tendance, mais cette diminution du niveau du plan d'eau pourrait être liée au mauvais état du barrage de la Nasse et l'existence de nombreux renards hydrauliques (GEREA, 2021).

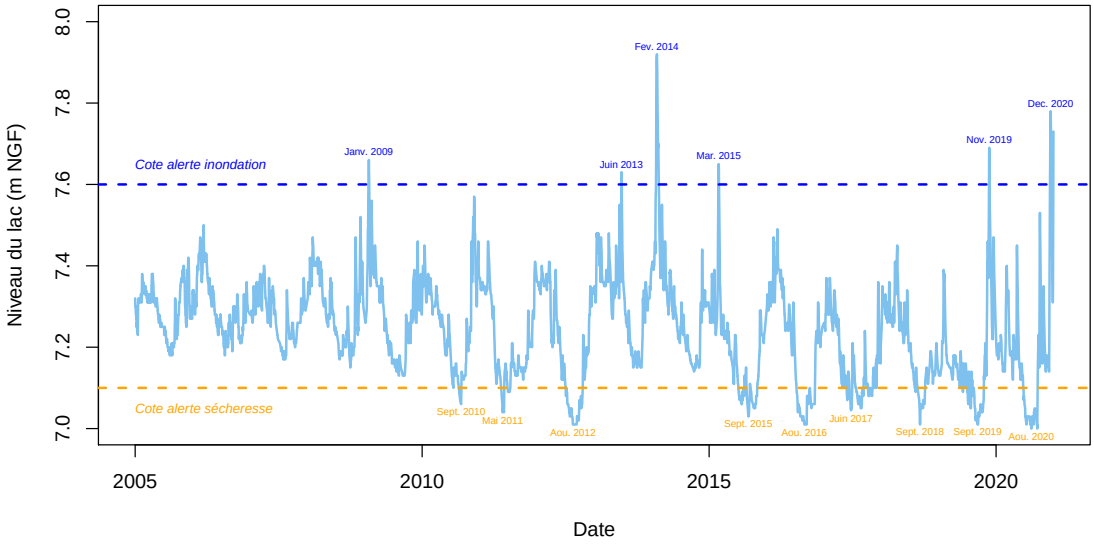


FIGURE 4.8 – Variation journalière du niveau de l'étang de Léon entre 2005 et 2020.

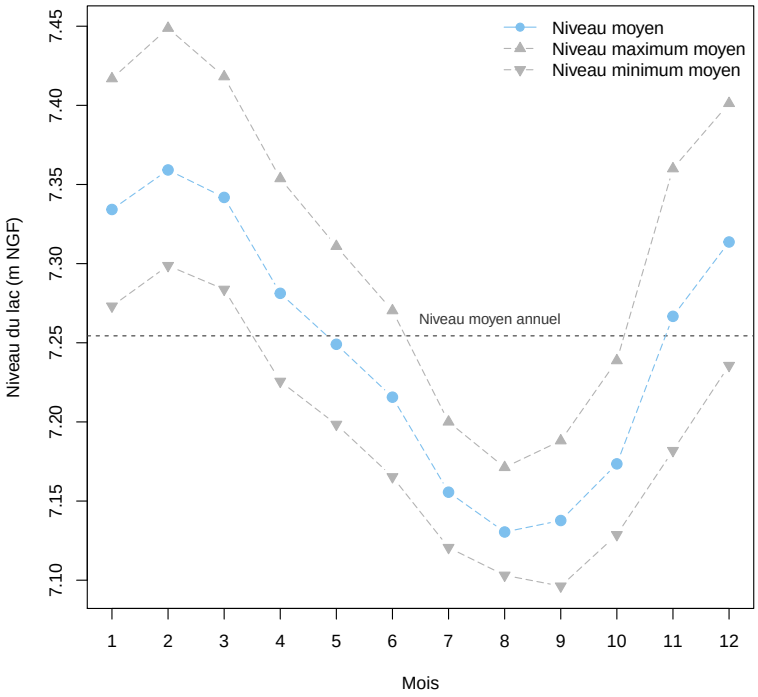


FIGURE 4.9 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau de l'étang de Léon en fonction des mois de l'année.

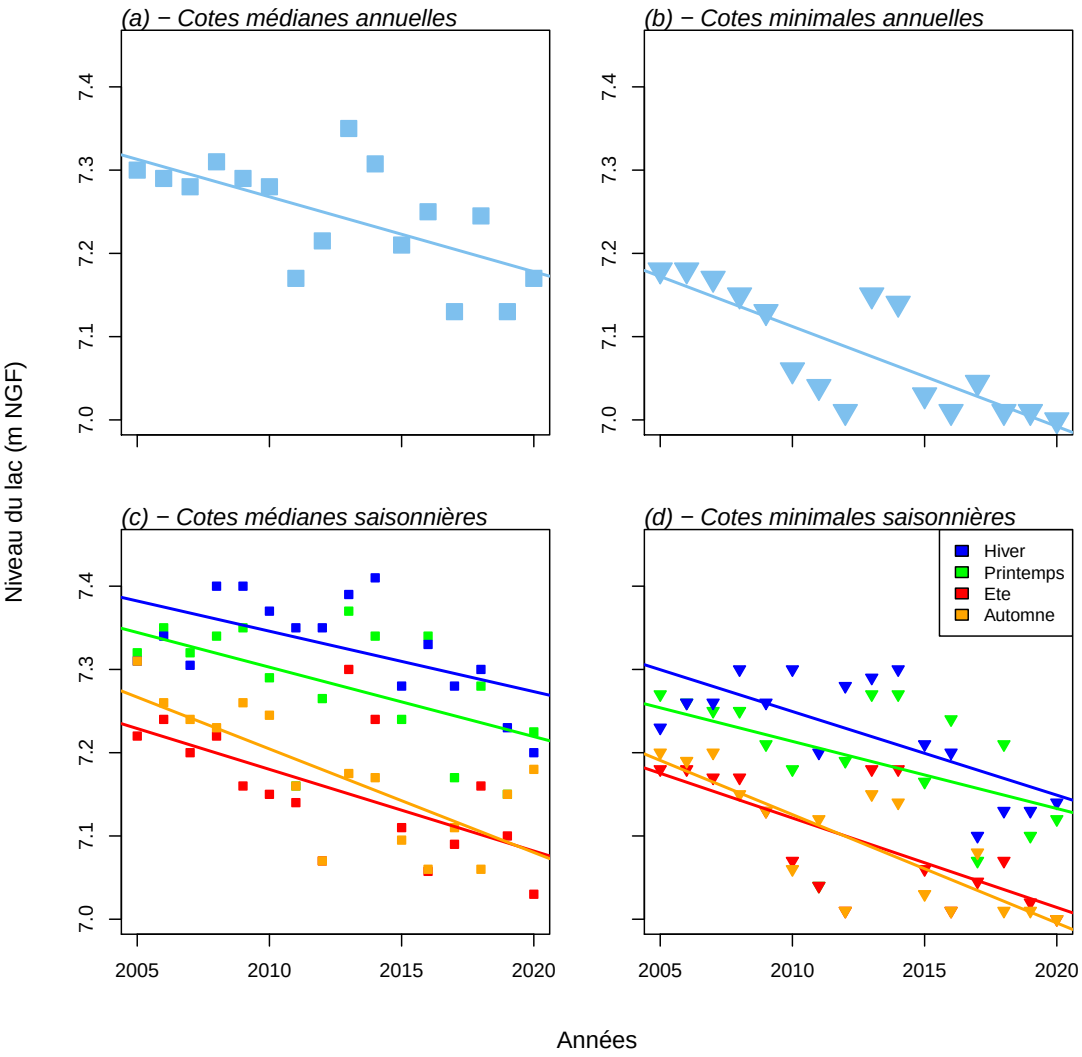


FIGURE 4.10 – Variation des cotes médianes (a, c) et minimales (b, d) annuelles de l'étang de Léon entre 2005 et 2020, par année (a-b) et en fonction des saisons (c-d). Les droites représentent les régressions linéaires significatives (α<0.05 pour des modèles linéaires).

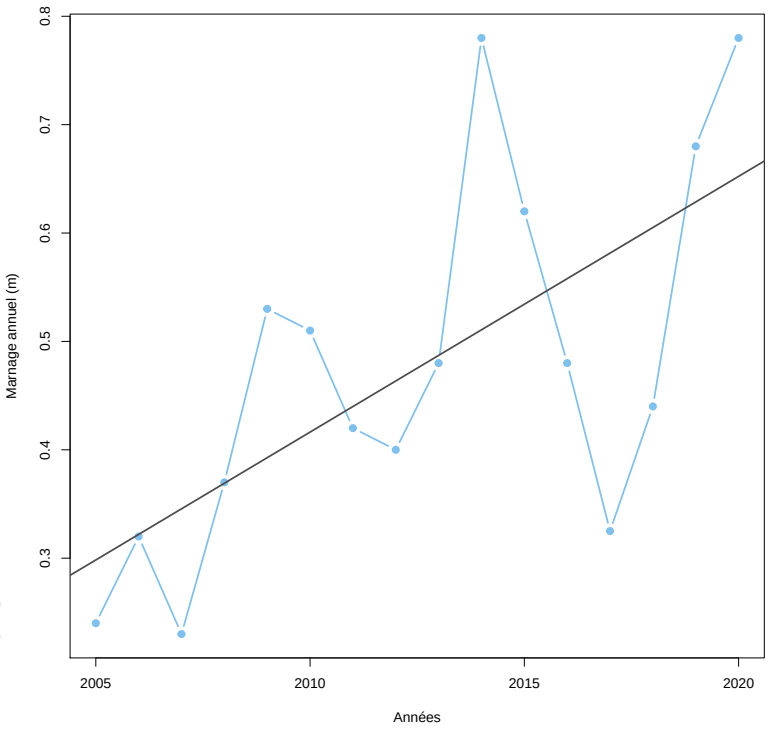


FIGURE 4.11 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur l'étang de Léon entre 2005 et 2020.

4.0.4 Physico-chimie

4.0.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur l'étang de Léon la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 4.12) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 25.49$, $R^2_{aj} = 0.29$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.02x - 27.45$, $R^2_{aj} = 0.06$, $pvalue = 0.04$ en hiver, $0.02x - 27.28$, $R^2_{aj} = 0.15$, $pvalue < 0.01$ au printemps, $0.02x - 24.34$, $R^2_{aj} = 0.19$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 22.88$, $R^2_{aj} = 0.11$, $pvalue < 0.01$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les plans d'eau du bassin-versant d'Aureilhan (Fig. 3.11, 3.33 et 3.65, 3.93) ainsi que sur celle observée sur l'étang Blanc (Fig. 6.27) et de Soustons (Fig. 6.68).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation

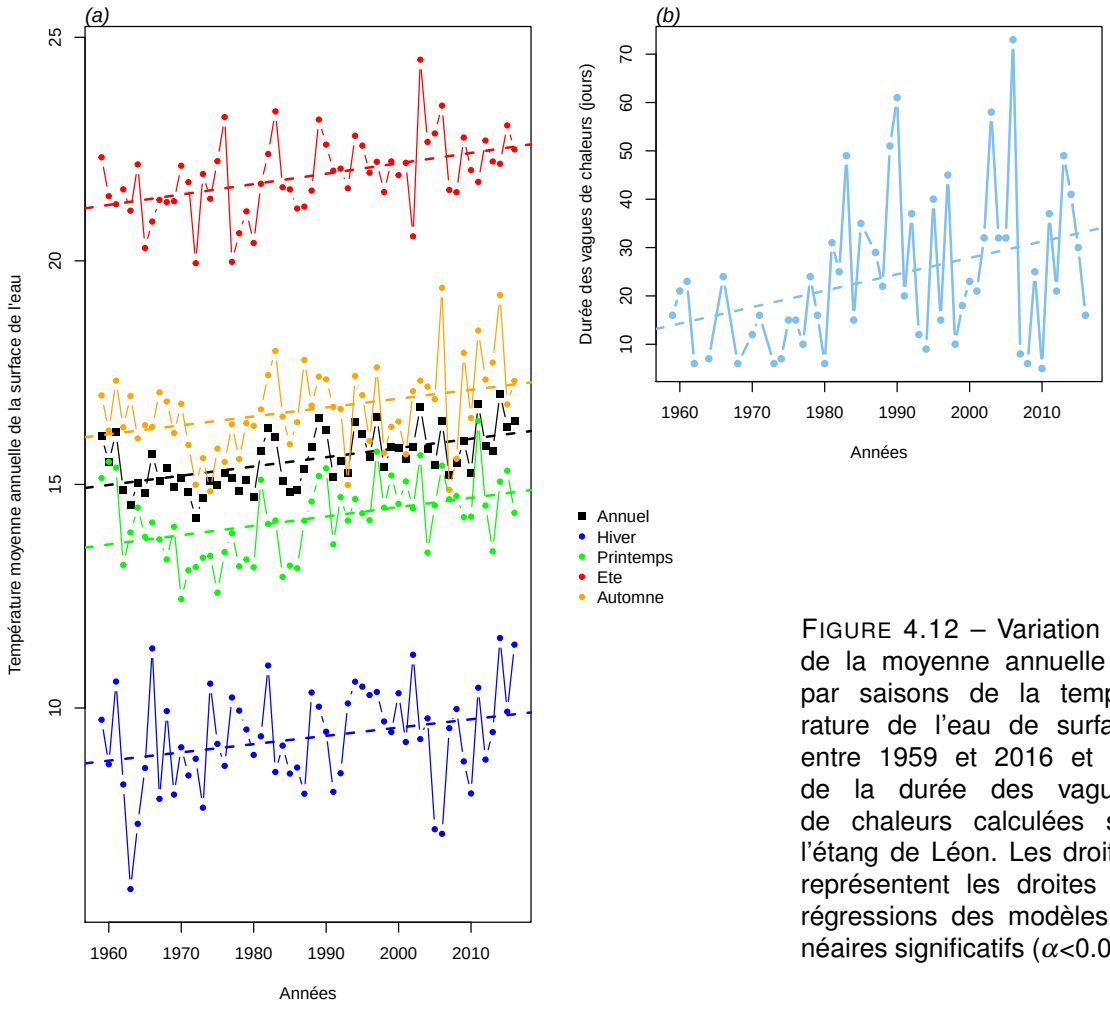


FIGURE 4.12 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur l'étang de Léon. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

est identique à celle observée sur les autres plans d'eau Landais mais presqie deux fois plus forte que sur les lacs médocains.

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.34x - 651.07$, $R^2_{aj} = 0.11$, $pvalue = 0.01$). Cette augmentation (3j en 10 ans) est inférieure à celle observée sur les autres plans d'eau située au Nord (4j pour Carcans-Hourtin et 9j pour les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse) de la région d'étude, mais similaire à celle de l'étang Blanc et de Soustons.

4.0.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles,

auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

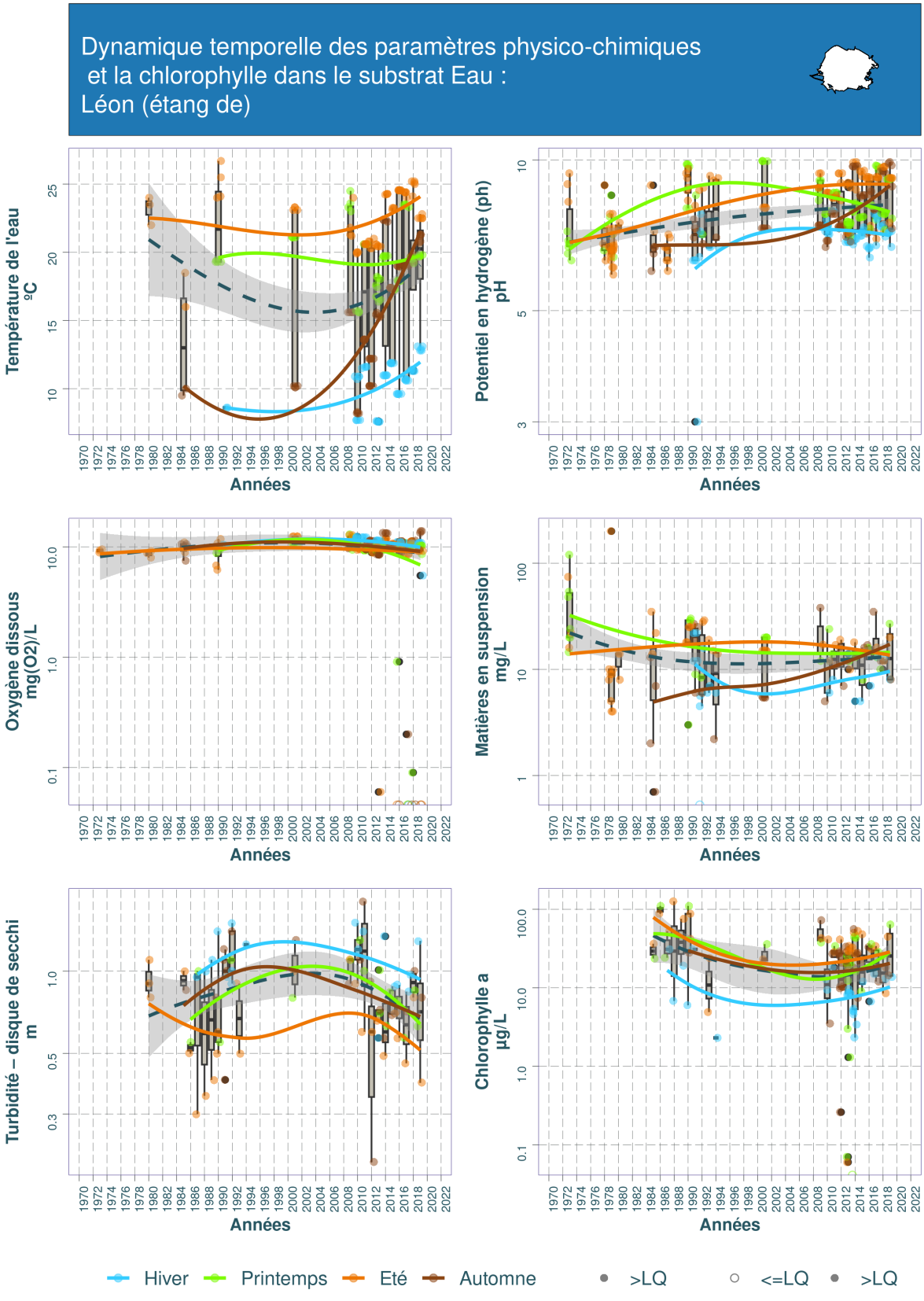
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

4.0.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

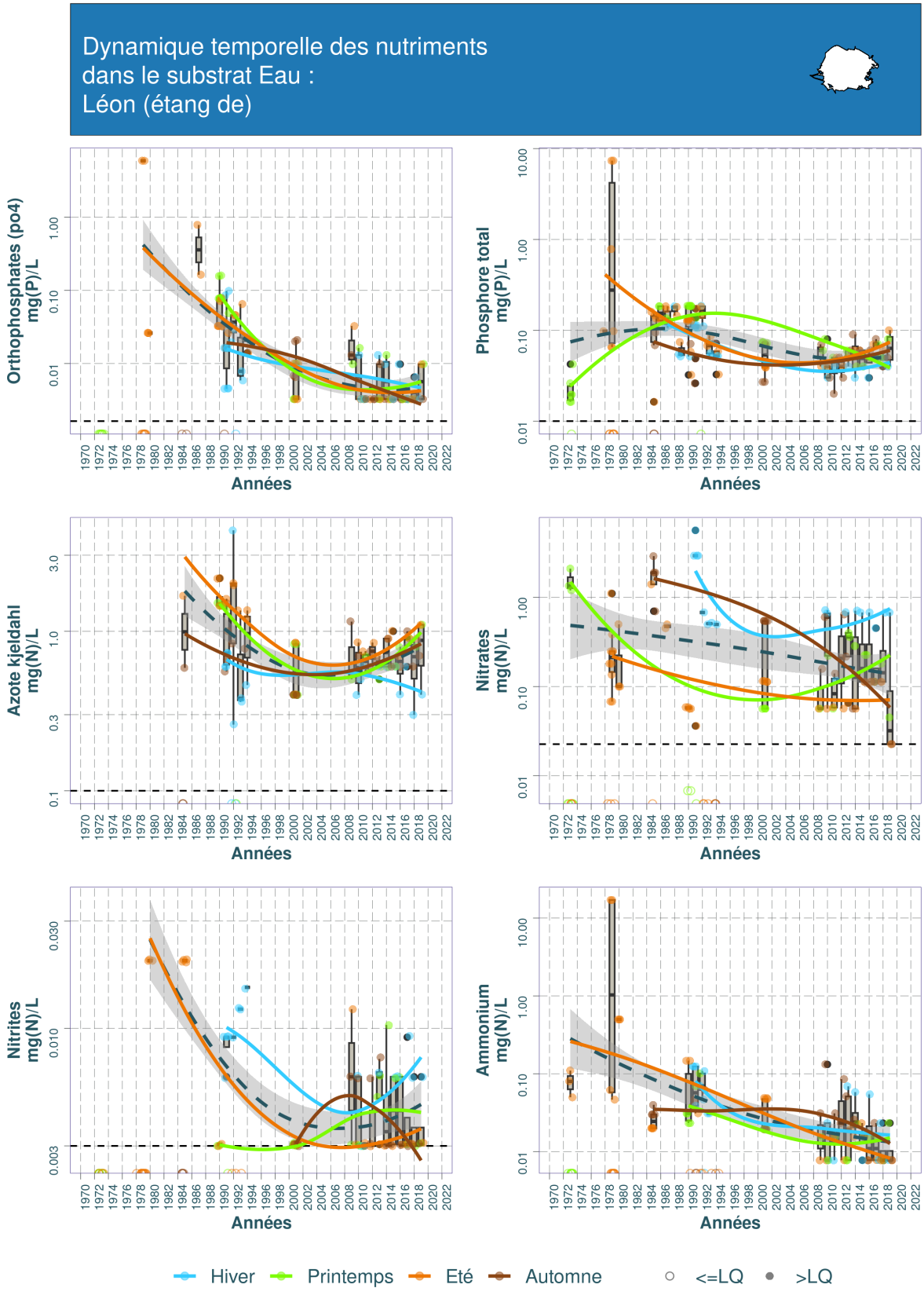
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Selon ces critères DCE, le lac d'Aureilhan pouvait être considéré en '*mauvais*' état en ce qui concerne le phosphore total dans les années 80 (Fig. 4.16). Cependant cet état tend à s'améliorer, considéré comme '*bon*' depuis la fin des années 2000. Depuis les années 80, les valeurs de transparence ne semble pas s'améliorer, et l'état peut être considéré comme *'médiocre'* à *'moyen*' sur toute l'ensemble de la période d'étude. L'état physico-chimique des paramètres nitrates et ammonium sont eux aussi relativement stables dans le temps mais peuvent être considérés comme étant en '*très bon*' état.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 4.13 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur le lac de Léon.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

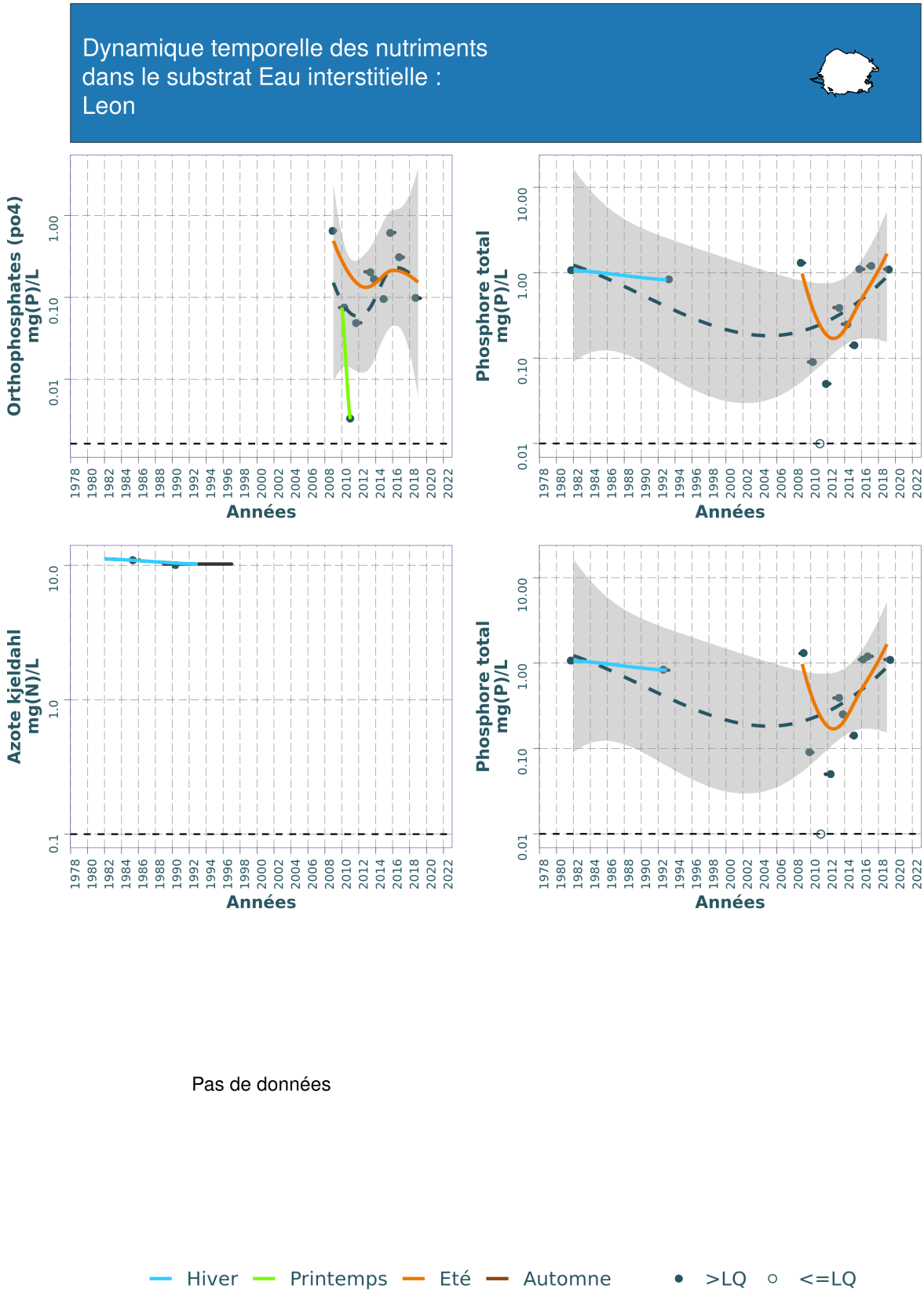
FIGURE 4.14 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur le lac de Léon.

TABLEAU 4.3 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur le lac de Léon.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Léon (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1973	2019	119	39.5%	0.00	17.0834	0.0194	0.3279	0.0078	0.0388
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1985	2019	92	47.8%	0.00	4.3000	0.7000	0.8330	0.1000	0.5000
Azote minéral	mg(N)/L	1990	2001	19	15.8%	0.00	3.0870	0.1700	0.5529	0.1200	0.1200
Chlorophylle a	µg/L	1985	2019	117	16.2%	0.00	126.2000	22.8200	26.2991	0.1000	1.0000
Matières en suspension	mg/L	1973	2019	119	36.1%	0.00	200.0000	14.0000	17.7697	2.0000	5.0000
Nitrates	mg(N)/L	1973	2019	112	39.3%	0.00	5.6472	0.1141	0.4402	0.0226	0.1129
Nitrites	mg(N)/L	1973	2019	106	42.4%	0.00	0.0200	0.0030	0.0044	0.0030	0.0200
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1973	2019	119	37.0%	0.00	5.9024	0.0068	0.1258	0.0033	0.0163
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1973	2019	240	0.0%	0.00	13.9000	10.3400	9.8430	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1973	2019	141	30.5%	0.00	7.3699	0.0600	0.1848	0.0100	0.0163
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1973	2019	313	0.0%	3.00	9.9500	7.6400	7.8672	NA	NA
Température de l'eau	ºC	1980	2019	235	0.0%	7.58	26.7000	19.1000	17.4002	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1980	2019	79	0.0%	0.20	1.8000	0.8800	0.8687	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 4.15 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur le lac de Léon.

TABLEAU 4.4 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur le lac de Léon.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Leon [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2009	2019	10	50.0%	1.5530	7.0663	4.3485	4.2320	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1982	1993	2	0.0%	10.2200	11.1580	10.6890	10.6890	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2009	2019	10	80.0%	0.0033	0.6555	0.1321	0.2276	0.0033	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	1982	2019	12	66.7%	0.0100	1.3000	0.6085	0.6268	0.0100	0.0500

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

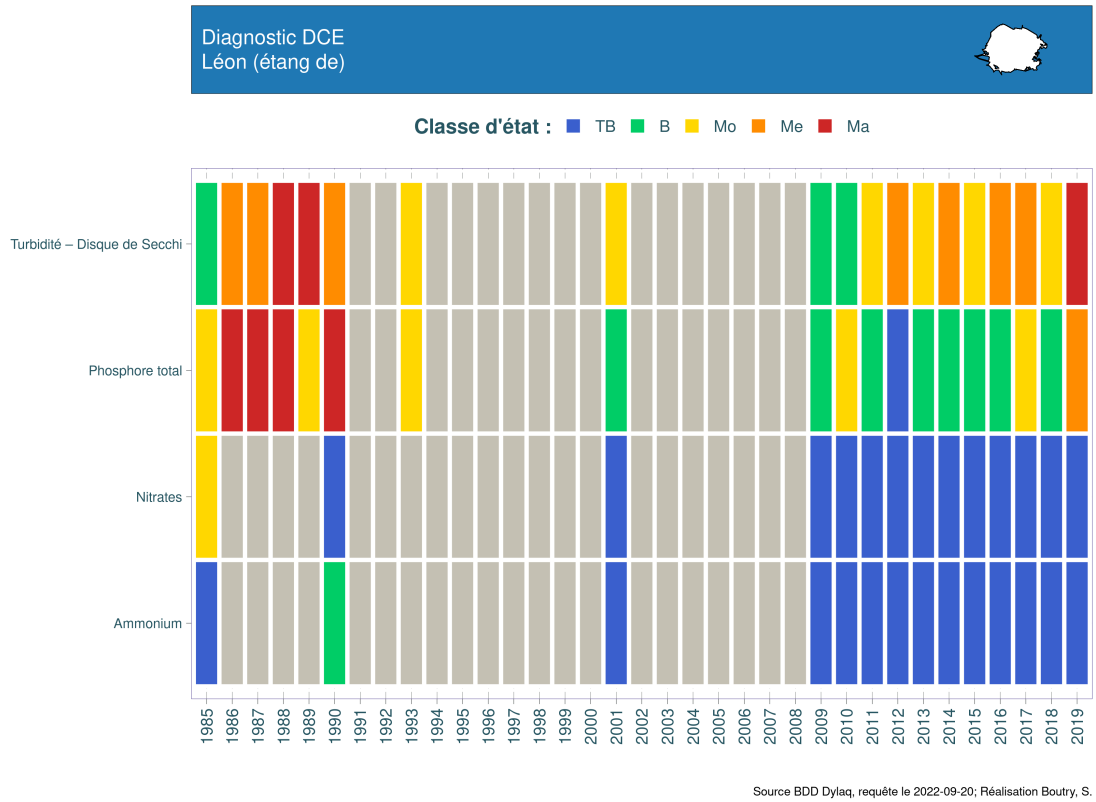


FIGURE 4.16 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur le lac de Léon entre 1985 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

4.0.4.4 Synthèse

Comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau de l'étang de Léon quelle que soit la saison. Le pH de ce plan d'eau apparait comme légèrement acide (entre 6 et 7) durant les premières décennies, puis remonte aux alentours de 7.5-8.5 à partir des années 2000. Quant à l'oxygène dissous, il demeure stable et proche de 10 mg/L tout au long de la chronique. Les matières en suspension subissent une légère décroissance (diminution inférieure à 0.5 unité log décimal, soit d'un facteur compris entre 2-3) qui semble se traduire par une baisse de la turbidité, ou encore une légère amélioration de la transparence, entre 1990 et le début des années 2000, avant de retrouver la valeur initiale de 0.7-0.8 mètres plus récemment. Quant à la chlorophylle a, il semble y avoir une diminution entre les relevés de la fin des années 1980 et début 1990, puis la décennie 2010-2020 semble marquée par une nouvelle augmentation de ces concentrations.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total ne varie qu'assez peu. Une légère décroissance est observable pour les nitrates et l'azote Kjeldahl. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent enfin assez fortement dans le courant des années 1990-début 2000. Il est d'ailleurs à noter des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir des années 2000. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Depuis les années 80, l'état physico-chimique peut être considéré comme 'très bon' en ce qui concerne les paramètres nitrates et ammonium mais plutôt *'médiocre'* à *'moyen*' pour la transparence. En revanche, le phosphore total tend à évoluer d'un '*mauvais*' à un *'bon*' état sur les 40 dernières années.

4.0.5 Phytoplancton

Le premier relevé de phytoplancton disponible sur l'étang de Léon remontent à l'année 1985. Il s'agit de l'observation d'une seule algue. Pour disposer de relevés couvrant la communauté algale il faut attendre 2008. A partir de là, des relevés phytoplanctoniques ont été réalisés chaque année jusqu'en 2020 soit treize ans de données. Ces dernières respectant toutes le format type DCE, permettent des comparaisons annuelles.

4.0.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

En dehors de la campagne de 1985 contenant un seul taxon identifié, les autres années affichent une richesse annuelle moyenne variable d'une année à l'autre (Fig. 4.17). Sa valeur minimale est mesurée en 2014 avec 30 taxons et sa valeur maximale en 2017 avec 50 taxons en moyenne. La moyenne sur les treize ans est de 41 taxons, ce qui positionne cet étang dans la moyenne basse des étangs du littoral. Les richesses médianes annuelles, bien que variables d'une année à l'autre, ne sont pas statistiquement différentes (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.12*) et aucune tendance générale significative (à la baisse ou à l'augmentation) ne s'en dégage.

Les richesses des campagnes sont plus ou moins variables. La plus petite valeur a été mesurée en automne 2014 (23 taxons) et la plus forte au printemps 2010 (67 taxons). Certaines années

l'amplitude de variation est nettement plus faible comme en 2012 (amplitude de 2 taxons) ou en 2018 (amplitude de 10 taxons) ou beaucoup plus large comme en 2011 avec 34 taxons d'écart entre la plus faible et la plus forte richesse. Ces variations indiquent la présence de communautés peu homogènes d'une année à une autre qui sont parfois pauvres certaines années ce qui peut influer sur la sensibilité et la fragilité de la communauté au cours du temps.

Ces relevés ont permis d'identifier 407 taxons sur l'étang de Léon qui se répartissent (Fig. 4.18) majoritairement dans les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et dans une moindre mesure des Charophyta) puis dans les diatomées (Bacillariophyta) et enfin dans les cyanobactéries (Cyanobacteria).

Comme évoqué précédemment, le relevé de 1985 ne comprend qu'une seule espèce appartenant aux **algues vertes** (Charophyta). Ensuite, la richesse moyenne des algues vertes varie de 12 à 23 taxons en fonction des années. Elle est assez stable au cours du temps avec juste une petite réduction en 2014 et 2015. Les diatomées sont au nombre de 5 à 12 taxons en moyenne et ce nombre semble décroitre régulièrement depuis 2013 et n'atteint plus que 5 taxons en 2020.

La richesse en **cyanobactéries,** représentée par moins de 5 taxons en moyenne de 2008 à 2014, augmente ensuite de 2015 à 2020 jusqu'à une moyenne de 14 taxons. La richesse annuelle moyenne n'augmentant pas significativement, les cyanobactéries viennent essentiellement remplacer des diatomées. Le remplacement de **diatomées** par des cyanobactéries peut être un signe du basculement de l'état du plan d'eau vers un système plus eutrophe, de moins bonne qualité, sujet à des problèmes de proliférations de cyanobactéries.

Les **algues dorées** (Ochrophyta) et les **cryptophycées** (Cryptophyta) sont présentes sur l'étang tous les ans mais avec seulement de 1 à 6 taxons en moyenne.

L'analyse de la dynamiques des biovolumes peut compléter cette vision par la prise en compte de la quantité de matière en présence.

4.0.5.2 Dynamique des biovolumes

La distribution des biovolumes est analysable sur les treize ans de relevés type DCE. Celle des biovolumes annuels moyens montre des fluctuations au cours du temps (Fig. 4.19) avec une valeur minimale de 4.05 mm^3/l en 2010 et une valeur maximale de 41.33 mm^3/l en 2019. La moyenne sur cette période est ainsi de 14.52 mm^3/l ce qui dénote d'une communauté abondante et déjà fortement développée.

Sur la période d'étude les biovolumes annuels moyens ont une tendance significative à l'augmentation ($R^2_{aj} = 0.25$, *p-value<0.05*). L'étang de Léon a une communauté algale qui augmente au cours du temps illustrant l'augmentation du niveau trophique du plan d'eau. Cependant, bien qu'en constante hausse au niveau moyen, les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0,*20) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

Le biovolume minimum a été relevé lors d'une campagne de l'hiver 2010 avec 0.66 mm^3/l et le maximum à l'automne (septembre) 2020 avec 108.28 mm^3/l (Fig. 4.19). Beaucoup d'années ont

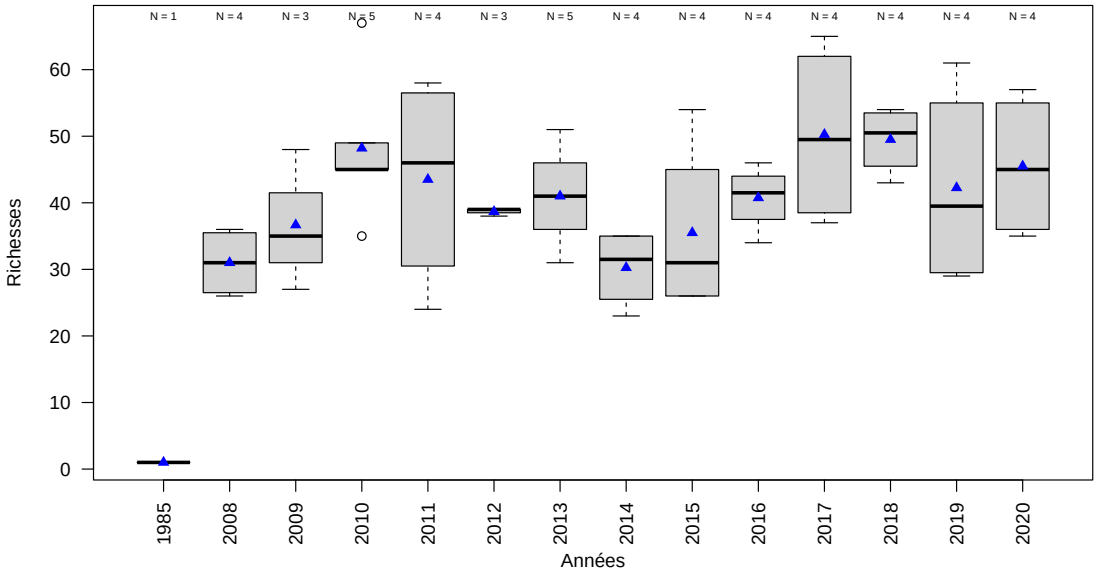


FIGURE 4.17 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1985 et 2020 sur l'étang de Léon. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

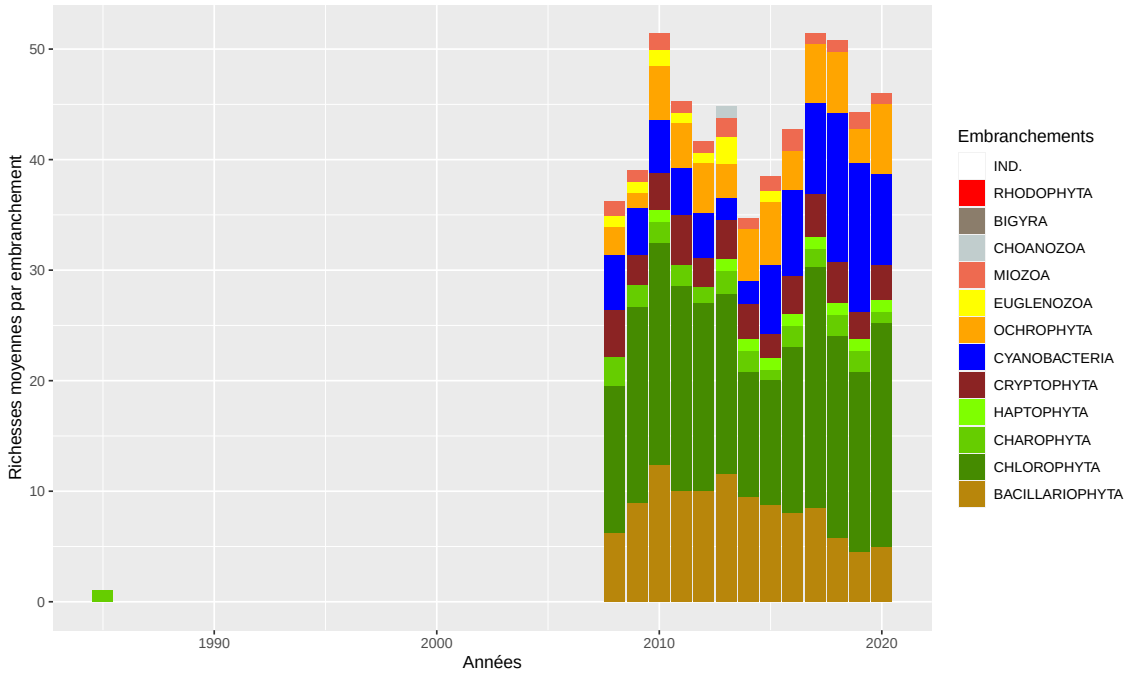


FIGURE 4.18 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1985 et 2020 sur l'étang de Léon. IND. indique les embranchements indéterminés.

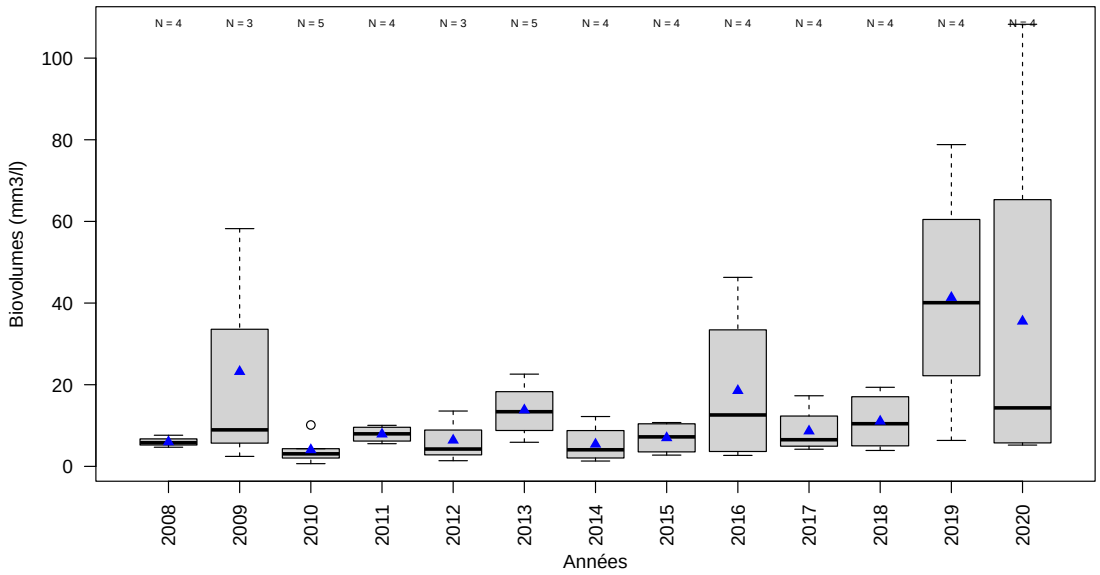


FIGURE 4.19 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2008 et 2020 sur l'étang de Léon. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

des biovolumes avec des amplitudes de variation assez faibles en comparaison avec les quatre années présentant de très fortes amplitudes (2009, 2016, 2019 et 2020) allant jusqu'à 102 mm^3/l d'écart en 2020.

Ces biovolumes se répartissent dans différentes groupes taxonomiques. Les diatomées (Bacillariophyta) et les algues vertes (Chlorophyta essentiellement) sont les plus abondants de 2008 à 2018 en moyenne annuelle, puis le biovolume de cyanobactéries dépasse celui des diatomées en 2019, et celui des diatomées et des algues vertes en 2020 (Fig. 4.20). Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés.

Le biovolume moyen des **diatomées** varie de 1.66 à 19.73 mm^3/l en 2014 et 2009 (soit 85 % du biovolume annuel moyen) respectivement. Le biovolume annuel moyen des **algues vertes** fluctue de 1. 57 à 19.77 mm^3/l, le minimum étant atteint en 2010 et le maximum en 2019.

Les **cyanobactéries** sont assez peu présentes en moyenne de 2008 à 2018 mais en 2019 leur proportion atteint 24.34% (10.06 mm^3/l) puis 76.25% (27.10 mm^3/l) du biovolume annuel moyen en 2020. Sur cette dernière, leur biovolume a été important dès la campagne d'été et a explosé lors de la campagne d'automne (septembre) avec une concentration de 99.11 mm^3/l. Ce sont des concentrations extrêmement élevées illustrant des conditions de blooms sévères, probablement engendrées par des conditions climatiques et trophiques favorables. L'état de la communauté phytoplanctonique de l'étang de Léon semble se dégrader au cours du temps avec des biovolumes plus importants qu'il y a quelques années, et de fortes à très fortes proportions de cyanobactéries.

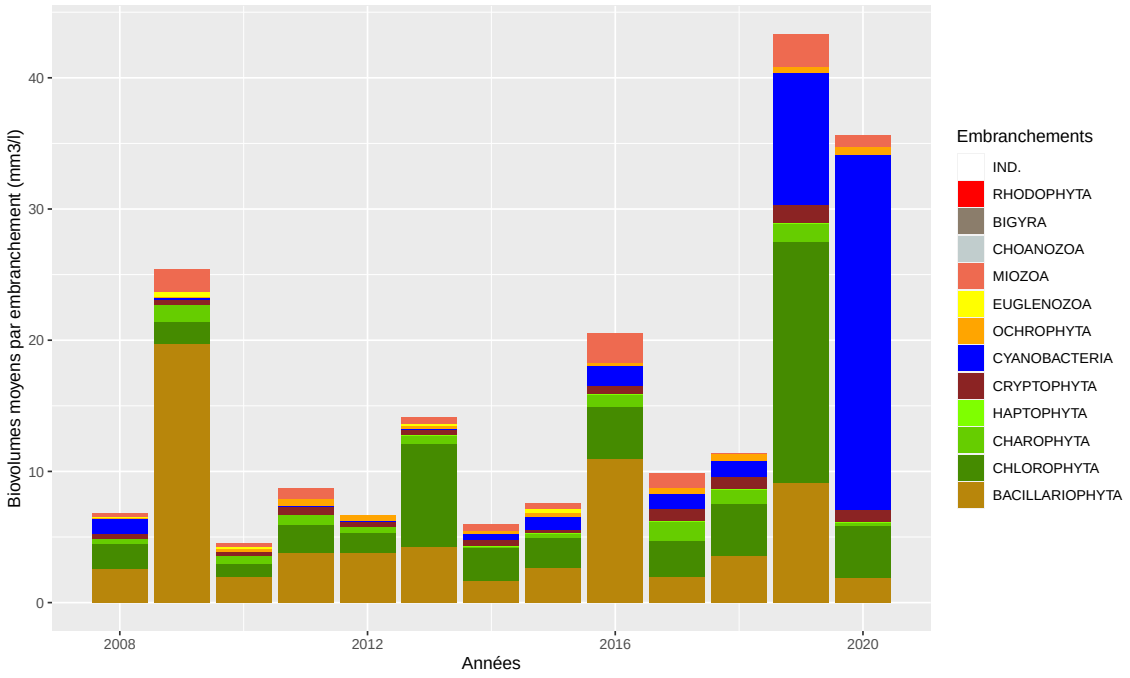


FIGURE 4.20 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2008 et 2020 sur l'étang de Léon. IND. indique les embranchements indéterminés.

4.0.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

L'indice de diversité de Gini-Simpson [4] affiche des résultats en accord avec les observations faite sur les biovolumes. Calculé par année, il varie de 0.35 en 2009 au minimum, 0.39 en 2020, à 0.96 en 2010 au maximum (Fig. 4.21a). Sa moyenne est de 0.81 sur l'ensemble de la période d'étude. Le plan d'eau est sujet à des variations très importantes de sa diversité avec des résultats de l'indice en dents de scie certaines années. Les années de forts biovolumes moyens (2009, 2016 et 2020) avec une communauté largement dominée par quelques taxons (de diatomées en 2009 et 2016 puis de cyanobactéries en 2020) se retrouvent avec les plus faibles valeurs de l'indice, *i.e.* les plus faibles diversités. En 2019, le très fort biovolume semble compensé par une répartition de la communauté algale plus homogène entre les différents groupes taxonomiques.

Le calcul de cet indice par campagne (Fig. 4.21b) affiche aussi une grande hétérogénéité au sein des campagnes d'une même année. Les valeurs descendent jusqu'à 0.21 en novembre 2009 ou encore 0.24 en septembre 2020 et grimpent jusqu'à 0.94 en septembre 2010 ou mars 2015. La dispersion de ces différents résultats illustre la fragilité de la communauté algale et sa faible résilience face aux évolutions du milieu (pressions anthropiques et changement climatiques). Ces résultats viennent conforter la tendance observée de dégradation de la communauté phytoplanctonique sur l'étang de Léon (*cf.* 4.0.5.2).

La structure de la communauté, observée au travers d'une analyse multivariée telle que la NMDS, donne un éclairage complémentaire aux remarques précédentes (Fig. 4.22 et 4.23, stress=0.16 pour 3 axes).

4. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

Un gradient temporel, de 2008 vers 2020, semble se dessiner sur les deux premières dimensions (du bas à gauche vers le haut à droite). Les polygones regroupant les échantillons prélevés une même année, plus petits dans les premières années, deviennent nettement plus larges en 2019 et 2020 indiquant une disparité de plus en plus grande entre chaque campagne d'une année donnée. Les communautés algales sont de plus différentes entre les saisons, reflétant une instabilité grandissante de la communauté. Ceci est d'autant plus vrai que cette observation est associée à des biomasses de plus en plus importantes sur les dernières années (depuis 2019).

La position des mois d'échantillonnage sur le graphe : hiver-printemps en bas à gauche et estivaux en haut en droite (Fig. 4.22) semble montrer que la communauté algale de l'étang de Léon évolue vers une communauté plus spécifique d'été ou de fin d'été au cours des années, avec la présence de plus en plus de cyanobactéries.

Ainsi, la communauté tend vers des taxons plus spécifiques des périodes d'eau plus chaude, plus calme, habituellement rencontrés en fin d'été. La projection des taxons les plus représentatifs de cette distribution (Fig. 4.23) met en avant des espèces et genres d'**algues vertes** comme *Chlamydomonas sp.* (CHLSPX), *Tetraedron caudatum* (TEACAU), *Monoraphidium nanum* (MONNAN), des *Desmodesmus*, *D. serratus* (DEDSER) et *D. armatus* (DEDARM), *Dictyosphaerium sp.* (DICSPX).

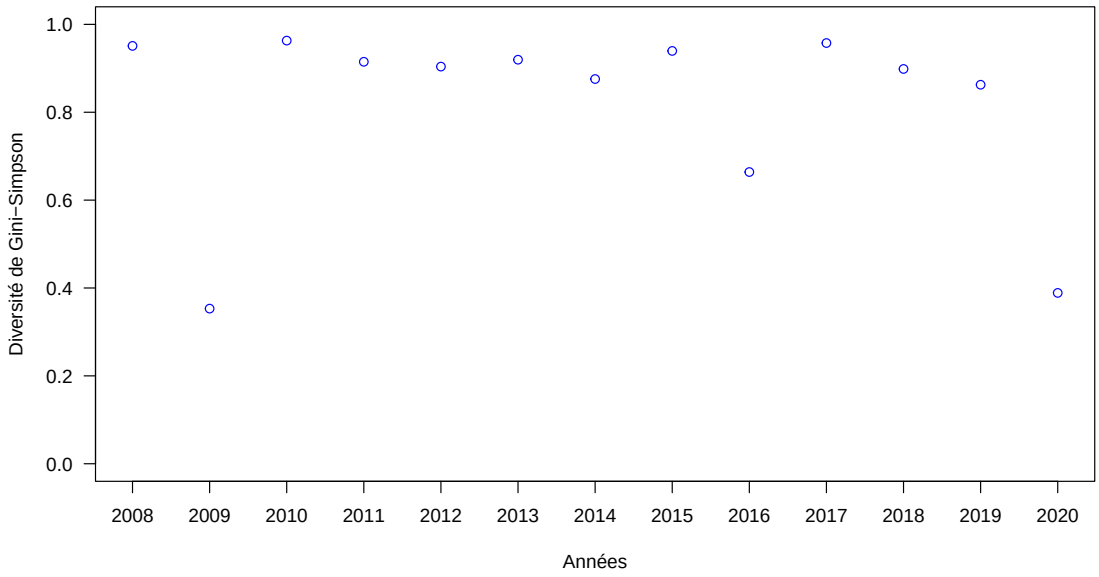
Les **cyanobactéries** sont aussi largement représentées, qu'elles soient de petite taille, comme *Anathece minutissima* (ANTMIN) et *Aphanocapsa holsatica* (APAHOL), filamenteuses comme *Gaucospira sp.* (GLUSPX) ou filamenteuses proliférantes et toxinogènes comme *Aphanizomenon sp.* (APHSPX) et *Raphidiopsis raciborskii* (RDPRAC).

Des **diatomées** plutôt communes en milieux eutrophes sont aussi présentes : *Asterionella formosa* (ASTFOR), *Fragilaria crotonensis* (FRACRO) ou encore *Aulacoseira ambigua* (AULAMB). Des algues brunes complètent cette liste avec *Nephrodiella semilunaris* (NEHSEM) et *N. lunaris* (NEHLUN), *Ellipsoidion sp.* (ELISPX).

4.0.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Bien que des données de chlorophylle soient disponibles en 2001, aucun relevé de phytoplancton n'existe sur cette année. A l'inverse en 2008, des données de phytoplancton sont disponibles mais aucune mesure de chlorophylle ne le sont. Ensuite de 2009 à 2020, les données acquises respectent le protocole DCE avec des données de chlorophylle et des relevés de phytoplancton permettant le calcul de l'indice IPLAC. Cependant, en 2010 le nombre de mesures de chlorophylle et de relevés de phytoplancton utilisables pour le calcul est inférieur à deux (absence de mesure en été et campagne de printemps en dehors de la période acceptée). En 2012, le nombre de données utilisables ne couvre que 2 campagnes avec l'absence de mesure au printemps. L'indice IPLAC ne peut pas être calculé sur ces deux années. Il est calculable sur les autres années de 2009 à 2020 soit 10 années avec néanmoins une extension de la période d'acquisition acceptée du 15 avril jusqu'au 15 novembre pour permettre un calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années.

(a)



(b)

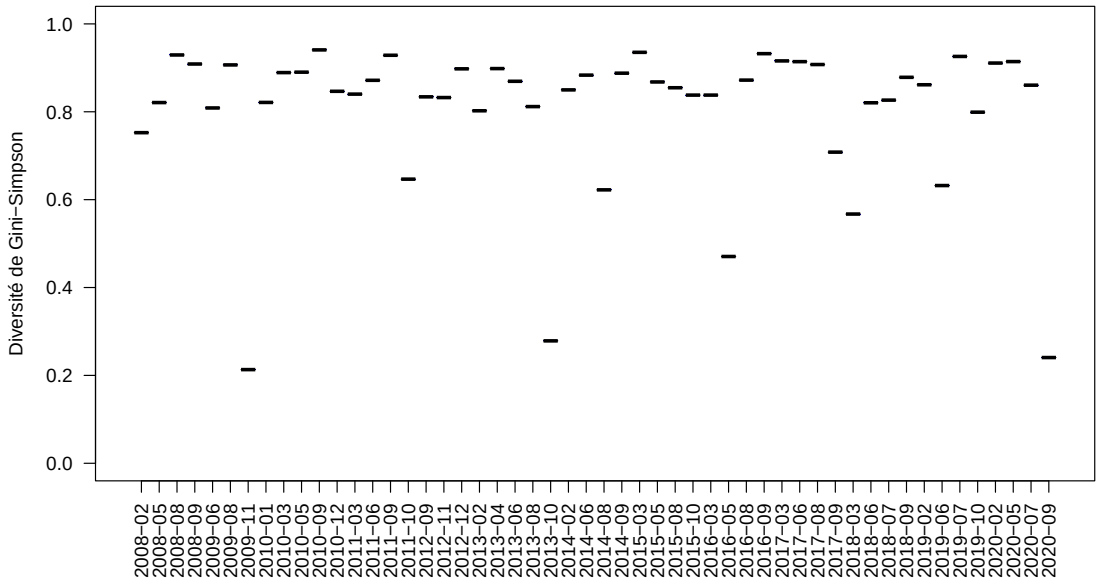


FIGURE 4.21 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2008 et 2020 sur l'étang de Léon par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

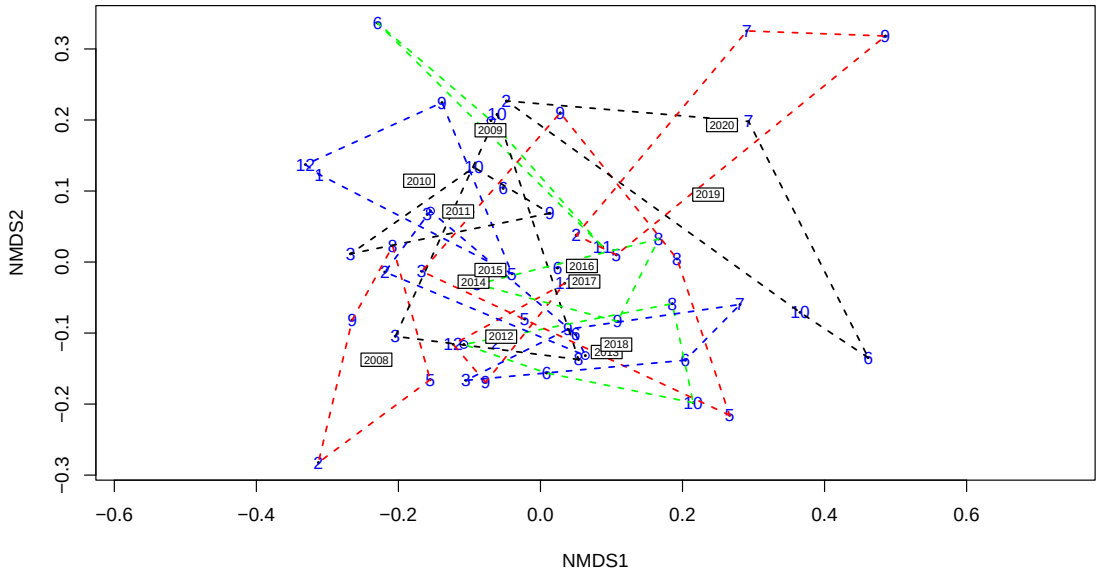


FIGURE 4.22 – Position des échantillons prélevés entre 2008 et 2020 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Léon. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.16.

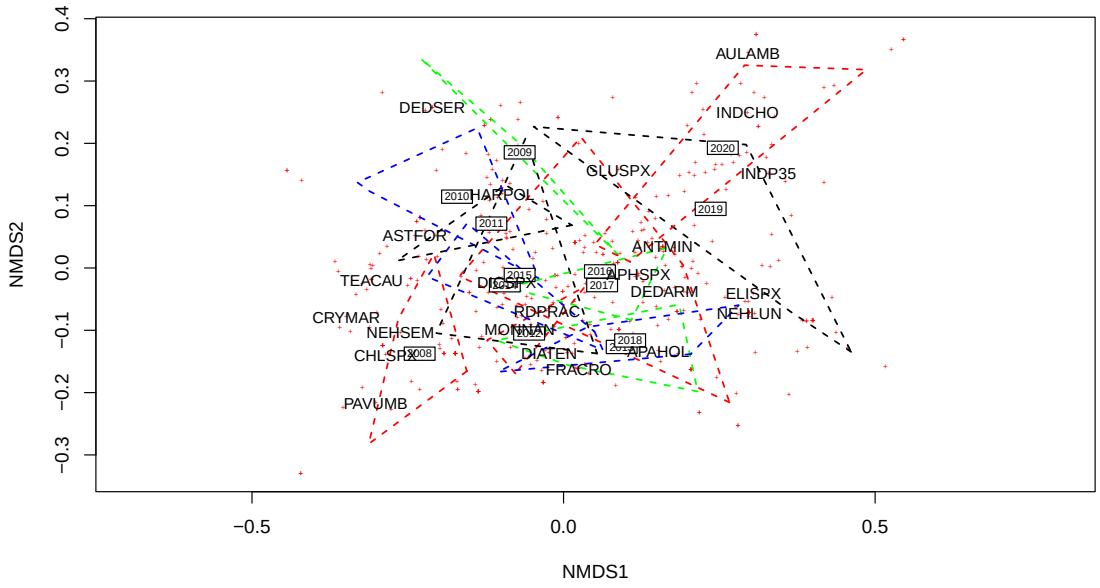


FIGURE 4.23 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Léon réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2008 et 2020. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

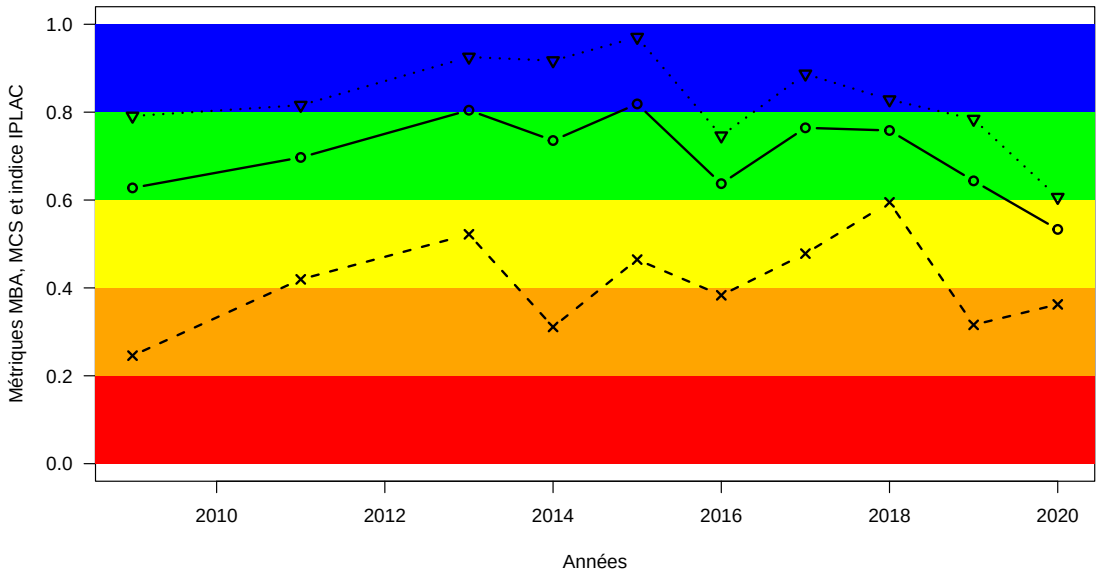


FIGURE 4.24 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de Léon entre 2008 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

Les résultats de l'indice sont compris entre 0.53 mesuré en 2020 et 0.82 mesuré en 2015. La moyenne de l'IPLAC est ainsi de 0.70 classant l'étang en « bon » état (Fig. 4.24). Le résultat de l'indice augmente de 2009 à 2015 et baisse ensuite jusqu'en 2020 plus ou moins régulièrement.

La métrique basée sur la chlorophylle (la MBA) est nettement plus déclassante sur l'ensemble de la période étudiée que la métrique de composition spécifique (la MCS) qui tire l'indice vers le « bon » voire le « très bon » état certaines années. La MCS varie ainsi de 0.61 à 0.97 pour respectivement 2020 et 2015. Dans le même temps, la MBA est comprise entre au minimum 0.25 en 2009 et 0.59 au maximum en 2018. Tout au long de la chronique, l'IPLAC vient corroborer les résultats observés avec les richesses, les biovolumes et la structure des communautés (NMDS et indice de Gini-Simpson). Le cortège phytoplanctonique se dégrade depuis quelques années mais la quantité de biomasse, de chlorophylle et sa dynamique sont les principaux facteurs déclassant la communauté algale de l'étang avec l'occurrence de blooms importants à très importants composés de cyanobactéries essentiellement.

4.0.5.5 Synthèse

L'étang de Léon a une communauté algale moyennement diversifiée qui présente de fortes à très fortes proliférations (biovolumes très élevés) au cours du temps. L'indice IPLAC le classe en « bon » état sur de nombreuses années mais 2020 le fait chuter en état « moyen » à cause d'un bloom de cyanobactéries toxinogènes. La communauté algale reste instable et très peu équilibrée.

Elle tend vers une structure taxonomique plutôt estivale et eutrophe d'année en année avec des campagnes de plus en plus différentes. L'indice de diversité de Gini-Simpson illustre cette diversité faible et peu équilibrée présentant une certaine dispersion avec des valeurs faibles certains mois.

Chapitre 5

Bassin versant de Moisan

5.1 Lac de Moliets

5.1.1 Caractéristiques du plan d'eau

Alimenté par le ruisseau de Barail, l'étang de Moliets est un petit étang d'une superficie de 0,07 km^2 avec une profondeur moyenne et maximale de 4,3m et 6,5m respectivement (Dutartre et al., 1985). Vanden Berghen (1969) indiquait une surface de 0,08 km^2 à la fin des années 60 suggérant que sa taille à peut être légèrement diminuée, à moins que les méthodes de calcul et les approximation expliquent cette différence. Son volume est estimé à 0,31 millions de m³ pour un taux de renouvellement de 8,2 soit un temps de séjour d'environ 45 jours. (Dutartre et al., 1986). Son bassin versant s'étend sur 6,11km^2 (Fig. 5.1), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 67,89 (Jamoneau et al., 2021). Son exutoire se situe au sud et se déverse dans le ruisseau éponyme de son tributaire. Il est situé sur la commune de Moliets-et-Maa qui en est aussi le propriétaire

Il possède la dissymétrie bathymétrique habituelle des lacs du littoral aquitain, avec une profondeur supérieure à l'ouest, même si ses rives sont de part et d'autres relativement abrupts (Dutartre et al., 2014b, 1985). Sa formation semble être postérieure au XVIIe siècle puisque la cote à cette époque avait une physionomie complètement différente de celle d'aujourd'hui (Fig. 4.3) mais leur contours sont dessinés sur la carte de Guillaume Delisle de 1712 (Fig. 4.2). Ses rives devaient être au XIXe siècle entourés de marais puisqu'en 1878, Dauzats écrivait dans les notes de son voyage sur le littoral landais que « les bords a demi inondés sont impraticables dans presque toute leur étendue » (Dauzats, 1878).

Son état trophique est considéré comme oligotrophe à mésotrophe (Dutartre et al., 2014b). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes, et a fait l'objet d'un arrachage mécanique du myriophylle du Brésil en 1996 (Dutartre et al., 2005) et d'un arrachage manuel depuis 1997 (Bertrin et al., 2011b).

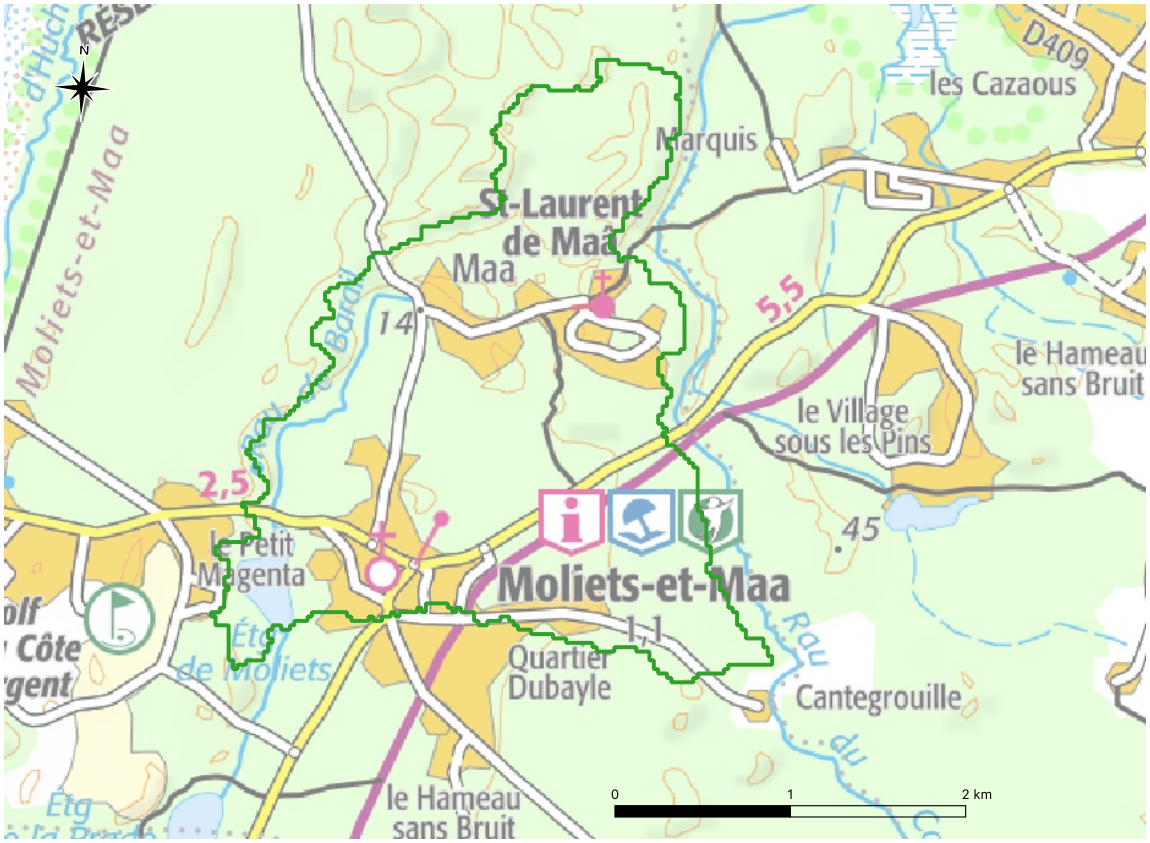


FIGURE 5.1 – Localisation et délimitation de l'étang de Moliets et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

5.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

5.1.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

Le bassin versant de Moliets est le plus petit de notre zone d'étude et intègre seulement un peu plus de 1100 habitants [1] en 2017 localisés sur la commune de Moliets-et-Maa (Fig. 2.3). La densité de population est atteint 194 hab/km^2 en 2017 et a augmenté continuellement depuis les années 90. En raison notamment du faible nombre d'habitants sur ce bassin versant, le taux d'accroissement de la population est le plus fort de tous les bassins versants étudiés, affichant un taux de plus de 180% d'accroissement entre 1990 et 2017 (Fig. 2.3).

La commune de Moliets-et-Maa étant une commune littorale atlantique, la pression touristique estivale est importante, les résidences secondaires représentant 86% du parc de logement (Marensin-Nature, 2010). La navigation motorisée est interdite sur l'étang qui est surtout utilisé pour la chasse et la pêche. Un circuit de randonnée permet également d'en faire le tour mais ses rives restent généralement assez difficiles d'accès.

5.1.2.2 Le réseau d'assainissement

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang de Moliets.

5.1.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Le bassin versant de l'étang de Moliets est très largement occupé (environ 80%) par des surfaces de pins ou de forêts [2] (Tab. 5.1). Cette surface est relativement stable depuis les années 1945, bien que la surface soit très légèrement inférieure à cette date. Les surfaces occupées par de la prairies ou une végétation semi-naturelle semblent cependant avoir fortement diminuées entre 1945 et 2002 (Fig. 5.2). L'analyse de la dynamique laisse penser que ces espaces ouverts se sont refermés ou ont été convertis en surface de pins (Fig. 5.2). Un artefact lié à l'interprétation des photographies aériennes et plus précisément des coupes rases peut aussi éventuellement expliquer les dynamiques observées.

Les surfaces urbaines et surtout semi-urbaines ont quant à elles fortement augmentées depuis les années 1945 (+68 et 161% respectivement, Fig. 5.2 et 5.3), principalement au dépens des surfaces de plantation de pins ou forestière (Fig. 5.2). Mais à l'inverse des autres bassins versants considérés dans cette étude, la surface de terres agricoles semblent avoir diminuée de moitié depuis les années 45 (Tab. 5.1 et Fig. 5.3). La culture principale récente [3] semble être essentiellement représentée par le maïs pour presque 75% des surfaces agricoles déclarées (Fig. 5.4), mais ces différentes proportions apparaissent relativement fluctuantes au cours du temps vraisemblablement en raison de la faible superficie du bassin versant et des surfaces déclarées (relativement constantes au cours du temps, ~18 ha). On peut cependant noter que les surfaces déclarées en maïs augmentent fortement depuis 2015, année où la plupart des surfaces agricoles étaient déclarées en jachères. Avant le changement de politique agricole en 2014, la plupart des surfaces

1. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.
2. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
3. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

TABLEAU 5.1 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de Moliets entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	76.58	79.19	81.22	79.21
Champs cultivés	8.82	6.73	5.53	4.43
Prairies	9.38	8.12	4.41	4.57
Eau	0	0	0	0
Urbain	2.48	2.63	3.48	4.16
Semi-urbain	2.73	3.33	5.36	7.13

étaient occupées par des semences, vraisemblablement des cultures de maïs semence (Maiz'Europ', 2017). On peut en outre noter la disparition récente des surfaces en jachère et une surface relativement importante dédiée aux oléagineux/protéagineux comparativement aux autres bassins versants. Enfin, depuis 2018 des surfaces de prairies permanentes apparaissent sur le territoire.

5.1.3 Hydromorphologie

5.1.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de Moliets n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Des données existent pour 2013, 2016 et 2019 mais sont insuffisantes pour pouvoir dresser une tendance sur le long terme (Fig. 5.5). En se basant sur ces données, la cote médiane du plan d'eau est de 6.95m.

5.1.4 Physico-chimie

5.1.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires,

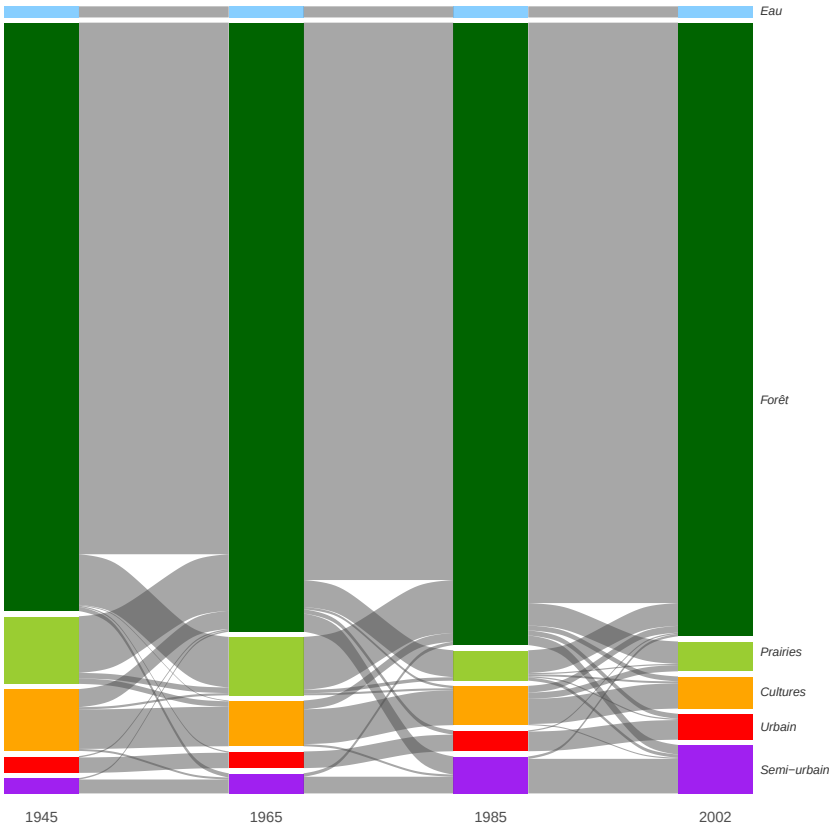


FIGURE 5.2 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de Moliets. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

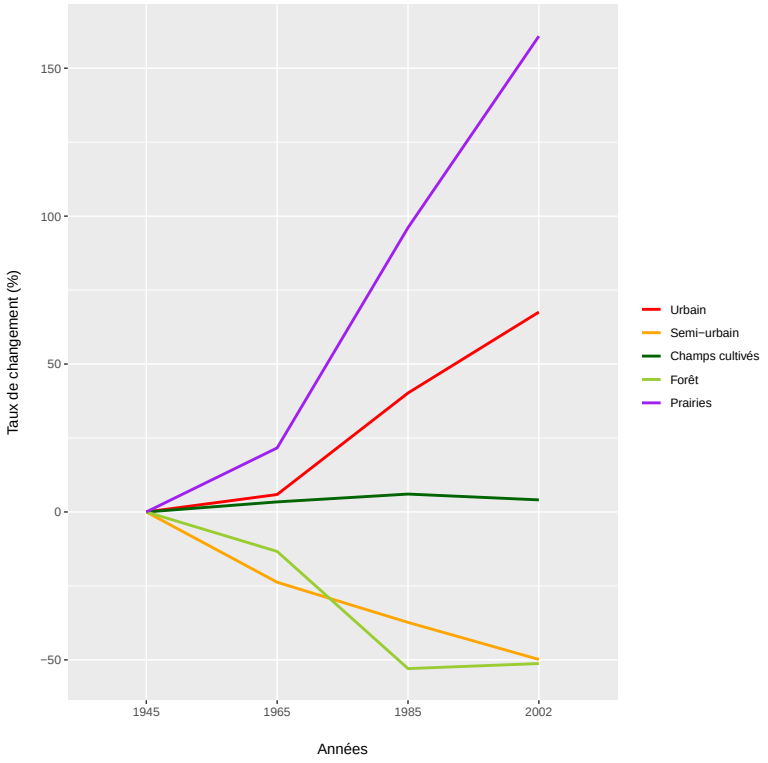


FIGURE 5.3 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant.

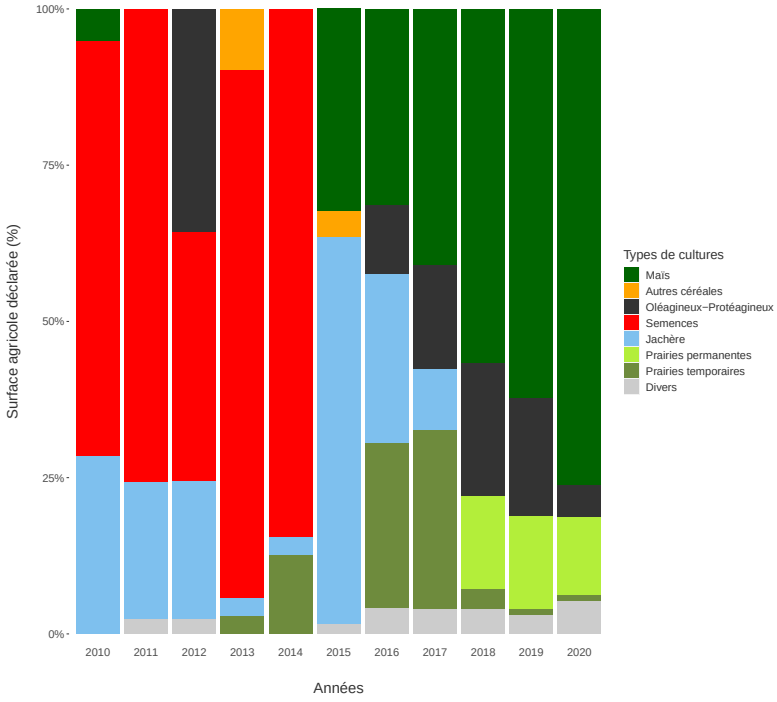


FIGURE 5.4 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Moliets.

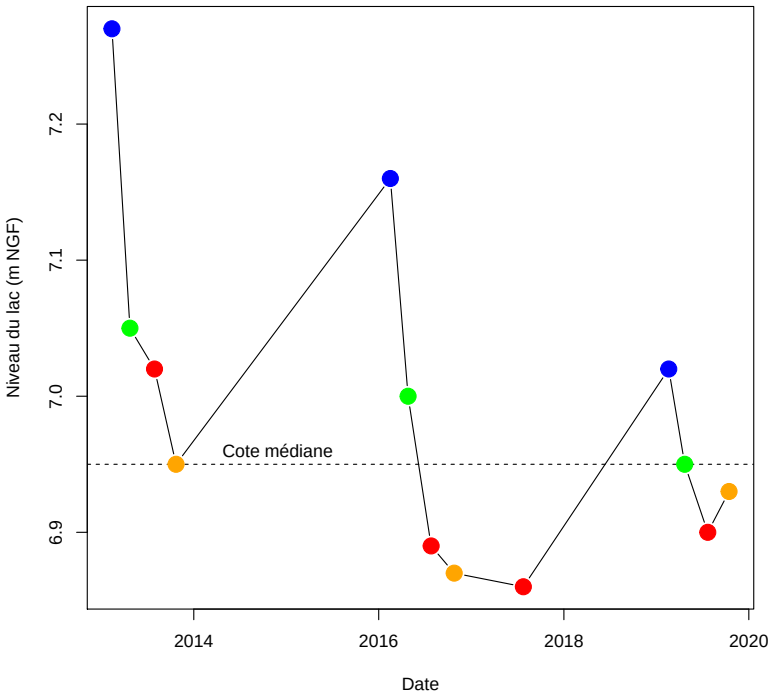


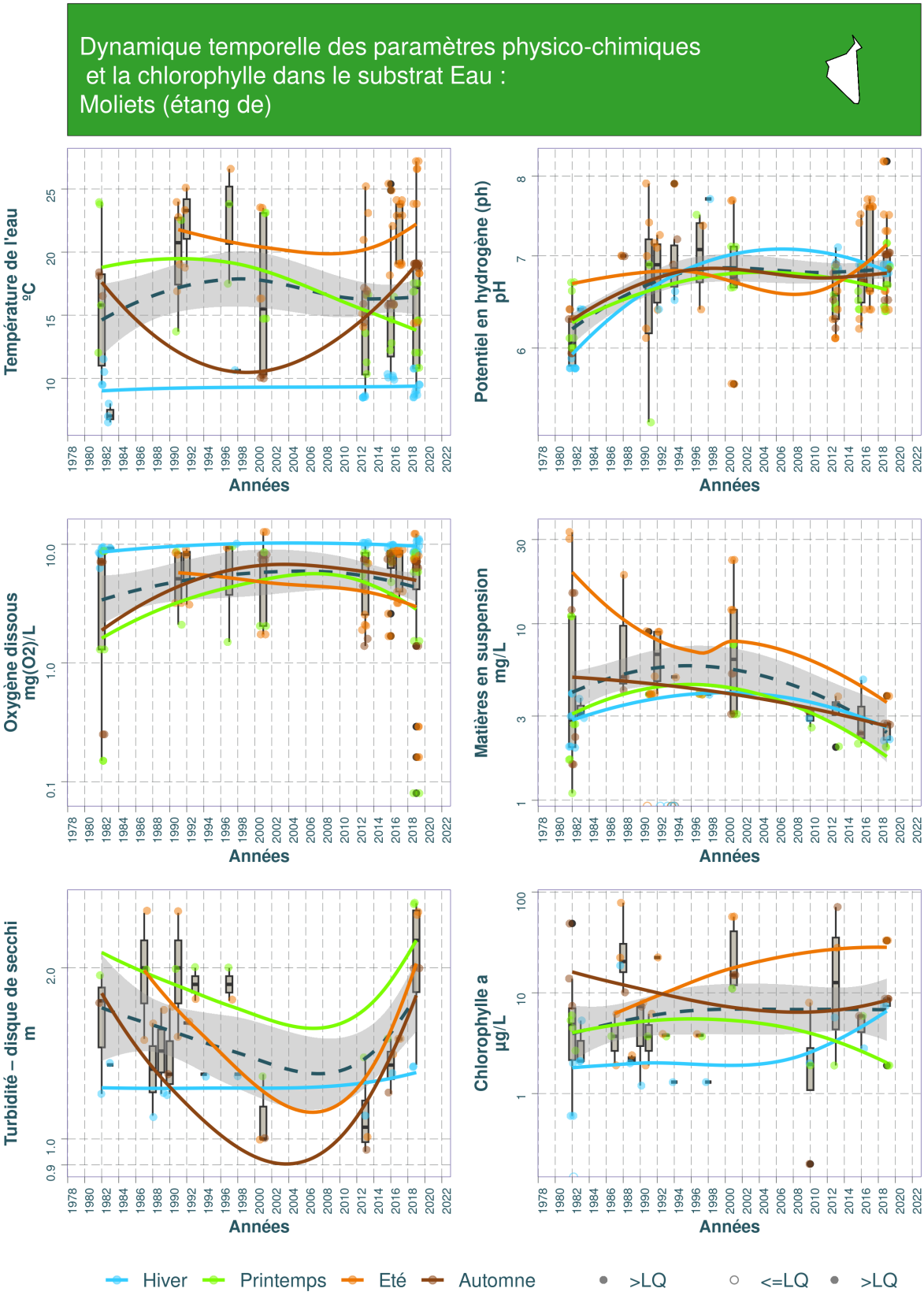
FIGURE 5.5 – Variation des niveaux d'eau de l'étang de Moliets entre 2013 et 2019. Les points bleus correspondent aux relevés mesurés en hiver (décembre, janvier, février), verts au printemps (mars, avril, mai), rouge en été (juin, juillet, août) et orange en automne (septembre, octobre, novembre). La ligne pointillée représente la cote médiane.

ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

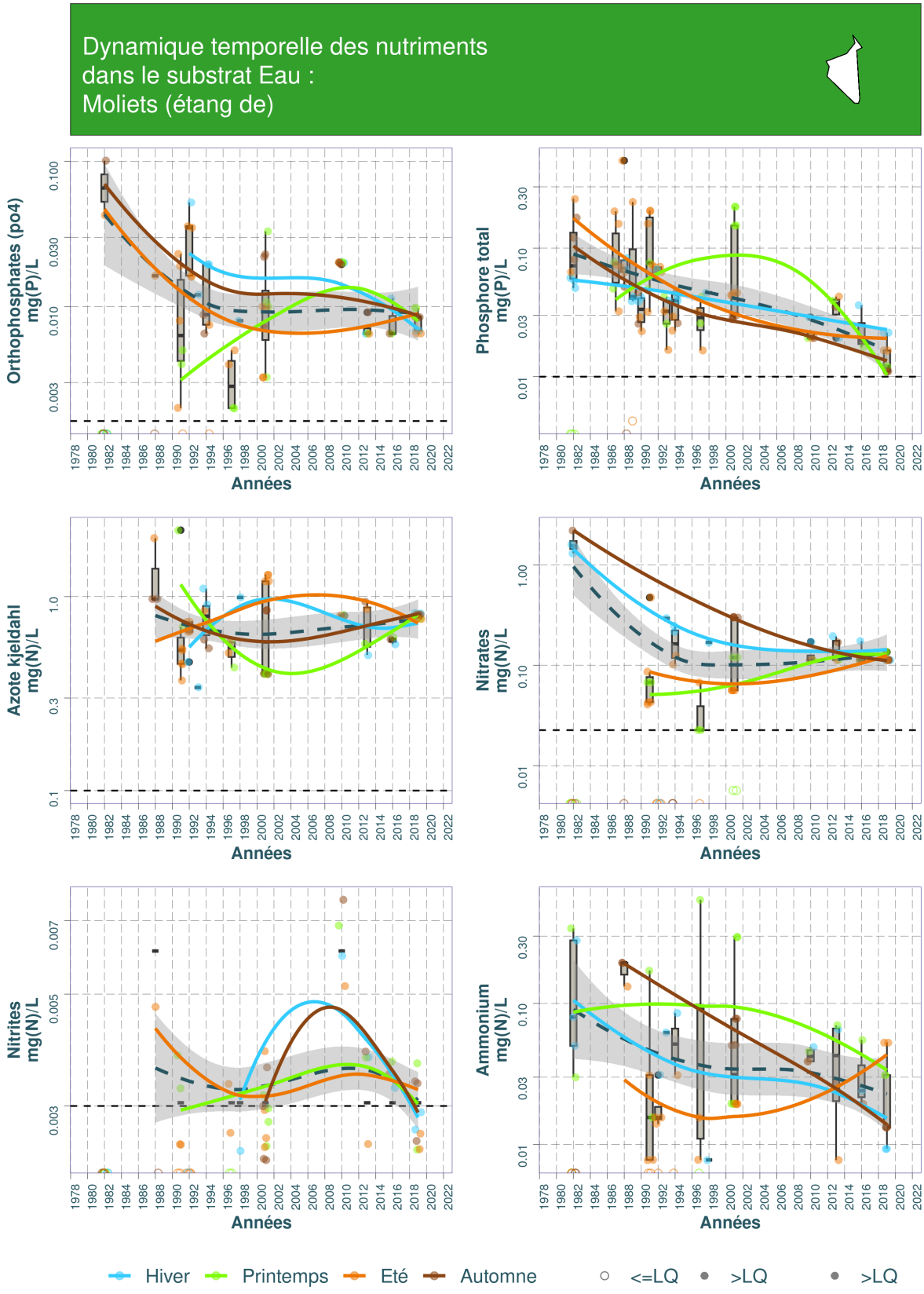
5.1.4.2 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 5.6 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de Moliets.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

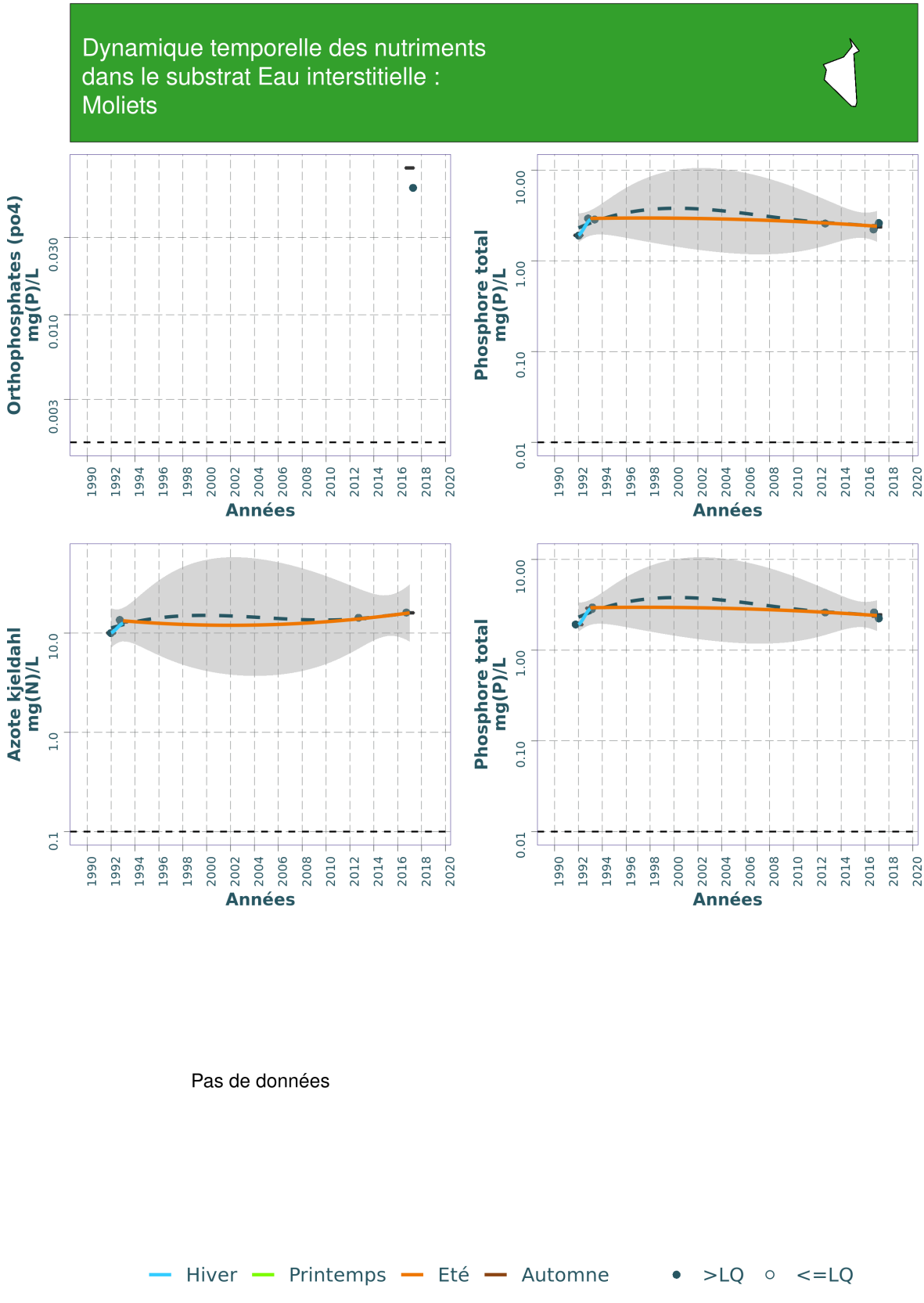
FIGURE 5.7 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de Moliets.

TABLEAU 5.2 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de Moliets.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Moliets (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1982	2019	66	12.1%	0.00	0.5436	0.0260	0.0605	0.0078	0.015
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1988	2019	59	10.2%	0.34	2.2000	0.7400	0.7581	0.5000	0.500
Azote minéral	mg(N)/L	1992	2001	15	20.0%	0.00	0.4200	0.1300	0.1787	0.1200	0.120
Chlorophylle a	µg/L	1982	2019	62	8.1%	0.00	78.4000	5.8000	11.7010	0.2000	0.200
Matières en suspension	mg/L	1982	2019	84	17.9%	0.00	33.0000	3.5000	5.3310	2.0000	5.000
Nitrates	mg(N)/L	1982	2019	67	22.4%	0.00	2.2000	0.1129	0.1929	0.0904	0.112
Nitrites	mg(N)/L	1982	2019	60	28.3%	0.00	0.0061	0.0030	0.0023	0.0030	0.006
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1982	2019	72	18.1%	0.00	0.1011	0.0082	0.0125	0.0026	0.006
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1982	2019	137	0.0%	0.08	12.7000	7.4800	6.4939	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1982	2019	95	5.3%	0.00	0.4800	0.0419	0.0619	0.0100	0.010
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1982	2019	156	0.0%	5.30	8.2000	6.7350	6.7274	NA	NA
Température de l'eau	°C	1982	2019	130	0.0%	6.50	27.2000	16.5000	16.4023	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1982	2019	45	0.0%	0.95	2.6000	1.5000	1.6178	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 5.8 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang de Moliets.

TABLEAU 5.3 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang de Moliets.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Moliets [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2017	2017	1	100.0%	3.1061	3.1061	3.1061	3.1061	0.0078	0.0078
Ammonium	mg(NH4+)/L	2013	2017	2	50.0%	0.7100	1.2180	0.9640	0.9640	1218.0000	1218.0000
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2017	5	0.0%	10.0500	16.0000	13.3000	13.1900	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2017	2017	1	100.0%	0.0805	0.0805	0.0805	0.0805	0.0065	0.0065
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2017	6	16.7%	1.9130	2.9360	2.6000	2.5232	0.0100	0.0100

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Selon ces critères DCE, l'étang de Moliets pouvait être considéré en état '*mediocre*' en ce qui concerne le phosphore total à la fin des années 80 - début 90 (Fig. 5.9). Cependant les derniers relevés montre que cet état tend à s'améliorer et considéré comme '*très bon*' en 2019. Les valeurs de transparence oscillent entre les état *'bon'* et *'très bon*' depuis les années 80. Les données sur les nitrates et sur l'ammonium restent plus rares et les tendances qui s'en dégagent doivent donc être prises avec précaution. Les nitrates restent en état 'très bon' sur l'ensemble des années de relevé alors que l'ammonium, en état plutôt bon à la fin des années 80 est aujourd'hui considéré comme '*très bon*' après être passé par un état 'mauvais' aux alentours des années 2000.

5.1.4.3 Synthèse

Le pH de l'étang de Moliets apparait comme légèrement acide (entre 6 et 7) durant les premières décennies, puis remonte aux alentours de 7 à partir des années 2000. L'oxygène dissous varie entre 7 et 10 mg/L avec les teneurs les plus fortes plutôt observées en hiver. Les matières en suspension suivent une décroissance marquée (diminution de 0.5 unité log décimal, soit un facteur d'environ 3). On peut noter cependant des disparités saisonnières. Par exemple les taux de MES sont plus élevés durant les prélèvements d'été. Quant à la chlorophylle a, sa concentration est très variable au cours du temps.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, le phosphore total diminue également assez nettement . Une légère décroissance

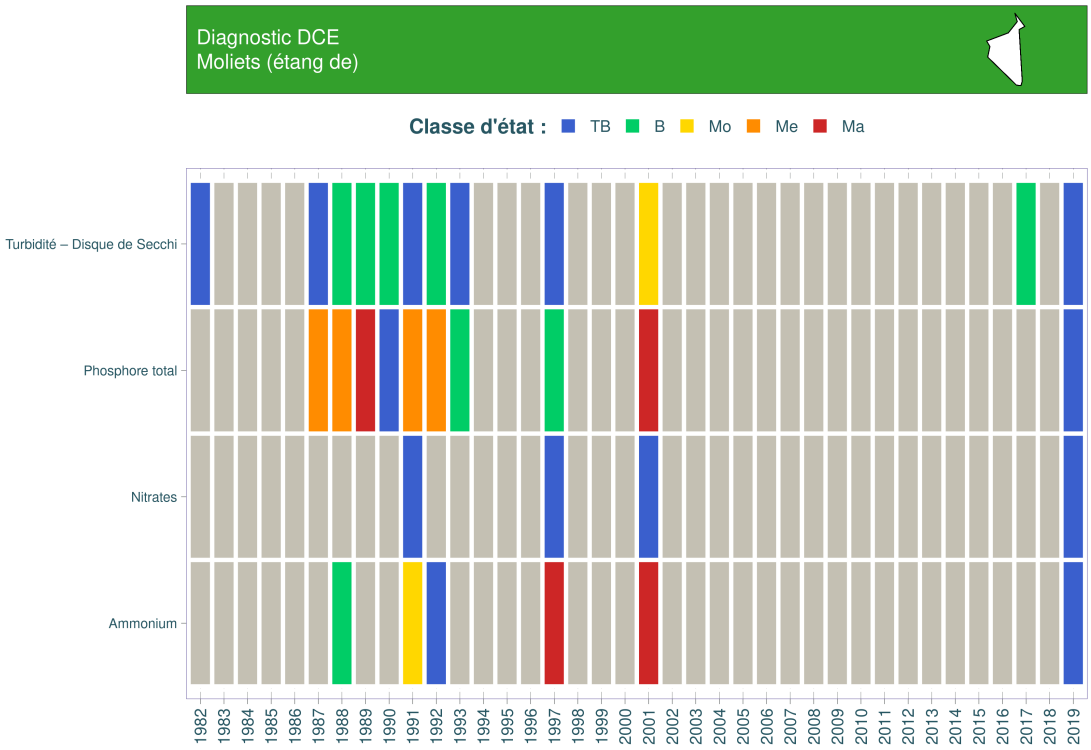


FIGURE 5.9 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang de Moliets entre 1982 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

est observable pour les nitrates, alors que l'azote Kjeldahl varie peu. Les ammoniums diminuent enfin assez nettement au cours du temps. A noter toutefois le nombre réduit de données disponibles, ainsi que les très faibles concentrations (entre 3 et 5 µg/L seulement) pour le paramètre des nitrites au niveau de Moliets, ce qui ne permet d'observer de tendance particulière dans ce cas. Plus généralement, nous constatons des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990.

Aux derniers relevés (2019) l'état physico-chimique de l'étang de Moliets peut être considéré comme '*très bon*' ce qui n'a pas toujours été le cas par le passé en particulier en ce qui concerne le paramètre phosphore total.

5.1.5 Phytoplancton

Dès 1975, des données de phytoplancton ont été relevées sous la forme d'une seule campagne, tout comme en 1983 et 1985. Cette dernière n'a d'ailleurs fait l'objet de la détermination que d'un seul taxon. A partir de 2010 des relevés, selon le protocole DCE, ont été réalisés tous les trois ans jusqu'en 2019. A cela s'ajoute l'année 1982 au cours de laquelle trois campagnes ont pu être assurées. Ainsi huit années comportent des informations et des données sur la communauté phytoplanctonique de l'étang. Cependant, seuls les relevés postérieurs à 2010, soit quatre ans sont pleinement comparables entre eux.

5.1.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

En dehors de la campagne de 1985 ayant relevé un seul taxon, la richesse annuelle moyenne des autres années varie de 23 à 53 taxons pour respectivement 1983 et 1982 (Fig. 5.10). La moyenne sur la période d'étude est alors de 35 taxons ce qui est plutôt faible pour un étang landais. Des disparités existent entre les années mais les richesses sont relativement stabilisées au cours du temps, mis à part l'année 1982 pour laquelle une campagne a fait l'objet d'un relevé type inventaire floristique augmentant la richesse annuelle. Ainsi les médianes des richesses annuelles ne sont pas statistiquement différentes entre elles (test de Kruskal-Wallis, $p\text{-value} = 0.49$).

La plus faible richesse a été mesurée en mars 1982 avec 3 taxons et la plus forte en juin 1982 avec 105 taxons (Fig. 5.10). Durant la période d'acquisition au format DCE la plus faible est de 14 taxons identifiés en février 2010 et la plus forte en octobre 2016 avec 47 taxons. Soit une moyenne sur cette dernière période de 30 taxons. Les amplitudes de variation des richesses sont moyennes (autour de 20 taxons d'écart) et comparables entre les années ce qui dénote une communauté assez homogène.

Sur l'ensemble de la période d'étude, 328 taxons différents ont été identifiés, principalement au sein des algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) (Fig. 5.11). Les embranchements les plus diversifiés sont ensuite les diatomées (Bacillariophyta), les cyanobactéries (Cyanobacteria) et les chrysophycées (Ochrophyta). Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés (Fig. 5.11).

Jusqu'à 40 taxons d'**algues vertes** en moyenne sont identifiés en 1975 avec une forte proportion de desmidiées (31 taxons). Le nombre moyen minimal de taxons identifiés est de 9 taxons en 2010. Sur la période récente ce nombre semble augmenter jusqu'à 14 en 2019. Les **diatomées**,

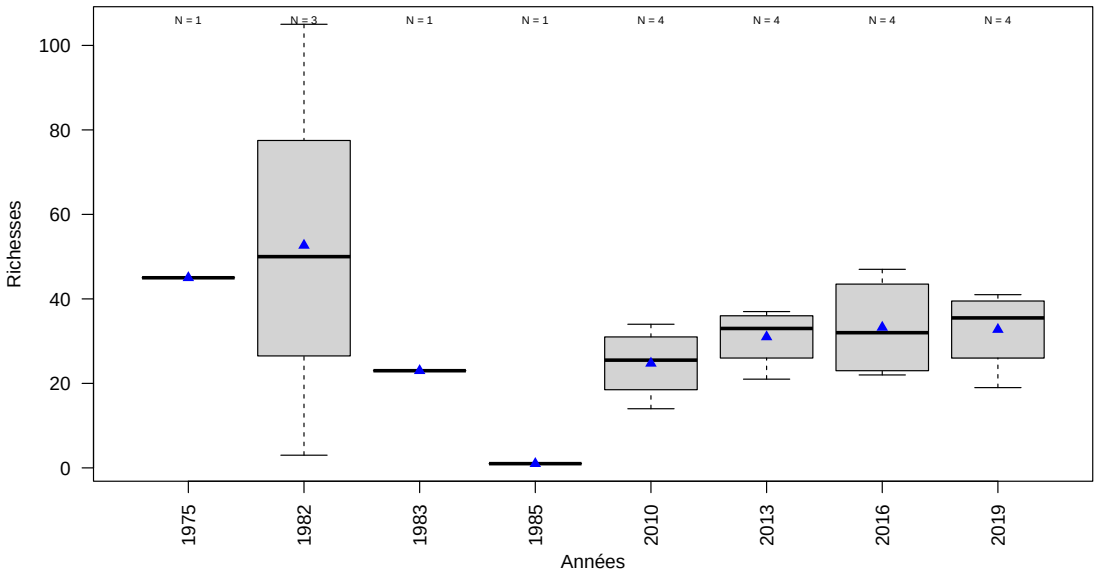


FIGURE 5.10 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1975 et 2019 sur l'étang de Moliets. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

non prises en compte dans le relevé de 1975 et celui de 1985, sont régulièrement présentes les autres années avec 4 à 23 taxons en moyenne pour respectivement 2016-2019 et 1982. Leur nombre semble avoir baissé en 2016 et 2019. Les **cyanobactéries** se rencontrent dès 1975 sur l'étang avec 5 taxons différents. Cette richesse est relativement constante les années suivantes (comprise entre 2 et 6 taxons en moyenne). Les **chrysophycées** étaient moins nombreuses dans les années 80 mais depuis 2010, leur richesse moyenne augmente légèrement de 3 à 7 taxons. Ainsi, l'augmentation de richesse moyenne observée entre 2010 et 2019 est surtout liée à la hausse du nombre de genres et d'espèces d'algues vertes et de chrysophycées. Cela va dans le sens de la diversification et de l'amélioration de la communauté algale.

5.1.5.2 Dynamique des biovolumes

Les biovolumes ne sont disponibles que pour les données acquises selon le protocole DCE, à savoir depuis 2010, soit 4 années de relevés (Fig. 5.12). Le biovolume moyen annuel est le plus important en 2010 avec 6.35 mm^3/l, puis décroît les années suivantes : 0,65 mm^3/l en 2013 et autour de 2 mm^3/l en 2016 et 2019. Sur cette période de quatre ans, la moyenne est de 2.86 mm^3/l. Ces trois dernières années positionnent l'étang comme milieu mésotrophe selon ce paramètre. Les médianes annuelles des biovolumes changent sur la durée de l'étude mais ne sont pas significativement différentes (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.18*).

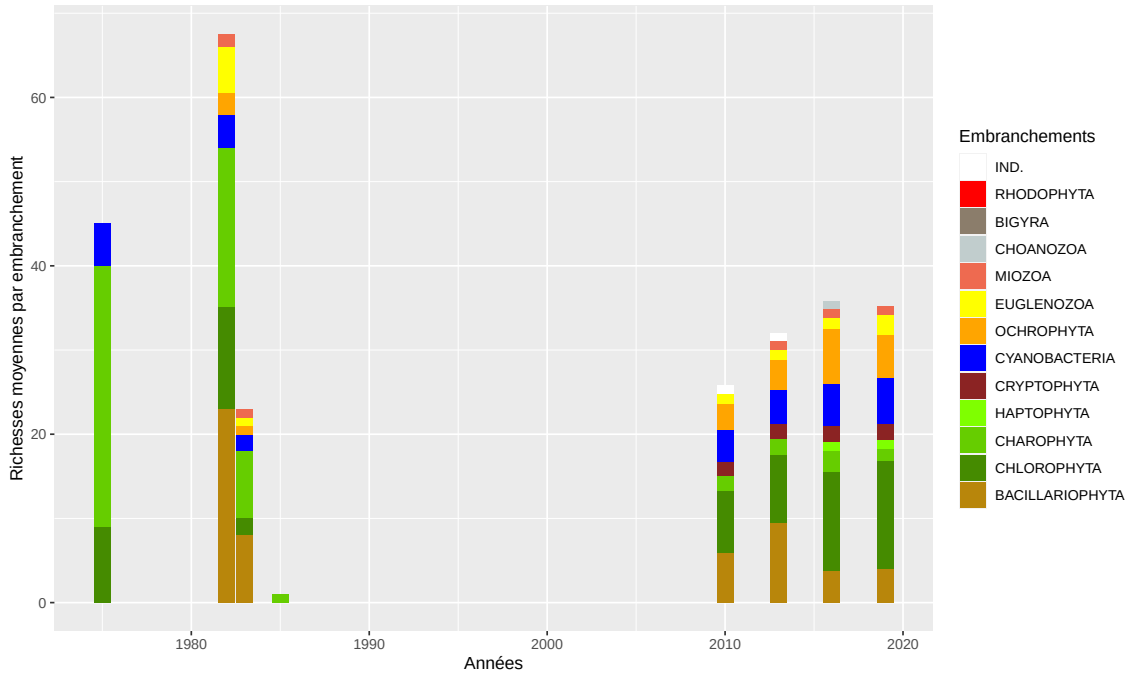


FIGURE 5.11 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1975 et 2019 sur l'étang de Moliets. IND. indique les embranchements indéterminés.

Le biovolume le plus faible a été mesuré en avril 2013 avec 0.15 mm^3/l et le plus fort en février 2010 avec 17.09 mm^3/l (Fig. 5.12). L'amplitude de variation des biovolumes est très différente d'une année à une autre : i) très importante en 2010, indiquant des communautés très changeantes au cours de l'année avec des périodes de fortes productions primaires et d'autres beaucoup plus réduites, ii) très faible en 2013 et moyenne en 2016 et 2019, reflétant des communautés moins perturbées et moins fluctuantes en quantité de matière au cours du temps. L'étang de Moliets a biomasse algale qui se réduit de 2010 à 2013, puis semble se stabiliser en fin de période étudiée montrant une certaine amélioration de cette dernière (Fig. 5.12)..

Le détail de la distribution des biovolumes par embranchement précise les disparités observées entre les années (Fig. 5.13). Les algues vertes (Chlorophyta et surtout Charophyta) caractérisent 2010, 2013 et 2016, complétée pour ces deux dernières des chrysophycées (Ochrophyta) puis ce sont les cyanobactéries qui dominent en 2019.

Les **cyanobactéries** sont quasiment absentes jusqu'en 2016 et deviennent prépondérantes en 2019 lors de l'été et de l'automne avec respectivement 2.69 et 1.14 mm^3/l (tout en restant des quantités relativement faibles). Lors de l'hiver 2010, les **desmidiées**, avec 16.81 mm^3/l, écrasent le peuplement. Elles dominent ensuite en avril puis en juillet (6.80 mm^3/l). Les années suivantes, elles se retrouvent dans des proportions beaucoup plus faibles et cèdent la place, à l'automne 2013 et l'été 2016 aux **chrysophycées** qui sont des algues plutôt considérées comme de bonne qualité d'eau. La répartition dans les différents embranchements ou groupes algaux n'est pas très équilibrée car certains groupes dominent largement à certaines dates pouvant indiquer un déséquilibre.

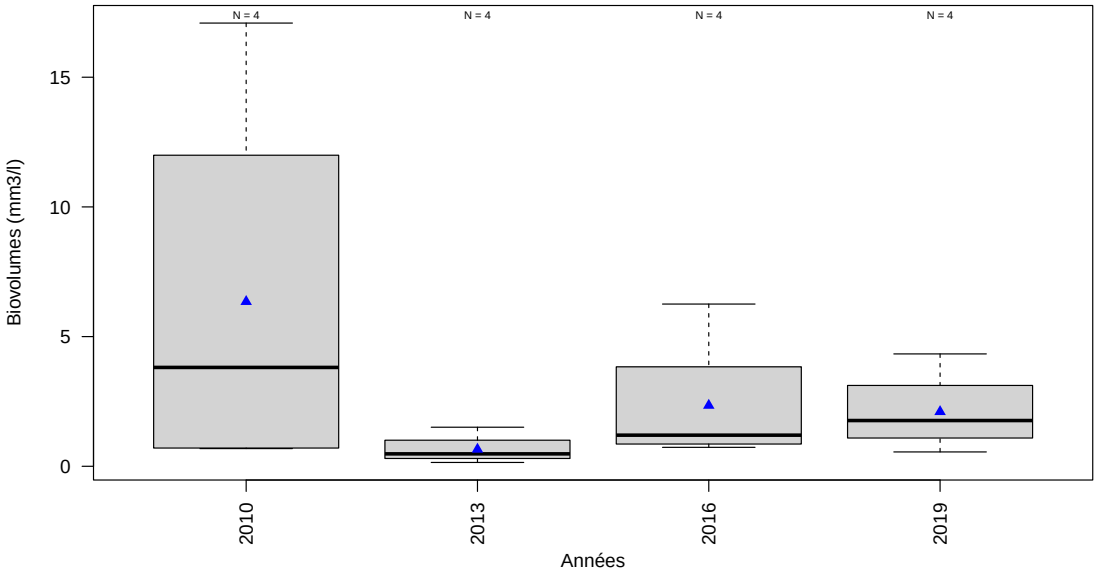


FIGURE 5.12 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2010 et 2019 sur l'étang de Moliets. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

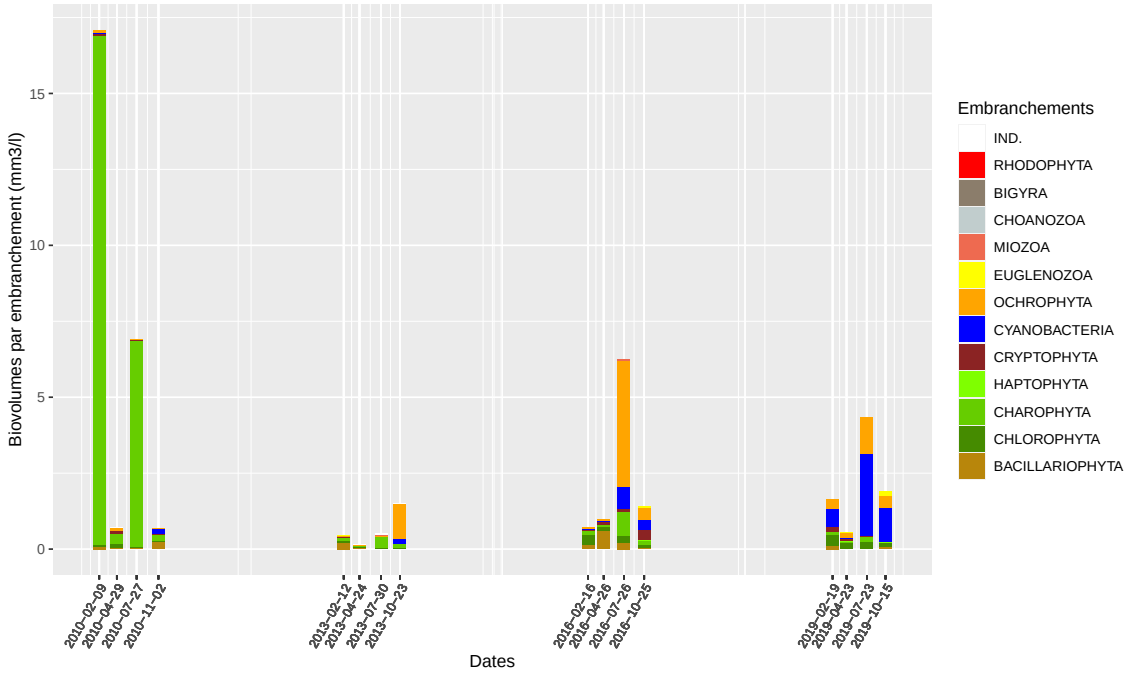


FIGURE 5.13 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2010 et 2019 sur l'étang de Moliets. IND. indique les embranchements indéterminés.

5.1.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Le déséquilibre observé sur la proportion relative des biovolumes est confirmé par l'indice de diversité de Gini-Simpson[4] (Fig. 5.14) notamment en 2010, l'indice chutant à 0.03 en hiver et 0.08 en été. Les autres années il ne descend pas en dessous de 0.40 et monte jusqu'à 0.90 indiquant la réduction du déséquilibre et une augmentation de la diversité de la communauté. Calculé sur l'année, le résultat de cet indice est de 0.21 en 2010 et remonte à 0.86 en 2019. Malgré la dominance des cyanobactéries en 2019, l'indice montre alors la récupération et amélioration de la communauté algale de l'étang.

La structure de la communauté visualisée par une analyse multivariée telle que la NMDS montre nettement la séparation des années : 2010, 2013 d'un côté et 2016, 2019 de l'autre (Fig. 5.15). L'année 2010, très déséquilibrée, montre la plus grande dispersion entre les communautés des différentes campagnes annuelles (*cf.* taille du polygone) alors que 2013 présente la communauté la plus homogène. L'axe 2 identifie clairement un gradient temporel. Les compositions taxonomiques des années 2010 et 2013 apparaissent être similaires, tel qu'indiqué par le fort chevauchement des polygones regroupant les échantillons d'une même année. Pour 2016 et 2019 le chevauchement est réduit à quelques campagnes annuelles indiquant quelques similitudes. Mais les campagnes estivales se trouvent bien individualisées sur la NMDS, caractérisant leurs différences et leurs spécificités. Ces observations sont en accord avec l'analyse de l'indice de Gini-Simpson et son amélioration entre 2010 et 2019.

La projection des taxons corrélés avec au moins un axe à l'aide d'un coefficient de Pearson supérieur à 0.50, en valeur absolue, précise les taxons indicateurs de chaque année et/ou période de l'année. Ainsi, les **algues vertes** *Ankistrodesmus sp.* (ANKSPX), *Ankyra judayi* (ANYJUD) et *Monoraphidium minutum* (MONMIN), les **cyanobacteries** *Planktothrix agardhii* (PLAAGA), *Microcystis sp.* (MIOSPX) et *Pseudanabaena limnetica* (PSELIM) et enfin les **diatomées** *Asterionella formosa* (ASTFOR) et *Eunotia sp.* (EUNSPX) sont spécifiquement rattachées aux années 2010 et 2013 (Fig. 5.16).

Pour 2016 et 2019, les petites **cyanobactéries** coloniales *Snowella lacustris* (SNOLAC), *Aphanocapsa holsatica* (APAHOL) et *Merismopedia sp.* (MERSPX) caractérisent la communauté. Elles sont associées aux **diatomées** *Tabellaria fenestrata* (TABFEN) et *Discostella pseudostelligera* (DISPSE) ainsi qu'aux **algues vertes** *Oocystis lacustris* (OOCLAC), *Closterium sp.* (CLOSPX) et *Raphidonema planctonicum* (RAHPLA). Cette structuration taxonomique est en accord avec les observations faites sur les biovolumes assez faibles depuis 2013 et plutôt bien répartis au sein des principaux groupes taxonomiques.

4. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

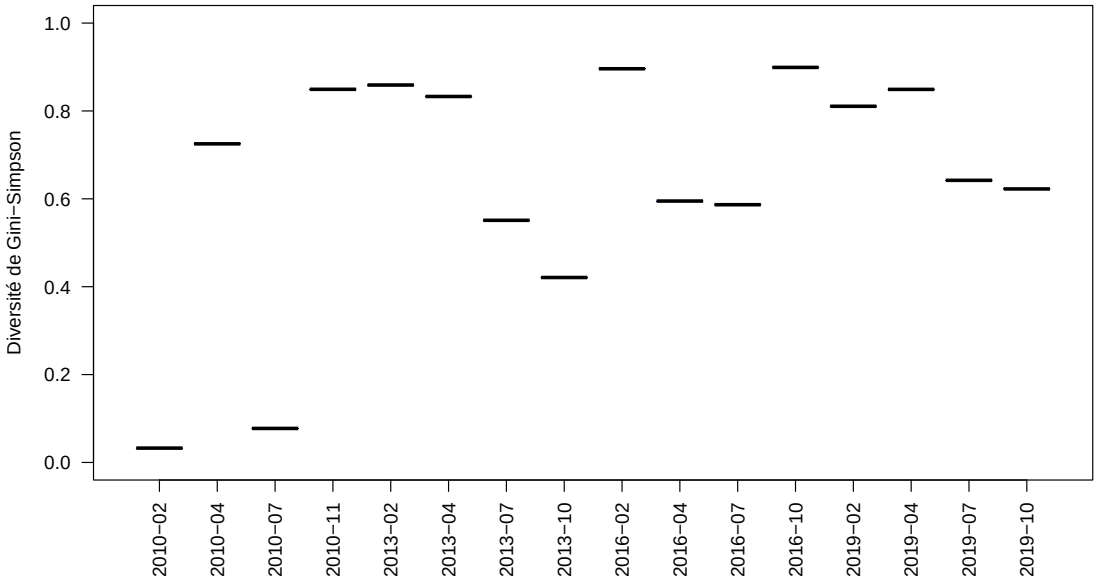


FIGURE 5.14 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2010 et 2019 sur l'étang de Moliets par année par campagne de prélèvement.

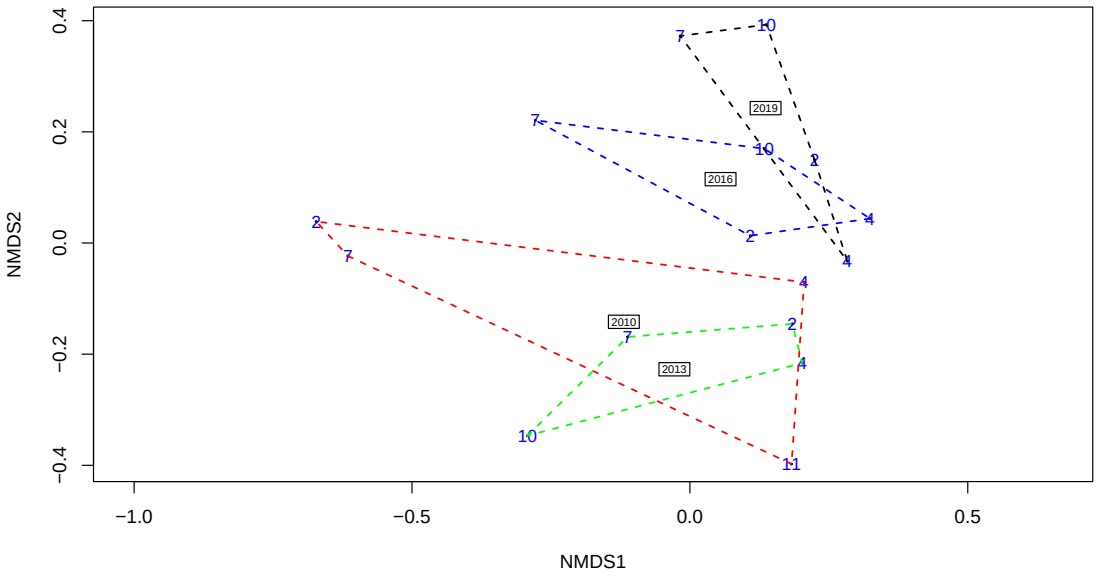


FIGURE 5.15 – Position des échantillons prélevés entre 2010 et 2019 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Moliets. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.15.

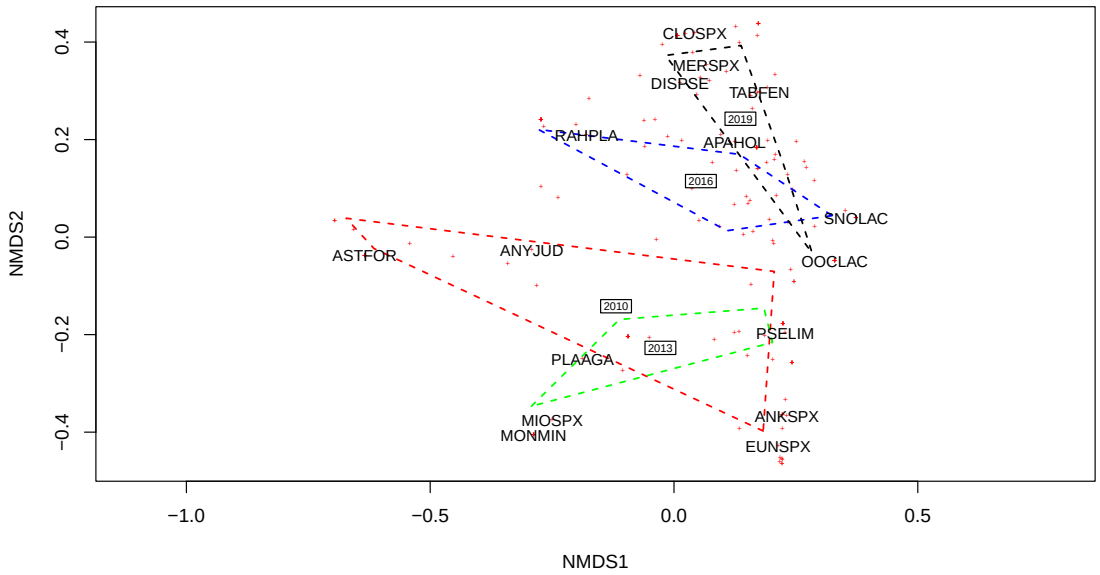


FIGURE 5.16 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Moliets réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2010 et 2019. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.50|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

5.1.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

L'indice IPLAC nécessite des données de chlorophylle et de floristique pour être calculé. Ces dernières sont disponibles depuis 2010 pour les quatre années de suivi. En 2001 seules des mesures de chlorophylle ont été réalisées empêchant le calcul de l'IPLAC. Pour permettre le calcul de l'indice sur le plus grand nombre d'années possibles, un allongement de la période d'acquisition acceptée du 15 avril jusqu'au 15 novembre est mis en place. Le calcul est alors réalisable en 2010, 2013 et 2019 mais pas en 2016 du fait du manque de mesure de chlorophylle en été, limitant le nombre de campagnes prises en compte à seulement deux.

Sur Moliets, l'indice varie de presque 0.60 à 0.70 classant le plan d'eau en « bon » état avec une moyenne à 0.66 (Fig. 5.17).

La métrique de composition spécifique (MCS) varie dans la même bande de qualité entre 0.60 et 0.79. Sa moyenne est de 0.72. En 2016, son calcul donne 0.85 (non affiché sur le graphe) ce qui reste cohérent avec les autres données disponibles et indique une certaine stabilité, diversité et qualité de la communauté algale au cours du temps.

La métrique de biomasse algale (MBA) est beaucoup plus variable et instable. En effet, elle varie de 0.14, état « mauvais » en 2013 à 0.93 « très bon » état en 2010, pour une moyenne de seulement 0.50. Même si elle tire l'indice vers le haut en 2010, c'est elle qui le tire vers le bas le plus souvent et parfois très fortement comme en 2013. La concentration en chlorophylle est un paramètre important pour la compréhension de la dynamique du phytoplancton dans cet étang car il peut varier fortement, avec la présence d'efflorescences, signe de déstructuration de

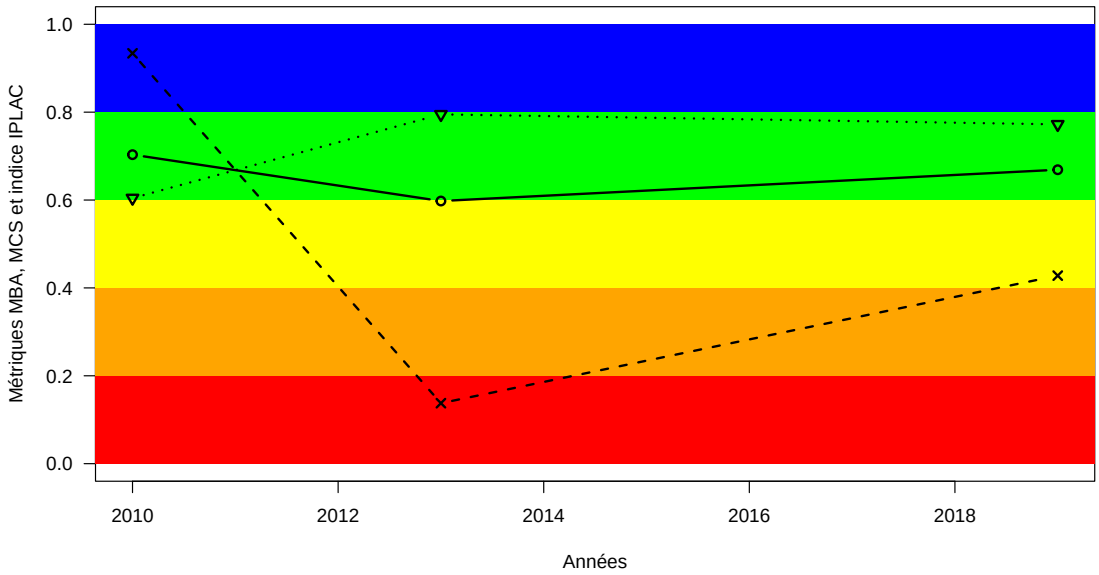


FIGURE 5.17 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de Moliets entre 2010 et 2019. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

la communauté et de son instabilité alors que sa composition taxonomique peut rester de bonne qualité et assez bien diversifiée.

5.1.5.5 Synthèse

L'étang de Moliets possède une communauté algale moyennement diversifiée, dans la moyenne basse ce qui peut être observé dans les étangs aquitains avec des biovolumes en réduction depuis 2010 et plutôt stables en 2016 et 2019. Sa communauté est majoritairement composée de desmidiées, de chrysophycées et de cyanobactéries. Les indices de Gini-Simpson et l'IPLAC montre une structure de communauté très déséquilibrée, avec présence d'efflorescences, au début de la période étudiée qui s'améliore au cours du temps malgré la présence plus importante des cyanobactéries en 2019. L'IPLAC classe alors l'étang en « bon » état sur l'ensemble du suivi avec un impact fort des concentrations en chlorophylle qui le tirent vers le bas.

5.1.6 Macrophytes

L'annexe 10.11 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour l'étang de Moliets, soit 8 documents de 1982 à 2016. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de modes d'observation stabilisés, notamment les relevés de secteurs de rives et le protocole d'échantillonnage pour le calcul d'IBML.

TABLEAU 5.4 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans l'étang de Moliets.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Moliets						
scientific_name	1982	1994	1996	2010	2013	2016
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808	L					
Hydrocharis morsus-ranae L., 1753	L	S				
Juncus bulbosus L., 1753		S	S	S	I	
Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, 1987				I, S		I, S
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964		S	S		I	
Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc., 1973	L	S	S	S, I	I	S, I
Nymphoides peltata (S.G.Gmel.) Kuntze, 1891						I
Potamogeton lucens L., 1753	L					
Utricularia minor L., 1753				S		

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

Ces relevés ont été répétés dans le temps permettant ainsi d'analyser les dynamiques des macrophytes dans ce plan d'eau.

Le tableau 5.4 permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes identifiés dans les relevés disponibles.

5.1.6.1 Les espèces indigènes

Les observations de la végétation aquatique indigène réalisées dans l'étang de Moliets indiquent une régression de l'ensemble des hydrophytes à l'échelle du plan d'eau. En 1982, *Myriophyllum alterniflorum* était présent sous la forme d'herbiers de faible dimension répartis sur l'ensemble des rives de l'étang (Dutartre et al., 1985). En 2016, cette espèce a été observée dans seulement 2 secteurs de rives sur une trentaine étudiés au total (Fig. 5.18). Cette même année, *Nuphar lutea* était le taxon hydrophyte indigène le plus représenté dans l'étang avec des occurrences faibles (6 secteurs de rives) et une abondance relative moyenne faible (1.5). Les Potamots ont fortement régressé depuis 1982, notamment *Potamogeton natans* dont la fréquence est passée de 100 % à moins de 10 % entre 1994 et 2010, l'espèce n'ayant pas été observée ensuite en 2016. Les macro-algues Characées ont été observées à proximité des rives dans un unique secteur en 2016, tandis que la fréquence de *Chara fragifera* dépassait 50 % des secteurs étudiés en 2010. Les Utriculaires observées en 1994 (*Utricularia sp.*) et en 2010 (*Utricularia minor*) n'ont pas été observées en 2016.

La régression des hydrophytes indigènes est accompagnée d'une régression des hélophytes depuis 1982. C'est le cas notamment des deux principaux taxons, *Phragmites australis* et *Cladium mariscus*. Les occurrences de ces deux espèces ont chuté de près de la moitié. Cette régression semble être stabilisée depuis 2010 pour le Phragmite (15 secteurs colonisés) tandis

que le Marisque a été observé dans moins de 10 secteurs en 2016. Ces deux espèces formaient des roselières denses en 1982, inexistantes dans seulement deux secteurs cette année là. Les roselières étaient notées encore en phase de progression entre 1994 et 1996 (Castagnos and Dutartre, 2001).

Le Millepertuis des marais (*Hypericum elodes*) est une autre espèce des bordures ayant fortement régressé depuis 1982, passant d'une fréquence de 40 % des secteurs étudiés en 1994 à 10 % en 2010 et qui n'a pas été revue en 2016. Cette petite plante est inféodée aux milieux riches en matière organique mais pauvres en nutriments.

L'hélophyte le plus présent dans l'étang est *Carex paniculata* qui forme des touradons dans près de 70 % des secteurs étudiés avec une abondance relative moyenne de 2.5. Cette espèce fréquente les milieux aquatiques riches en matière organique et aux teneurs moyennes en nutriments, les touradons étant souvent considérés comme des agents d'atterrissement des milieux aquatiques peu profondes. Des Carex indéterminés étaient présents dans les relevés effectués dans les années 1990 mais ils n'ont pas fait l'objet d'un relevé.

Enfin, Vanden Berghen précise en 1969 ne pas avoir observé *Lobelia dortmanna* dans ses relevés sur l'étang de Moliets (Vanden Berghen, 1969). Les données disponibles depuis 1982 n'indiquent pas la présence d'autres isoétides dans cet étang.

5.1.6.2 Les espèces exotiques envahissantes

Deux espèces exotiques envahissantes sont présentes actuellement sur ce plan d'eau. Il s'agit de la Jussie à grande fleurs (*Ludwigia grandiflora*), observée pour la première fois en 1991, et du Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) signalé à partir de 1953 (Castagnos and Dutartre, 2001). Ces deux espèces sont aujourd'hui les macrophytes aquatiques les plus représentés dans le plan d'eau.

La Jussie a colonisé très rapidement la périphérie totale du plan d'eau sous la forme de pieds épars et de quelques petits herbiers discontinus jusqu'en 1996. Depuis, cette espèce reste très présente à proximité des rives de l'étang (70 % des secteurs étudiés en 2016) sous la forme de pieds épars.

Le Myriophylle du Brésil était déjà très présent en 1982, espèce la plus représentée sur le plan d'eau cette année là avec *M. alterniflorum* et *N. lutea*. Elle s'étendait alors tout le long de la rive Est de l'étang, pour arriver à coloniser l'ensemble des secteurs étudiés en 1996 sous la forme de grands herbiers continus. En dépit des travaux d'arrachage réalisés à partir de 1996 pour réguler les envahissements dans cette zone, cette espèce colonisait tout de même 50 % des secteurs étudiés sous la forme de pieds épars en 2016.

Il est important de noter que l'étang de Moliets reste l'un des étangs de la région exempt de la présence de *Lagarosiphon major*. Néanmoins, des observations récentes ont confirmé la présence de *Egeria densa* au niveau de l'exutoire de plan d'eau (A. Zuazo, com. pers, 2022). Compte tenu de la très forte dynamique de colonisation connue dans la région pour cette espèce, il est important de suivre le développement de cette plante dans l'étang de manière à organiser une campagne d'arrachage la plus précoce possible et éviter ainsi la colonisation du plan d'eau et des plans d'eau situés plus en aval.

Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16; Réalisation Boutry, S.

FIGURE 5.18 – Occurrence et abondance moyenne de quelques espèces de macrophytes d'intérêt en fonction des années sur l'étang de Moliets.

FIGURE 5.19 – Variation des valeurs de l'indice IBML en fonction des années sur l'étang de Moliets.

5.1.6.3 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

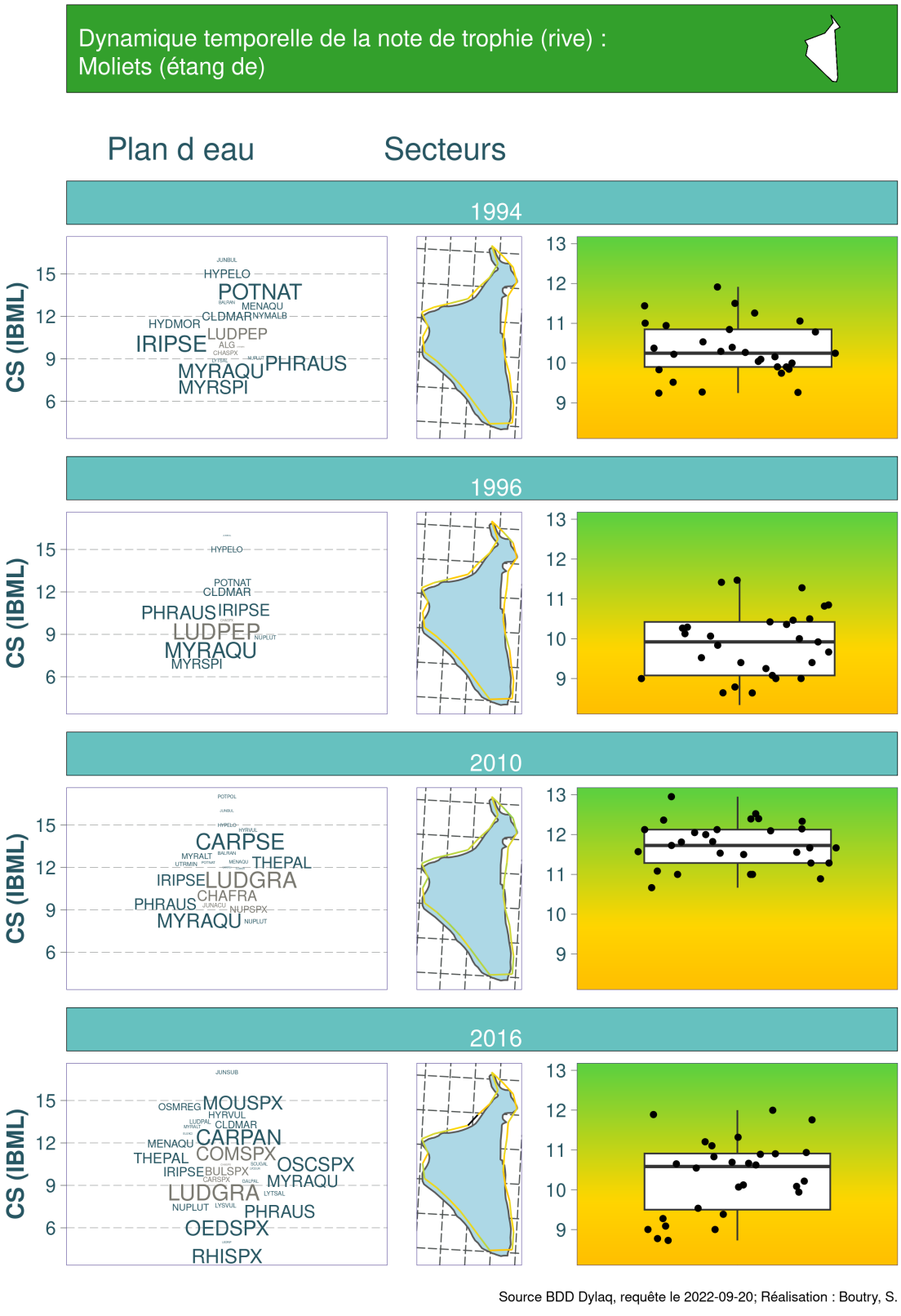
L'IBML n'a pu être calculé qu'une seule fois en raison d'un trop faible nombre de taxons repérés sur les profils perpendiculaires (Fig. 5.19). En 2013, la note de trophie obtenue correspond à un "bon" état écologique du plan d'eau. Cette note est cohérente avec la note de trophie calculée en 2010 sur les relevés de zone littorale uniquement (12.5).

En 2013, *Nitella translucens* avait été observée sur 70 points contacts jusqu'à une profondeur de 3 m, ce qui est une profondeur importante pour cet étang de petite superficie. À noter que *M. aquaticum* colonisait des fonds allant de 1.5 à 2.5 m de profondeur dans l'étang de Moliets en 1982. *N. translucens* est une plante annuelle qui affectionne les étangs de faible profondeur aux substrats meubles sablo-vaseux riches en acide humique et en matière organique. Elle affectionne les eaux claires et bien éclairées. Néanmoins, cette espèce n'a été observée qu'en 2010 et 2013. En 2016, seuls deux points contacts, sur un total de 90 réalisés le long des profils perpendiculaires, ont révélé la présence de plantes immergées au large du plan d'eau.

Les notes de trophie calculées sur les secteurs de rives réalisés entre 1994 et 2016 sont présentées dans la figure 5.20. Ces notes sont relativement stables d'une année sur l'autre, comprises en moyenne entre 10 et 11, indiquant un état de dégradation du niveau trophique du plan d'eau oscillant autour de la limite "faible" à "moyen".

5.1.6.4 Synthèse

L'état des communautés de macrophytes de l'étang de Moliets peut être jugé comme "moyen" avec une dynamique de dégradation progressive depuis les années 1980. En effet, les macrophytes les plus représentés sur le plan d'eau sont deux espèces exotiques envahissantes (Jussie



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-20; Réalisation : Boutry, S.

FIGURE 5.20 – Variation des notes de trophie en fonction des années sur l'étang de Moliets.

et Myriophylle du Brésil), les hydrophytes et hélophytes indigènes ayant fortement régressé depuis 1982 (Phragmite, Marisque, Myriophylle à fleurs alternes), voire n'ont plus été revus depuis 2016 (Potamot nageant, Millepertuis des marais).

Ces dynamiques devraient faire l'objet de suivis réguliers pour déterminer s'il s'agit d'une tendance durable ou si ce constat est lié à une variabilité interannuelle pouvant exister dans les peuplements de macrophytes (Characées par exemple). En dépit des profondeurs relativement importantes, une faible superficie et des pentes des rives fortes dans certains secteurs, l'étang de Moliets possède pourtant un potentiel intéressant d'accueil de divers types biologiques de macrophytes. Hormis la pratique de la pêche et de la chasse, ce plan d'eau est protégé des vents et il est difficile d'accès, ce qui le rend peu propice à la pratique des sports nautiques, et à la fréquentation touristique en général. Tout ceci peut être considéré comme une situation favorable au développement des macrophytes. Ceci s'est traduit dans le passé par la présence d'espèces inféodées aux milieux faiblement minéralisés telles que les Utriculaires, les Élatines ou certaines espèces de Myriophylles et de Potamots.

Néanmoins, la perte de nombreuses espèces hydrophytes et hélophytes indigènes est préoccupante dans ce plan d'eau, sachant que l'observation de *Egeria densa* a été faite depuis au moins 2022 dans l'étang. Cette espèce devrait faire l'objet d'une gestion rapide pour éviter tout envahissement futur et permettre aux espèces indigènes qui subsistent parmi la Jussie et le Myriophylle du Brésil de se maintenir dans le plan d'eau. Cette gestion permettrait également d'éviter un dispersion de *Egeria densa* dans les plans d'eau de La Prade et Moïsan situés plus en aval.

5.1.7 Poissons

5.1.7.1 Les données disponibles

Les données collectées (Tableau) concernent des pêches aux filets et à l'électricité réalisées en 1982 décrite dans un rapport d'étude réalisée pour le compte de la MIACA (Cemagref, 1982). Par ailleurs, ces données de pêche aux filets étaient aussi bancarisées dans la base de « données historiques » d'Irstea.

En 2003, une autre pêche aux filets a été réalisée par le Conseil Supérieur de la Pêche des Landes (CSP 40).

L'inventaire de 1982

Cette pêche a été réalisée le 2 juin 1982 par pose de quatorze filets maillants de mailles, de tailles et de hauteurs différentes (Tableau 5.5). La stratégie d'échantillonnage aux filets mise en œuvre en 1982 consistait à prospecter les différents habitats du lac (zones de surface, de fond et zone pélagique), avec des filets de taille de mailles différentes pour capturer différentes tailles de poissons. Les efforts de pêche augmentent avec la taille de la maille, les gros poissons étant généralement moins abondants. Les filets étaient posés le soir et relevés le lendemain matin ; les heures étant notées, le temps de pose de chaque filet est calculable ainsi que l'effort de pêche.

Cette stratégie d'échantillonnage est très différente de celle proposée par le protocole CEN (C.E.N., 2005) et les comparaisons éventuelles sont donc difficiles dans une analyse de l'évolution du peuplement et des populations qui le composent.

TABLEAU 5.5 – Inventaires piscicoles répertoriés sur l'étang de Moliets en 1982 et 2003. AR : Abondances relatives.

Année	Engins de capture	Type de données	Objectif	Source	Récupération des données
1982	Filets maillants (araignées et pics), pêche électrique	AR des espèces	Inventaire piscicole	Base de données Cemagref, rapport	Oui
2003	Filets maillants de type araignées		Inventaire pioscicole	CSP 40	Oui

Sur les 14 filets maillants qui auraient été posés, seules les données relatives aux poissons capturés par 12 filets maillants (espèce, taille et poids individuels ou de lots) ont été récupérées et bancarisées (Tableau 5.6). Par recoupement de l'ensemble des données bancarisés et des informations du rapport, il est probable que deux araignées (taille 38m^2 et maille de 20 mm ; taille 110 m^2 et maille de 35 mm) n'aient pas capturé de poissons, ont été volées ou perdues et n'aient donc pas été notées (il aurait été intéressant de connaitre le temps de pose pour calculer l'effort de pêche de ces filets pour avoir une information plus complète sur la densité de poissons).

Concernant la pêche à l'électricité, nous n'avons aucune information sur le temps de pêche et la technique employée. Le rapport fait seulement référence à des pêches électriques réalisée depuis un bateau pneumatique, le long des berges. Les données mentionnées ici sont extraites du tableau fourni en annexe du rapport.

L'inventaire de 2003

Cette pêche a été réalisé par le CSP 40 durant 1 journée en juillet 2003. La pose des filets a eu lieu 2 heures avant le lever du soleil et pendant 4 heures minimum de pose. Il a été utilisé 1 batterie de filets qui comprend :

— 1 filet de 50 mètres à maille de 50 millimètres d'une hauteur de 2 mètres,
— 1 filet de 50 mètres à maille de 36 millimètres d'une hauteur de 2 mètres,
— 1 filet de 50 mètres à maille de 18 millimètres d'une hauteur de 2 mètres.

5.1.7.2 Le peuplement piscicole

Composition du peuplement

Les résultats des pêches aux filets de 1982 montrent la présence de 5 espèces (Tableau 5.7). Trois autres espèces ont été capturées à l'électricité mais avec des occurrences très faibles : l'anguille (*Anguilla anguilla*), la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) et le brochet (*Esox sp.*).

Suite aux progrès réalisés sur les outils génétiques, la diversité biologique des poissons d'eau douce de France a été revue. En 2014, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) de Paris (Denys et al., 2014) a mis en évidence la présence de plusieurs espèces de brochets en France

TABLEAU 5.6 – Filets utilisés pour réaliser la pêche de 1982 sur l'étang de Moliets.

Type de filet	Surface (m^2)	Taille de maille (mm)	Effort de pêche (m^2/h)
Araignée (filet de fond)	40	10	408
Araignée (filet de fond)	43	15	438
Araignée (filet de fond)	55	27	556
Araignée (filet de fond)	122	60	1181
Pic (zone pélagique)	42	15	426
Pic (zone pélagique)	92	35	925
Pic (zone pélagique)	100	45	1005
Pic (zone pélagique)	72	60	718
Filet de surface	40	10	413
Filet de surface	52	20	523
Filet de surface	60	27	600
Filet de surface	60	45	602

dont le brochet aquitain (*Esox aquitanicus*) endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour). Le brochet commun (*Esox lucius*), originaire naturellement du nord de la France et de l'Europe, a quant à lui été introduit dans le sud-ouest de la France par l'Homme, notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait d'après les études en cours, la population du lac serait composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Le sandre (*Sander lucioperca*) est une nouvelle espèce identifiée dans l'inventaire de 2003. En revanche, aucun individu de chevesne (*Leuciscus cephalus*), perche soleil et tanche (*Tinca tinca*) n'a été capturé mais il n'est pas possible de tirer des conclusions quant à leur présence éventuelle car trop peu d'individus ont été capturés en 2003.

Par ailleurs, nous avons connaissance d'une introduction par alevinages au cours de ces dernières années, d'une nouvelle espèce, le black bass (*Micropterus salmoides*).

Il est donc difficile de donner une estimation fiable de la richesse spécifique actuelle mais, sur la base des informations recueillies, elle serait de 10 espèces. Notons que la perche soleil est une espèce susceptible de créer des déséquilibres du fait d'une prédation sur les œufs de poissons (Garcia-Berthou and Moreno-Amich, 2000).

Abondance relative des espèces

Sur la base des 367 individus capturés aux filets maillants en 1982, nous observons la très nette dominance numérique du gardon (qui représente 70% des effectifs capturés) et de la brème (qui représente plus de 20% des effectifs). La dominance du gardon est confortée par les résultats des pêches électriques (Tableau 5.7). Notons que le gardon est aussi l'espèce dominante des captures de 2003.

En 1982, la principale espèce de carnassier est la perche mais son occurrence varie beaucoup selon l'engin de pêche utilisé et il est difficile d'avoir une estimation précise de son abondance.

Dans les filets de la pêche de 1982, la brème est l'espèce dominante en biomasse, suivi de la tanche et du gardon. Les perches capturées représentent environ 10% de la biomasse totale (Tableau 5.8). Les biomasses totales des individus capturés à l'électricité ne sont pas renseignées dans la base de données. Le rapport fait seulement état de tailles moyennes et parfois de poids moyens pour certaines espèces.

TABLEAU 5.7 – Occurrence des espèces capturées dans les filets lors des pêches d'inventaire de 1982 et 2003. N : nombre d'individus capturés.

		Pêche aux filets 1982		Pêche électrique 1982		Pêche aux filets 2003	
Nom latin	Nom commun	N	% des captures	N	% des captures	N	% des captures
Abramis brama	Brème	81	22			2	9
Anguilla anguilla	Anguille			2	4		
Esox aquitanicus ou *lucius*	Brochet spp.			1	2	1	4
Lepomis gibbosus	Perche soleil			2	4		
Leuciscus cephalus	Chevesne	2	0.5				
Perca fluviatilis	Perche	20	6	24	48	2	9
Sander lucioperca	Sandre					1	4
Rutilus rutilus	Gardon	258	70	21	42	17	74
Tinca tinca	Tanche	6	1.5				
Total		**367**		**50**		**23**	

TABLEAU 5.8 – Biomasse totale des espèces capturées dans les filets en 1982.

Espèces	Biomasses (g)	% de la biomasse totale
Leuciscus cephalus	1750	10.05
Perca fluviatilis	1880	10.79
Rutilus rutilus	4165	23.91
Tinca tinca	4240	24.34
Total	17420	

Tailles et poids des individus

Lorsque plusieurs individus ont été capturés, nous observons une large gamme de distribution de tailles (et de poids) qui montre la présence de plusieurs cohortes (Tableau 5.9). Par ailleurs, les individus capturés à l'électricité sont globalement plus petits que les poissons pris aux filets.

Les histogrammes de taille des deux principales espèces (Fig. 5.21 et 5.22) montrent la présence de petits poissons qui suggère l'existence d'une reproduction et d'individus plus grands (et donc plus âgés).

L'absence d'individus de gardon de taille comprise entre 150 et 200 mm est surprenante et peut-être liée à la sélectivité des engins utilisés.

TABLEAU 5.9 – Gamme de valeurs et valeur moyenne des tailles (mm) et poids (g) des individus des différentes espèces capturées en 1982.

		Filets maillants		Pêche électrique	
Espèces	Gamme de taille	Taille moyenne (écart type)	Poids moyen	Taille moyenne	Poids moyen
Abramis brama	90-322	178 (48)	67		
Anguilla anguilla				195	100
Esox lucius				130	ND
Lepomis gibbosus				88	ND
Leuciscus cephalus	402-410	406 (6)	875		
Perca fluviatilis	83-389	168 (73)	94	40	ND
Rutilus rutilus	82-260	116 (25)	16	112	14
Tinca tinca	375-453	410 (29)	707		

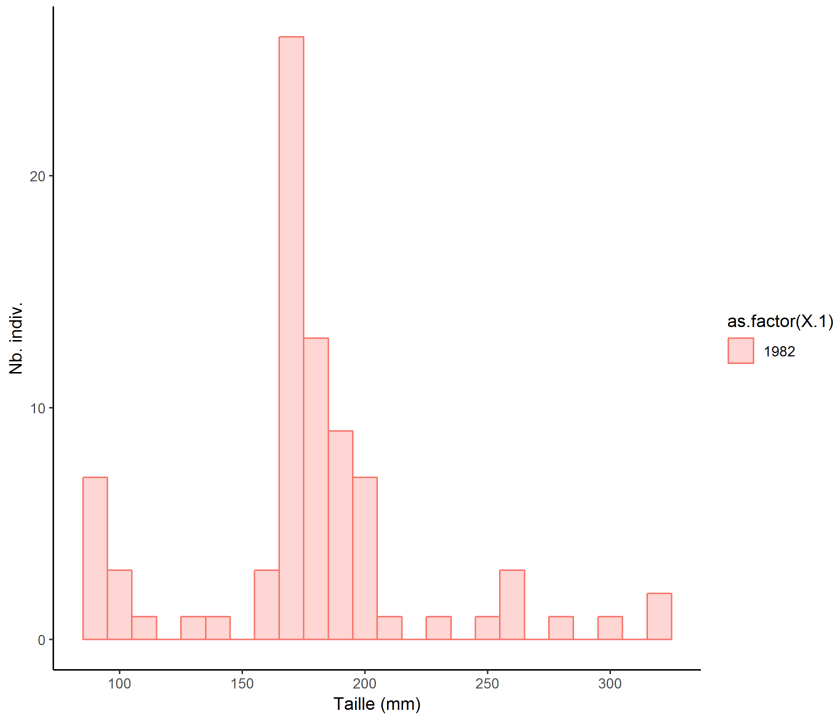


FIGURE 5.21 – Histogramme de taille (en mm) de la brème en 1982 dans l'étang de Moliets. Nb. ind : nombre d'individus capturés.

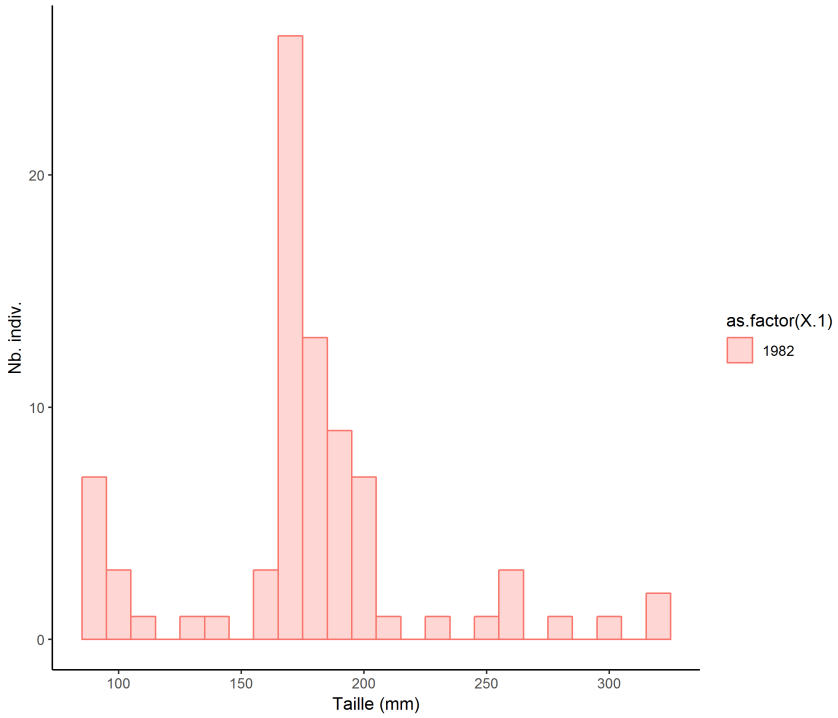


FIGURE 5.22 – Histogramme de taille (en mm) du gardon en 1982 dans l'étang de Moliets. Nb. ind : nombre d'individus capturés.

5.1.7.3 La gestion piscicole

L'ancien plan départemental pour la protection du milieu aquatique et la gestion des ressources piscicoles (PDPG) des Landes signale une bonne capacité de recrutement de l'espèce repère, le brochet, a priori non limitante et préconise une gestion de type patrimoniale (FDAAPPMA, 1999). On lit cependant dans le plan de gestion piscicole local du lac de Léon, plus récent : « Sur les lacs de Moliets, La Prade et Moïsan se sont généralement du gardon/rotengle, sandre et black bass qui sont introduits » (FDAAPPMA40, 2017a) ce qui suggère un souhait de diversification des espèces d'intérêt halieutique probablement par manque de possibilité de reproduction du brochet.

Cela a été confirmé par la Fédération de pêche ; en raison d'une faible population de brochet dû au manque de zones de reproduction favorables, la gestion piscicole s'est tourné vers le développement et la préservation du black bass pour maintenir une activité halieutique. Il y a pour cela des alevinages annuels et des aménagements de frayère à black bass.

Les alevinages prévus de 2017 à 2021 concernent le gardon et le black bass (Plan de gestion piscicole local années 2017-2021).

5.1.7.4 La synthèse

Compte tenu de sa petite taille, la richesse spécifique de cet étang semble relativement importante mais le peuplement piscicole est également très manipulé en vue de répondre à une attente halieutique. L'analyse de la trajectoire du peuplement n'est pas possible mais on note la présence au moins d'une espèce introduite, la perche soleil, susceptible de nuire à l'équilibre de la communauté de poissons.

5.2 Lac de la Prade

5.2.1 Caractéristiques du plan d'eau

Situé entre les communes de Moliets-et-Maa et Messanges, l'étang de la Prade reçoit les eaux de l'étang de Moliets via le ruisseau de Barail. Il a une profondeur moyenne de 4 m et maximale de 5,6 m pour une superficie de 0.14 km^2 (Dutartre et al., 1986). A noter que Vanden Berghen (1969) reportait une surface de 0.10 km^2 en 1969, soit légèrement moins que sa surface actuelle. Son volume est estimé à 0,54 millions de m^3 pour un taux de renouvellement de 11,4, soit un temps de séjour de 32 jours. Son bassin versant s'étend sur 13,01km^2 (Fig. 5.23), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 92,93 (Jamoneau et al., 2021). Ses eaux se déverse dans le ruisseau de la Prade en direction de l'étang de Moisan et de l'océan.

A l'image de l'étang de Moliets, son origine peut être estimé entre le XVIIe et le XVIIe siècle, suite à la modification du littoral atlantique (voir Figures 4.2 et 4.3). Son profil est légèrement dissymétrique avec des pentes plus abruptes à l'ouest, mais sa forme générale se rapproche davantage d'une cuvette à fond plat (Dutartre et al., 1985).

Il est considéré comme mésotrophe selon les critères de l'OCDE (Dutartre et al., 2014b). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes. Peu d'opérations de gestions sont cependant entreprises, et seul un arrachage manuel du myriophylle du brésil depuis 1982 mérite probablement d'être mentionné (Dutartre et al., 2014b).

5.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

5.2.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de l'étang de la Prade[5] dépasse les 2000 habitants en 2017 pour une densité de 168 hab/km^2 (Fig. 2.3). A l'image de la population du bassin versant de Moliets, le taux d'accroissement de la population est particulièrement fort pour ce petit bassin versant, et augmente de façon très importante depuis les années 90 pour atteindre une valeur de plus de 130% en 2017 (Fig. 2.3). Ce fort accroissement est lié notamment au faible nombre d'habitants du bassin versant, chaque arrivée supplémentaire augmentant explicitement cette valeur.

L'activité touristique est également omniprésente sur le bassin versant de la Prade. L'étang est essentiellement utilisé pour les activités cynégétiques et halieutiques.

5.2.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang de la Prade. On peut cependant relever la présence d'une ancienne station d'épuration

5. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

FIGURE 5.23 – Localisation et délimitation de l'étang de la Prade et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

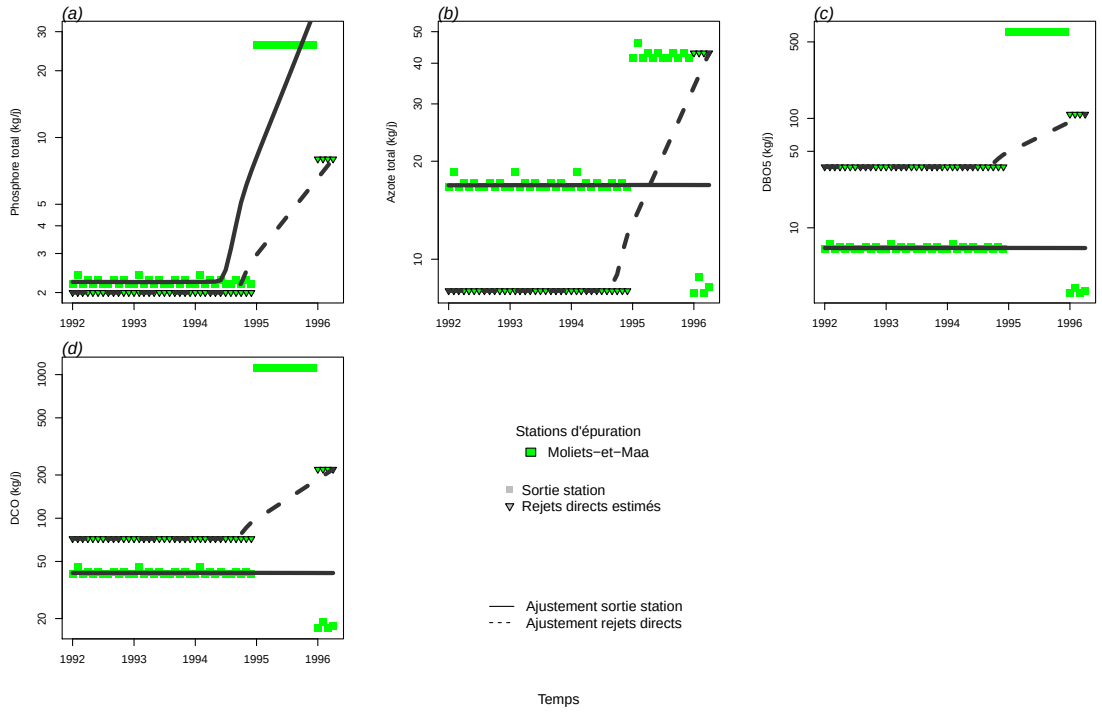


FIGURE 5.24 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang de la Prade. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

sur la commune de Moliets-et-Maa, mise hors service en mai 1996, qui rejetait ses effluents directement dans l'hysdrosystème. Cette station a été remplacée par une autre station d'épuration qui appartient désormais au bassin versant de Léon.

Variation temporelle des effluents rejetés

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Toutes les données procurées par l'Agence de l'Eau Adour Garonne sur la station d'épuration de Moliets-et-Maa entre 1992 et 1996 semblent être des données estimées (Fig. 5.24). Les valeurs d'azote, de DBO5 et de DCO apparaissent être stables sur les 4 années alors que les flux de phosphore semblent beaucoup plus importants à partir de fin 1994 (Fig. 5.24). Les rejets directs estimés apparaissent eux aussi être plus importants à partir de fin 1994.

5.2.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Le bassin versant de l'étang de La Prade étant fortement intégré dans celui de Moliets, les caractéristiques paysagères sont relativement similaires. Le bassin versant est à 80% occupé par

TABLEAU 5.10 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de La Prade entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	77.29	77.97	84.64	83.65
Champs cultivés	6.73	5.87	3.89	2.29
Prairies	11.32	10.71	2.80	3.32
Eau	0.69	0.69	0.69	0.69
Urbain	2.04	2.28	3.16	3.93
Semi-urbain	1.93	2.49	4.82	6.12

des surfaces de pins ou de forêts [6] et semble avoir légèrement augmentée depuis les années 1945 (Tab. 5.10). Les surfaces occupées par de la prairies ou une végétation semi-naturelle semblent cependant avoir fortement diminuées entre les années 60 et 80 mais ont depuis à nouveau légèrement augmenté sans toutefois atteindre les occupations passées (Tab. 5.10, Fig. 5.25). L'analyse de la dynamique laisse penser que ces espaces ouverts se sont refermés ou ont été convertis en surface de pins (Fig.5.25). Cette dynamique semble aussi être observée à proximité immédiate du plan d'eau (Fig. 5.26b), la surface occupée par les prairies ayant depuis les années 45 diminuée de 100%. Notons toutefois qu'un artefact lié à l'interprétation des photographies aériennes et plus précisément des coupes rases peut aussi éventuellement expliquer les dynamiques observées sur ces petits bassins versants.

A l'instar de tous les bassins versants étudiés, les surfaces urbaines et surtout semi-urbaines ont fortement augmentées depuis les années 1945 (+93 et 217% respectivement, Fig. 5.26), principalement au dépens des surfaces de plantation de pins ou forestière (Fig. 5.25). Comme pour le bassin versant de l'étang de Moliets, la surface de terres agricoles semblent avoir diminuée de moitié depuis les années 45 (Tab. 5.10 et Fig. 5.26). La culture principale récente [7] semble être essentiellement représentée par le maïs pour plus de 50% des surfaces agricoles déclarées (Fig. 5.27), et ces surfaces tendent à augmenter fortement depuis 2015 année où la plupart des surfaces agricoles étaient déclarées en jachères. Cependant, avant le changement de politique agricole en 2014, la plupart des surfaces étaient occupées par des semences, vraisemblablement des cultures de maïs semence (Maiz'Europ', 2017). On peut en outre noter la variation temporelle des surfaces en jachère et une surface relativement importante dédiée aux oléagineux/protéagineux comparativement aux autres bassins versants. Enfin, depuis 2016 les surfaces de prairies temporaires et permanentes apparaissent de manière plus prononcées sur le territoire.

5.2.3 Hydromorphologie

5.2.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de La Prade n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Des données existent pour 2013, 2017 et

6. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
7. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

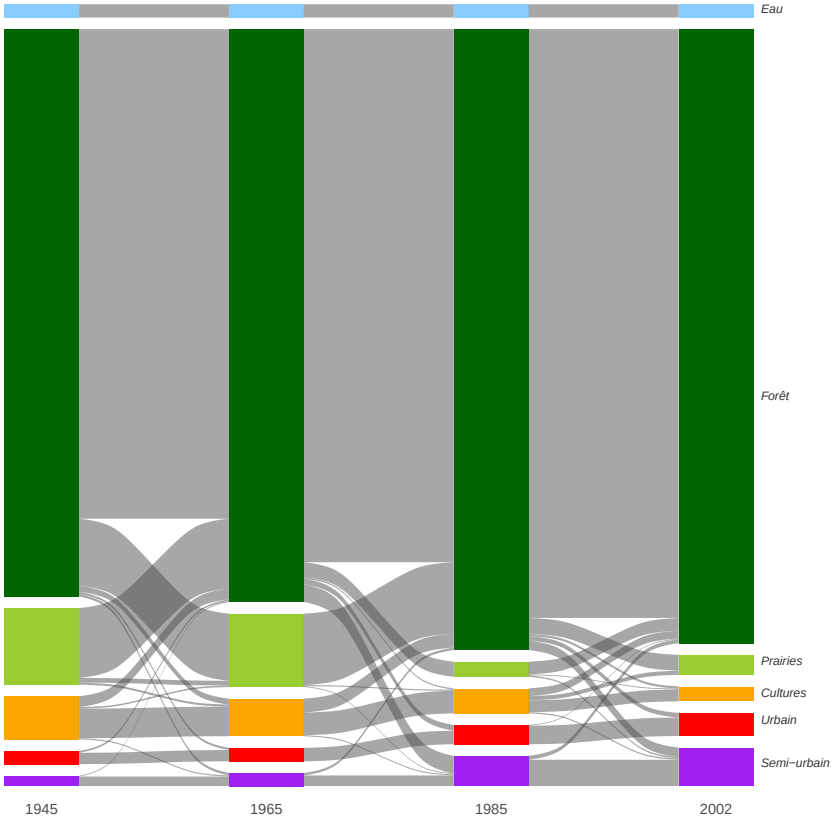


FIGURE 5.25 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de La Prade. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

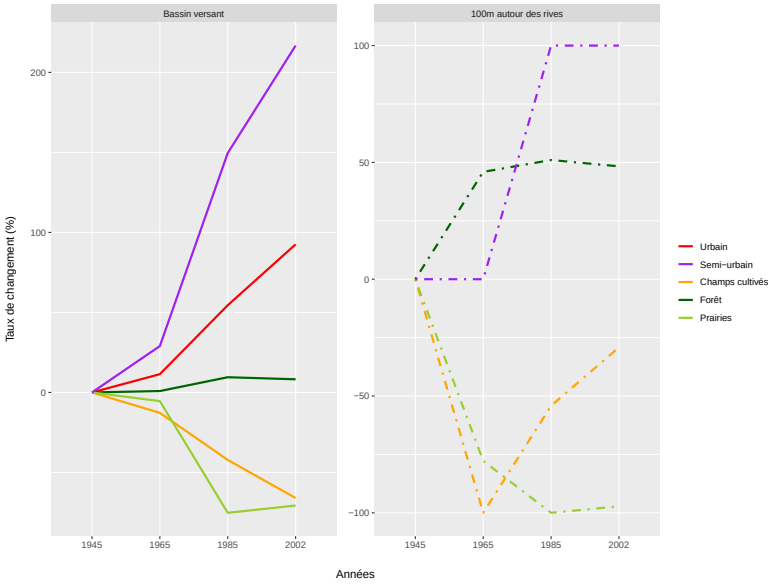


FIGURE 5.26 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang de La Prade (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

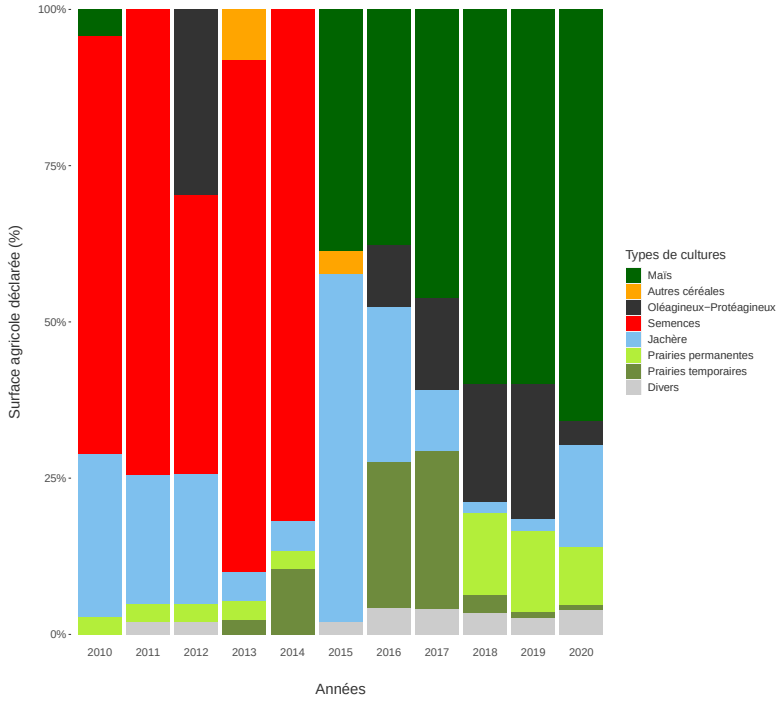


FIGURE 5.27 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de La Prade.

2019 mais sont insuffisantes pour pouvoir dresser une tendance sur le long terme. En se basant sur ces données, la cote médiane du plan d'eau est de 5.73m.

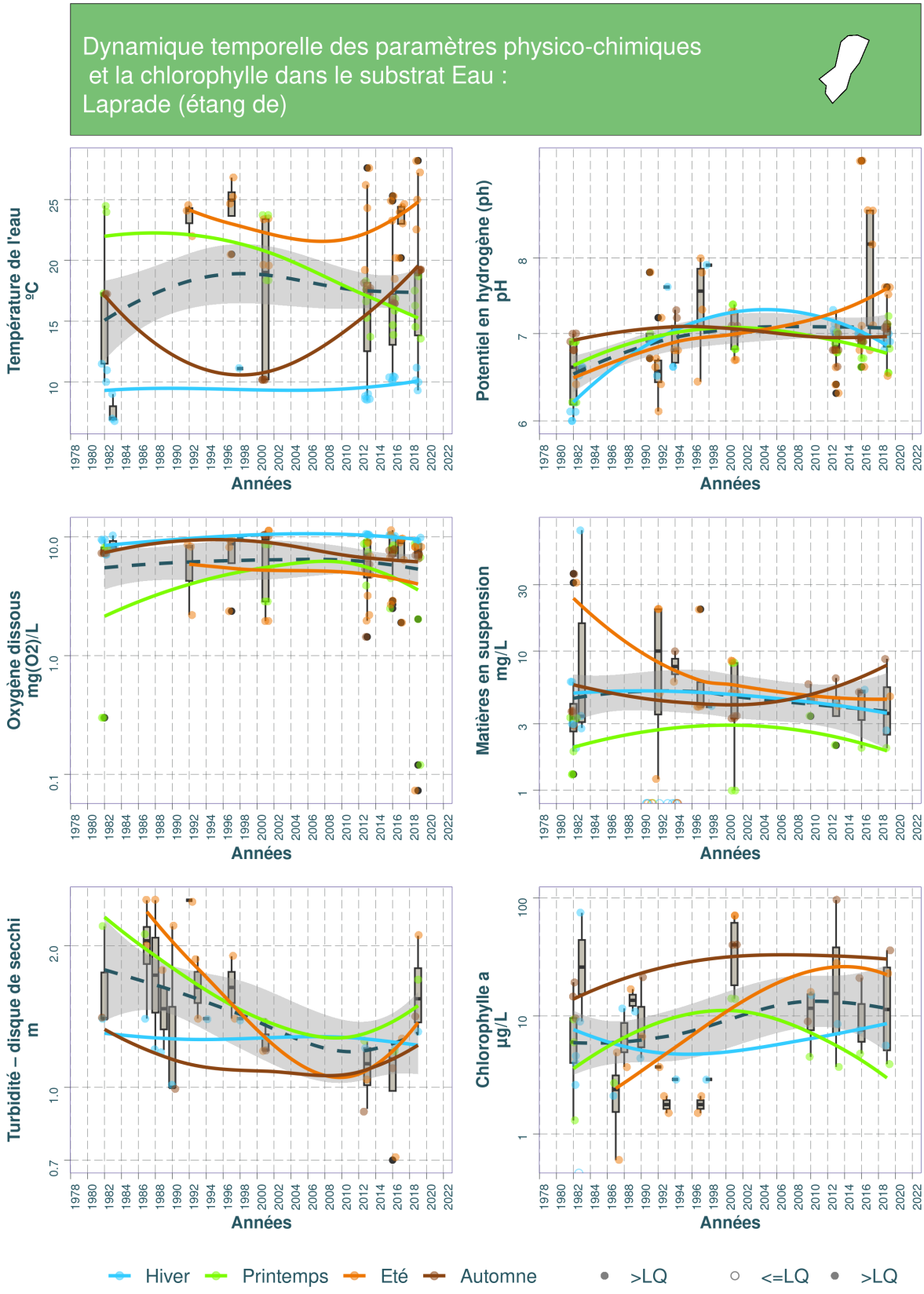
5.2.4 Physico-chimie

5.2.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 5.28 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de La Prade.

5.2.4.2 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

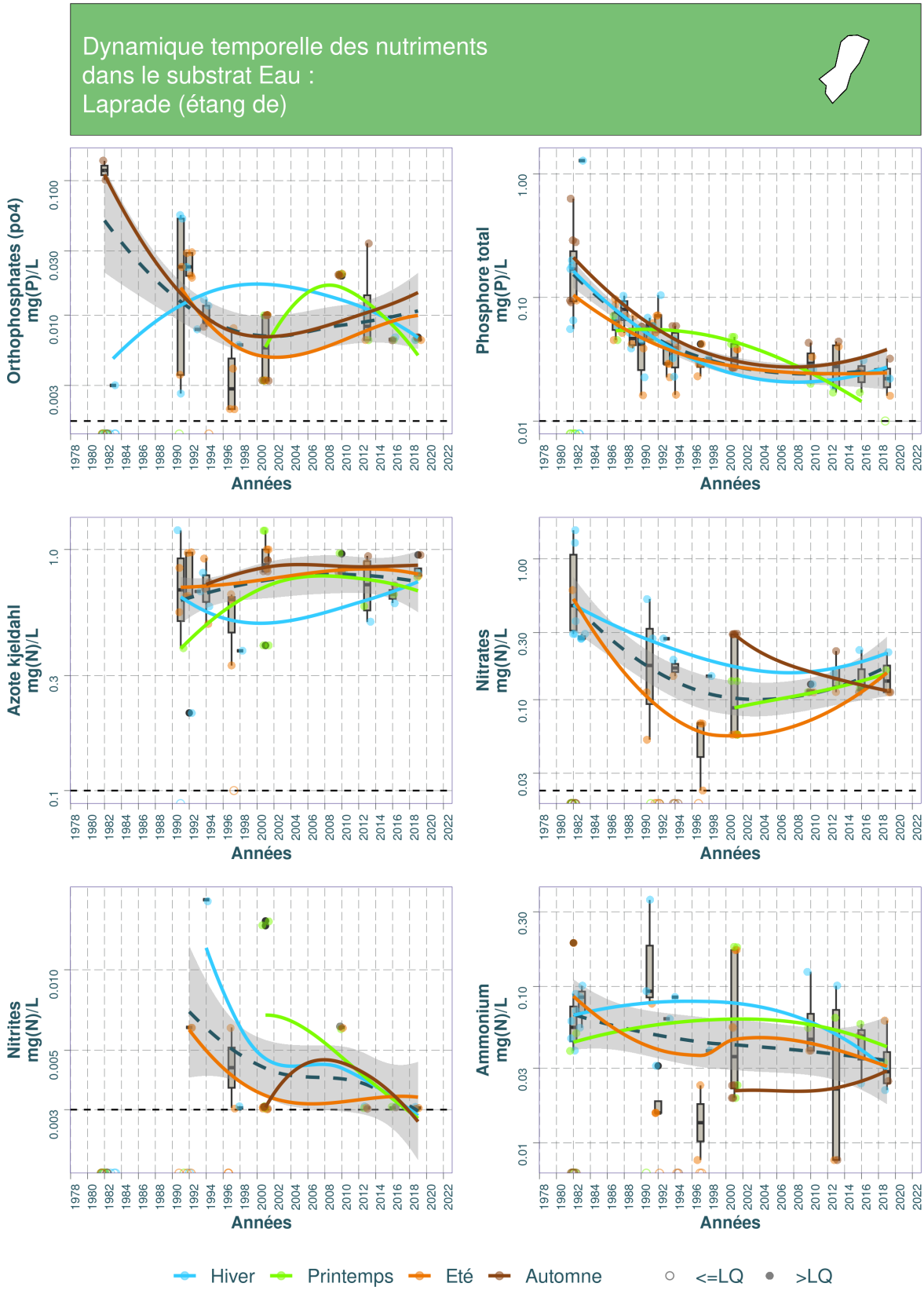
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Selon ces critères DCE, l'étang de La Prade pouvait être considéré en état '*mediocre*' en ce qui concerne le phosphore total à la fin des années 80 - début 90 (Fig. 5.31). Cependant les derniers relevés montre que cet état tend à s'améliorer et considéré comme '*bon*' depuis 1993. Les valeurs de transparence montrent cependant une tendance inverse : en état défini comme '*très bon*' jusqu'en 1992, ce paramètre est depuis considéré comme en *'bon*' état. Les chroniques sur les nitrates et ammonium sont très peu fournies ne permettant pas de dresser une tendance, mais l'état de ces paramètres est plutôt considéré comme '*très bon*'.

5.2.4.3 Synthèse

Le pH de l'étang de La Prade apparait comme légèrement acide (entre 6 et 7) durant les premières décennies, puis remonte aux alentours de 7 à partir des années 2000. L'oxygène dissous varie entre 7 et 10 mg/L avec les teneurs les plus fortes plutôt observées en hiver. Les matières en suspension suivent une légère décroissance sur la période estivale qui s'oppose à une diminution de la transparence. On peut noter cependant des disparités saisonnières. Par exemple les taux de MES sont plus élevés durant les prélèvements d'été. Quant à la chlorophylle a, sa concentration est très variable au cours du temps.

Concernant les nutriments, il y a une baisse des orthophosphates jusque dans les années 2000 avant une stabilisation voire une légère augmentation, alors que le phosphore total diminue assez régulièrement au cours du temps. Une légère décroissance est observable pour les nitrates, alors que l'azote Kjeldahl varie peu. Les ammoniums diminuent enfin assez nettement au cours du



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 5.29 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de La Prade.

TABLEAU 5.11 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de La Prade.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Laprade (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1982	2019	64	7.8%	0.000	0.3572	0.0357	0.0514	0.0078	0.015
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1991	2019	49	4.1%	0.000	1.2000	0.7800	0.7178	0.2000	0.500
Azote minéral	mg(N)/L	1992	2001	14	35.7%	0.000	0.3300	0.1300	0.1536	0.1200	0.120
Chlorophylle a	µg/L	1982	2019	51	0.0%	0.000	96.0000	7.6000	15.4961	NA	NA
Matières en suspension	mg/L	1982	2019	68	19.1%	0.000	74.0000	3.5000	6.0985	2.0000	5.000
Nitrates	mg(N)/L	1982	2019	68	14.7%	0.000	1.6000	0.1129	0.1630	0.0904	0.112
Nitrites	mg(N)/L	1982	2019	59	22.0%	0.000	0.0183	0.0030	0.0027	0.0030	0.006
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1982	2019	74	10.8%	0.000	0.1402	0.0065	0.0125	0.0026	0.006
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1982	2019	101	0.0%	0.073	11.4000	8.0000	7.2318	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1982	2019	95	1.1%	0.000	1.2800	0.0420	0.0711	0.0100	0.010
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1982	2019	117	0.0%	6.000	9.5000	6.9000	6.9723	NA	NA
Température de l'eau	ºC	1982	2019	95	0.0%	6.800	28.2000	17.5000	17.3811	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1982	2019	37	0.0%	0.700	2.5000	1.4000	1.5122	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)

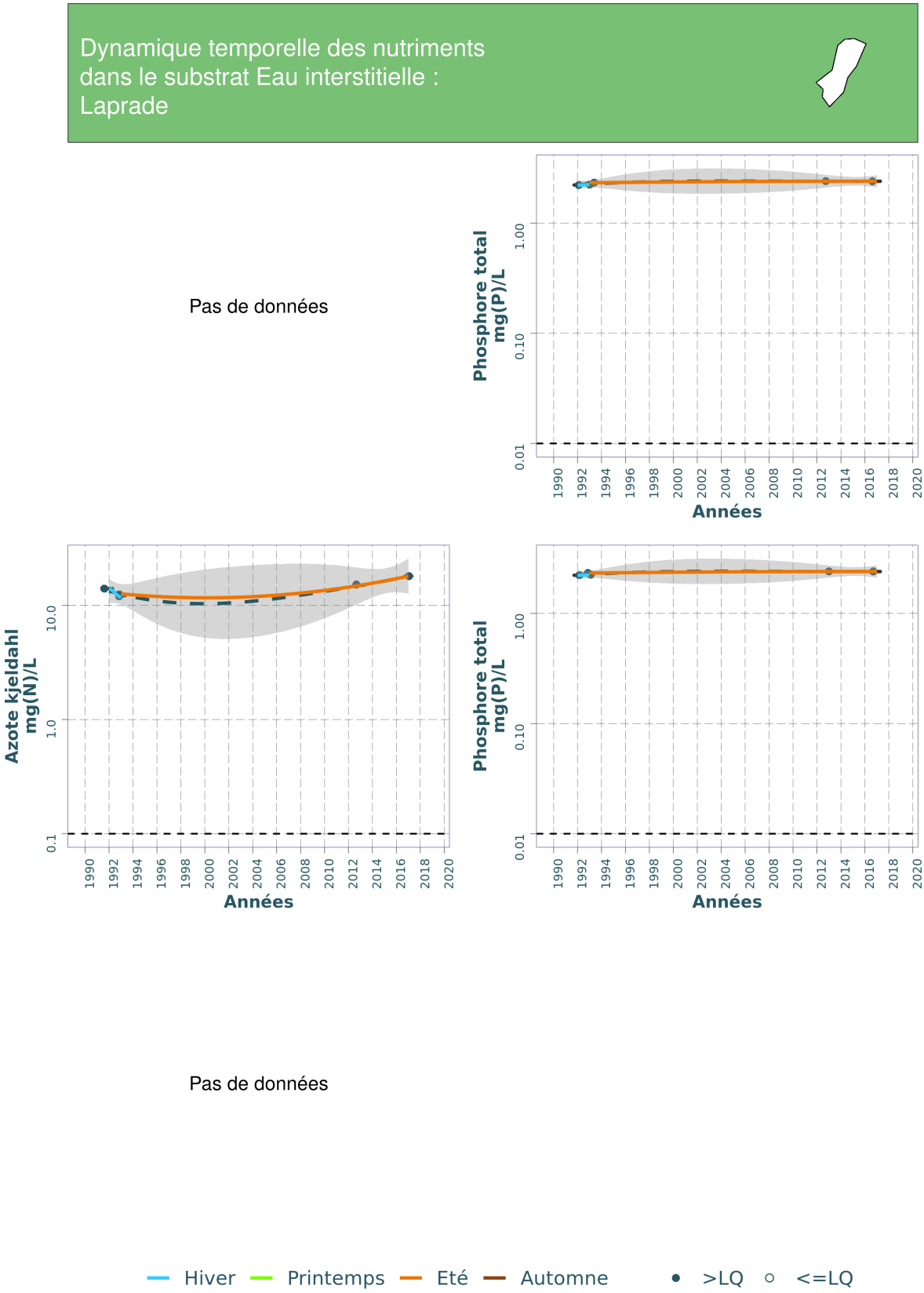


FIGURE 5.30 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang de La Prade.

TABLEAU 5.12 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang de La Prade.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Laprade [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(NH4+)/L	2013	2017	2	50.0%	0.500	1.266	0.883	0.8830	1266	1266
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2017	5	0.0%	11.760	18.000	14.000	14.2720	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2017	5	0.0%	2.219	2.400	2.326	2.3174	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

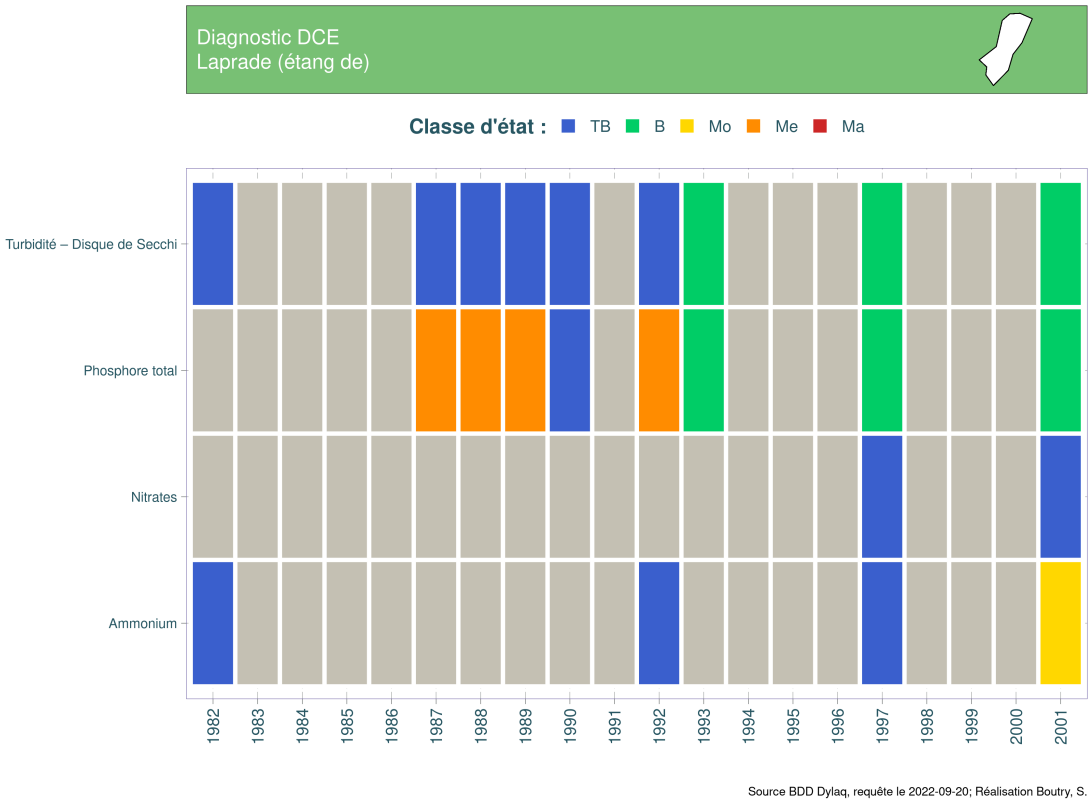


FIGURE 5.31 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang de La Prade entre 1982 et 2001. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

temps. A noter toutefois le nombre réduit de données disponibles, ainsi que les très faibles concentrations (entre 3 et 5 µg/L seulement) pour le paramètre des nitrites au niveau de La Prade, ce qui ne permet d'observer de tendance particulière dans ce cas. Plus généralement, nous constatons des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990.

Globalement, depuis les années 80, l'état physico-chimique de l'étang de La Prade tend à s'améliorer pour atteindre un état 'bon' à 'très bon'. Seule la qualité de la transparence de l'eau semble légèrement décroitre avec le temps.

5.2.5 Phytoplancton

En 1975, 1983 et 1985, un échantillon de phytoplancton a été prélevé chaque année et étudié sur l'étang de La Prade. En 1982, plusieurs échantillons ont été étudier puis, à partir de 2010 et tous les trois ans jusqu'en 2019, des relevés de quatre campagnes annuelles respectant le protocole DCE ont été acquis. Ainsi, huit années sont exploitables de manière globale et les quatre dernières sont pleinement comparables (richesse, biovolume, structure des communautés et calcul d'indice).

5.2.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Certains échantillons n'ont pas fait l'objet d'une identification de tous le cortège algal présent. C'est le cas d'une des campagnes de 1982 et de celle de 1985 pour lesquelles seulement 3 taxons ont été identifiés et de la campagne de 1975 qui n'a pas étudié les diatomées. Une autre campagne de 1982 a fait l'objet d'un relevé type inventaire floristique, c'est-à-dire très poussé pour certains groupes taxonomiques (*cf* paragraphe suivant), diatomées notamment. Ces années ne sont pas tout à fait comparables avec les quatre années ultérieures qui ont abordé l'ensemble de la communauté et sont plus comparables.

Ceci étant, sur l'ensemble des relevés disponibles, 357 taxons différents ont pu être identifiés sur l'étang dont 137 lors d'une campagne de 1982, qui constitue le maximum de la série. La richesse annuelle moyenne varie alors pour les quatre dernières années de l'étude de 26 taxons au minimum en 2016 à 44 au maximum en 2019 (Fig. 5.32). Ces richesses sont relativement faibles par rapport aux autres plans d'eau du littoral aquitain puisque la moyenne n'est que de 33 taxons. Variables d'une année à l'autre, la richesse taxonomique annuelle moyenne semble décroître de 2010 à 2016 puis augmenter à nouveau en 2019. Cependant, elle n'est pas significativement différente entre chaque année (test de Kruskal-Wallis, $p\text{-value} = 0.47$).

Sur la période récente, la richesse la plus petite a été mesurée durant l'hiver 2016 avec 19 taxons et la plus élevée à l'automne 2019 avec 57 taxons identifiés. La distribution des richesses a plus d'amplitude en 2019 que lors des trois années précédentes (2010, 2013 et 2016), dénotant une possible instabilité de la communauté algale présente et une augmentation de sa productivité.

La répartition par groupes algaux de ces richesses (Fig. 5.33) met en avant le groupe des algues vertes (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) comme le plus représenté, suivi de l'embranchement des Bacillariophyta (diatomées). Les groupes des cyanobactéries (Cyanobacteria), des chrysophycées (Ochrophyta) et des euglènes (Euglenozoa) sont nettement moins diversifiés.

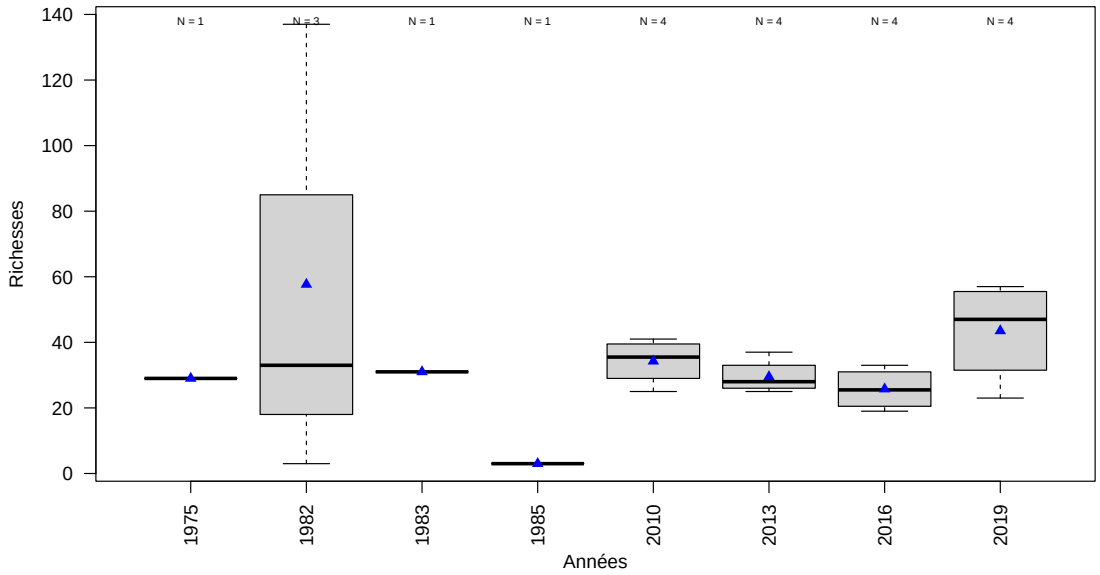


FIGURE 5.32 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1975 et 2019 sur l'étang de La Prade. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Pour les **algues vertes**, la richesse annuelle moyenne varie de 10 taxons (en 2016) jusqu'à 26 taxons (en 1982). En dehors de cette année 1982, ayant plutôt fait l'objet d'un inventaire, cette richesse est peu variable. Les **diatomées** ont été très étudiées en 1982 avec 26 taxons en moyenne contre 3 à 9 taxons pour les autres années. Les **cyanobactéries** sont représentées par 1 taxon en 1983 à 6 taxons au maximum en 2019. Cette richesse moyenne a très légèrement augmentée en fin de période sur l'année 2019. Mais cet embranchement n'est jamais dominant.

Des algues dorées (**chrysophycées**) ont été identifiées dès l'année 1982, avec 4 taxons en moyenne. Elles se retrouvent les années suivantes avec, en moyenne, 2 à 8 taxons différents. Ce groupe plutôt considéré comme indicateur de bonne qualité d'eau est finalement assez constant sur La Prade. Tout comme les cyanobactéries, cette richesse annuelle moyenne a légèrement augmenté en 2019 (maximum de la série). A noter que l'absence de ce groupe algal dans le relevé de 1975 n'est pas forcément une indication de sa non présence. En effet cette année n'ayant fait l'objet que d'un seul échantillonnage, il est probable de l'avoir raté. De plus, ce groupe peut ne pas avoir été recherché, comme c'est le cas pour les diatomées cette même année.

Ces valeurs de distribution de richesse sont finalement plutôt en baisse jusqu'en 2016 et en progression en 2019. La communauté phytoplanctonique de l'étang s'est, pour ce qui est du nombre de taxons rencontrés, diversifiée cette dernière année après une période de perte de richesse.

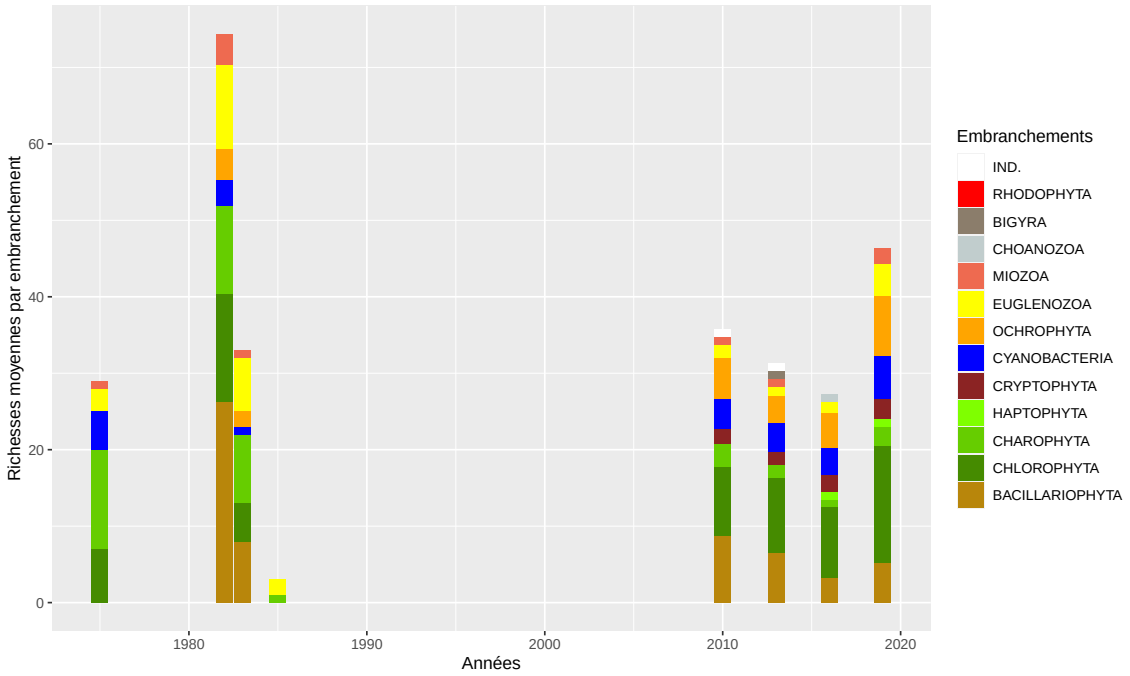


FIGURE 5.33 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1975 et 2018 sur l'étang de La Prade. IND. indique les embranchements indéterminés.

5.2.5.2 Dynamique des biovolumes

Pour rappel, les données de phytoplancton des années antérieures à 2010 ont été acquises en présence-absence et indice d'abondance. Les biovolumes ne sont donc pas disponibles pour ces années. A partir de 2010, la distribution des biovolumes annuels peut être analysée (Fig. 5.34). La moyenne annuelle de ces biovolumes varient de 1.53 à 8.90 mm^3/l en 2013 et 2010 respectivement. Beaucoup plus importante en 2010, la moyenne annuelle des biovolumes baisse fortement en 2013 puis remonte en 2016 avant de diminuer à nouveau en 2019, suivant une distribution en dents de scie.

La moyenne sur la période d'étude utilisable est de 4.96 mm^3/l ce qui dénote une communauté algale d'un milieu à tendance mésotrophe. Bien que variable, le biovolume annuel médian n'est pas significativement différent entre les années (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.43*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

Le biovolume minimum est enregistré au printemps 2013 avec 0.31 mm^3/l et le maximum durant l'hiver 2010 avec 28.56 mm^3/l. Les variations entre les campagnes peuvent alors être importantes : les années 2010 et 2016 ont de fortes amplitudes de biovolumes alors que 2013 et 2019 de faibles amplitudes (Fig. 5.34). Ces fortes amplitudes peuvent être l'illustration de communautés très changeantes (au moins en quantité de matière puisque la richesse varie peu à part en 2019), plus instables. C'est un signe d'un milieu plus fragile, sensibles aux variations de pressions.

D'une manière très nette, les communautés phytoplanctoniques se répartissent essentiellement dans les algues vertes (surtout l'embranchement des Charophyta contenant les desmidiées) et les cyanobactéries (Cyanobacteria) sur toute la période. Les algues dorées (Ochrophyta) arrivent dans un second temps (Fig. 5.35) pour ce qui est des biovolumes annuels moyens.

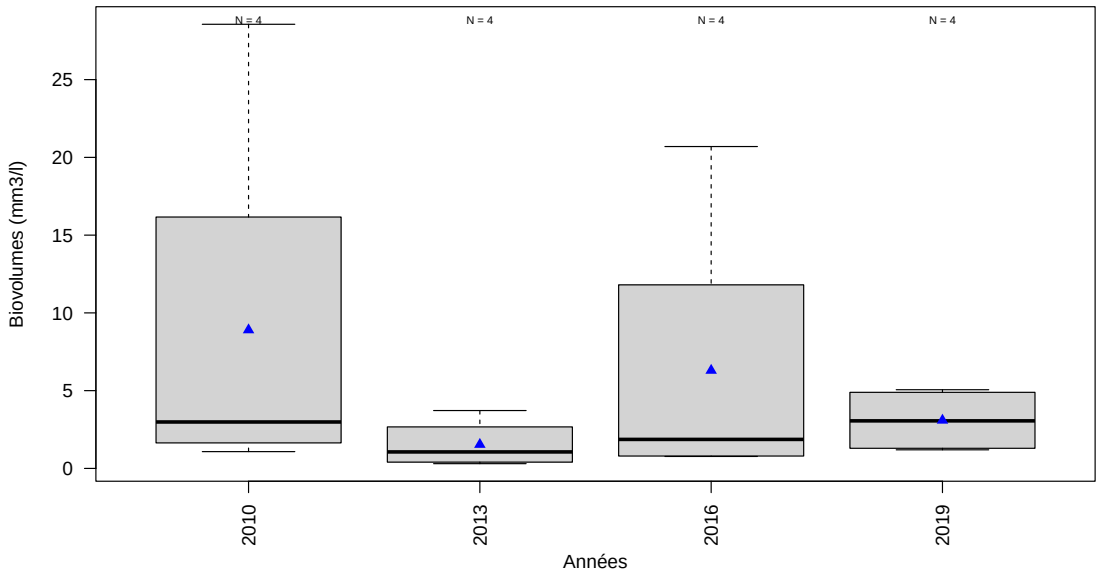


FIGURE 5.34 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2010 et 2019 sur l'étang de La Prade. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Les **algues vertes** se rencontrent au cours des quatre ans mais l'année 2010 présente une forte dominance de ce groupe avec 7.71 mm^3/l de biovolume annuel moyen alors que les autres années ce biovolume ne dépasse pas 0.5 mm^3/l. En regardant le détail de chaque campagne (graphique non présenté), ce groupe est dominant lors de 2 campagnes sur 4 : en février et en juillet 2010. De même les **cyanobactéries** sont présentes chaque année mais leur biovolume annuel moyen explose uniquement en 2016 avec 5.17 mm^3/l. Cette année-là, elles sont dominantes en juillet et en octobre. En 2019 leur proportion diminue fortement et ne dépasse pas 0.50 mm^3/l en moyenne. Cette vision par groupe taxonomique complète les observations faites précédemment de l'instabilité et possible fragilité de la communauté algale de l'étang qui peut facilement atteindre des quantités très importantes plutôt indicatrices de milieux dégradés puis revenir, comme c'est le cas en 2013 et 2019 à des communautés moins abondantes et aussi plus équilibrées.

5.2.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

L'équilibre de la communauté peut aussi être estimé par l'indice de diversité de Gini-Simpson [8] calculé par an (Fig. 5.36a). Les résultats indiquent clairement la présence d'une communauté très variable tantôt très déséquilibrée (2010 et 2016), tantôt mieux équilibrée (2013 et 2019) et diversifiée. Ils varient de 0.29 minimum calculé pour 2016 à 0.83 maximum calculé en 2019 et

8. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

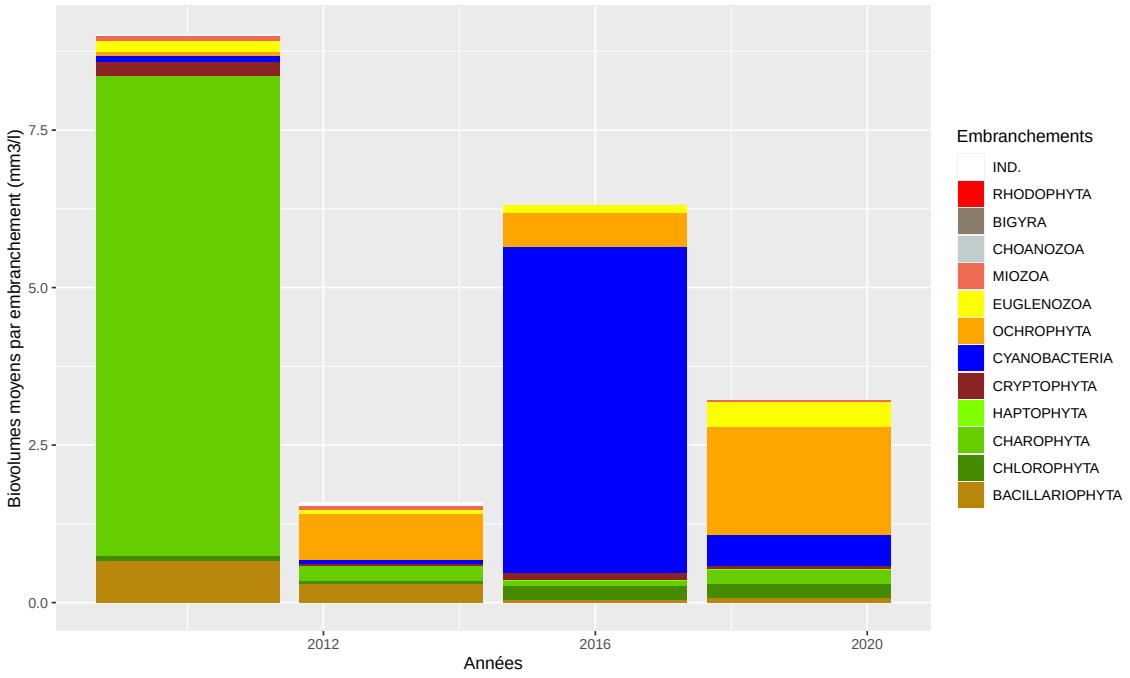


FIGURE 5.35 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2010 et 2019 sur l'étang de La Prade. IND. indique les embranchements indéterminés.

affiche une moyenne de 0.55 indiquant un cortège floristique moyen. Ainsi comme l'analyse des richesses et des biovolumes l'ont indiqué, la communauté suit un parcours en dents de scie au cours des quatre années d'étude.

L'indice calculé pour chaque campagne (Fig. 5.36b) montre bien cette forte dispersion de la diversité des campagnes avec des valeurs très basses de 0.06 en février 2010 ou 0.16 en juillet 2016 et des valeurs très fortes, indiquant une bonne diversité et équilibre de la communauté présente, allant jusqu'à 0.92 en avril 2013. L'observation de la Fig. 5.36b laisserait penser que cette dispersion se réduit au cours du temps avec les résultats les plus faibles qui remontent vers la ligne moyenne des points plutôt centrée autour de 0.7 à 0.8 et conduisant à obtenir la meilleure note de l'indice annuel en 2019 (0.83).

La NMDS calculée sur les communautés phytoplanctoniques de l'étang de Laprade sépare nettement deux lots d'années : 2010-2013 d'un côté et 2016-2019 de l'autre (Fig. 5.37). Les polygones regroupant les échantillons prélevées la même année sont assez grands, indiquant des communautés relativement différenciées entre chaque campagne. D'une manière générale, l'axe 1 représente un gradient de saison de l'été-automne à gauche vers l'hiver-printemps à droite et l'axe 2 distingue les années 2010 et 2013 des années 2016 et 2019.

La projection des principaux taxons composant les communautés des différentes campagnes (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|) produit une liste assez longue (Fig. 5.38). Les années 2010 et 2013 sont ainsi caractérisées par des diatomées *Achnanthes sp.* (ACHSPX), *Staurosira venter* (STSVEN) et *Nitzschia sp.* (NIZSPX) et des algues vertes comme *Closterium sp.* (CLOSPX) qui caractérise bien le bloom de la campagne de février 2010. Parmi les algues vertes on retrouve également *Monoraphidium circinale* (MONCIR), *Didymocystis insconspicua* (DIDINS) et *Elakatothrix gelatinosa* (ELAGEL) ainsi que

la petite *Choricystis minor* (CCTMIN). *Pseudanabaena catenata* (PSECAT) est la seule cyanobactérie caractérisant ces années. *Pseudopedinella sp.* (PDPSPX) apparaît nettement comme spécifique de la campagne de février 2013.

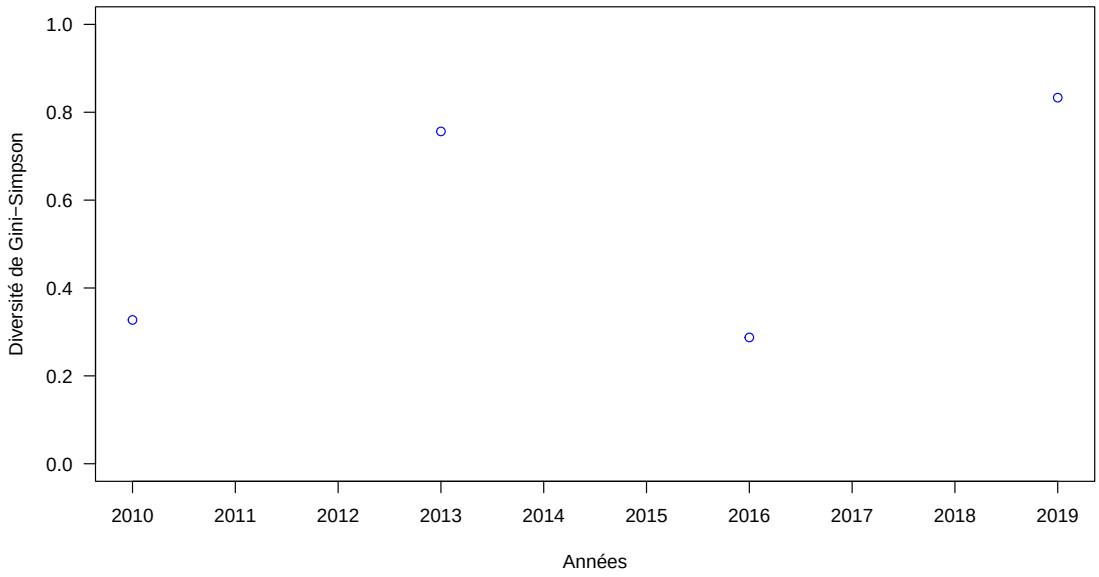
Les années 2016 et 2019 sont caractérisées, en son centre, par une variété de taxons venant de différents groupes taxonomiques. Il s'agit notamment de *Gonyostomum semen* (GOTSEM – Raphidophycée), de *Nephrodiella lunaris* (NEHLUN) appartenant aux algues brunes (Xanthophycées) et de *Tetraëdriella jovetti* (TEEJOV – Eustigmatophycées) provenant toutes de l'embranchement des Ochrophyta. A cela s'ajoutent les algues vertes *Siderocelis ornata* (SIDORN) et *Chlamydomonas sp.* (CHLSPX), la diatomée *Fragilaria sp.* (FRASPX) et la cryptophycée *Plagioselmis nannoplanctica* (PLGNAN). Plus en périphérie se trouvent des espèces de diatomées *Urosolenia eriensis* (URSERI) et *Ulnaria ulna* (ULNULN) rattachées à la campagne de juillet 2016. Le genre *Gonyostomum sp.* (GOTSPX) et l'algue verte *Lemmermannia komarekii* (LMMKOM) sont plutôt spécifique de l'hiver 2019. Cette plus grande diversité dans des groupes taxonomique plus nombreux et pour certains plus rares en 2016 et 2019 tendrait à indiquer des communautés plus riches et équilibrées.

5.2.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

En 2001, trois campagnes de mesures de physico-chimie des eaux ont été réalisées mais aucun relevé phytoplanctonique ne complète ces données. Les quatre années suivantes, l'acquisition a été effectuée selon le protocole DCE, incluant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle-a. Cependant, bien que les données des années 2010 et 2019 permettent le calcul de l'indicateur, celles de 2013 présentent une campagne avec moins de 5 taxons contributifs, et celles de 2016 affichent seulement 2 campagnes avec des valeurs de chlorophylle-a. L'indice ne peut alors pas être calculé sur ces deux années. Les calculs sont réalisés sur les années 2010 et 2019 avec néanmoins une extension de la période d'acquisition acceptée du 15 avril jusqu'au 15 novembre pour permettre le calcul.

Les résultats de l'indice varient de 0.56 à 0.72 pour respectivement 2010 et 2019 (Fig. 5.39). L'état écologique de l'étang est alors autour de la limite « bon - moyen ». L'état semble s'être amélioré de 2010 à 2019 tiré par la valeur de la métrique de composition spécifique (MCS). Mais dans le même temps la métrique de biomasse algale (MBA) a fortement diminué en passant de 0.58 à 0.31 (dans l'état « médiocre »). Le calcul de la métrique MBA en 2013 avec une valeur de seulement 0.07 (non présentée sur le graphe) corrige cette vision. L'étang de La Prade, bien que comportant une communauté algale assez diversifiée et de bonne à très bonne qualité (MCS de 0.70 en 2016, non montrée ici, et de 0.89 en 2019), est sujet à des proliférations algales. Ces dernières sont responsables des augmentations de concentration en chlorophylle-a et donc de la baisse de la métrique MBA tirant l'indice IPLAC vers un état de moins bonne qualité. Ces résultats sont en phase avec ceux de la NMDS indiquant une communauté tendant vers plus d'équilibre et de diversification en 2019, mais sensible aux variations du milieu pouvant causer des blooms.

(a)



(b)

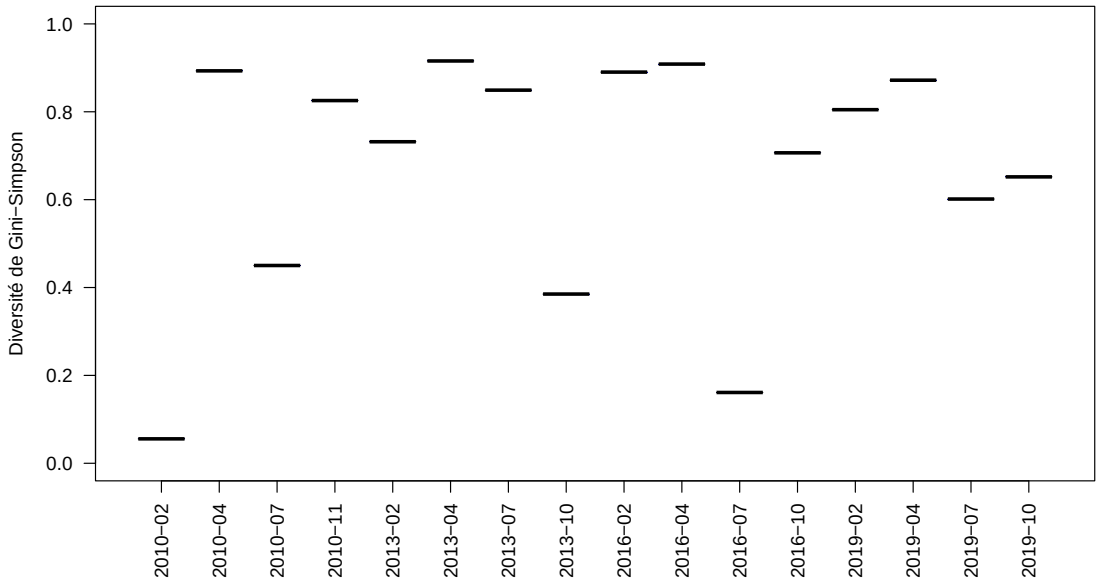


FIGURE 5.36 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2010 et 2019 sur l'étang de La Prade par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

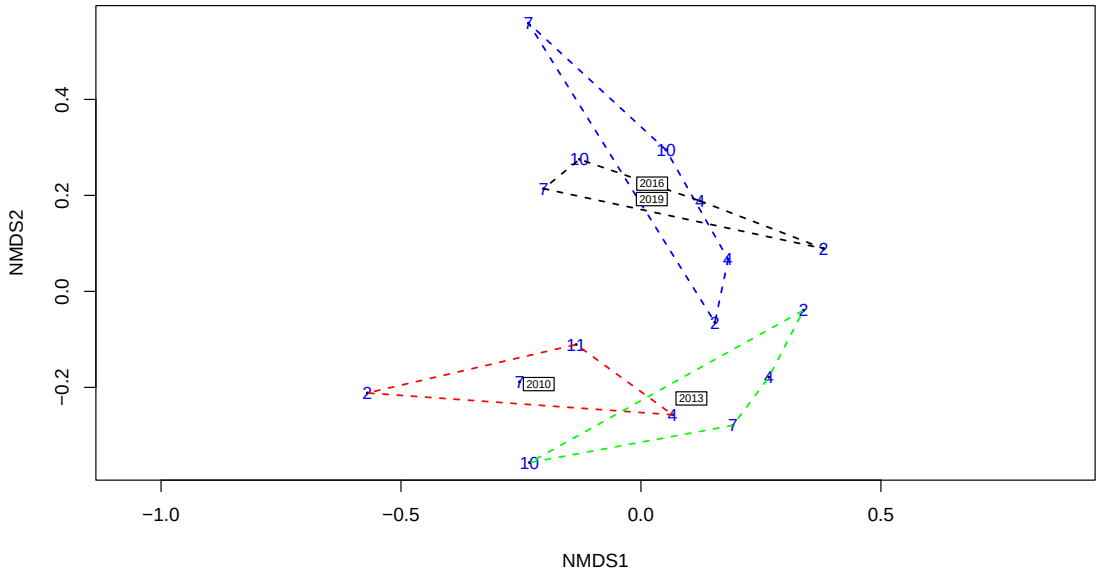


FIGURE 5.37 – Position des échantillons prélevés entre 2010 et 2019 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de La Prade. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.15.

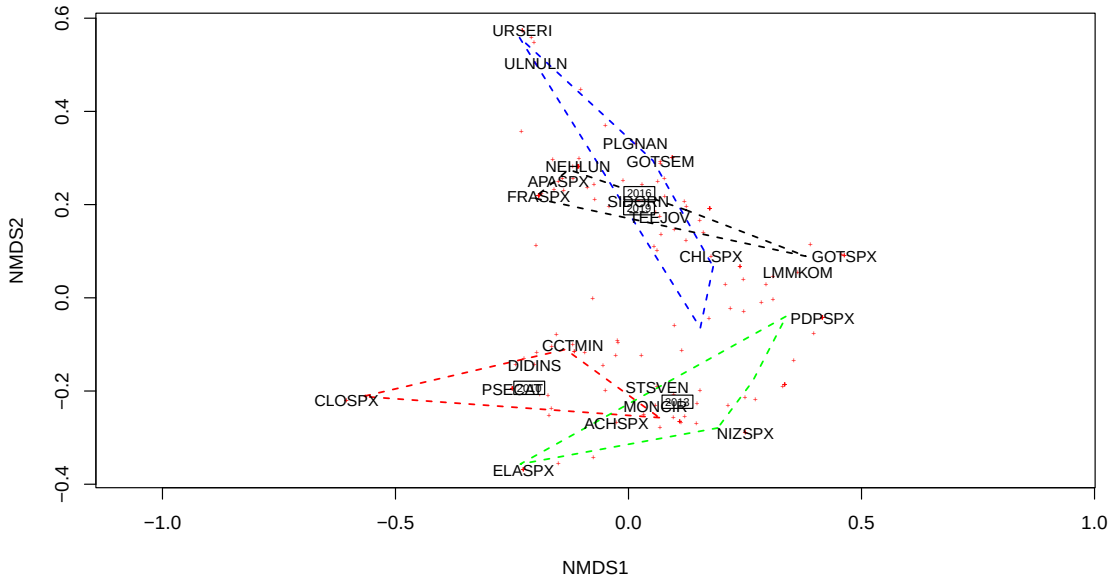


FIGURE 5.38 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de La Prade réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2010 et 2019. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

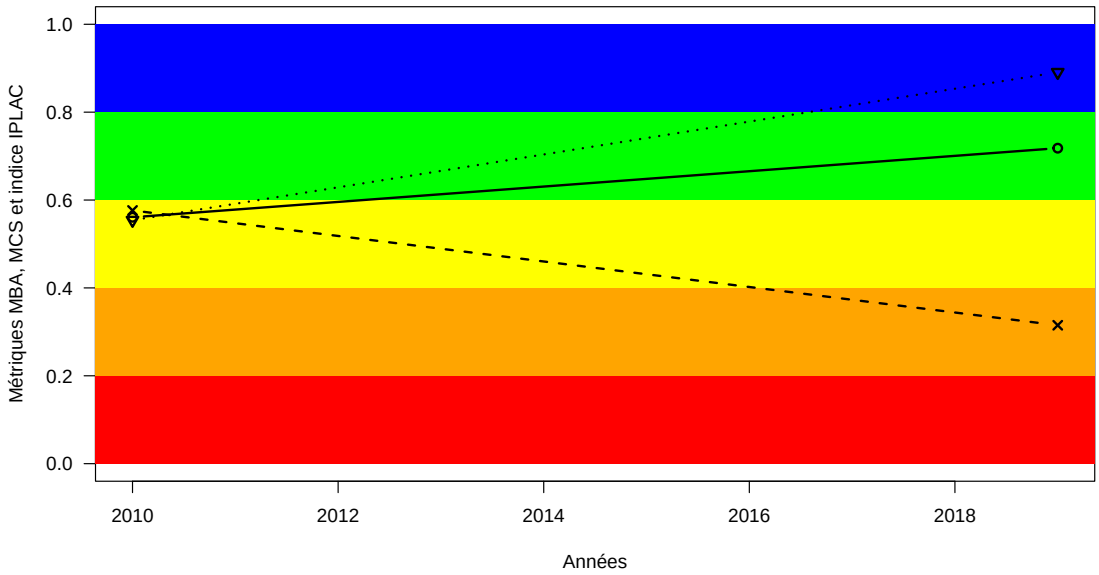


FIGURE 5.39 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de La Prade entre 2010 et 2019. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

5.2.5.5 Synthèse

L'étang de La Prade est un plan d'eau possédant une communauté algale assez diversifiée mais pas toujours très équilibrée (évolution au cours des différentes années de l'étude) qui est sujette à des périodes de proliférations importantes déstructurant l'assemblage taxonomique. Ce dernier est composé d'une liste de taxons provenant d'embranchement ou de groupes taxonomiques variés comportant essentiellement des desmidées (algues vertes) et des cyanobactéries, mais aussi de différentes classes de l'embranchement des Ochrophyta (algues dorées, brunes,...) montrant une certaine richesse. L'indice de diversité de Gini-Simpson et le calcul de l'indice IPLAC donnent une image mitigée de la communauté phytoplanctonique de l'étang, plutôt instable et d'état moyen à bon.

5.2.6 Macrophytes

L'annexe 10.8 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour l'étang de La Prade, soit 7 documents de 1982 à 2016. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de modes d'observation stabilisés, notamment les relevés de secteurs de rives et le protocole d'échantillonnage pour le calcul d'IBML. Ces relevés ont été répétés dans le temps permettant ainsi d'analyser les dynamiques des macrophytes de ce plan d'eau.

Le tableau 5.13 permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes identifiés dans les relevés disponibles.

TABLEAU 5.13 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans l'étang de La Prade.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Laprade					
scientific_name	1982	1994	2010	2013	2016
Hydrocharis morsus-ranae L., 1753		S			
Juncus bulbosus L., 1753		S	S		S
Lemna gibba L., 1753	L				
Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, 1987			I, S		S, I
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964				I	
Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc., 1973	L	S	S, I	I	S, I
Najas minor All., 1773			I, S		
Nymphoides peltata (S.G.Gmel.) Kuntze, 1891					S

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

5.2.6.1 Les espèces indigènes

L'espèce indigène la plus représentée dans l'étang de La Prade lors des derniers relevés de 2016 est *Nuphar lutea*, avec des occurrences stables depuis les années 1980 et des abondances moyennes en assez forte augmentation (Fig. 5.40). Cette hydrophyte à feuilles flottantes colonisait quelques secteurs au Nord Ouest de l'étang en 1982 Dutartre et al. (1985) , puis elle était observée sur près de la moitié des secteurs étudiés 1994 sous la forme de petits herbiers. En 2016, ce taxon est présent dans 1/3 des secteurs étudiés avec une abondance moyenne égale à 4 (grands herbiers discontinus). Les autres espèces indigènes ont fortement régressé dans l'étang de Laprade depuis les années 1980, notamment les hydrophytes immergées. Parmi elles, *Potamogeton natans* dont les effectifs ont chuté à proximité des rives du plan d'eau, passant d'observations sur 22 secteurs en 1994 (Castagnos and Dutartre, 2001), soit plus de 60 % des secteurs étudiés, à 3 secteurs en 2016. Ce potamot colonise habituellement les secteurs peu profonds des milieux oligo-mésotrophes à faiblement eutrophes.

Une autre espèce inféodée aux milieux relativement pauvres en nutriments, et qui a également régressé dans l'étang de Laprade, est *Myriophyllum alterniflorum*. Ce taxon immergé colonisait les rives au Nord et à l'Est du plan d'eau en 1982 et on l'observait encore dans une dizaine de secteurs de rives en 2010 (Dutartre et al., 2014b), mais il n'a pas été revu en 2016.

Cette régression ne concerne pas uniquement les hydrophytes indicatrices de faible charge en nutriment, mais également d'autres espèces immergées tolérantes des eaux riches en nutriments. C'est le cas notamment de *Ceratophyllum demersum* et de *Myriophyllum spicatum*. Ces deux taxons étaient présents en 1994 et 2010 mais n'ont pas été revus en 2016. *C. demersum* est une hydrophyte immergée non-enracinée, observée ponctuellement depuis 1994 dans quelques secteurs de l'étang de La Prade. Cela peut expliquer pourquoi cette plante n'a pas été repérée en 2016 car trop rare dans le plan d'eau. Cependant, ce motif n'est pas valable pour expliquer

l'absence de *M. spicatum*, hydrophyte enracinée repérée sur près d'une vingtaine de secteurs de rives en 1994 et 2010.

Enfin, *Najas marina*, une hydrophyte protégée en Aquitaine et présente dans les milieux naturellement eutrophes, n'a pas été observée en 2016 alors qu'elle colonisait une quinzaine de secteurs en 2010.

Les hélophytes ont également régressé fortement depuis les années 1980. C'est le cas de *Phragmites australis* dont les abondances et les occurrences ont été divisées par 2 entre 1994 et 2016. Cette espèce colonisait en 1982 une mince frange le long de la rive Est du plan d'eau et un petit secteur en rive Ouest. Les relevés de 1994 indiquent alors qu'elle occupait la quasi-totalité des secteurs (26 secteurs de rives, soit une fréquence supérieure à 70 %) avec des abondances relatives comprises entre 1 et 2. En 2016, les abondances sont égales à 1, avec une forte régression des occurrences passant à seulement 10 observations sur les secteurs de rives. Ce déclin des hélophytes concerne également *Cladium mariscus* dont les populations étaient notées comme abondantes en 1982, observé ensuite dans 10 secteurs de rives en 1994 puis un unique secteur en 1996.

5.2.6.2 Les espèces exotiques envahissantes

Deux espèces exotiques envahissantes étaient les macrophytes les plus représentées dans l'étang de La Prade lors des derniers relevés floristiques effectués en 2016. Il s'agit principalement de *Myriophyllum aquaticum*, observé dans l'étang pour la première fois en 1978. Il occupait alors déjà les 3/4 de la périphérie de plan d'eau en 1982 (Castagnos and Dutartre, 2001; Dutartre et al., 1985). Puis en 1994, il était présent dans tous les secteurs de rives avec des abondances relatives supérieures à 2. Grâce aux campagnes d'arrachage manuel, les occurrences et les abondances de la plante ont progressivement chuté jusqu'en 2016 où la plante occupait 50 % des secteurs étudiés.

La seconde espèce de macrophyte exotique fréquente dans l'étang de La Prade est *Ludwigia grandiflora*. Son installation est postérieure à 1994 et les relevés de 2010 indiquaient une présence dans plus de 60 % des secteurs étudiés, avec des abondances relatives assez faibles (pieds épars principalement) (Dutartre et al., 2014b). Les abondances et les occurrences de cette plante restent stables en 2016.

Enfin, des observations récentes ont confirmé la présence de *Egeria densa* au niveau de l'exutoire de l'étang de Moliets situé en amont de l'étang de La Prade (A. Zuazo, com. pers, 2022). Compte tenu de la très forte dynamique de colonisation connue dans la région pour cette espèce, il est important de surveiller l'installation de cette plante dans l'étang de La Prade afin d'organiser une campagne d'arrachage la plus précoce possible et éviter ainsi la colonisation du plan d'eau.

5.2.6.3 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

L'IBML a été calculé en 2010 et 2013, le manque de taxons indicateurs n'ayant pas permis de calculer une valeur d'indice en 2016 (Fig. 5.41). Les notes de trophie obtenues correspondent à un état écologique "moyen" pour l'étang de La Prade. Les valeurs sont stables entre 2010

Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16; Réalisation Boutry, S.

FIGURE 5.40 – Occurrence et abondance moyenne de quelques espèces de macrophytes d'intérêt en fonction des années sur l'étang de La Prade.

FIGURE 5.41 – Variation des valeurs de l'indice IBML en fonction des années sur l'étang de La Prade.

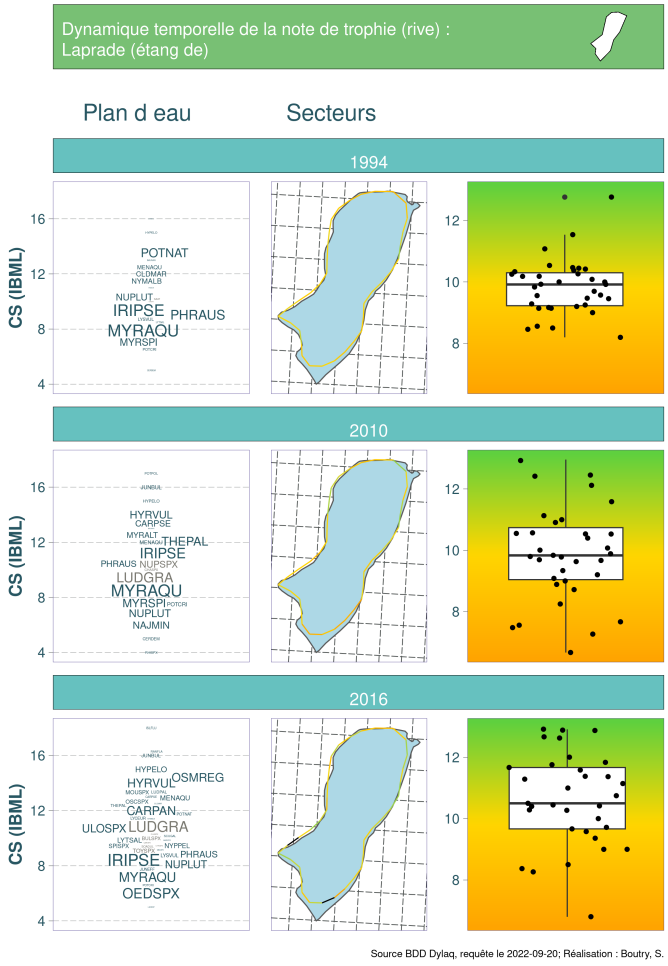
et 2013. En 2010, plusieurs hydrophytes ont été repérées sur les profils perpendiculaires aux rives, notamment *Najas minor*, *Myriophyllum spicatum* et *Ceratophyllum demersum* jusqu'à plus de 1.5 m de profondeur. En 2016, seuls un herbier dense de *Nuphar lutea* et des pieds épars de *Myriophyllum aquaticum* ont été repérés au large de l'étang.

Les notes de trophie calculées sur les secteurs de rives réalisés entre 1994 à 2016 confirment l'état "moyen" de la dégradation globale du niveau trophique de l'étang de Laprade (Fig. 5.42). En 2016, les notes calculées augmentent pour se rapprocher des valeurs proches de la limite d'un état de "faible" dégradation globale du niveau trophique de l'étang, notamment au Nord Est et au Sud Ouest de l'étang. La présence de petites hélophytes de bordure qui affectionnent les milieux relativement pauvres en nutriments et riches en matière organique, telles que *Osmunda regalis*, *Juncus bulbosus* ou *Hypericum elodes*, ont contribué localement à l'obtention de notes de trophie correctes à cette date.

5.2.6.4 Synthèse

A partir des données disponibles entre 1982 et 2016, l'état des communautés de macrophytes de l'étang de La Prade peut être considéré comme "moyen". Leur dynamique présente un déclin régulier et continu de nombreuses espèces d'hydrophytes indicatrices de milieux relativement pauvres éléments nutritifs (Myriophylles à fleurs alternes, Potamot nageant) ainsi que des hydrophytes tolérant les eaux plutôt riches en nutriments (petite Naïade, Cératophylle émergé, Myriophylle en épis). Cette régression des hydrophytes est conjointe à un déclin des hélophytes, notamment la phragmitaie et la cladiaie. Les résultats de l'IBML obtenus depuis 2010 correspondent également à un niveau "moyen" de dégradation du niveau trophique du plan d'eau.

De même que pour les plans d'eau présents sur son bassin versant (étangs de Moliets et de Moïsan), l'étang de La Prade possède un potentiel intéressant d'accueil des macrophytes comme



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-20; Réalisation : Boutry, S.

FIGURE 5.42 – Variation des notes de trophie en fonction des années sur l'étang de La Prade.

l'ont démontré les relevés floristiques des années 1980 et 1990. En dépit des pentes relativement fortes des rives, l'étang n'est pas le lieu d'usages intensifs, d'aménagements ou d'altérations liées à son utilisation touristique. En 2016, les espèces de macrophytes les plus représentées sont une hydrophyte à feuilles flottantes (Nénuphar jaune) et une espèce exotique envahissante dont le développement végétatif se fait principalement hors de l'eau (Myriophylle du Brésil). L'absence d'hydrophytes intra-aquatiques dans les derniers relevés, qu'elles soit indicatrices des milieux riches ou pauvres en nutriments, est préoccupante et doit faire l'objet d'investigations supplémentaires pour confirmer la situation. Elles devraient fournir des éléments nouveaux d'interprétation de la dynamique récente du niveau trophique de l'étang de Laprade. Enfin, une attention devrait être portée à l'installation potentielle à probable de *Egeria densa* dans l'étang de Laprade compte tenu de la présence de cette espèce dans l'exutoire du plan d'eau situé en amont (étang de Moliets).

5.2.7 Poissons

5.2.7.1 Les données disponibles

Les données collectées concernent des pêches aux filets et à l'électricité réalisées en 1982 et une pêche aux filets réalisée par le Conseil Supérieur de la Pêche des Landes (CSP 40) en 2003 (Tableau 5.14).

L'inventaire de 1982

Une pêche a été réalisée le 2 juin 1982 par pose de 14 filets maillants de mailles, de tailles et de hauteurs différentes (Tableau 5.15). La stratégie d'échantillonnage aux filets mise en œuvre consistait à prospecter les différents habitats du lac (zones de surface, de fond et zone pélagique), avec des filets de taille de mailles différentes pour capturer différentes tailles de poissons. Les efforts de pêche augmentent avec la taille de la maille, les gros poissons étant généralement moins abondants. Les filets étaient posés le soir et relevés le lendemain matin ; les heures étant notées, le temps de pose de chaque filet est calculable ainsi que l'effort de pêche. Les informations liées à cette pêche sont décrites dans un rapport d'étude réalisée pour le compte de la MIACA (Cemagref, 1982). Les résultats des captures aux filets étaient aussi bancarisées dans la base de « données historiques poissons » d'Irstea. Des différences ont été observées entre les deux sources d'information (rapport et base de données) quant aux résultats de ces pêches aux filets. Nous présentons ici les résultats de la base de données qui nous semblent plus justes que celles du rapport, du fait d'un oubli probable des lots de poissons dans les calculs d'abondance consignés dans le rapport.

Cette stratégie d'échantillonnage est très différente de celle proposée par le protocole CEN (C.E.N., 2005) et les comparaisons éventuelles sont donc difficiles dans une analyse de l'évolution du peuplement et des populations qui le composent. Elles permettent néanmoins d'avoir une bonne idée de l'abondance relative des différentes espèces inventoriées.

Sur les 14 filets maillants qui auraient été posés, seules les données relatives aux poissons capturés par 13 filets maillants (espèce, taille et poids individuels ou de lots) ont été récupérées (Tableau 5.15). Il est probable qu'un filet n'ait pas capturé de poisson, ait été volé ou perdu et n'ait donc pas été noté (il aurait été intéressant de connaitre la maille et l'effort de pêche de ce filet pour avoir une information plus complète sur la pêche).

TABLEAU 5.14 – Inventaires piscicoles répertoriés sur l'étang de La Prade en 1982 et 2003. AR : Abondances relatives.

Année	Engins de capture	Type de données	Objectif	Source	Récupération des données
1982	Pêche électrique Araignées et pics	AR numérique et pondérale des espèces	Inventaire piscicole	CEMAGREF	oui
2003	Araignées	AR numérique et pondérale des espèces	Inventaire piscicole	CSP 40	oui

TABLEAU 5.15 – Filets utilisés pour réaliser la pêche de 1982 sur l'étang de La Prade.

Type de filet	Surface (m^2)	Taille de maille (mm)	Effort de pêche (m^2/h)
Araignée (filet de fond)	40	10	500
Araignée (filet de fond)	43	15	537.5
Araignée (filet de fond)	38	20	471.8
Araignée (filet de fond)	55	27	687.5
Araignée (filet de fond)	110	35	1393.3
Pic (zone pélagique)	42	15	480.9
Pic (zone pélagique)	92	35	1042.7
Pic (zone pélagique)	100	45	1233.3
Pic (zone pélagique)	72	60	966
Filet de surface	40	10	460
Filet de surface	52	20	589.3
Filet de surface	60	27	687
Filet de surface	60	45	685

Au cours de la même année, des pêches à l'électricité ont aussi été réalisées mais nous n'avons aucune information sur le temps de pêche et la technique employée. Le rapport fait seulement référence à des pêches électriques depuis un bateau pneumatique, le long des berges.

L'inventaire de 2003

Cette pêche a été réalisé par le CSP 40 durant 1 journée en juillet 2003. La pose des filets a eu lieu 2 heures avant le lever du soleil et pendant 4 heures minimum de pose. Il a été utilisé 1 batterie de filets qui comprend :

— 1 filet de 50 mètres à maille de 50 millimètres d'une hauteur de 2 mètres,
— 1 filet de 50 mètres à maille de 36 millimètres d'une hauteur de 2 mètres,
— 1 filet de 50 mètres à maille de 18 millimètres d'une hauteur de 2 mètres.

5.2.7.2 Le peuplement piscicole en 1982

Composition du peuplement

Les résultats des pêches aux filets de 1982 montrent la présence de 9 espèces (Tableau 5.16).

TABLEAU 5.16 – Occurrence des espèces capturées dans les filets lors des pêches d'inventaire de 1982 sur l'étang de La Prade.

Nom latin	Nom commun	Effectifs	% des captures
Abramis brama	Brème commune	90	13
Cyprinus carpio	Carpe	1	<1
Leuciscus leuciscus	Vandoise	1	<1
Liza ramada	Mulet	1	<1
Micropterus salmoïdes	Black bass	2	<1
Perca fluviatilis	Perche commune	59	9
Rutilus rutilus	Gardon	515	76
Sander lucioperca	Sandre	3	<1
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	2	<1

Deux autres espèces ont été capturées à l'électricité : l'anguille (*Anguilla anguilla*) et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) mais aucune information plus précise n'a été obtenue. Notons que la perche soleil est une espèce introduite susceptible de créer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement). Le peuplement serait donc constitué d'au moins 11 espèces.

Sur la base des 675 individus capturés aux filets maillants, nous observons la très nette dominance numérique du gardon (*Rutilus rutilus*) qui représente plus des ¾ des effectifs capturés et de la brème (*Abramis brama*). La dominance du gardon est confortée par les résultats des pêches électriques (Tableau 5.17). La principale espèce de carnassier est la perche (*Perca fluviatilis*) qui représente un peu moins de 10% des effectifs capturés par les deux types d'engin.

Dans les filets, le gardon est aussi l'espèce dominante en biomasse. En revanche, les brèmes capturées sont plutôt de petites tailles et ne représentent qu'une faible proportion de la biomasse totale (Tableau 5.18). Les biomasses totales des individus capturés à l'électricité ne sont pas renseignées dans la base de données. Le rapport fait seulement état de tailles moyennes et parfois de poids moyens pour certaines espèces.

Tailles et poids des individus

Lorsque plusieurs individus ont été capturés, nous observons une large gamme de distribution de tailles (et de poids) qui montre la présence de plusieurs cohortes (Tableau 5.19). Par ailleurs, Les individus capturés là l'électricité sont globalement plus petits que les poissons pris aux filets.

Le gardon est l'espèce la plus abondante, notamment en occurrence, du fait d'une très forte proportion de juvéniles (Fig. 5.43). La quasi-totalité des individus de brèmes sont de taille inférieure à 100 mm, mais quelques gros individus de taille de l'ordre de 300 mm ont aussi pu être capturés (Fig. 5.44). Comme dans le cas de la brème, la plupart des individus de perche capturés aux filets ont une taille de l'ordre de 100 mm. Néanmoins, la population de perche comprend aussi des individus de taille beaucoup plus importante (entre 200 et 280 mm, Fig. 5.45).

TABLEAU 5.17 – Occurrence des espèces capturées lors des pêches électriques de 1982 sur l'étang de La Prade.

Nom latin	Nom commun	Effectifs	% des captures
Abramis brama	Brème commune	2	4
Anguilla anguilla	Anguille	4	7
Lepomis gibbosus	Perche soleil	3	5
Micropterus salmoïdes	Black bass	3	5
Perca fluviatilis	Perche commune	5	9
Rutilus rutilus	Gardon	37	69

TABLEAU 5.18 – Biomasse totale des espèces capturées dans les filets en 1982 sur l'étang de La Prade.

Espèces	Biomasses (g)	% de la biomasse totale
Abramis brama	110	6
Cyprinus carpio	2250	186
Leuciscus leuciscus	300	26
Liza ramada	2380	56
Micropterus salmoïdes	760	12
Perca fluviatilis	510	6
Rutilus rutilus	1840	45
Sander lucioperca	130	1
Scardinius erythrophthalmus	300	5

TABLEAU 5.19 – Gamme de valeurs et valeur moyenne des tailles (mm) et poids (g) des individus des différentes espèces capturées en 1982.

	Filets maillants				Pêche électrique	
Espèces	Gamme de taille	Taille moyenne (écart type)	Gamme de poids	Poids moyen	Taille moyenne	Poids moyen
Abramis brama	91-308	118	5-210	22	98	
Anguilla anguilla					500	292
Cyprinus carpio	582		2250			
Lepomis gibbosus					82	8
Leuciscus leuciscus	311		300			
Liza ramada	630		2380			
Micropterus salmoïdes	360-370	365	720-760	740	102	13
Perca fluviatilis	85-410	154	3-1090	109	45	
Rutilus rutilus	88-286	108	6-280	15	82	14
Sander lucioperca	258-342	294	110-300	190		
Scardinius erythrophthal-mus	147-223	185	25-130	77.5		

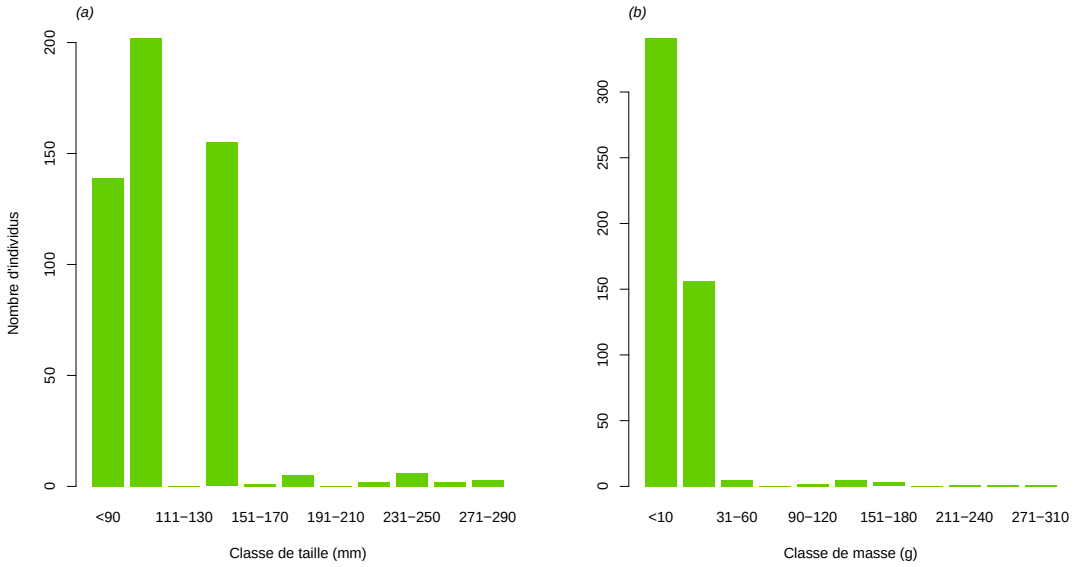


FIGURE 5.43 – Histogramme des classes de taille en mmm (a) et de masse en g (b) du gardon en 1982 dans l'étang de La Prade.

TABLEAU 5.20 – Occurrence des espèces capturées dans les filets lors des pêches d'inventaire de 2003 sur l'étang de La Prade.

Nom latin	Nom commun	Effectifs	% des captures
Abramis brama	Brème commune	6	33.,3
Micropterus salmoides	Black bass	1	5.6
Perca fluviatilis	Perche commune	2	11.1
Rutilus rutilus	Gardon	6	33.3
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	2	11.1
Sander lucioperca	Sandre	1	5.6
Total général		18	100

5.2.7.3 Le peuplement piscicole en 2003

Cet inventaire n'a permis que la capture de 18 individus représentant 6 espèces (Tableau 5.20). Ces informations sont trop partielles pour être analysées. Elles permettent néanmoins de confirmer la présence d'espèces identifiées lors des inventaires de 1982.

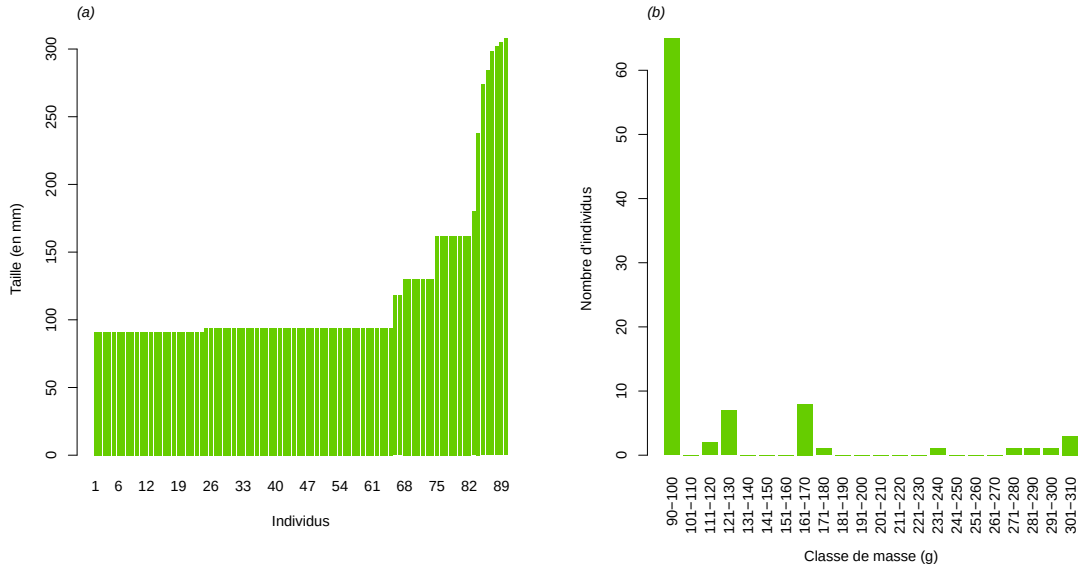


FIGURE 5.44 – Distribution de la taille des individus de brème en mm (a) et des effectifs par classe de taille (b) en 1982 dans l'étang de La Prade.

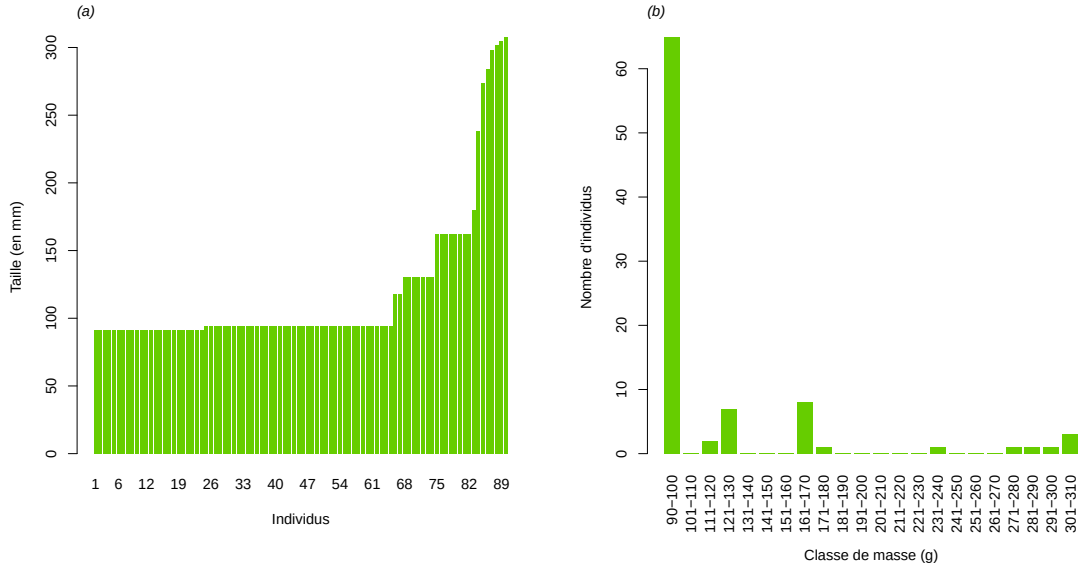


FIGURE 5.45 – Distribution de la taille des individus de perche en mm (a) et des effectifs par classe de taille (b) en 1982 dans l'étang de La Prade.

5.2.7.4 La gestion piscicole

Ce plan d'eau, dans un domaine cyprinicole, est rattaché au contexte piscicole « Courant de Messages » avec les étangs de Moliets et Moisan. Un document de gestion ancien signale une bonne capacité de recrutement de l'espèce repère, le brochet, a priori non limitante. Mis à part un contrôle des plantes aquatiques, une gestion de type « patrimoniale était préconisée (FDAAPPMA, 1999).

On lit cependant dans le plan de gestion piscicole local du lac de Léon : « Sur les étangs de Moliets, La Prade et Moïsan, ce sont généralement du gardon/rotengle, sandre et black bass qui sont introduits » (FDAAPPMA40, 2017a). On en déduit que La Prade doit faire l'objet d'un soutien de populations. Cela a été confirmé par la Fédération de pêche ; la gestion piscicole s'est tournée vers le développement et la préservation du black bass pour maintenir une activité halieutique sur ce plan d'eau. Il y a eu pour cela des aménagements de frayères, et des alevinages en gardon et black bass étaient envisagés entre 2017 à 2021.

5.2.7.5 La synthèse

Au début des années 1980, le peuplement de poissons du lac de La Prade était assez diversifié mais constitué d'une forte proportion de petits individus et dominé par une large majorité de cyprinidés (gardons et brèmes) ; ces derniers représentaient quasiment 90% des effectifs, la perche représentant la troisième espèce avec moins de 10 % des effectifs. L'équilibre prédateur/-proies était donc vraisemblablement faible. Le rapport de 1982 semble confirmer cette hypothèse (Cemagref, 1982). Il fait état d'un peuplement déséquilibré du fait d'un déficit de carnassiers. Néanmoins, sa trajectoire n'a pu être analysée.

Il faut noter que le peuplement de poissons de ce petit plan d'eau semble encore manipulé malgré la volonté d'aller vers une gestion patrimoniale.

5.3 Lac de Moïsan

5.3.1 Caractéristiques du plan d'eau

L'étang de Moïsan, localisé sur la commune de Messanges, a une superficie de 0,06 km^2 pour une profondeur moyenne de 1,5m et maximale de 1,6m (Dutartre et al., 1986). Son volume moyen est estimé à 0,09 millions de m^3 pour un taux de renouvellement d'environ 27,5 soit un temps de séjour 13 jours (Dutartre et al., 2014b). Son bassin versant s'étend sur 43,13 km^2 (Fig. 5.46), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 718,83 (Jamoneau et al., 2021). Il s'écoule vers l'océan par le courant de Messanges jusqu'à Vieux-Boucau.

Son origine apparaît légèrement différente des précédents lacs et étangs et en partie le résultats d'actions d'aménagements effectués au XVIe siècle. Il serait en effet historiquement un diverticule de l'ancien lit de l'Adour, dont l'embouchure se situait avant 1578 au niveau de Vieux-Boucau (Duffard, 1897, Fig. 5.47). Selon Thore, il était même autrefois un port de la rade de Boucau où les bateaux allaient s'abriter et réparer leurs avaries (Goursaud, 1878). L'idée de donner à Bayonne une embouchure sur la mer était déjà en débat depuis le XVe siècle et pris acte le 28 octobre 1578

avec les travaux de l'ingénieur-architecte Louis de Foix, au détriment des deux grands ports de l'époque, Capbreton et Vieux-Boucau (Duffard, 1897). L'étang fut alors vraisemblablement formé suite à la fermeture de ce delta et alimenté par les étangs de la Prade et Moliets jusqu'au XIXe siècle. Une légende précise qu'un bateau, le Moïsan, était à l'époque ancré dans la rade pour laisser passer une tempête, mais que suite au détournement de l'Adour, ce dernier ne put jamais retrouver l'océan.

Ensuite, un peu avant 1850, le ruisseau qui traversait l'étang de Moïsan (ruisseau de la Prade) a été dévié pour arroser les terres situées plus à l'est et y installer une agriculture viable (Dutartre et al., 1985). L'eau de l'étang n'étant plus suffisamment renouvelée, l'étang s'est progressivement comblé avec le développement de la végétation aquatique. Ce phénomène était probablement accentué par le développement de l'agriculture et l'abandon du pâturage extensif (Dutartre et al., 1985). Ainsi, cet étang a probablement perdu 85% de la surface qu'il occupait au XIXe siècle (0,40 km^2,Dutartre et al., 1986; Grandjean, 1896; Vanden Berghen, 1969). En 1969, Vanden Berghen (1969) reportait encore une surface de de 0,40 km^2 suggérant que son comblement est assez récent. Sa profondeur moyenne n'était plus que de 10 cm au début des années 1990 avant que son dragage (entre 1990 et 1991) ne lui permette de retrouver une profondeur moyenne de 1,5 m (Dutartre et al., 2014b). Afin de réalimenter cet étang et de favoriser son renouvellement, un chenal d'alimentation a été creusé depuis le ruisseau de la Prade au printemps 2000, et un nouvel exutoire créé au sud-ouest de l'étang (l'exutoire initiale étant localisé au sud-est, Dutartre et al., 2014b). Avant son dragage il affichait une dissymétrie bathymétrique importante avec des rives en pentes douces à l'est et en pentes fortes à l'ouest (Dutartre et al., 1985).

Avant son draggage, Dutartre et al. (1985) notait que l'étang de Moïsan pouvait subir l'influence des marées quand les coefficients de ces dernières étaient supérieur à 100 (l'influence des marées pouvant se faire sentir jusqu'au niveau du bourg de Messanges). Ainsi, certaines espèces phytoplanctoniques plutôt halophiles ont parfois été observées dans ce plan d'eau (*Anabaenopsis arnoldii*, *Chaetoceros muelleri*, *Bacillaria paxillifer*) et les données physico-chimiques des années 80 témoignent aussi de cette influence. Ce phénomène était déjà connu au XIXe siècle puisque Dauzats (1878) écrivait que la plaine localisée entre Moisan et Vieux-Boucau était parfois envahie par la mer qui pouvait remonter jusqu'à Messanges.

L'étang de Moïsan est considéré comme eutrophe à hypereutrophe selon les critères de l'OCDE (Dutartre et al., 2014b). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes. En dehors des opérations de grande ampleur mentionnées précédemment lié à son dragage en 1990-1991 et sa réalimentation en eau en 2000, il fait aussi l'objet d'un suivi régulier avec un arrachage manuel du myriophylle du Brésil (Bertrin et al., 2011a).

5.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

5.3.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de l'étang de Moïsan [9] est identique à celle de l'étang de la Prade, le bassin versant regroupant les mêmes communes de Messanges et Moliets-et-Maa.

9. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

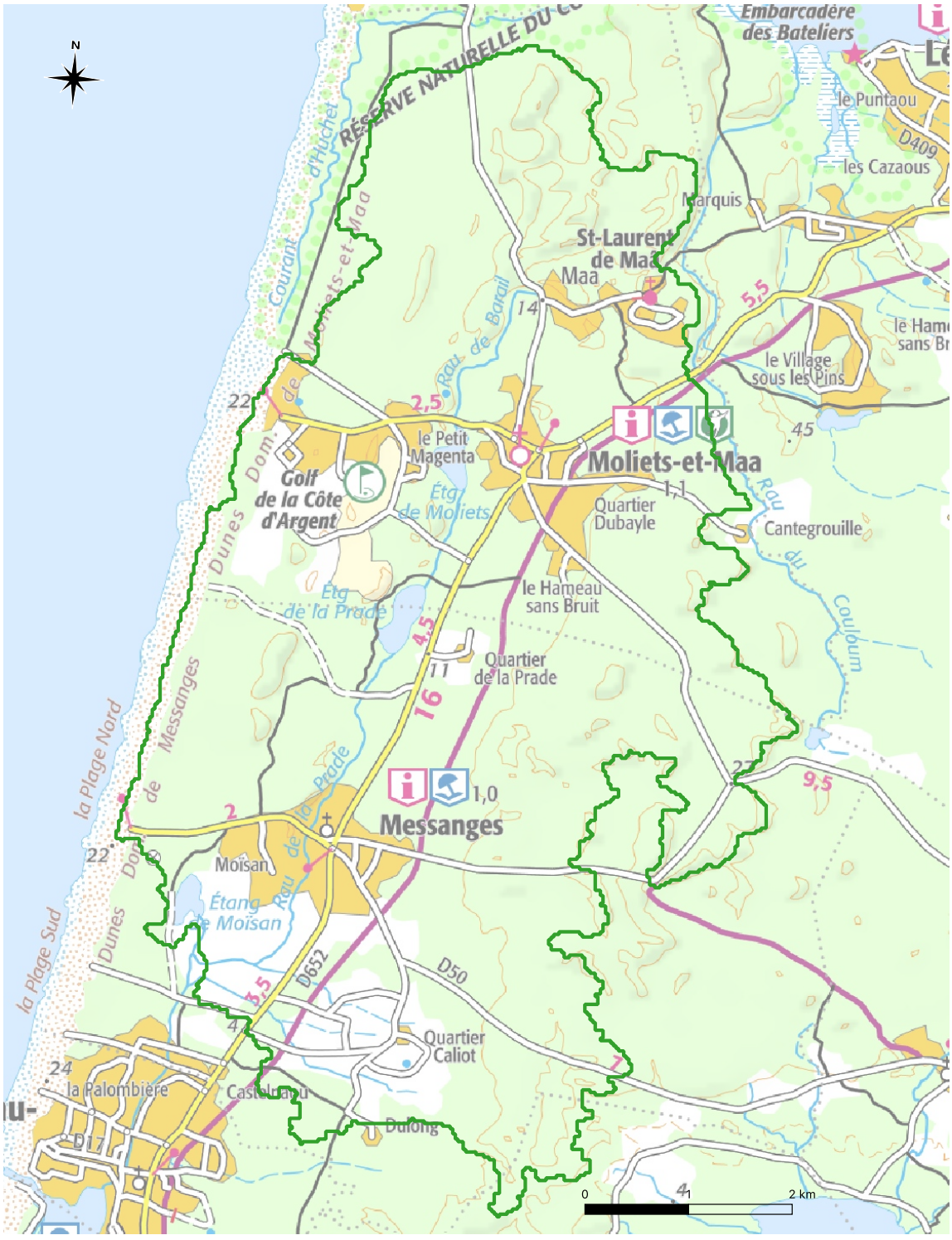


FIGURE 5.46 – Localisation et délimitation de l'étang de Moïsan et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

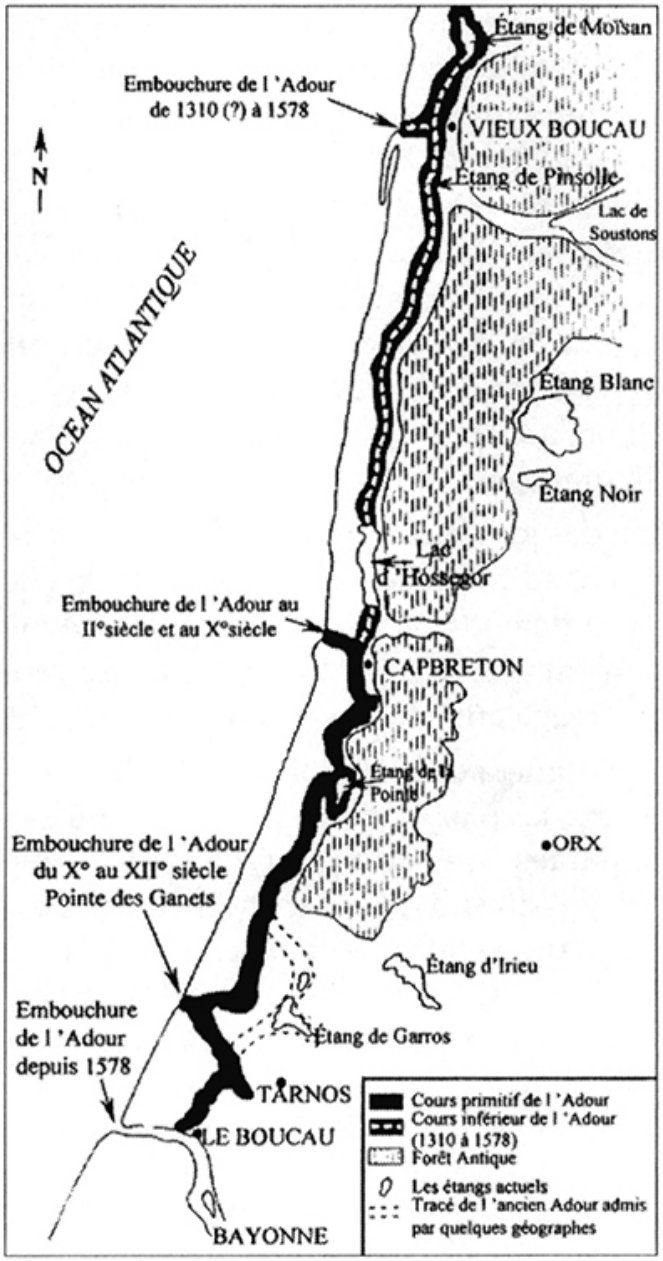


FIGURE 5.47 – Carte représentant l'ancien lit de l'Adour d'après Duffart 1897 et Cuzacq 1930. D'après Clus-Auby (2003).

Ainsi, sa population est dépasse les 2000 habitants en 2017 pour une densité de 168 hab/km^2 et un taux d'accroissement de la population entre 1990 et 2017 de plus de 130% (Fig. 2.3).

A l'image des autres lacs du littoral aquitain la pression touristique sur le territoire est importante créant un 'stress estival' marqué par un déséquilibre fort entre les activités annuelles et saisonnières (Marensin-Nature, 2010). L'étang reste cependant essentiellement un lieu dédié aux activités cynégétiques et halieutiques traditionnelles.

5.3.2.2 Le réseau d'assainissement

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang de Moïsan. On peut cependant relever la présence d'une ancienne station d'épuration sur la commune de Moliets-et-Maa, mise hors service en mai 1996. Cette station a été remplacée par une autre station d'épuration qui appartient désormais au bassin versant de Léon. Cette station étant présente sur le bassin versant de la Prade, les données associées sont présentées dans le § 5.2.2.2.

5.3.2.3 Le paysage et les changements paysagers

La dynamique paysagère de l'étang de Moïsan est similaire à celle des étangs de Moliets et de La Prade. Le bassin versant est occupé à environ 80% par des surfaces de pins ou de forêts [10] et cette occupation apparait relativement stable au cours du temps (Tab. 5.21). Les surfaces occupées par de la prairies ou une végétation semi-naturelle semblent cependant avoir fortement diminuées entre les années 60 et 80 mais ont depuis à nouveau légèrement augmenté sans toutefois atteindre les occupations passées (Tab. 5.21, Fig. 5.48). A l'instar de ce qui est observé sur les bassins versant de Moliets et de La Prade, l'analyse de la dynamique laisse penser que ces espaces ouverts se sont refermés ou ont été convertis en surface de pins (Fig.5.48). Cette dynamique semble aussi être observée à proximité immédiate du plan d'eau (Fig. 5.49b) où des surfaces ouvertes ont été perdues en particulier au Nord-Ouest de l'étang. Notons toutefois qu'un artefact lié à l'interprétation des photographies aériennes et plus précisément des coupes rases peut aussi éventuellement expliquer les dynamiques observées sur ces petits bassins versants.

De même, les surfaces urbaines et surtout semi-urbaines ont fortement augmentées depuis les années 1945 (+185 et 423% respectivement, Fig. 5.49), principalement au dépens des surfaces de plantation de pins ou forestière (Fig. 5.48). La surface en terres arables semblent avoir diminuée depuis les années 1945 (Tab. 5.21), ces espaces ayant été convertis en plantation de pins ou de forêts (Fig 5.48). Comme sur l'ensemble des bassins versants des lacs du littoral aquitain la culture principale [11] est essentiellement représentée par le maïs pour plus de 50% des surfaces agricoles déclarées (Fig. 5.50). Avant le changement de politique agricole en 2014, une grande partie des surfaces agricoles déclarées étaient occupées par des semences, vraisemblablement des cultures de maïs semence (Maiz'Europ', 2017). La part des cultures d'oléagineux et protéagineux est, toute proportion gardée, relativement importante comparativement aux autres grands bassins versant et les surfaces de jachères et de prairies permanentes semblent augmenter depuis les années 2010. Notons aussi la présence de vignes sur le territoire.

10. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
11. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

TABLEAU 5.21 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de Moïsan entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	79.58	81.71	84.13	79.16
Champs cultivés	7.56	6.74	6.03	4.37
Prairies	9.08	6.90	1.74	2.67
Eau	0.55	0.55	0.55	0.57
Urbain	1.55	1.90	2.93	4.41
Semi-urbain	1.69	2.20	4.62	8.83

5.3.3 Hydromorphologie

5.3.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de Moïsan n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Des données existent pour 2013, 2016, 2017 et 2019 mais sont insuffisantes pour pouvoir dresser une tendance sur le long terme. En se basant sur ces données, la cote médiane du plan d'eau est de 1.75m.

5.3.4 Physico-chimie

5.3.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

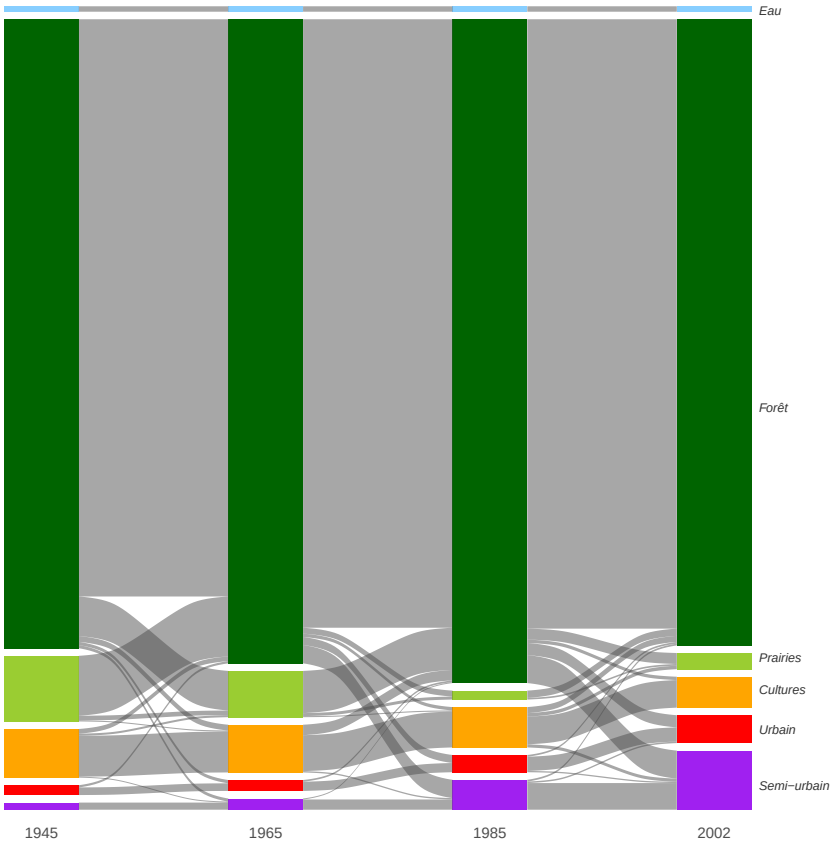
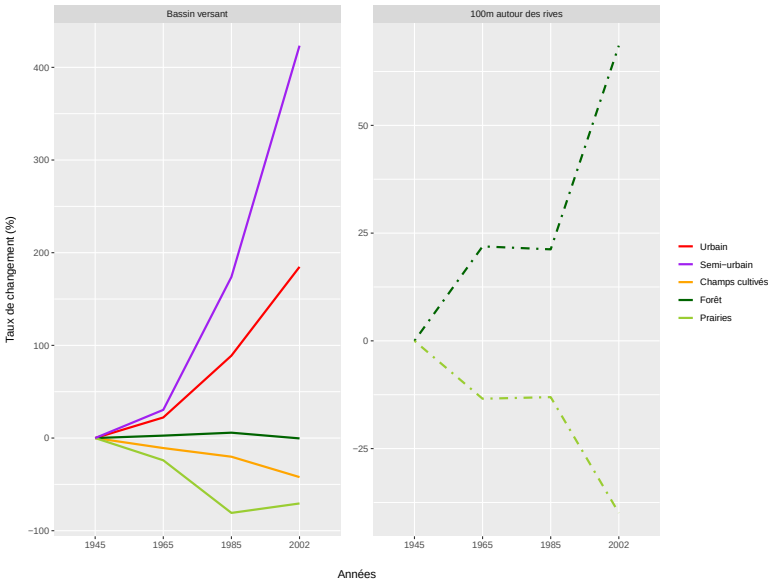


FIGURE 5.48 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de Moïsan. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

FIGURE 5.49 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang de Moïsan (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.



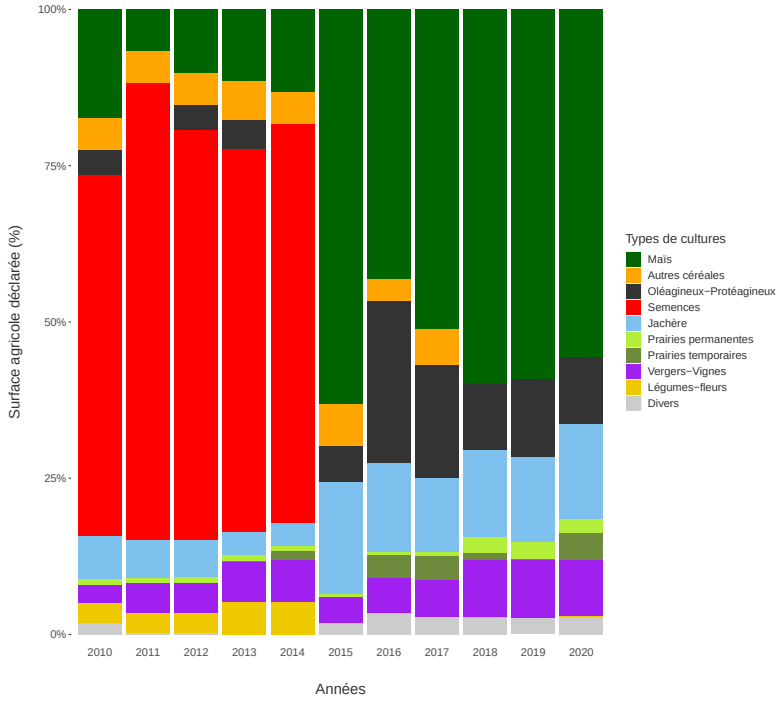


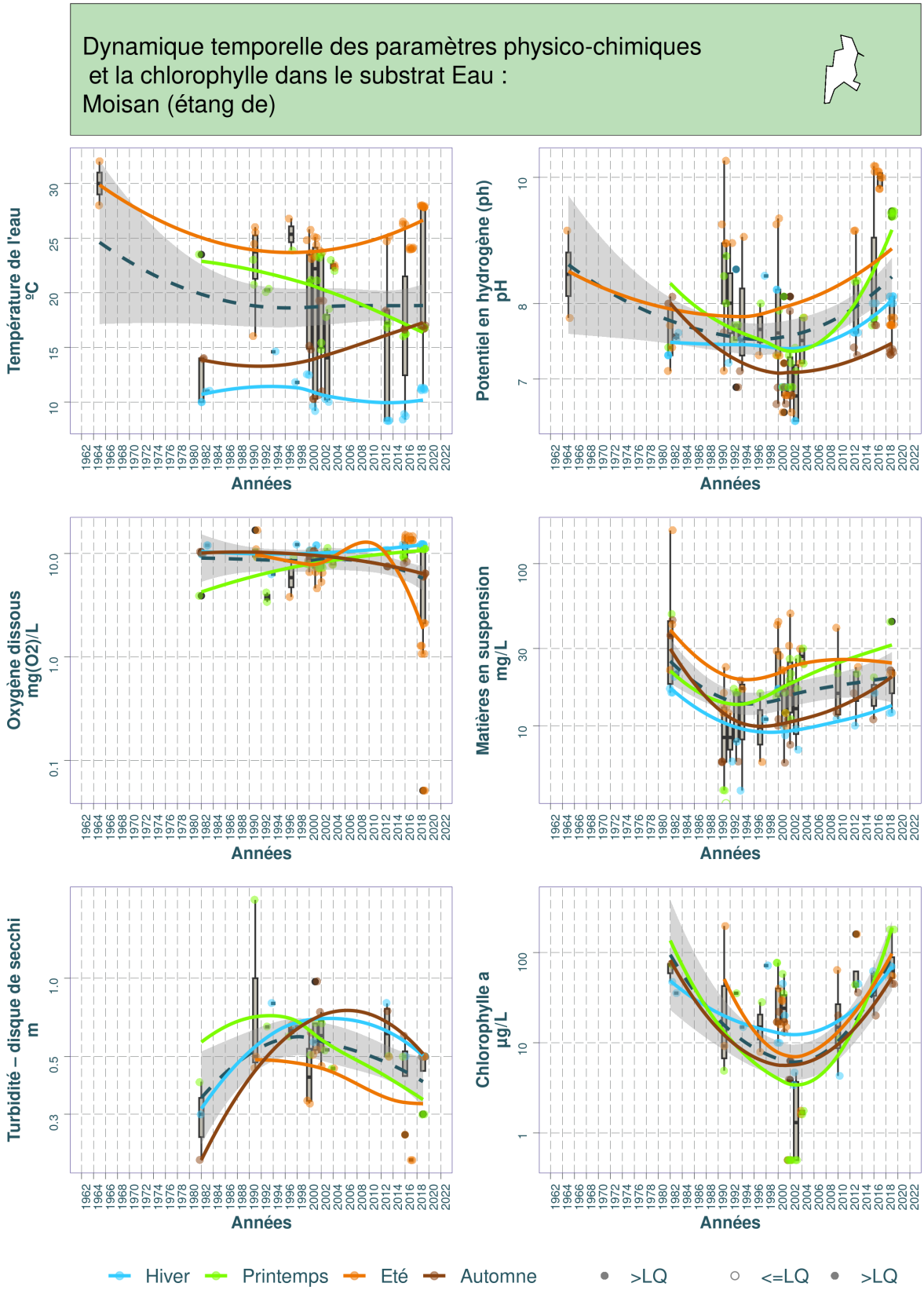
FIGURE 5.50 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de Moïsan.

5.3.4.2 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

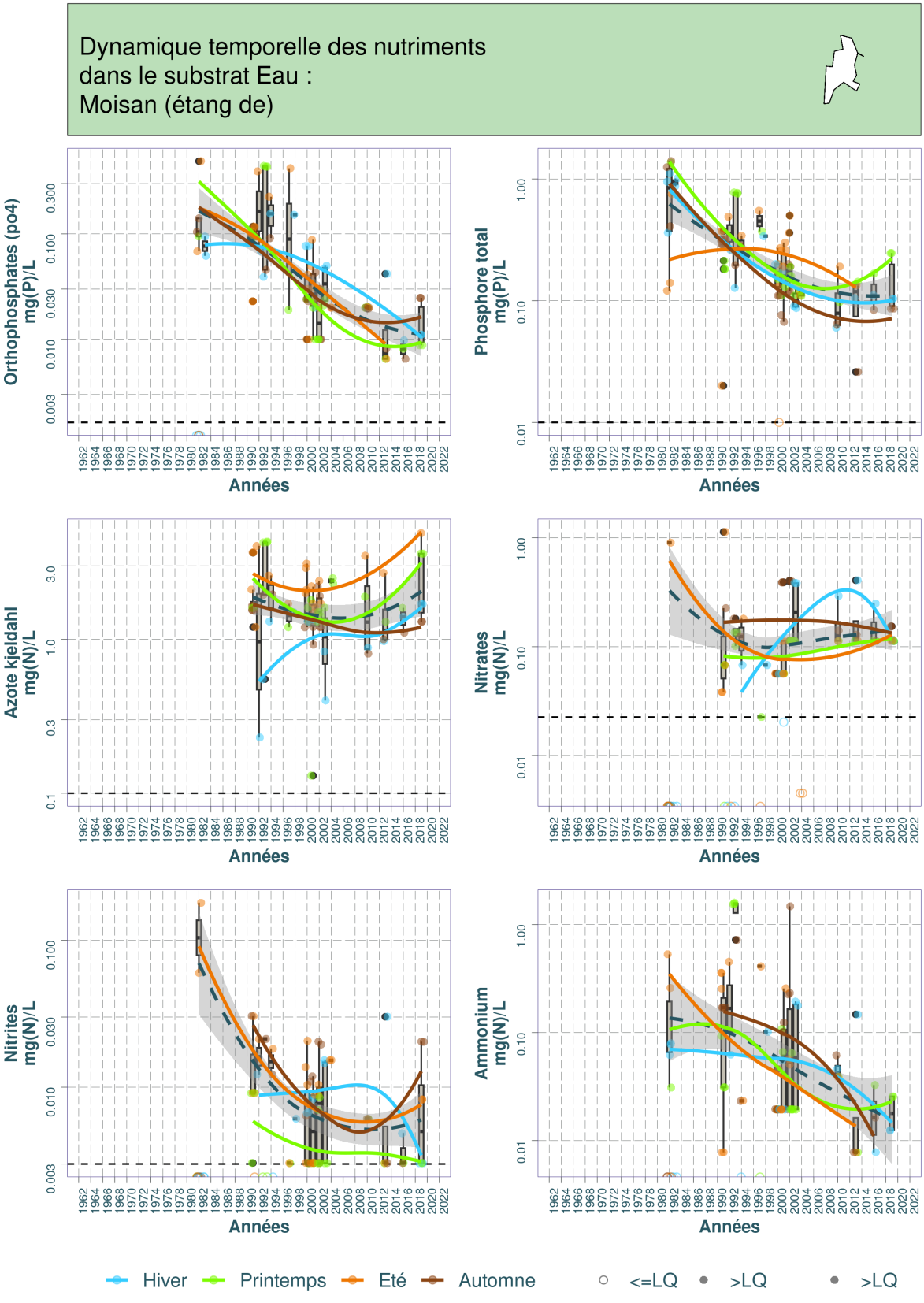
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Selon ces critères DCE, l'étang de Moïsan peut être considéré en état '*mauvais*' en ce qui concerne le phosphore total et la transparence, et ce depuis le début des années 80 (Fig. 5.54). Cependant les derniers relevés montre que cet état tend à s'améliorer et considéré comme '*bon*' depuis 1993. Le paramètre nitrate place est plutôt considéré comme étant en très bon état sur ce plan d'eau tout comme l'ammonium, même si ce denier était plutôt dans un état considéré comme *'mauvais*' dans les années 90.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 5.51 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de Moïsan.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

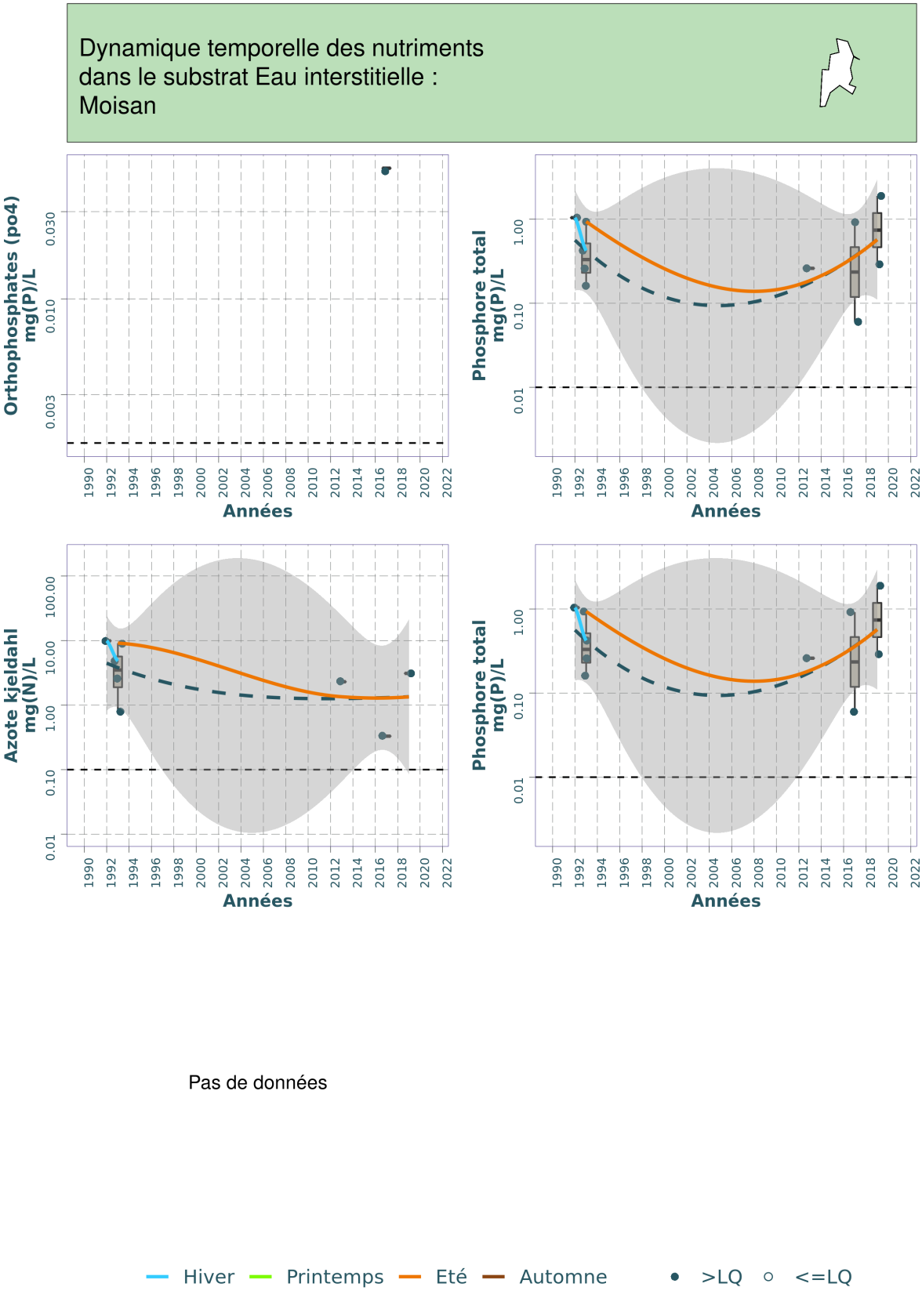
FIGURE 5.52 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de Moïsan.

TABLEAU 5.22 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de Moïsan.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Moisan (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1982	2019	84	7.1%	0.000	1.5919	0.0311	0.1581	0.0078	0.007
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1991	2019	79	5.1%	0.130	4.9000	1.6000	1.8420	0.5000	0.500
Azote minéral	mg(N)/L	1992	2003	41	2.4%	0.000	1.7000	0.1400	0.2880	0.1200	0.120
Chlorophylle a	µg/L	1982	2019	68	5.9%	0.500	197.0000	20.0000	35.5447	0.2000	0.200
Matières en suspension	mg/L	1982	2019	92	5.4%	0.000	160.0000	16.0000	19.9359	2.0000	5.000
Nitrates	mg(N)/L	1982	2019	88	17.1%	0.000	1.1294	0.1129	0.1251	0.0904	0.112
Nitrites	mg(N)/L	1982	2019	86	12.8%	0.000	0.1800	0.0061	0.0102	0.0030	0.003
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1982	2019	98	5.1%	0.000	0.4891	0.0269	0.0694	0.0065	0.006
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1982	2019	111	0.0%	0.051	16.8000	9.6000	9.0473	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1982	2019	97	3.1%	0.010	1.4000	0.1910	0.2917	0.0100	0.010
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1965	2019	126	0.0%	6.500	10.3000	7.7000	7.9284	NA	NA
Température de l'eau	°C	1965	2019	111	0.0%	8.300	32.0000	18.3000	18.7658	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1982	2019	45	0.0%	0.200	2.0000	0.5000	0.5444	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 5.53 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang de Moïsan.

TABLEAU 5.23 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang de Moïsan.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Moisan [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2017	2019	2	100.0%	4.7368	9.3182	7.0275	7.0275	0.0078	0.0078
Ammonium	mg(NH4+)/L	2013	2017	2	50.0%	0.0650	0.1320	0.0985	0.0985	132.0000	132.0000
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2019	8	0.0%	0.3300	9.9110	2.8175	4.1110	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2017	2017	1	100.0%	0.0518	0.0518	0.0518	0.0518	0.0065	0.0065
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2019	10	20.0%	0.0600	1.8900	0.3560	0.6234	0.0100	0.0100

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

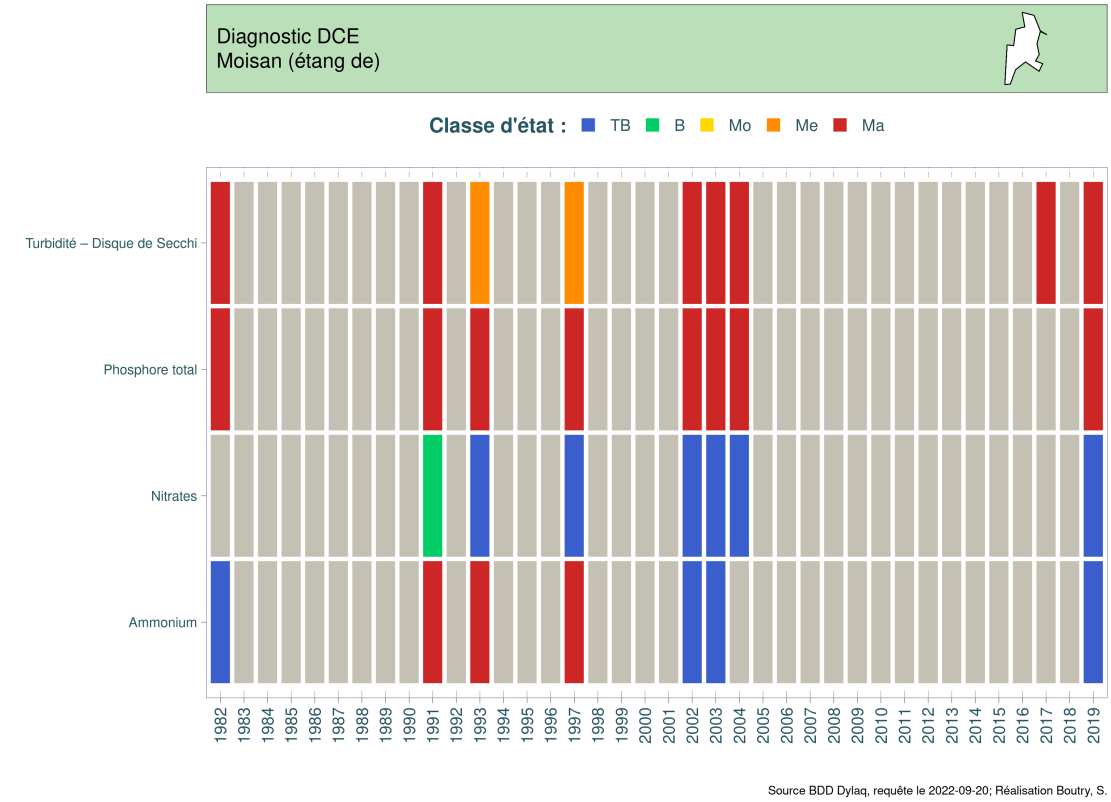


FIGURE 5.54 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang de Moïsan entre 1982 et 2019. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

5.3.4.3 Synthèse

Le pH de l'étang de Moïsan semble avoir diminué jusque dans les années 2000 mais apparait depuis en augmentation. L'oxygène dissous varie entre 7 et 10 mg/L avec les teneurs les plus fortes plutôt observées en hiver et reste relativement stable dans le temps. Les matières en suspension sont très variables mais semblent être en augmentation depuis les années 90 en relation avec une diminution de la transparence depuis cette même période. On peut noter cependant des disparités saisonnières. Par exemple les taux de MES sont plus élevés durant les prélèvements d'été. Quant à la chlorophylle a, sa concentration diminue jusqu'à atteindre une valeur minimale, toutes saisons confondues, entre la fin des années 1990 et la fin des années 2000, mais est depuis en augmentation constante.

Concernant les nutriments, il y a une baisse très marqué des orthophosphates jusque dans les années 2000 avant une stabilisation et le phosphore total suit une tendance similaire. Une légère décroissance est observable pour les nitrates, alors que l'azote Kjeldahl varie peu. Les ammoniums et les nitrites diminuent enfin assez nettement au cours du temps. Plus généralement, nous constatons des concentrations très basses pour les nitrites et les ammoniums, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990.

Globalement, l'état physico-chimique de l'étang de Moïsan peut être considéré comme '*mauvais*' pour la transparence et le phosphore total, sans évolution notable depuis le début des années 80. Les concentrations en ammonium apparaisse avoir diminuer entre les années 90 et 2000, passant d'un état *'mauvais*' à '*très bon*'. Les nitrates ne semblent pas être un problème pour ce plan d'eau car ils restent relativement stables dans un état '*très bon*'.

5.3.5 Phytoplancton

Des campagnes ponctuelles ont été réalisées sur l'étang de Moïsan en 1975, 1983 et 1985. En 1982, plusieurs relevés ont été réalisés puis à partir de 2010, et tous les trois ans ensuite, des données phytoplanctoniques, selon le protocole DCE, ont été acquises. Ainsi, huit années de données, plus ou moins complètes, sont disponibles sur les communautés algales de l'étang.

5.3.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

La richesse annuelle moyenne est variable d'une année à l'autre sur l'étang. Minimale en 1985 avec seulement 16 taxons, elle est maximale en 1982 avec une moyenne de 79 taxons (Fig. 5.55). La moyenne sur l'ensemble de la durée de l'étude est de 46 taxons.

Toutes les années ne peuvent cependant pas être comparées entre elle, du fait du nombre différent de campagnes annuelles. L'année 1982 a fait l'objet d'un relevé type inventaire, c'est pourquoi sa richesse moyenne est très élevée par rapport aux autres alors que les années 1975 et 1985 n'ont pas fait l'objet d'une étude sur l'ensemble du cortège algal présent (omission des diatomées – *cf.* Fig. 5.56).

A partir de 2010, les relevés type DCE fournissent des données plus comparables. Les richesses annuelles moyennes y sont alors en constante augmentation de 27 taxons en 2010 à 48 taxons en 2019 et la moyenne sur cette période est de 39 taxons ce qui est plutôt faible pour un plan d'eau du littoral aquitain. Malgré les variations, les médianes de ces richesses annuelles ne sont pas significativement différentes entre elles (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, *p-value>0.65*). Sur toute la durée de l'étude c'est 450 taxons différents qui ont été identifié sur cet étang.

Les années possédant plusieurs relevés ont des richesses plus ou moins différentes (Fig. 5.55). Les années 2010 et 2016 sont les plus homogènes avec 7 et 9 taxons d'amplitude respectivement, alors que 2013 et 2019, et bien sûr 1982, ont des amplitudes beaucoup plus importantes de l'ordre d'une vingtaine de taxons. La plus faible richesse est ainsi mesurée en juillet 2013 avec 20 taxons et la plus élevée en avril 2019 avec 58 taxons.

Les **algues vertes** (embranchements des Chlorophyta et Charophyta) composent la plus grande fraction de cette richesse tout au long des années (Fig. 5.56).

Comme évoqué précédemment les **diatomées** (Bacillariophyta) n'ont pas été étudiées en 1975 et en 1983 ce qui peut fausser les comparaisons. Pourtant ce groupe taxonomique est bien présent dans le plan d'eau pour les autres années (Fig. 5.56), mais il n'est jamais dominant, sauf en 1982 (relevé type inventaire lors d'une campagne sur les 3 réalisées) avec 5 à 8 taxons en moyenne. La richesse moyenne en diatomées est plutôt stable au cours du temps.

Les **algues vertes** sont très présentes dans le relevé de 1985, notamment les desmidiées (embranchement des Charophyta) avec plus de 44 taxons. Dans les relevés post 2010 leur richesse augmente d'année en année : 13 taxons en 2010 et 28 taxons en 2019. Les **cyanobactéries** (Cyanobacteria) se rencontrent dès 1975 avec 2 taxons seulement, puis 3 à 4 taxons en 2010 et 2013 et 6 à 8 taxons en moyenne en 2016 et 2019. Les **algues dorées** sont retrouvées chaque année avec une faibles richesse (moins de 4 taxons sauf en 1975 et 1983 où elles n'ont pas été identifiées, années qui n'ont pas fait l'objet de relevé floristique complet). Les **euglénophycées** (Euglenozoa) sont présentes dès 1975 et leur richesse moyenne plus importantes en 1975, 1982 et 1983 se réduit ensuite à partir de 2010 à moins de 2 taxons en moyenne. L'augmentation de richesse est ainsi principalement due au groupe des algues vertes et dans une moindre mesure aux cyanobactéries.

5.3.5.2 Dynamique des biovolumes

L'expression des résultats d'observations phytoplanctoniques sous la forme de biovolume n'est disponible que pour les données postérieures à 2010 car acquises selon le protocole DCE. Ainsi quatre années de 2010 à 2019 peuvent être comparées entre elle.

La distribution des biovolumes annuels (Fig. 5.57) suit la même tendance d'augmentation que celle des richesses (Fig. 5.55). Plus faibles et peu étendus en 2010 avec une valeur moyenne de 7.89 mm^3/l, les biovolumes annuels moyens augmentent jusqu'à 36 mm^3/l en 2019. Les biovolumes sont plus variables en 2013, 2016 et 2019. La moyenne sur la période étudiée est de

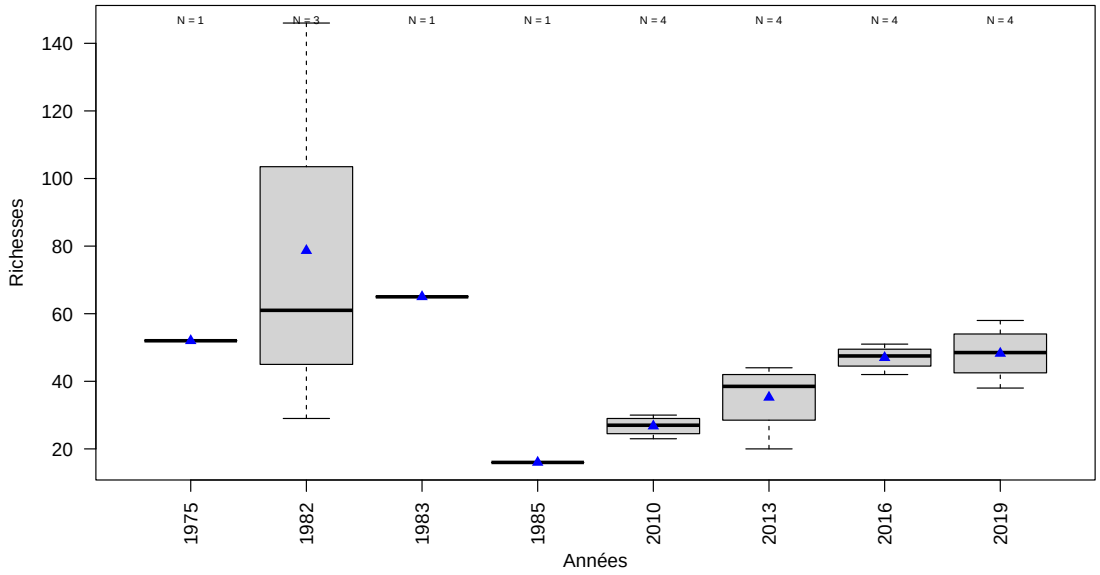


FIGURE 5.55 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1975 et 2019 sur l'étang de Moïsan. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

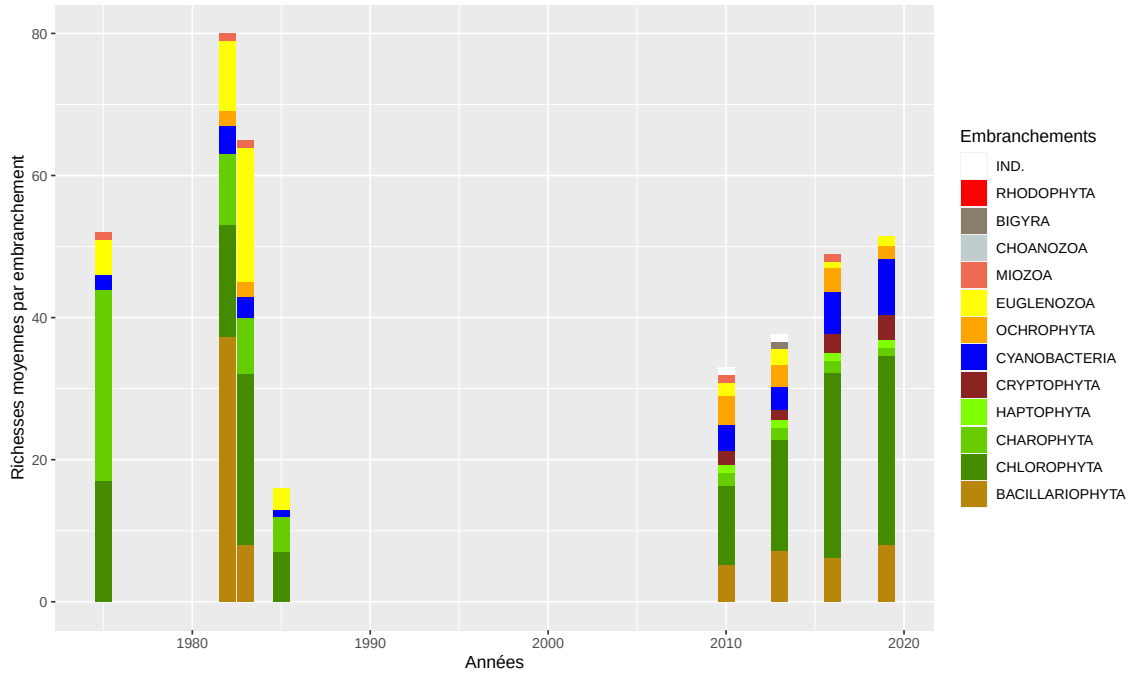


FIGURE 5.56 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1975 et 2018 sur l'étang de Moïsan. IND. indique les embranchements indéterminés.

26.04 mm^3/l. Ce sont des biovolumes élevés illustrant la présence d'une communauté de milieu eutrophe à hypereutrophe. L'augmentation des amplitudes peut être un signe de l'instabilité de la communauté présente, sujette aux variations des conditions du milieu et s'illustrant sous la forme de bloom à certaines périodes de l'année.

Le biovolume minimum a été relevé durant l'été 2010 avec 2.66 mm^3/l et le maximum durant le printemps 2019 avec 71.95 mm^3/l. Sur la période d'étude 2010 à 2019, les biovolumes annuels moyens ont une tendance à la hausse bien que non significative (corrélation avec *p-value=0.07*). L'étang de Moïsan a un biovolume moyen qui semble augmenter au cours du temps illustrant l'augmentation du niveau trophique du site. Cependant, les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.09*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

Les communautés phytoplanctoniques de ces quatre années se répartissent au sein des cyanobactéries (Cyanobacteria), des algues vertes (chlorophyta majoritairement) et des diatomées (Bacillariophyta)(Fig. 5.56). Les **cyanobactéries** sont très peu présentes en 2010 avec un biovolume de seulement 0.19 mm^3/l, puis occupent jusqu'à 23.50 mm^3/l soit 65,25 % de la communauté moyenne en 2019 (Fig. 5.56). Les **algues vertes** ont des biovolumes moyens plus réguliers sur les quatre ans : de 5.85 à 11.21 mm^3/l, mais la part des desmidiées (Charophyta) dans ce groupe, dominante en 2010, devient minoritaire en 2016 et 2019. La communauté algale change au cours des années étudiées.

Les biovolumes de **diatomées** sont en légère augmentation d'année en année. Ils varient de 3.39 à 6.47 mm^3/l. Les **cryptophycées** (Cryptophyta) présentes avec moins de 0.8 mm^3/l en 2010 et 2013 s'accroissent à 5.58 et 4.37 mm^3/l pour respectivement 2016 et 2019. Les autres groupes taxonomiques sont très peu abondants. En regardant le détail de chaque campagne (graphique non présenté), les **cyanobactéries** s'avèrent dominantes sur au moins une des campagnes de chacune des années de 2013 à 2019 : lors de la campagne d'été en 2013 et 2016 et plus inhabituel sur la campagne de printemps en 2019 avec un biovolume supérieur à 40 mm^3/l et jusqu'à 52.68 mm^3/l en juillet 2013. Ce sont des concentrations très élevées illustrant des conditions de blooms sévères probablement engendrés par des conditions climatiques et trophiques favorables. L'état de la communauté phytoplanctonique de l'étang de Moïsan semble donc se dégrader au cours du temps avec des biovolumes plus importants qu'il y a quelques années, avec une forte proportion de cyanobactéries.

5.3.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Les résultats de l'indice de diversité de Gini-Simpson [12], calculé lors de chaque campagne sont très variables (Fig. 5.59) : de 0.09 à 0.90 pour respectivement juillet 2013 et octobre 2013. En moyenne annuelle, ils oscillent au minimum de 0.61 en 2013 à 0.86 au maximum en 2019. Ils indiquent la présence de communautés très changeantes d'une année à une autre mais aussi

12. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

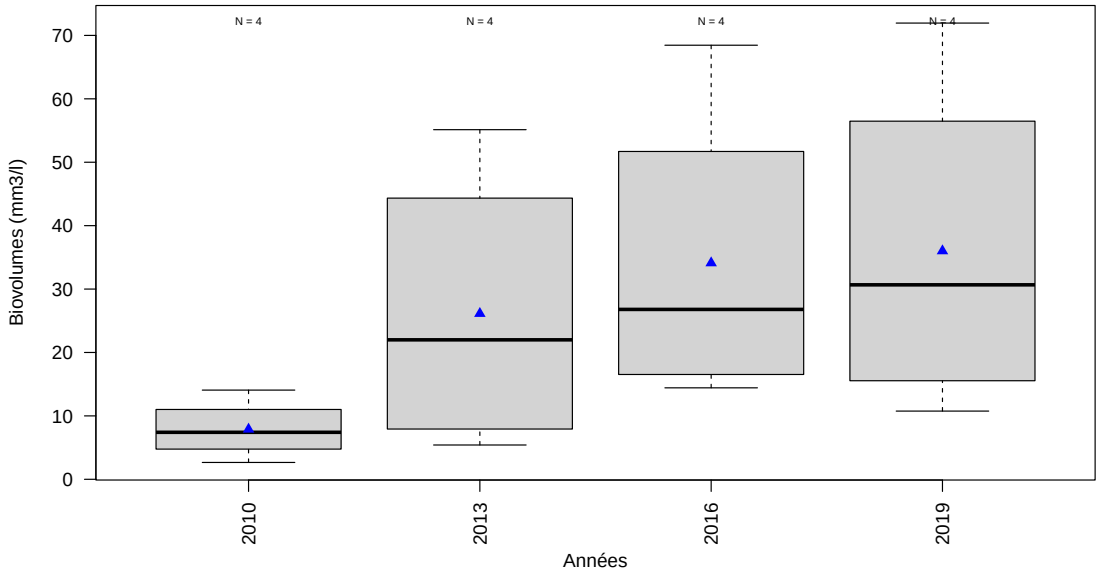


FIGURE 5.57 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2010 et 2019 sur l'étang de Moïsan. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

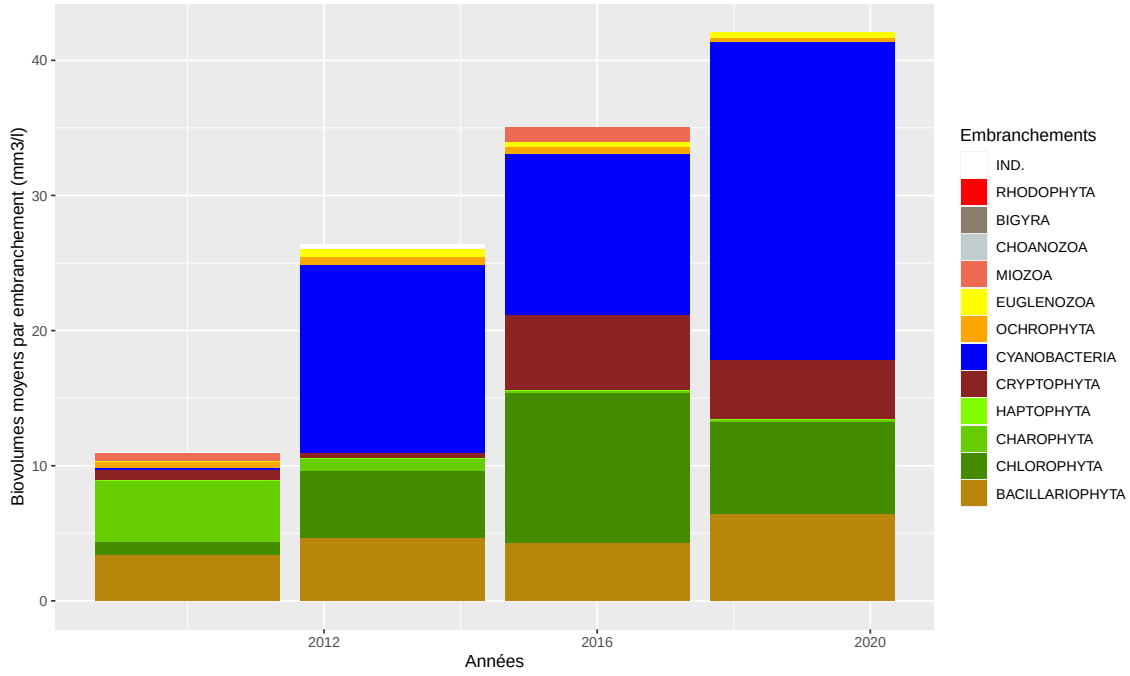


FIGURE 5.58 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2010 et 2019 sur l'étang de Moïsan. IND. indique les embranchements indéterminés.

d'une campagne à une autre, dénotant leurs fragilités. Cet indice confirme les observations faites sur les richesses et les biovolumes, tous deux en constante hausse depuis 2010.

La structure de la communauté phytoplanctonique de l'étang de Moïsan est différente d'une année à l'autre comme le montre la NMDS (Fig. 5.60) : les polygones regroupant les échantillons prélevés la même année sont bien individualisés en 2010 et 2013 et partiellement chevauchant pour 2016 et 2019. Cela signifie que les communautés algales présente en 2010 et en 2013 sont différentes entre elles, mais aussi de celles de 2016 et 2019 qui possèdent quelques similitudes. La plus petite taille du polygone pour 2010 est une indication de la présence d'une communauté plus homogène sur l'année que durant les autres années pour lesquelles les polygones sont bien plus larges.

La projection des espèces et des genres les plus représentatifs de cette structuration produit une liste importante de taxons (Fig. 5.61). Dès 2010 des **cyanobactéries** caractérisent la communauté avec *Dolichospermum sp.* (DOLSPX), *Coelomoron sp.* (CELSPX) et *Cyanogranis ferruginea* (CYGFER). Une espèce d'algue verte *Didymocystis inconspicua* (DIDINS) et une diatomée *Staurosira sp.* (STSSPX) sont également caractéristiques de cette année.

En 2013, *Merismopedia tenuissima* est la seule cyanobactérie mise en avant (pour la campagne d'été), conjointement avec des algues vertes, plus nombreuses : *Desmodesmus abundans* (DEDABU), *D. pseudodenticulatus* (DEDPSE), *Golenkiniopsis longispina* (GOKLON). *Cryptomonas ovata* (CRYOVA) reflète la campagne d'avril avec des diatomées centriques indéterminées de toute petite taille (INDCE5) et *Goniochloris smithii* (GOCSMI - algue brune) la campagne d'automne.

Les années 2016 et 2019 sont caractérisées par des cyanobactéries coloniales de petites taille *Aphanocapsa delicatissima* (APADEL) et *A. holsatica* (APAHOL) mais aussi de plus grande taille *Coelomoron pusillum* (CELPUS), *Chroococcus sp.* (CHRSPX) potentiellement proliférantes. Beaucoup d'algues vertes s'ajoutent à cette liste : *Koliella sp.* (KOLSPX), *Monoraphidium griffithii* (MONGRI), *Scenedesmus obtusus f. disciformis* (SCEOBD), *Closterium sp.* (CLOSPX), *Treubaria setigera* (TRESET), *Desmodesmus denticulatus* (DEDDEN), *D. opoliensis var. carinatus* (DEDOCA) et *Hariotina reticulata* (HARRET). Enfin les diatomées *Ulnaria acus* (ULNACU) et *Urosolenia eriensis* (URSERI) complètent cette longue liste.

5.3.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

De 2001 à 2004, des mesures de chlorophylle ont été réalisées mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'est disponible. L'indice IPLAC ne peut pas être calculé sur ces années-là. A partir de 2010, avec les relevés au format DCE, des données de phytoplancton et de chlorophylle ont été acquises permettant le calcul de l'indicateur. Cependant en 2013, une campagne, celle de juillet, affiche moins des 5 taxons requis pour le calcul et en 2016, il manque une mesure de chlorophylle pour la campagne d'été. L'IPLAC ne peut finalement être calculé que sur les années

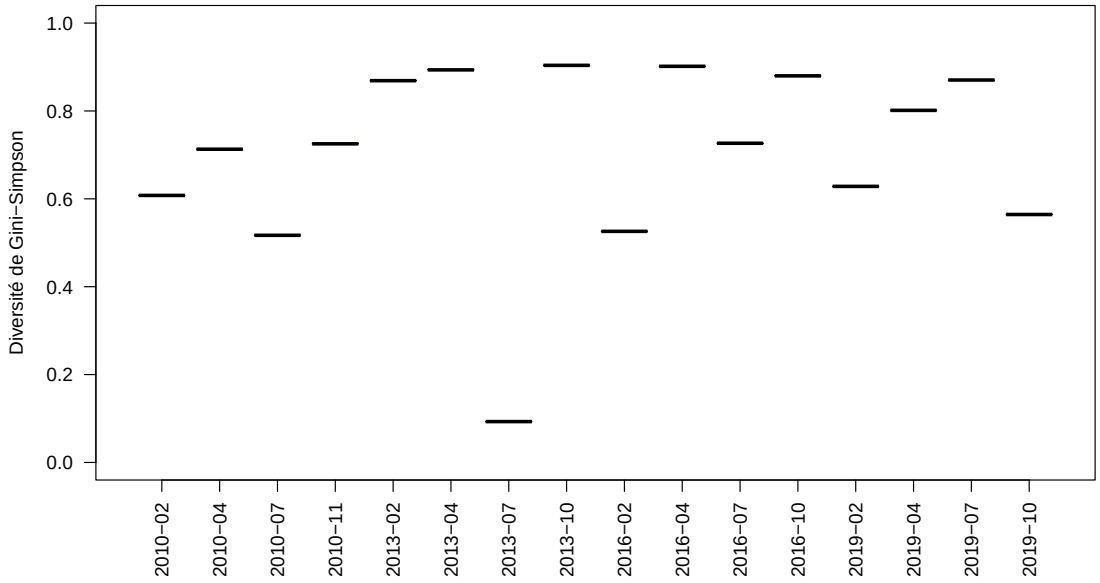


FIGURE 5.59 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2010 et 2019 sur l'étang de Moïsan par année par campagne de prélèvement.

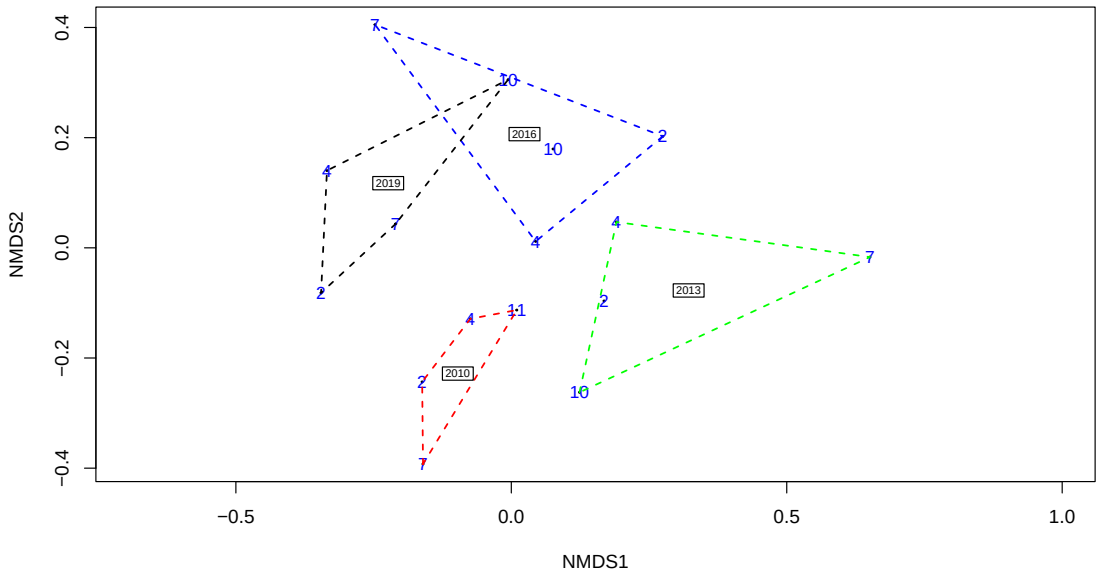


FIGURE 5.60 – Position des échantillons prélevés entre 2010 et 2019 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Moïsan. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.17.

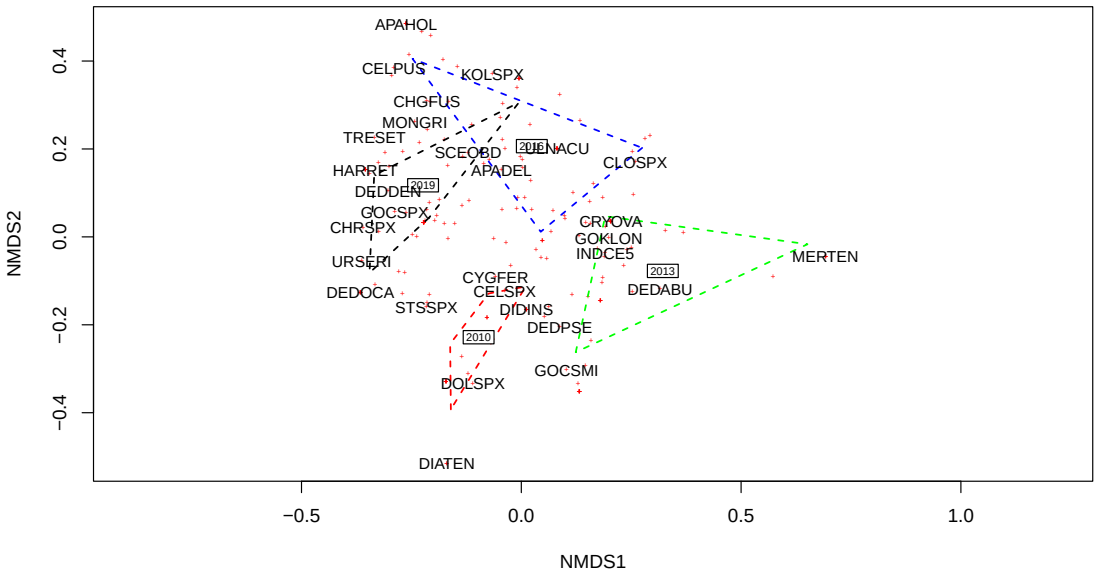


FIGURE 5.61 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Moïsan réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2010 et 2019. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

2010 et 2019 mais avec une extension de la période d'acquisition acceptée du 15 avril jusqu'au 15 novembre pour permettre le calcul.

L'IPLAC, avec les deux seules années calculables, varie de 0.49 en 2019 à 0.70 en 2010 (Fig. 5.62). L'état écologique est alors entre « bon » et « moyen » mais semble décroitre au cours du temps, ce qui serait en accord avec les observations et analyses précédentes. Les deux métriques constitutives, MBA et MCS, sont cohérentes car elles aussi décroissantes comme l'indicateur. Cependant la MBA baisse proportionnellement plus fortement que la MCS. Sa valeur en 2019 est proche de zéro avec 0.02, en état « mauvais », alors que la MCS est encore de 0.70, état « bon ». La quantité de chlorophylle (forte concentration) est alors nettement le facteur déclassant l'indicateur sur l'étang. Dans le même temps, la composition de la communauté, via la MCS, tire l'indicateur vers le haut mais ne suffit pas pour maintenir l'indice en état bon.

5.3.5.5 Synthèse

L'étang de Moïsan est un plan d'eau possédant une communauté algale assez peu diversifiée et déséquilibrée bien que la richesse soit en augmentation sur les dernières années. Mais dans le même temps, les biovolumes de phytoplancton ont aussi fortement augmenté avec la présence de blooms de cyanobactéries déstructurant la communauté et impactant sa diversité et son équilibre. L'indice de Gini-Simpson montre bien ce déséquilibre sur toutes les années. L'indice IPLAC

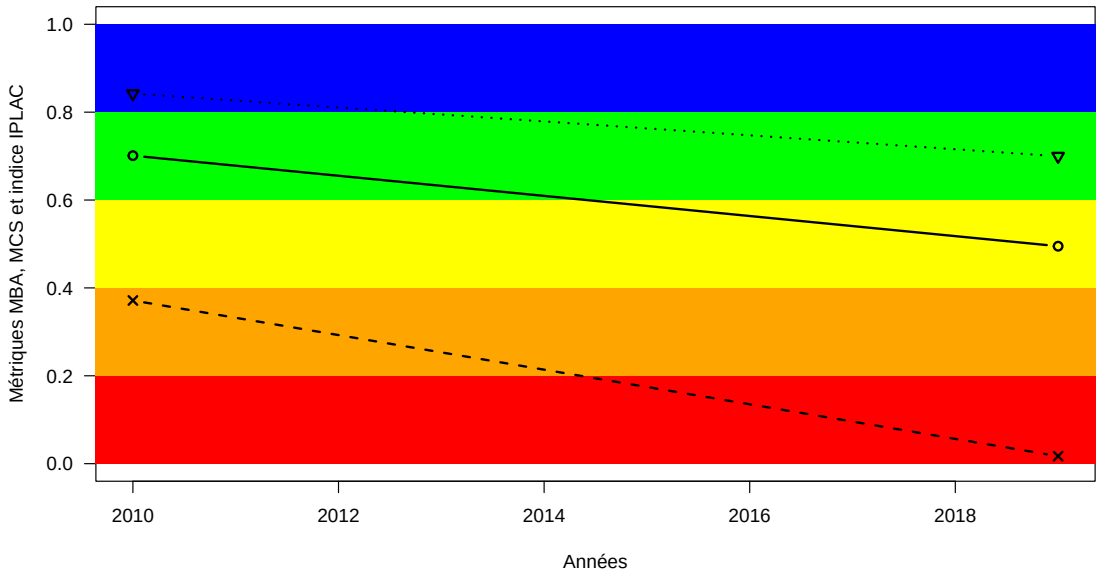


FIGURE 5.62 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de Moïsan entre 2010 et 2019. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

(calculable sur peu d'années) confirme cette vision en classant l'étang en « bon » état en début de période et seulement en état « moyen » en fin de période. Cette diminution de l'indice est dûe à l'effet des fortes augmentations des teneurs en chlorophylle (blooms de cyanobactéries), faisant baisser très fortement la métrique de biomasse algale alors que la structure de la communauté est encore en état « bon ». Cette dernière garde une composition variée au sein des différents groupes taxonomiques mais déséquilibrée dans ses proportions.

5.3.6 Macrophytes

L'annexe 10.13 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour l'étang de Moïsan, soit 11 documents de 1966 à 2016. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de modes d'observation différents, avec une majorité de relevés de secteurs de rives et d'échantillonnages pour le calcul d'IBML. Ces relevés ont été répétés dans le temps permettant ainsi d'analyser les dynamiques des macrophytes de ce plan d'eau.

Le tableau permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes identifiés dans les relevés disponibles.

TABLEAU 5.24 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans l'étang de Moïsan.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Moisan							
scientific_name	1982	1991	1994	2001	2010	2013	2016
Hibiscus palustris L., 1753		S	S		S, I	I	S, I
Hydrocharis morsus-ranae L., 1753		S	S				
Juncus bulbosus L., 1753			S				S
Lemna gibba L., 1753	L						
Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, 1987					S, I		S, I
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964						I	S, I
Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc., 1973	L	S	S	L	I, S	I	I, S

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

5.3.6.1 Les espèces indigènes

Les relevés effectués en 1964 et 1982 indiquent la présence relativement importante d'hydrophytes indigènes. En 1964, ce sont les hydrophytes enracinées *Najas marina*, *Myriophyllum spicatum* et *Potamogeton pectinatus* qui formaient des peuplements denses (Vanden Berghen, 1969). Ces trois taxons révélaient déjà les teneurs importantes en nutriments et matière organique dans le plan d'eau. Puis en 1982, ce sont les hydrophytes libres flottantes comme *Lemna gibba* et *L. minor* qui dominaient, pouvant couvrir la totalité du plan d'eau en période de vent calme (Beuffe et al., 1985). Ces plantes non enracinées formaient alors des couches pouvant atteindre 2 à 3 cm d'épaisseur, les plantes contribuant alors à l'accumulation de matière organique dans le plan d'eau après la mort de celles-ci. Dans les années 1990, ces hydrophytes flottantes étaient toujours présentes, notamment *Spirodela polyrhiza* observée dans 100 % (1991) et 70 % (1994) des secteurs de rives étudiés (Fig. 5.63). En 1991, les hydrophytes enracinées étaient également présentes dans de nombreux secteurs du plan d'eau, c'est le cas notamment du *Potamogeton crispus* et *P. pectinatus*. En 1994, après les travaux de dragage du plan d'eau, les occurrences et les abondances de ces deux taxons ont régressé légèrement, mais ces plantes étaient toujours présentes accompagnées par d'autres hydrophytes enracinées comme *Myriophyllum spicatum* et *Najas marina*. Les changements les plus importants sont observés à partir de 2010 où l'ensemble des hydrophytes, flottantes et enracinées, ne sont plus observées. En 2016, la seule hydrophyte indigène qui se maintient dans le plan d'eau est une espèce enracinée à feuilles flottantes, *Nuphar lutea*, présentes dans deux secteurs du plan d'eau.

Les hélophytes étaient très présentes en bordure du plan d'eau en 1964 et 1982, notamment *Cladium mariscus* et *Phragmites australis*. Tandis que les occurrences et les abondances des Phragmites augmentent régulièrement entre 1991 et 2016 jusqu'à occuper la périphérie totale du plan d'eau. La cladiaie régresse régulièrement jusqu'en 2010, l'espèce n'ayant plus été observée depuis. A noter la progression sur les bordures de *Hibiscus palustris*, plante exotique originaire d'Amérique, rare en Aquitaine, considérée comme naturalisée et protégée à l'échelle du territoire métropolitain. Cette espèce colonisait près de 80 % des secteurs étudiés en 2016, les abondances

relatives moyennes restent faibles (<2). Cette même année, d'autres hélophytes, telles que *Carex pseudocyperus* ou *Thelypteris palustris*, participaient à une richesse spécifique relativement importante sur les bordures de l'étang de Moïsan.

Enfin, Vanden Berghen précise en 1969 ne pas avoir observé *Lobelia dortmanna* dans ses relevés sur l'étang de Moïsan. Les données disponibles depuis 1982 n'indiquent pas la présence d'autres isoétides dans cet étang.

5.3.6.2 Les espèces exotiques envahissantes

Deux espèces exotiques envahissantes étaient présentes lors des relevés effectués en 2016. La principale espèce est *Myriophyllum aquaticum*, qui occupait déjà la zone d'exutoire du plan d'eau, faisant office de filtre des matières en suspension (Beuffe et al., 1985). Puis, cette espèce a progressé jusqu'en 1994 pour occuper 100 % des secteurs étudiés. Les arrachages manuels ont permis de réguler progressivement les développements de cette espèce, présente désormais dans 2 à 4 secteurs de rives (fréquence inférieure à 10 % des secteurs étudiés) en 2010 et 2016 avec des abondances relatives égales à 1.

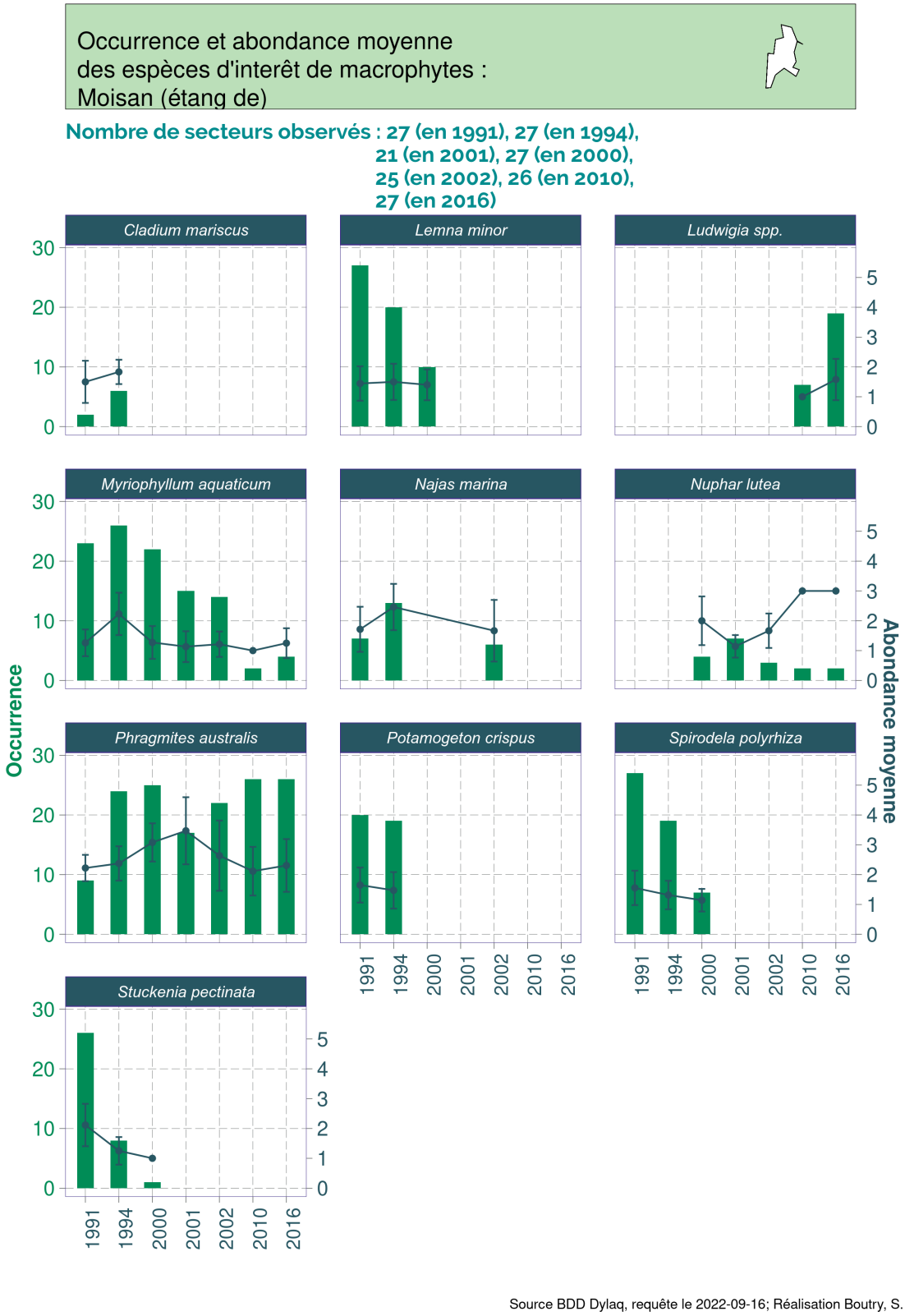
La seconde espèce, *Ludwigia grandiflora*, est en forte expansion sur l'étang de Moïsan. Observée pour la première fois lors des relevés de 2010, elle occupait déjà près d'une dizaine des secteurs étudiés. Son expansion a doublé jusqu'en 2016 où elle était repérée dans 19 secteurs, soit 70 % des secteurs étudiés, avec des abondances relatives moyennes proches de 2.

Enfin, il est intéressant de noter que la fougère exotique *Azolla filiculoïdes* était présente de 1982 à 1994. Durant cette période, la dominance des plantes aquatiques alternait entre les Lentilles d'eau et Azolla, avec des développements importants de la fougère en période estivale tandis que les Lentilles étaient présentes toute l'année. Cette espèce n'a plus été observée en 2010 et 2016.

5.3.6.3 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

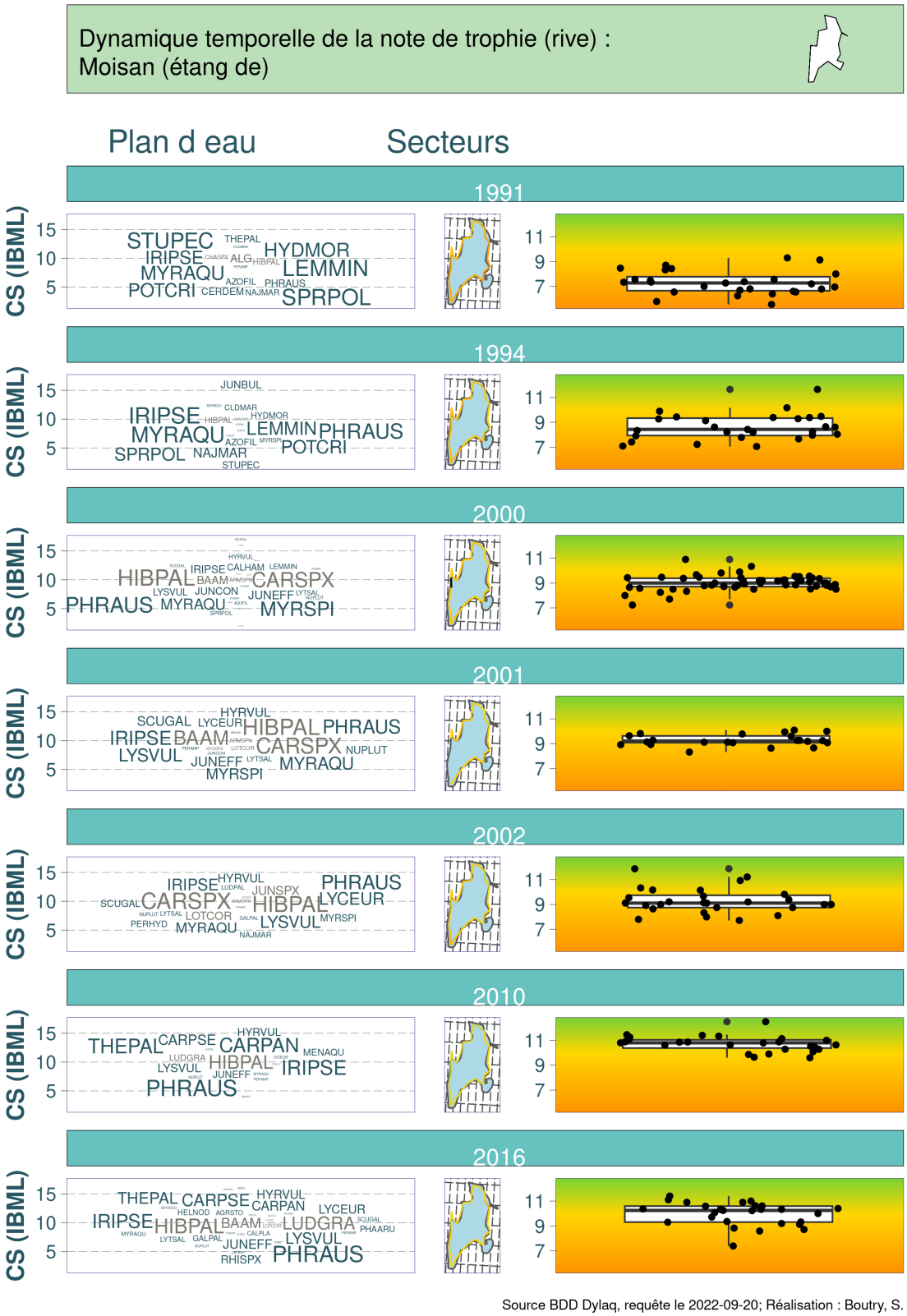
Le nombre d'espèces indicatrices étant trop faible sur les unités d'observation, l'IBML n'a pas pu être calculé sur l'étang de Moïsan à l'aide des relevés effectués en 2010, 2013 et 2016. Ces données confirment tout de même la progression de *Ludwigia grandiflora*. En 2016, cette espèce est la seule plante observée sur deux points contacts à 0.5 m de profondeur avec des abondances relatives égales à 5.

Le calcul de la note de trophie à partir des relevés floristiques sur les secteurs de rives de 1991 à 2016, indique une dégradation globale du niveau trophique, allant de forte en 1991 à moyenne en 2016 (Fig. 5.64). Des taxons tels que *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Najas marina* ou encore *Spirodela polyrhiza* ont contribué à des notes de trophie faibles sur les relevés de secteurs de rives en 1991 et 1994. Puis ces notes se sont améliorées par la présence de certains taxons dans les relevés, notamment les hélophytes *Carex pseudocyperus*, *C. paniculata* et *Thelypteris palustris*. Les cotes spécifiques de ces taxons ont permis aux notes de trophie d'augmenter, surtout au niveau des rives Ouest du plan d'eau.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16; Réalisation Boutry, S.

FIGURE 5.63 – Occurrence et abondance moyenne de quelques espèces de macrophytes d'intérêt en fonction des années sur l'étang de Moïsan.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-20; Réalisation : Boutry, S.

FIGURE 5.64 – Variation des notes de trophie en fonction des années sur l'étang de Moïsan.

5.3.6.4 Synthèse

L'état des communautés de macrophytes de l'étang de Moïsan varie de "moyen" à "médiocre", avec une dégradation progressive depuis les années 1960. Plan d'eau peu profond, a priori favorable à la colonisation de toute sa surface par les macrophytes, l'étang de Moïsan n'est pas impacté par des usages et aménagements anthropiques. Seules la pêche et la chasse sont autorisées et l'accès se fait par un chemin forestier.

Les relevés floristiques anciens indiquent une dynamique de comblement et d'enrichissement du plan d'eau. En effet, les hydrophytes caulescentes enracinées présentes en 1964 (grande Naïade, Potamot pectiné, Myriophylle en épis) ont laissé la place en 1982 aux hydrophytes libres flottantes (Lentilles d'eau, Azolla fausse filicule, Lenticule à nombreuses racines) et aux roselières (Phragmite, Marisque). L'ensemble de ces taxons indiquent des eaux riches en nutriments et de fortes teneurs en matière organique. Cette situation perdure jusqu'au début des années 1990, puis un curage du plan d'eau a lieu pour éviter son comblement. Les relevés effectués suite à ce dragage en 1994 indiquent encore la présence de nombreux hydrophytes avec tout de même une chute de leurs occurrences et de leurs abondances.

Puis, la situation relevée en 2010 et 2016 fait part d'un très faible nombre de taxons de macrophytes présents dans la zone aquatique de l'étang, à l'exception de quelques secteurs occupés par une hydrophyte enracinée à feuilles flottantes (Nénuphar jaune). À partir de 2010, une espèce exotique envahissante, la Jussie à grande fleur, a fortement progressé dans le plan d'eau. Ce constat de dégradation des communautés de macrophytes peut être en partie expliqué par la forte instabilité du milieu liée aux perturbations des biotopes aquatiques suite aux différents travaux de gestion. Des relevés floristiques supplémentaires devront être menés pour évaluer la dynamique récente de ces espèces sur le plan d'eau, notamment l'état des colonisations par le Myriophylle du Brésil, régulé par des arrachages manuels réguliers, et surtout par la Jussie. En 2016, quelques hélophytes, dont certaines sont rares et protégées, se maintiennent sur les bordures de l'étang et participent à l'intérêt patrimonial du plan d'eau, notamment la Ketmie des marais.

5.3.7 Poissons

5.3.7.1 Les inventaires piscicoles

Les seules données collectées concernent une pêche à l'électricité réalisée en 1982 décrite dans un rapport d'étude réalisé pour le compte de la Mission Interministérielle pour l'Aménagement de la Côte Aquitaine (Beuffe et al., 1985). Ces données n'ont pas été bancarisées et n'est disponible que le tableau produit en annexe du rapport, reporté ici (Tab. 5.25). Nous n'avons aucune information sur le protocole employé. Le rapport fait seulement référence à des pêches électriques depuis un bateau pneumatique, le long des berges. Les données mentionnées ici sont extraites du rapport.

5.3.7.2 Le peuplement piscicole

Six espèces ont été référencées en 1982 sur ce plan d'eau (Tab. 5.25). Les effectifs capturés à l'électricité sont trop faibles pour permettre une analyse de la composition du peuplement.

TABLEAU 5.25 – Synthèse des captures effectuées à l'électricité dans l'étang Moisan en 1982.

Espèces	Effectifs	% des captures	Taille moyenne (mm)	Poids moyen (g)
Anguilla anguilla	3	16	267	30
Cyprinus carpio	5	26	291	290
Lepomis gibbosus	2	10	73	ND
Perca fluviatilis	2	10	42	ND
Rutilus rutilus	4	21	135	23
Tinca tinca	3	13	267	30

5.3.7.3 La gestion

Le plan d'eau est rattaché au contexte « courant de Messanges », avec Moliets et La Prade. Il y a 20 ans, l'espèce repère de ce lac, le brochet, semblait avoir une bonne capacité de recrutement, a priori non limitante (FDAAPPMA, 1999), seul un contrôle de la végétation envahissante étant effectué.

Suite à la dégradation des habitats, il semblerait que la population de brochet soit devenue relativement faible du fait du manque de zones de reproduction favorables et la principale espèce d'intérêt halieutique serait la carpe. Pour maintenir une activité halieutique sur ce plan d'eau, la gestion piscicole s'est tournée vers le développement et la préservation du black bass. On lit dans le PGPL de Léon, document plus récent, que l'étang de Moïsan fait l'objet d'un soutien de populations (gardon/rotengle, et black bass) (FDAAPPMA40, 2017a). Dans le même document, il est fait état de diverses altérations de l'ensemble des zones hydrauliques du contexte et notamment des zones humides des plans d'eau qui ont conduit à des actions de restauration notamment d'ouverture hydraulique et de restauration et aménagements de frayères.

5.3.7.4 Synthèse

D'après les données de la pêche électrique, très incomplètes au vue des informations complémentaires obtenues auprès de la fédération de pêche, le peuplement de cet étang est assez peu diversifié et semble impacté par les pressions d'origine anthropique mais aussi par les manipulations d'espèces (introductions, soutiens de populations d'espèces non natives). Les effectifs capturés ne permettent pas de discuter de l'équilibre du peuplement et l'analyse de la trajectoire du peuplement n'est pas possible par manque d'information.

Chapitre 6

Bassin versant de Soustons

6.1 Etang Noir

6.1.1 Caractéristiques du plan d'eau

Situé principalement sur la commune de Seignosse mais avec son extrémité est localisé sur la commune de Tosse, l'étang noir est l'étang le plus en amont du bassin versant de Soustons (Fig. 1.1). C'est un petit étang de 0,18 km^2 avec une profondeur moyenne de 3m et maximale de 4m (Dutartre et al., 1986). Son volume est d'environ 0,59 millions de m^3 et son taux de renouvellement estimé à 5,8, soit un temps de séjour de 63 jours. Son bassin versant s'étend sur 9,15 km^2 (Fig. 6.1), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 50,83 (Jamoneau et al., 2021). Il est alimenté par le ruisseau de Capdeil, le ruisseau de Pourteout et le ruisseau de la fontaine de sable. Il s'écoule vers l'étang Blanc par le ruisseau d'Hardy qui traverse l'étang Blanc et l'étang de Hardy avant de se jeter dans l'étang de Soustons.

Cet étang doit probablement son nom a une épaisse couche de vase très sombre qui recouvre le fond et à la végétation arbustive qui occupe l'ensemble de ses berges. Mais d'autres légendes racontent que ce nom lui vient de ses gouffres où tant de gens se sont noyés qu'on ne les a jamais retrouvés (Gaubert, 1945). Il est entièrement classé en réserve naturelle depuis 1974 et seules les activités de chasse et de pêche sont autorisées. Toutes les autres activités nautiques y sont interdites.

Probablement localisé sur un ancien lit d'un affluent de l'Adour (Duffard, 1897), il s'est formé au cours du XVIe siècle suite à la modification du littoral côtier : édification des dunes accompagné de la dérivation anthropique de l'embouchure de l'estuaire. Jusqu'au XIXe siècle, les abords de l'étang Noir étaient très marécageux (Fig. 6.2) et les inondations fréquentes aux abords de l'étang. Ces inondations provoquait des épisodes de fièvre endémique pour la population, laissaient peu de temps au bétail pour pâturer et anéantissaient les maigres récoltes qui avaient difficilement réussis à germés (Capdevielle et al., 1976). Ainsi, en 1857 une partie des marécages est drainée et remplacée par des cultures, et il est envisagé d'assécher comblement cet étang.

Il est considéré comme eutrophe à hyper-eutrophe (Dutartre et al., 2014b). Géré par le personnel de la réserve naturelle, il ne semble pas avoir subi d'opération lourde de gestion au cours des dernières décennies. Seul la création des passerelles d'accès à l'étang à la fin des années 70 et

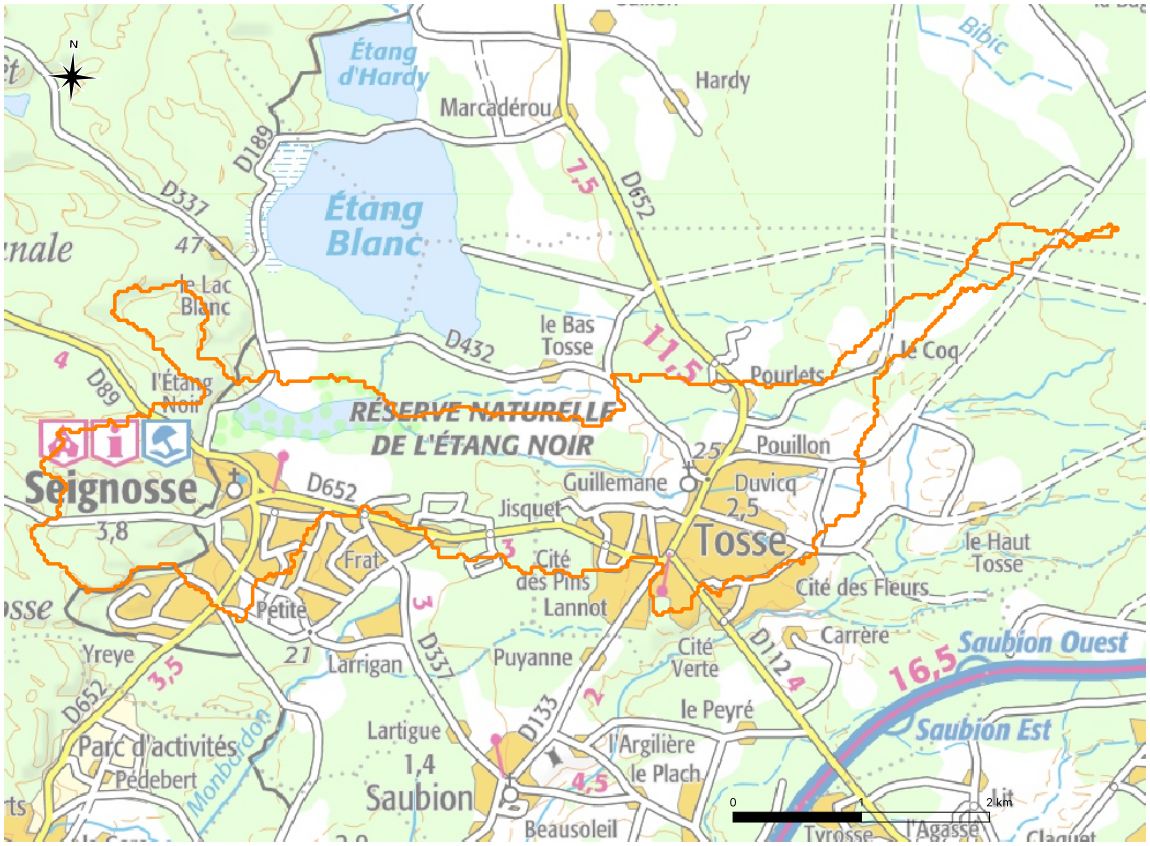


FIGURE 6.1 – Localisation et délimitation de l'étang de Noir et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

début des années 80 peut être signalé (Darblade and Ducailar, 2018b), ainsi que l'arrachage sélectif manuel du myriophylle du Brésil et de la Jussie depuis 1992 (Darblade and Ducailar, 2018b; Dutartre et al., 2014b). Son niveau d'eau, comme celui de l'étang Blanc et de Hardy, est géré par un seuil à pelle situé en aval de l'étange de Hardy. Propriété d'un riverain et en absence d'un règlement d'eau, il est manipulé à son bon vouloir en fonction des demandes des différents usagers (Darblade and Ducailar, 2018b).

6.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

6.1.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de l'étang Noir [1] est de près de 7000 habitants en 2017 (Fig. 2.3). Cette population n'a cessé de croître de manière continue ces trente dernières années, résultant en un taux d'accroissement particulièrement fort à l'échelle des lacs du littoral aquitain, en atteignant une valeur de plus de 135% entre 1990 et 2017. La densité de population est aussi particulièrement forte en raison de la proximité immédiate des villes de Seignosse et de Tosse

1. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

FIGURE 6.2 – Extrait de la carte d'État Major (1820-1866) illustrant la localisation des étangs Noir, Blanc et Hardy et les zones humides associées au XIXe siècle.

sur ce petit bassin versant. Cette densité atteint 760 hab/km^2 en 2017, et est l'une des plus forte observée sur l'ensemble des bassins versant des lacs et étangs du littoral aquitain.

L'activité touristique est forte dans le bassin versant de l'étang Noir, mais son statut de réserve naturelle réduit les impacts à un niveau local. Les visiteurs sont concentrés sur un sentier de découverte qui ne couvre qu'une petite partie de la réserve. La chasse reste autorisé sur l'étang qui héberge environ une demi-dizaine de tonnes dédiées à cet activité. La pêche y est également autorisée, à l'exception de la pêche aux filets et aux engins (Darblade and Ducailar, 2018b).

6.1.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang Noir. On peut cependant relever la présence d'une ancienne station d'épuration sur la commune de Tosse, mise en service en 1987, puis modifiée en 2004 et finalement mise hors service en juin 2013. Cette station avait une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant.

Variation temporelle des effluents rejetées

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. Les rejets effectués par la stations entre 1992 et 2013 sont globalement en augmentation sur cette période en ce qui concerne l'azote total, la demande biologique en oxygène (DBO5) et la demande chimique en oxygène (DCO), en lien direct avec les volumes traités depuis les années 2000 (Fig. 6.3). Les flux de phosphore sont restés relativement stables et semblaient légèrement diminuer depuis 2005. Les rejets directs estimés ont quant à eux eu tendance à augmenter sur cette période, en particulier pour la DBO5 et la DCO.

6.1.2.3 Le paysage et les changements paysagers

L'occupation du sol du bassin versant de l'étang Noir est principalement représenté par de la forêt et des plantations de pins [2] (Tab. 6.1), mais est relativement moindre (<60%) que celle observée dans les autres bassins versants des lacs et étangs du littoral aquitain. En revanche, la surface représentée par les terres arables est relativement importantes et occupe entre 20 et 30% du territoire entre 1945 et 1985. La surface occupée par les terres cultivées semble cependant avoir diminuer depuis les années 80 (Fig. 6.4 et 6.5) essentiellement au profit des espaces urbains et semi-urbains (Fig. 6.4), qui ont considérablement augmentés depuis les années 45 (+100% pour les surfaces urbaines et +300% pour les zones semi-urbaines), en accord avec les résultats déjà observés dans le cadre du diagnostic effectué pour le plan de gestion 2017-2026 de la réserve (Darblade and Ducailar, 2018b). Les surfaces prairiales apparaissent être assez fluctuantes au cours du temps, potentiellement lié à des artéfacts d'interprétation sur un petit bassin versant comme celui de l'étang Noir.

2. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

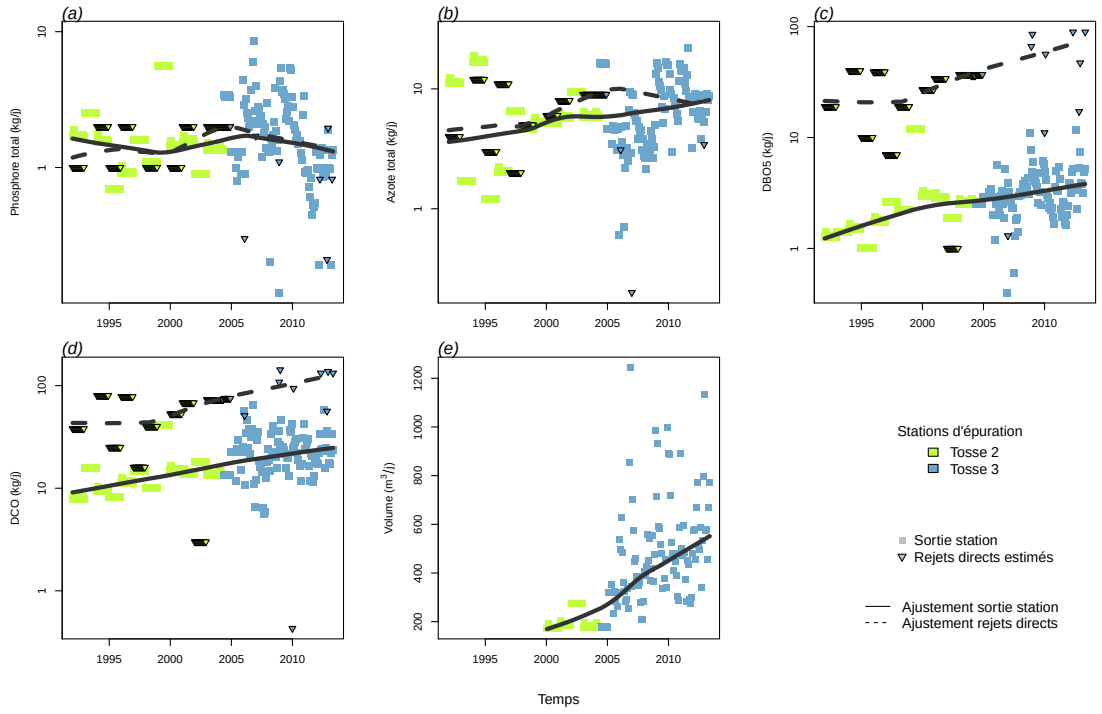


FIGURE 6.3 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang Noir. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 6.1 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang Noir entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	54.42	64.80	53.91	53.74
Champs cultivés	29.33	21.34	25.07	13.01
Prairies	7.67	1.85	1.39	5.71
Eau	0.02	0.02	0.15	0.16
Urbain	3.48	3.46	5.47	6.96
Semi-urbain	5.07	8.53	14.02	20.42

Les surfaces agricoles déclarées depuis 2010 démontrent que la culture dominante reste celle du maïs (Fig. 6.6) pour plus de la moitié des terres arables[3] (considérant que les surfaces déclarées en semence jusqu'en 2014 sont vraisemblablement des cultures de maïs semence, Maiz'Europ', 2017). Les cultures maraîchères représentent la deuxième type de culture du bassin versant après le maïs (environ 15% des surfaces déclarées) devant les sols laissés en jachère dont la surface apparait relativement stable depuis 2010.

6.1.3 Hydromorphologie

6.1.3.1 Niveaux d'eau

Le niveau de l'étang Noir est suivi depuis 1999 par la Réserve Naturelle Nationale de l'étang Noir. Il n'existe pas de seuil au niveau de l'exutoire du plan d'eau et le seul ouvrage existant est situé en aval de l'étang de Hardy et contrôle ainsi les niveaux des 3 plans d'eau amont : l'étang Noir, Blanc et Hardy. Ce seuil appartient à un riverain qui le manipule à sa guise car échappant au régime général de l'autorisation préfectorale en vertu d'un droit fondé en titre puisque l'existence de la prise d'eau date d'avant 1789 (Darblade and Ducailar, 2018b).

Nous n'avons pas connaissance d'études établissant le bilan hydrique de l'étang Noir, mais étant donné qu'il est de taille relativement modeste il est probable que la majorité des intrants viennent des eaux de surface et de ses principaux tributaires : le ruisseau de Capdeil, le ruisseau de Pourteout et le ruisseau de la fontaine de sable.

Le niveau moyen du plan d'eau entre 1999 et 2022 est de 13.12m NGF (Fig. 6.7). Etant donné qu'il n'existe pas de règlement d'eau pour définir les cotes d'étiage ou de crue, nous avons choisi d'identifier les valeurs représentant moins de 5% et plus de 95% de l'étendue des valeurs pour identifier les épisodes marquants sur la période donnée. Les valeurs seuils identifiées sont ainsi fixées à 13.39m pour les crues et 12.90m pour l'étiage. Ainsi, on observe des pics de crues environ 1 années sur 2 et des étiages importants environ 1 année sur 4 (Fig. 6.7).

3. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

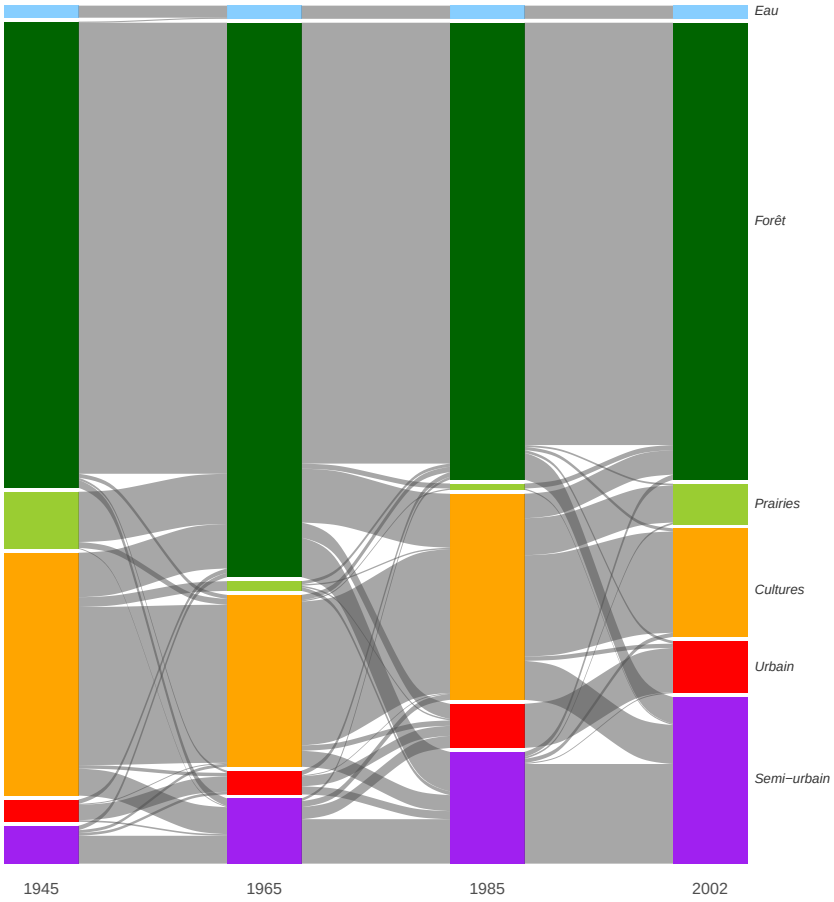


FIGURE 6.4 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang Noir. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

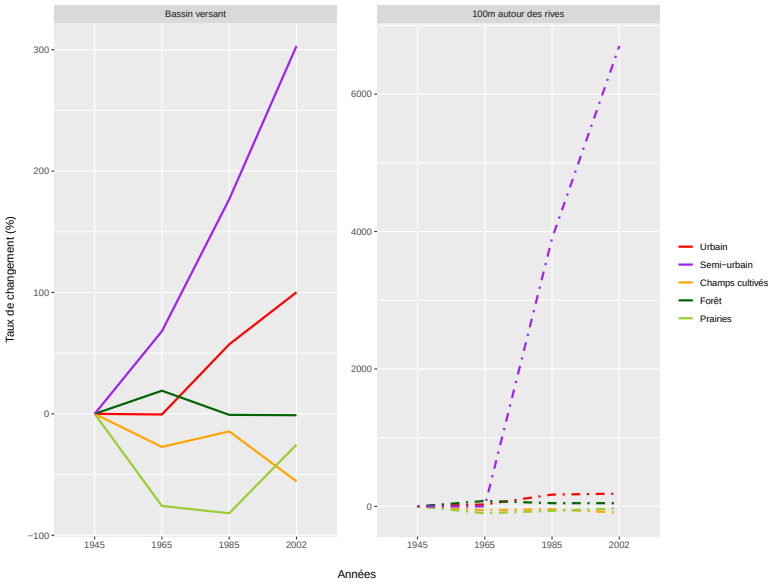


FIGURE 6.5 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang Noir (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

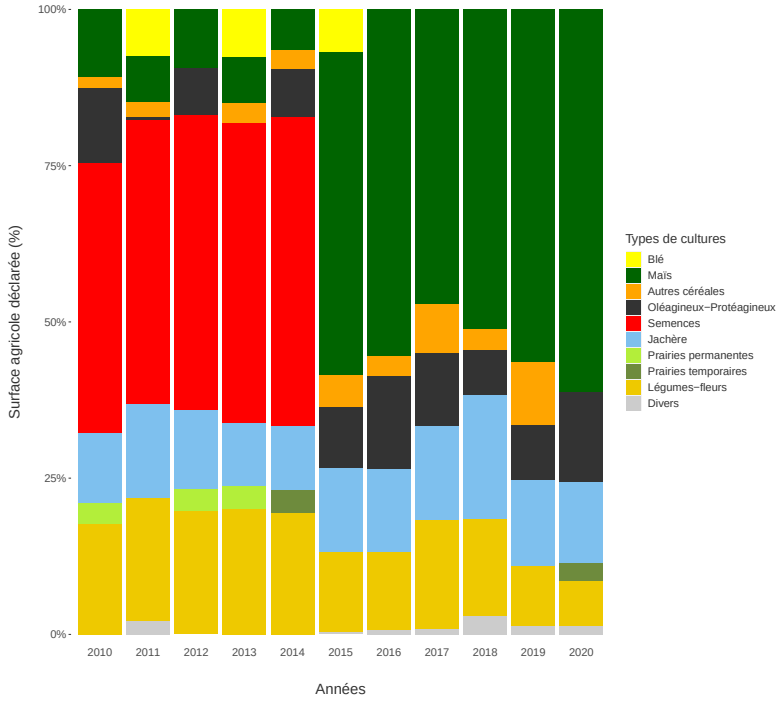


FIGURE 6.6 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de l'étang Noir.

En moyenne, et toutes années confondues, le niveau minimum de l'étang est généralement atteint en août alors que le niveau maximum est atteint en février (Fig. 6.8).

Depuis 1999, on remarque que le niveau du lac tend à augmenter en hiver d'environ 9mm par an (régression linéaire $0.009x - 4.69$, $R^2_{aj} = 0.33$, Fig. 6.9). Puisqu'aucune tendance significative n'a été observé sur la dynamique des cotes minimales pendant cette saison, cette augmentation semble être liée à celle des cotes maximales annuelles à cette période (de plus d'1cm par an, régression linéaire $0.013x - 12.30$, $R^2_{aj} = 0.24$, Fig. 6.9). Ainsi, en une vingtaine d'années, le niveau de l'étang semble avoir augmenter d'environ 20cm en hiver.

De cette augmentation des cotes maximales il en résulte une augmentation significative du marnage depuis 1999 ($0.011x - 21.17$, $R^2_{aj} = 0.21$, Fig. 6.10) pour un marnage moyen d'environ 53 cm. Cette tendance n'apparaît pas être structurelle et liée à des conditions météorologiques particulières puisque des tests effectués sur les données des grands lacs au cours de ces dernières 20 années ne montrent pas de variation significative des cotes médianes ou maximales sur ces lacs depuis 1999.

6.1.4 Physico-chimie

6.1.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les

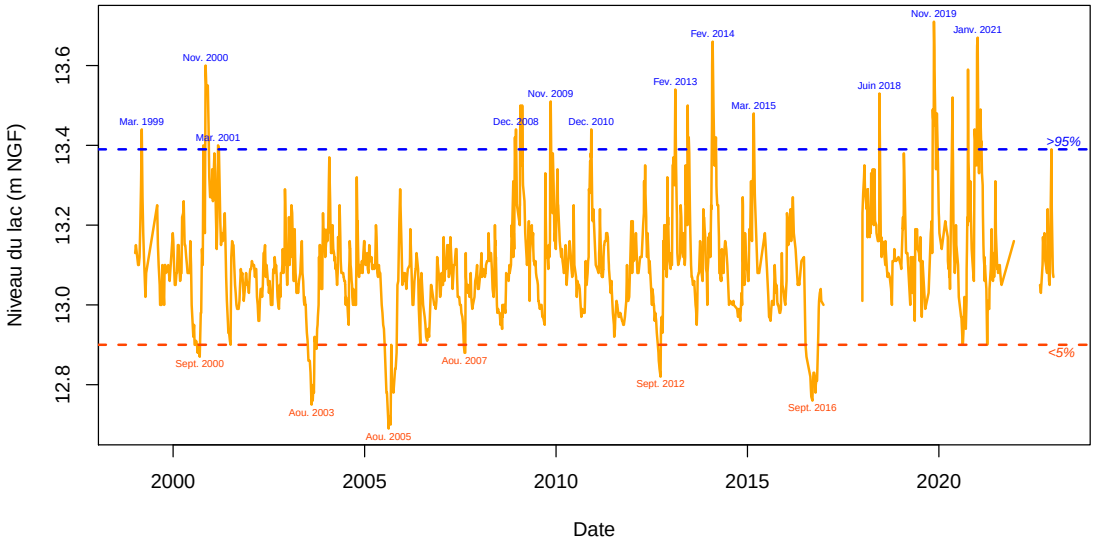


FIGURE 6.7 – Variation journalière du niveau de l'étang Noir entre 1999 et 2022.

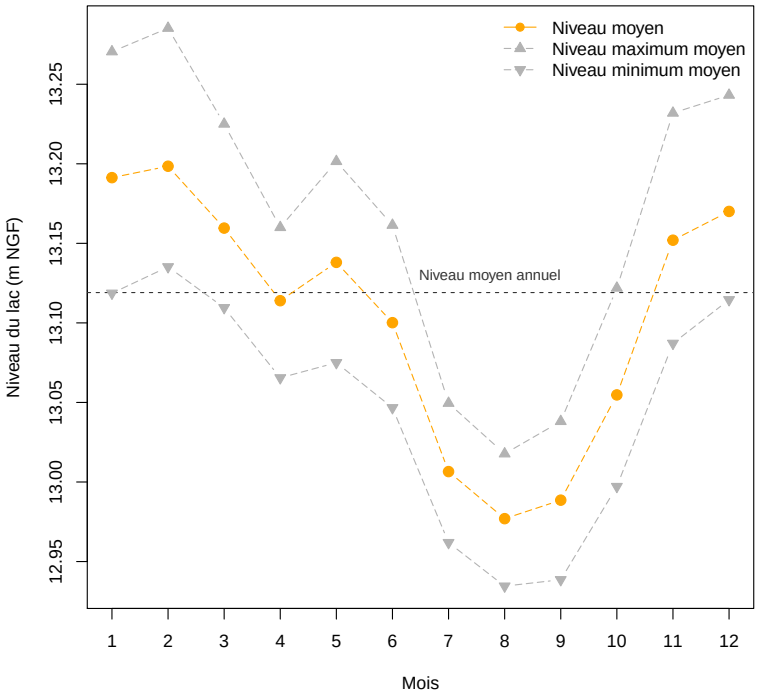


FIGURE 6.8 – Variation mensuelle des valeurs moyennes et des valeurs maximales et minimales moyennes du niveau de l'étang Noir en fonction des mois de l'année.

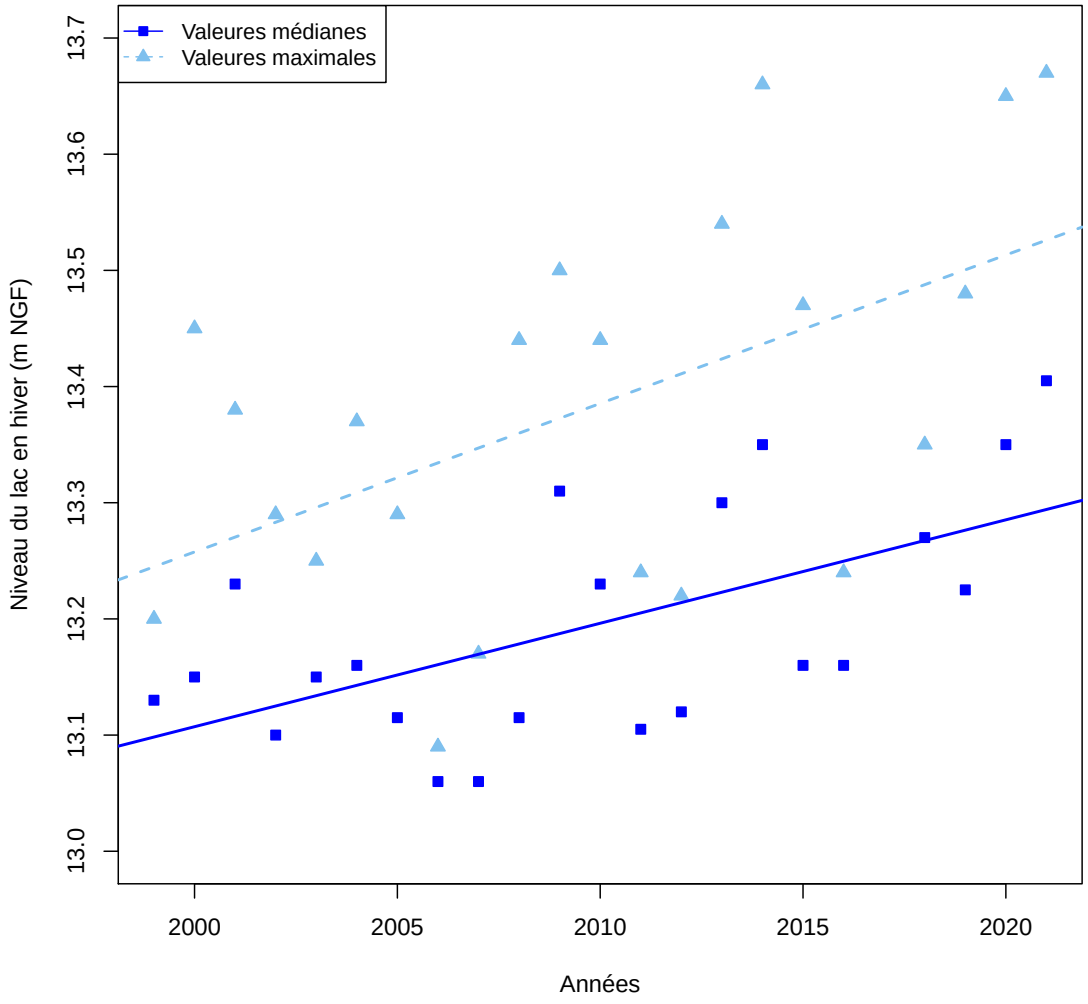


FIGURE 6.9 – Variation des cotes médianes et maximales annuelles de l'étang Noir entre 1999 et 2021 en hiver. Les droites représentent les régressions linéaires significatives (α<0.05 pour des modèles linéaires).

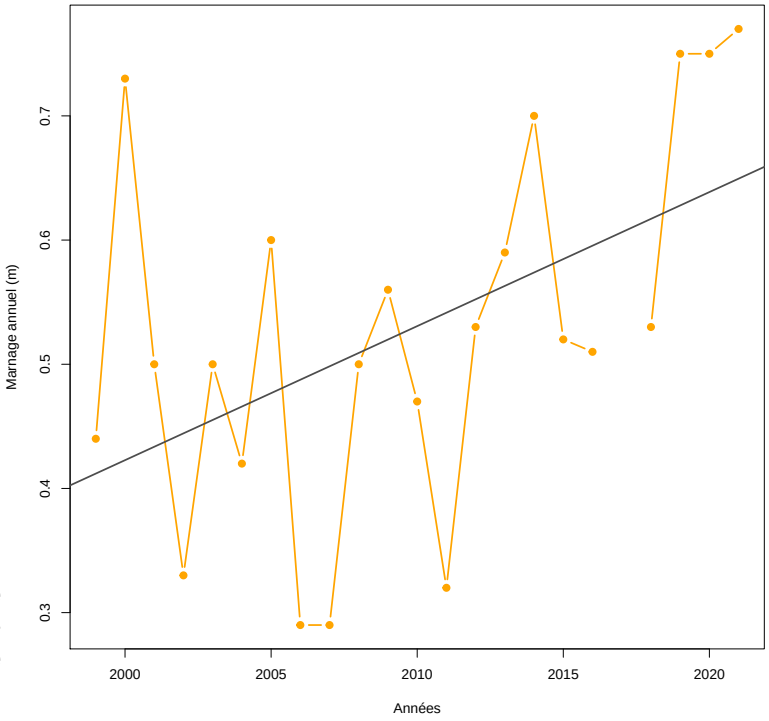
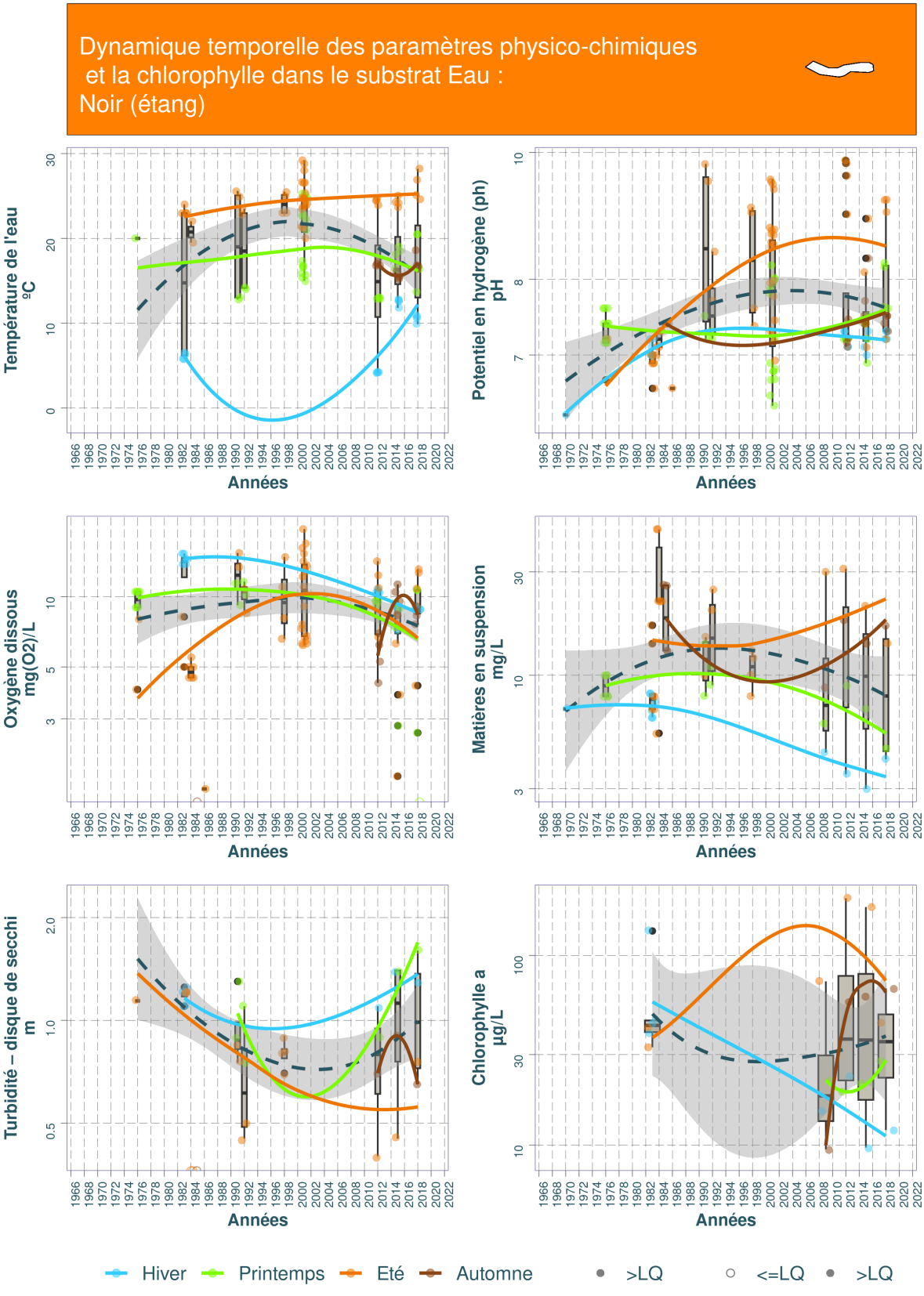


FIGURE 6.10 – Dynamique temporelle du marnage annuel sur l'étang Noir entre 1999 et 2021.

matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

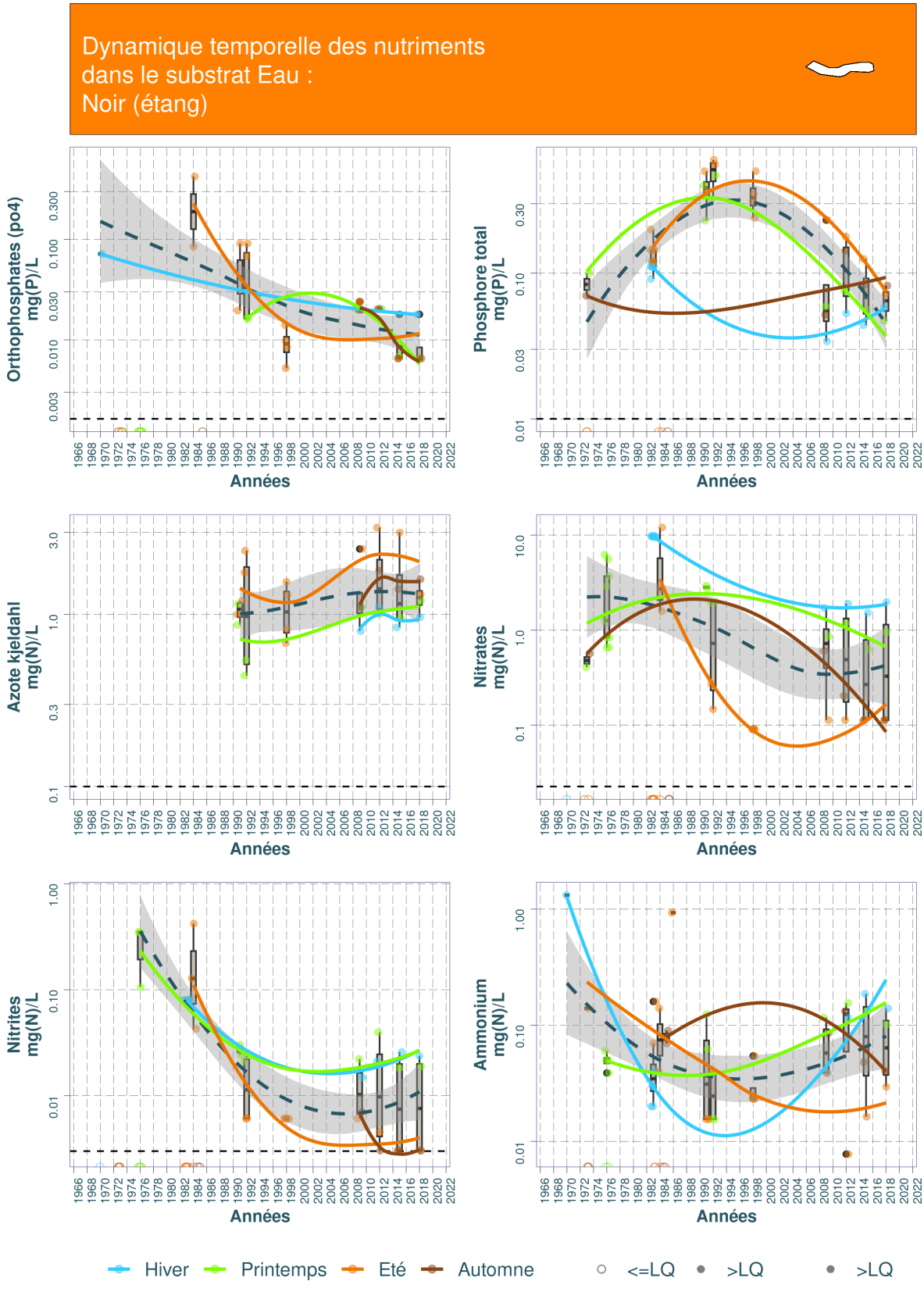
En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 6.11 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang Noir.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 6.12 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang Noir.

TABLEAU 6.2 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang Noir.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Noir (étang) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1970	2018	57	1.8%	0.00	1.3201	0.0388	0.0908	0.0078	0.0078
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1991	2018	28	0.0%	0.44	3.2000	1.1250	1.3357	NA	NA
Chlorophylle a	µg/L	1983	2018	22	0.0%	9.50	200.0000	40.1500	53.5818	NA	NA
Matières en suspension	mg/L	1970	2018	57	0.0%	3.00	47.0000	10.0000	13.3228	NA	NA
Nitrates	mg(N)/L	1970	2018	58	8.6%	0.00	12.0000	0.6438	2.0786	0.1129	0.1129
Nitrites	mg(N)/L	1970	2018	56	8.9%	0.00	0.4200	0.0061	0.0398	0.0030	0.0030
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1970	2018	45	22.2%	0.00	0.4239	0.0163	0.0277	0.0065	0.0202
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1976	2018	106	0.0%	0.00	19.5000	9.1000	9.1981	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1973	2018	47	0.0%	0.00	0.6000	0.1109	0.1690	NA	NA
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1970	2018	133	0.0%	6.30	9.8600	7.3100	7.6302	NA	NA
Température de l'eau	°C	1976	2018	107	0.0%	4.10	29.2000	20.5000	19.0636	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1976	2018	36	0.0%	0.00	1.6000	0.9000	0.8872	NA	NA

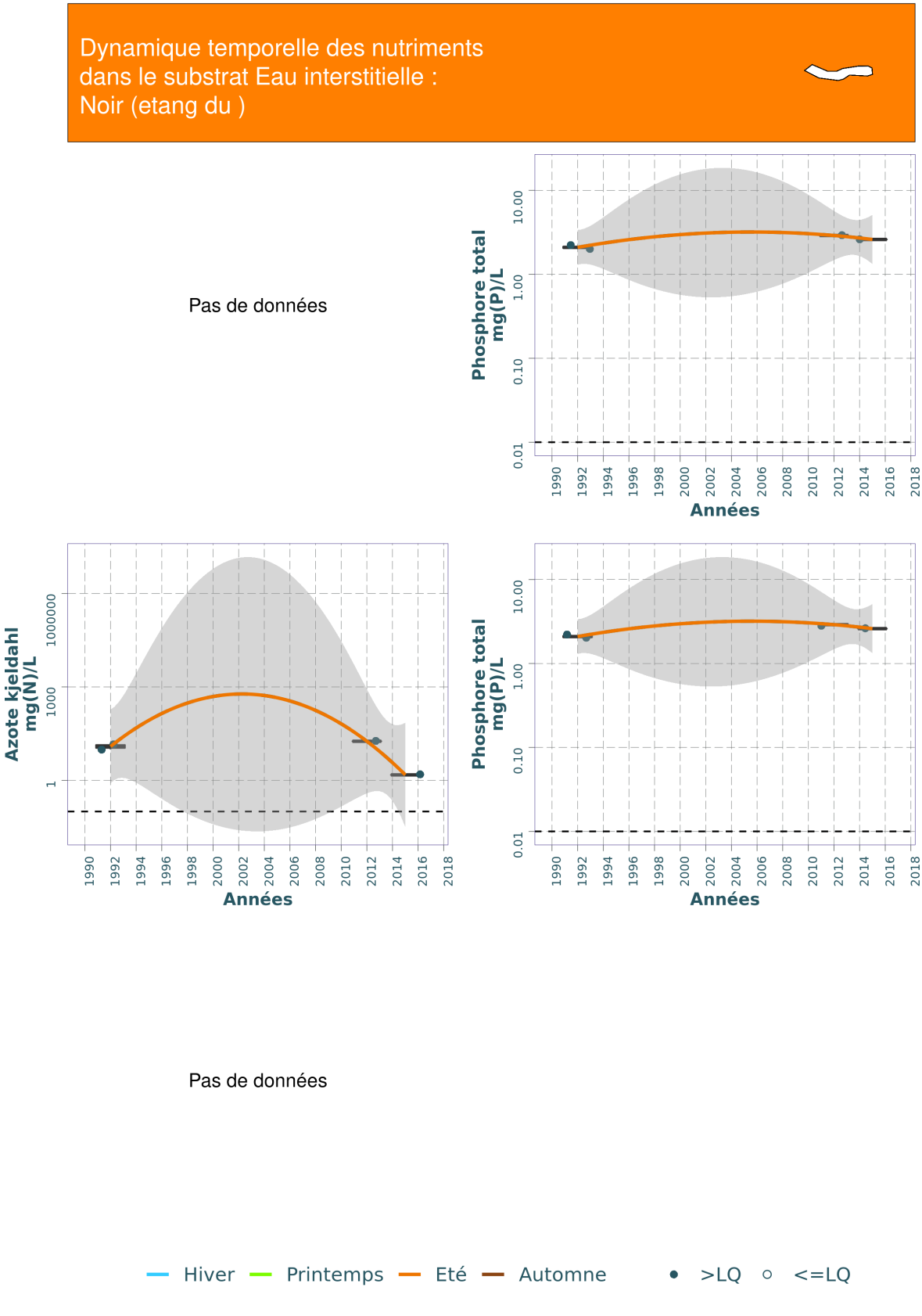
[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)

TABLEAU 6.3 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang Noir.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Noir (etang du) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(NH4+)/L	2012	2015	2	50.0%	0.000	0.6	0.3000	0.3000	0.01	0.01
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2015	4	0.0%	1.500	18.0	12.5375	11.1438	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2015	4	0.0%	2.016	2.9	2.3865	2.4222	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 6.13 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang Noir.

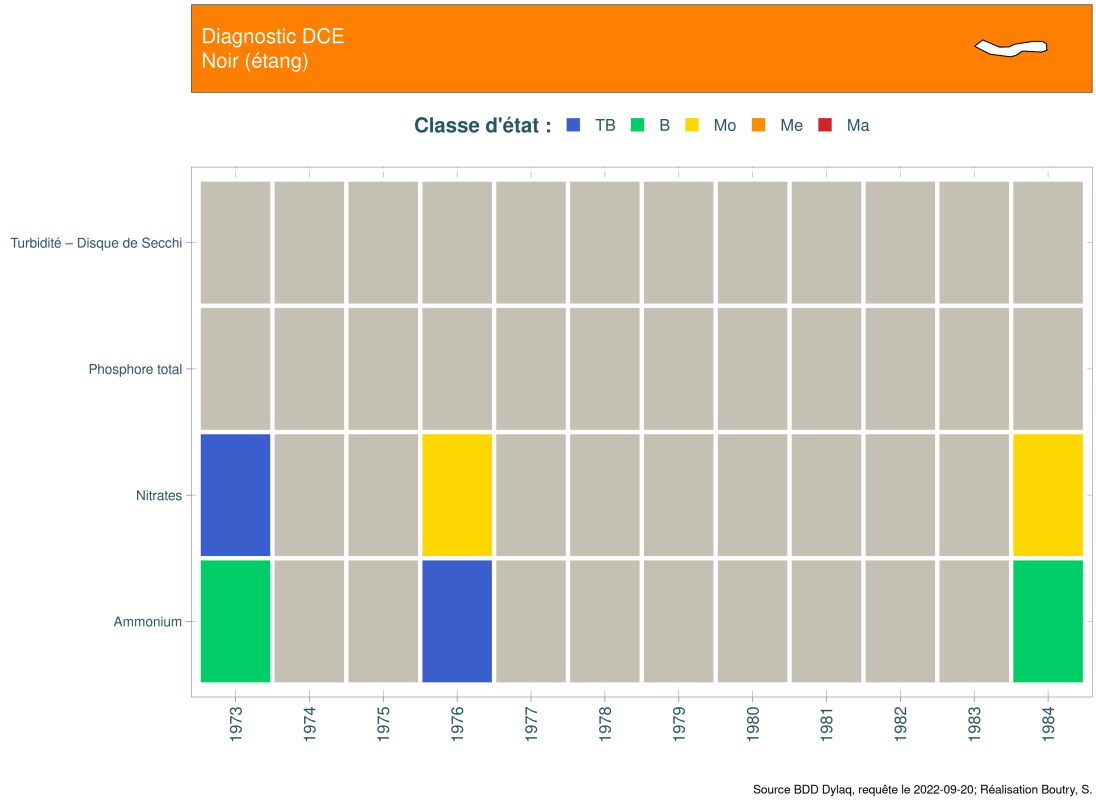


FIGURE 6.14 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang Noir entre 1973 et 1994. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

6.1.4.2 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Les données sur l'étang Noir sont insuffisantes pour dresser une dynamique temporelle selon ces critères DCE (Fig. 6.14). En effe, seules des données de nitrates et d'ammonium sont disponibles pour les années 1973, 1976 et 1984. Son état pouvait cependant être considéré comme *'moyen'* pour les nitrates et *'bon'* pour l'ammonium.

6.1.4.3 Synthèse

Au niveau de l'étang Noir, comme pour l'ensemble des étangs de la région, nous pouvons constater une hausse générale de la température de l'eau (cf. Annexe 10.7). Le pH de ce plan d'eau est le plus souvent compris entre 7 et 8 et semble augmenter avec le temps. Quant à l'oxygène dissous, il demeure relativement stable et proche de 10 mg/L. Les matières en suspension semblent augmenter jusqu'à la décennie 1990, avant de diminuer par la suite. La turbidité suit une évolution inverse avec une diminution de la transparence jusque dans les années 1990-2000, puis une augmentation depuis. Quant à la chlorophylle a, les données sont peu nombreuses au niveau de l'étang Noir (et renseignées surtout à partir de la décennie 2010) ne permettant pas d'en analyser la trajectoire.

Concernant les nutriments, il y a une baisse des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total augmente jusqu'à la moitié des années 1990, avant de décroitre ensuite. Les nitrates et l'azote Kjeldahl varient assez peu, du moins la possible diminution des nitrates est largement couverte par la dispersion des données associés à ce paramètres. Les nitrites diminuent assez nettement tout au long de la période et, plus généralement, nous constatons des concentrations très basses, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Les concentrations en ammonium semblent diminuer jusque dans les années 90 mais augmentent à nouveau depuis. Enfin, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées, pour un plan d'eau donné.

6.1.5 Phytoplancton

L'étang Noir à fait l'objet de relevés phytoplanctoniques dès les années 1975 et 1976 puis en 1984 et 1985. Ces données sont sous la forme de « présence-absence » et d'indice d'abondance. À partir de 2009, et tous les 3 ans ensuite, des acquisitions de données ont été réalisées selon le protocole DCE permettant une analyse plus poussée de ces années là.

6.1.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Les richesses de 1975 et 76 ne reposent que sur une campagne d'échantillonnage alors que les années ultérieures comprennent au minimum 2 campagnes dans l'année. Probablement plus exploratoires qu'exhaustives, ces 2 années n'ont qu'une richesse de 14 taxons. Ensuite, variables d'une année à l'autre, les richesses taxonomiques annuelles moyennes s'étendent de 19 taxons en 2012 à 45 taxons en 1985 (Fig. 6.15). La moyenne, sans tenir compte des années 1975-76, est alors de 34 taxons sur la période d'étude. Les richesses annuelles moyennes diminuent entre 1984 et 2012 puis augmentent pour atteindre des valeurs similaires à celle de 1985. Bien que variables au cours des années, elles ne sont pas significativement différentes entre elles (test de Dunn Kruskal-Wallis, $p\text{-value} > 0.05$) et sont assez basses par rapport aux autres plans d'eau du littoral aquitain.

Les richesses par campagne au sein de chaque année ne se distribuent pas de la même façon selon les années : très faible amplitude pour 2009 et très forte pour 1984. La valeur minimale est mesurée en février 2012 avec seulement 11 taxons identifiés et la maximale en 1984 avec 72 taxons inventoriés.

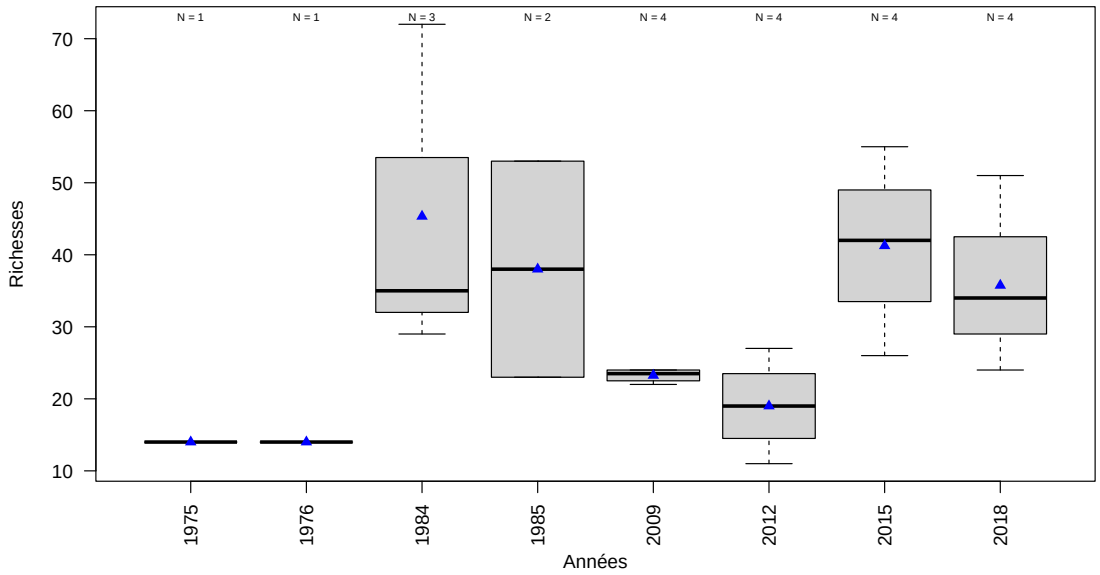


FIGURE 6.15 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1975 et 2018 sur l'étang Noir. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

L'embranchement des Chlorophyta et dans une moindre mesure les Charophyta, qui forment les algues vertes, composent la plus grande fraction de cette richesse tout au long des années (Fig. 6.16). La richesse des algues vertes monte jusqu'à 25 taxons en 1984 puis oscille entre 7 taxons et 20 taxons en 2012 et en 2015. Les cyanobactéries (Cyanobacteria) et les algues dorées (Ochrophyta) sont ensuite bien représentées dans les données. Les cyanobactéries dominent d'ailleurs la communauté en 1976. Elles se rencontrent chaque année sous la forme d'un pool de 2 à 12 taxons pour respectivement 2009 et 1984 mais leur richesse ne semble ni augmenter ni se réduire au cours du temps.

Les diatomées, non identifiées en 1984-85, se rencontrent avec moins de 5 taxons en moyenne sur les autres années étudiées. Les groupes des euglènes (Euglenophyta), des cryptophycées (Chryptophyta) et des dinophycées (Miozoa) sont très peu présents et pas forcément identifiés toutes les années.

6.1.5.2 Dynamique des biovolumes

Les résultats de comptage exprimés en biovolume ne sont pas disponibles pour les données anciennes (de 1975 à 1985) et ne peuvent donc être analysés qu'à partir de 2009. Sur la période de 2009 à 2018, les biovolumes annuels moyens augmentent (Fig. 6.17) de 2.50 mm^3/l à 6.69 mm^3/l et la moyenne est de 4.43 mm^3/l. En regardant les biovolumes par campagne (non présentés ici) cette augmentation est alors statistiquement significative ($R^2_{aj} = 0.25$, *p-value < 0.03*).

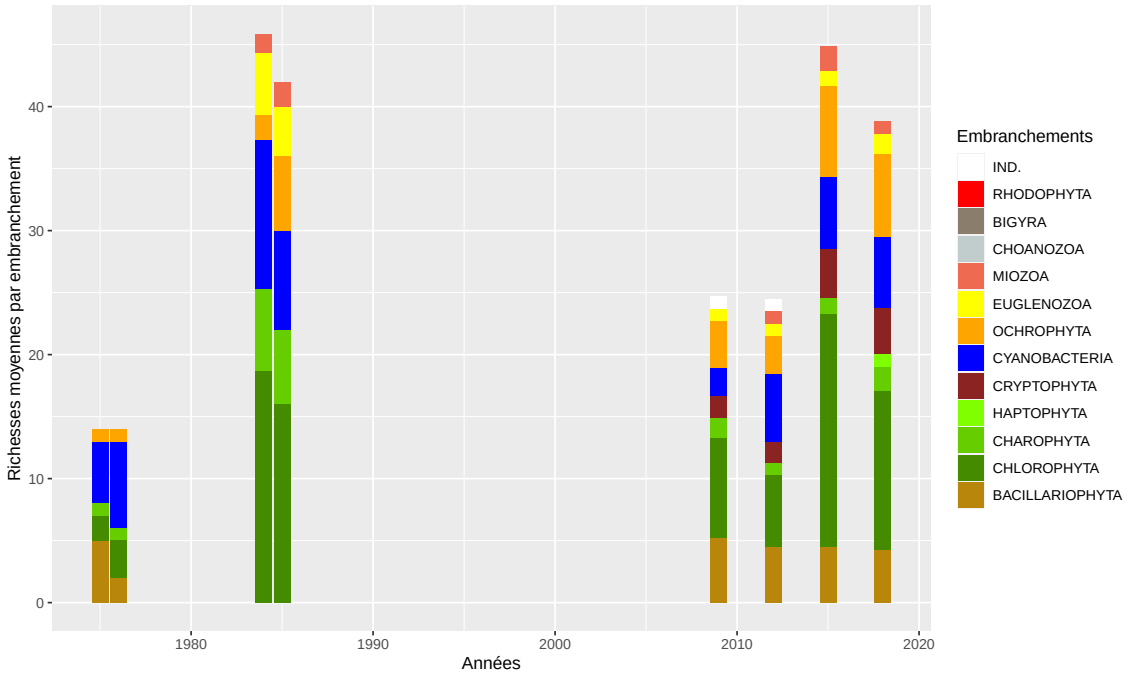


FIGURE 6.16 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1975 et 2018 sur l'étang Noir. IND. indique les embranchements indéterminés.

L'amplitude des biovolumes est plus réduite sur 2009 et s'accroît d'année en année pour être maximale en 2018. Ainsi la valeur minimale de biovolume, 1.67 mm^3/l, a été relevé en octobre 2009 et la valeur maximale de 10.56 mm^3/l en octobre 2018.

L'étang Noir a une communauté algale qui augmente au cours du temps illustrant l'augmentation du niveau trophique du site. Bien qu'en constante hausse au niveau moyen, les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.21*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

L'embranchement des cyanobactéries (Cyanobacteria) et les algues dorées (Ochrophyta) occupent une place prépondérante dans les biovolumes des différentes campagnes (Fig. 6.18). Les cyanobactéries se rencontrent abondamment lors des campagnes d'été et d'automne (sur les 4 années) mais sont absentes des relevés en hiver et au printemps en 2009 et en 2012. En 2015, elles se rencontrent dès le printemps et en 2018 lors des 4 campagnes. Ce groupe est alors de plus en plus présent et plus ou moins abondant sur cet étang avec des biovolumes atteignant 5.46 mm^3/l en octobre 2012 et 4.62 mm^3/l en juillet 2018. Les algues dorées dominent plutôt au printemps (en 2015 et 2018) : 3.44 mm^3/l en avril 2015 et jusqu'à 6.22 mm^3/l en avril 2018.

Les cryptophycées (Cryptophyta) sont, sur les étangs aquitains, généralement peu à très peu abondantes. Elles sont ici moyennement abondantes, avec une concentration atteignant 1.73 mm^3/l en février 2012, et se retrouvent surtout en hiver et au printemps. Les diatomées (Bacillariophyta) sont plus ou moins abondantes sur les différentes années de relevés mais ne dominent que lors de la campagne d'avril 2012 avec 2.36 mm^3/l.

La répartition de la communauté algale au sein des différents groupes taxonomiques est assez déséquilibrée avec certains groupes largement dominants et d'autres absents à certaines

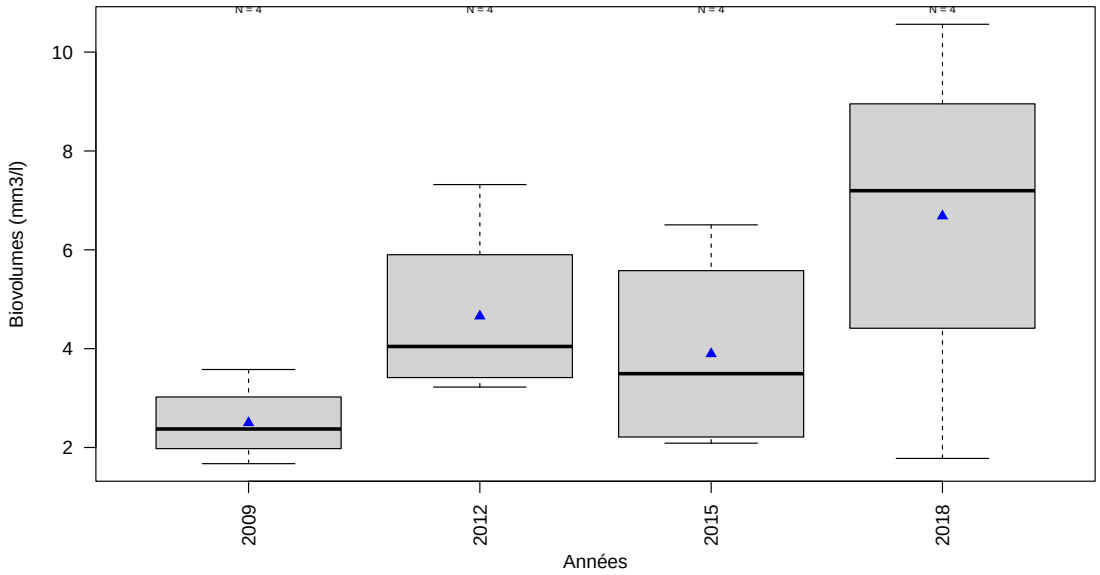


FIGURE 6.17 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang Noir. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

périodes et des biovolumes toujours plus importants d'année en année. Les algues vertes (Chlorophyta et Charophyta), habituellement un groupe abondant car comportant beaucoup de taxons ubiquistes et tolérants, est ici, très faiblement représenté quelque soit les années alors que la proportion de cyanobactéries devient souvent majoritaire

6.1.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Cette vision de la structure des communautés algales de l'étang peut être complétée par le calcul de l'indice de diversité de Gini-Simpson [4]. Ce dernier, calculé par an, donne des résultats compris entre 0.84 en 2015 et 0.88 en 2018 (Fig. 6.19a) et une moyenne de 0.86 suggérant la présence de communautés équilibrées et bien diversifiées. En fait, le calcul par campagne de l'indice, montre des résultats beaucoup plus dispersés et moins élevés (Fig. 6.19b). Les résultats descendent jusqu'à 0.32 en août 2012 et 0.25 en avril 2018 indiquant des communautés algales plus fortement déséquilibrées sur ces deux années. Cet indice vient alors conforter la tendance de dégradation de la communauté phytoplanctonique sur l'étang Noir observée avec les biovolumes.

Une analyse multifactorielle type NMDS peut compléter l'analyse précédente. Elle permet de voir comment se projettent les communautés phytoplanctoniques de chaque campagne et chaque

4. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

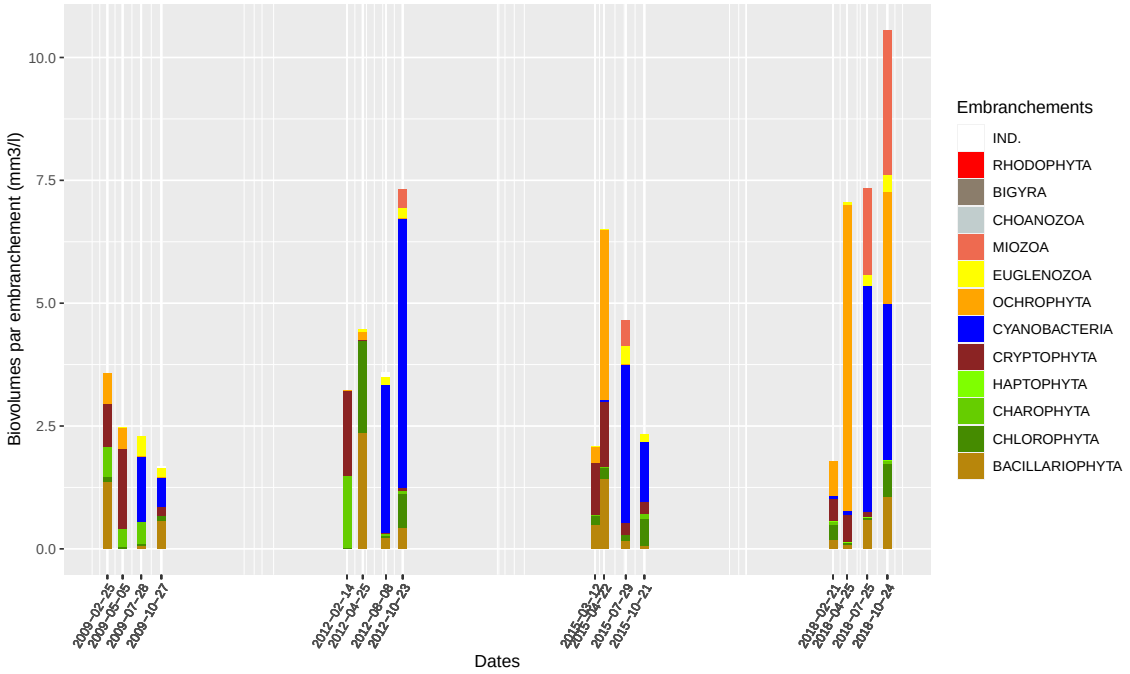


FIGURE 6.18 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang Noir. IND. indique les embranchements indéterminés.

année les unes par rapports aux autres sur un plan multifactoriel (Fig. 6.20) et de voir quels sont les taxons les plus représentatifs de cette distribution (Fig. 6.21).

Le stress de la NMDS calculée sur les communautés phytoplanctoniques de l'étang Noir est de 0.197 avec 2 axes indiquant une représentation acceptable (compris en 0.1 et 0.2). Une très nette séparation existe entre les années 2009-2012 d'un côté et 2015-2018 de l'autre illustrant un changement de communauté en lien avec l'augmentation des richesses précédemment observée (Fig. 6.15) et l'augmentation des biovolumes (Fig. 6.17).

Ici, l'axe 1 de la NMDS représente plutôt le gradient hiver-printemps à gauche et été-automne à droite (voir les numéros de mois sur la Fig. 6.20), soit le début et la fin du cycle de développement algal annuel. L'axe 2 semble quant à lui représenter une dynamique annuelle (du bas vers le haut).

Ce sont surtout les algues vertes et les cyanobactéries qui caractérisent les années 2009, 2012. Ces dernières sont représentées par *Woronichinia sp.* (WORSPX), *W. naegeliana* (WORNAE) et *Aphanocapsa holsatica* (APAHOL). Les algues vertes le sont par *Tetraedron triangulare* (TEATRI), *Ankyra sp.* (ANYSPX), *Pediastrum duplex* (PEDDUP), *Oocystis lacustris* (OOCLAC) ou encore *Schroederia setigera* (SCRSET). Les diatomées *Lanceola spatulifera* (LANSPA) et *Discostella pseudostelligera* (DISPSE) ainsi que la cryptophycée *Chroomonas coerulea* (CHMCOE) complètent cette liste.

Les années 2015, 2018 sont définies par un plus grand nombre de taxons en lien avec l'augmentation des richesses. Il s'agit notamment de chrysophycées (algues dorées) comme *Ochromonas variabilis* (OCHVAR), *Mallomonas insignis* (MALINS) et des chrysophycées indéterminées (INDCHR). Quelques petites cyanobactéries coloniales sont aussi représentatives : *Microcystis smithii* (MIOSMI), *Aphanocapsa delicatissima* (APADEL). Des algues vertes anciennement du genre *Pediastrum* (*Stauridium tetras* – SRITET ; *Monactinus simplex* – MOTSIM), *Siderocelis kolkwitzii*

(SIDKOL), *Didymocystis inconspicua* (DIDINS), *Lagerheimia balatonica* (LAGBAL) ou encore *Oocystis sp.* (OOCSPX).

Des taxons communs aux deux pools d'années se retrouvent positionnés au milieu. C'est le cas d'algues vertes avec *Korshikoviella limnetica* (KORLIM) et *Closterium acutum var. variabile* (CLOACV) et de cyanobactéries avec *Anabaena sp.* (ANASPX) et *Synechocystis endobiotica* (SYYEND).

6.1.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Afin de calculer l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC) sur l'étang Noir, les contraintes normalement établies pour le calcul doivent être modifiées. Les périodes de l'année prises en compte sont étendues pour pouvoir utiliser les campagnes printanières de 2012 à 2018. Le calcul est ainsi réalisé sur les quatre ans disponibles entre 2009 et 2018 (Fig. 6.22).

L'IPLAC sur l'étang Noir varie de 0.40 à 0.55 de 2009 à 2018 (Fig. 6.22). L'état écologique est alors classé comme « moyen » sur l'ensemble de la période avec une moyenne de 0.45. Les résultats sont légèrement plus faibles en 2012 et 2015 sous l'effet de la baisse de la métrique de biomasse algale (MBA) induite par l'augmentation des concentrations en chlorophylle-a. En 2018, la diversité supérieure de la communauté algale et la plus faible concentration en chlorophylle-a permettent à l'indicateur de remonter légèrement.

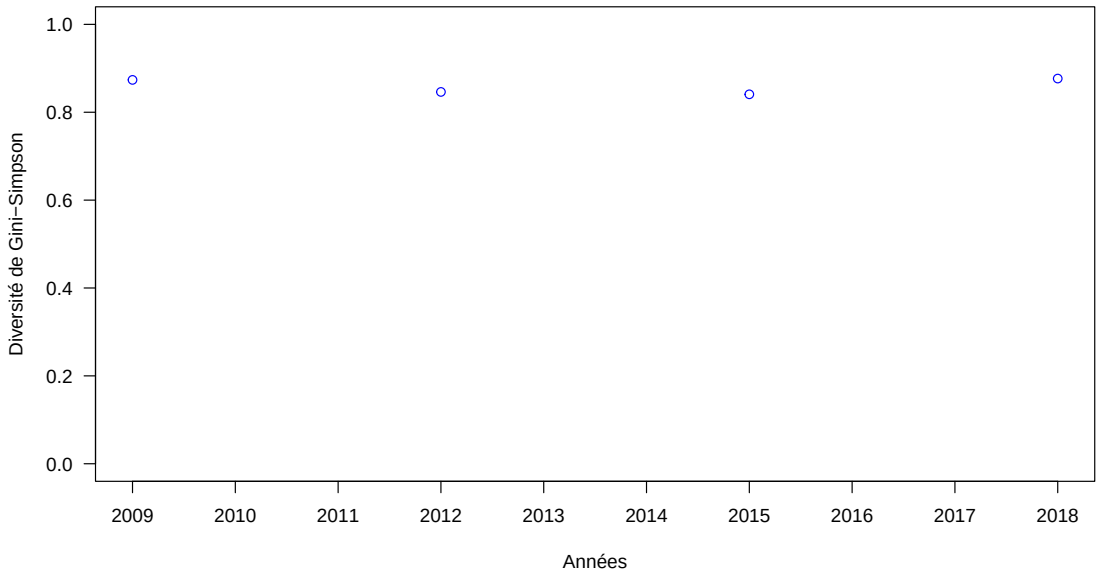
Sur cet étang, l'IPLAC est avant tout impacté par la métrique MBA et donc les fortes concentrations en chlorophylle-a. La MBA est en effet toujours classée en « mauvais » état alors que la MCS classe le plan d'eau en état « moyen » en 2009 puis « bon » état à partir de 2012. La MCS varie de 0.58 à 0.74 et affiche une moyenne de 0.66. De ce fait, les deux métriques sont très divergentes montrant la présence d'un déséquilibre dans la structure de la communauté algale assez diversifiée d'un côté mais avec de très fortes biomasses de l'autre.

L'augmentation des biovolumes et du déséquilibre de la communauté au cours du temps n'impactent pas directement l'indice qui tamponne ces fluctuations. Mais si la dégradation s'amplifie avec notamment l'augmentation des concentrations en chlorophylle-a, l'impact sur l'indice se fera sentir, imposant une baisse de l'état écologique du plan d'eau.

6.1.5.5 Synthèse

Riche d'une communauté phytoplanctonique assez bien développée, l'étang Noir est classé en état « moyen » par l'IPLAC de 2009 à 2018. Les richesses spécifiques sont moyennes et ont peu évolué entre les relevés anciens de 1984-85 et ceux de 2015 et 2018. La structure des communautés, illustrée par l'indice de Gini-Simpson, semble s'être plus ou moins déséquilibrée au cours du temps mais reste à un niveau élevé. Les concentrations en chlorophylle-a, qui peuvent

(a)



(b)

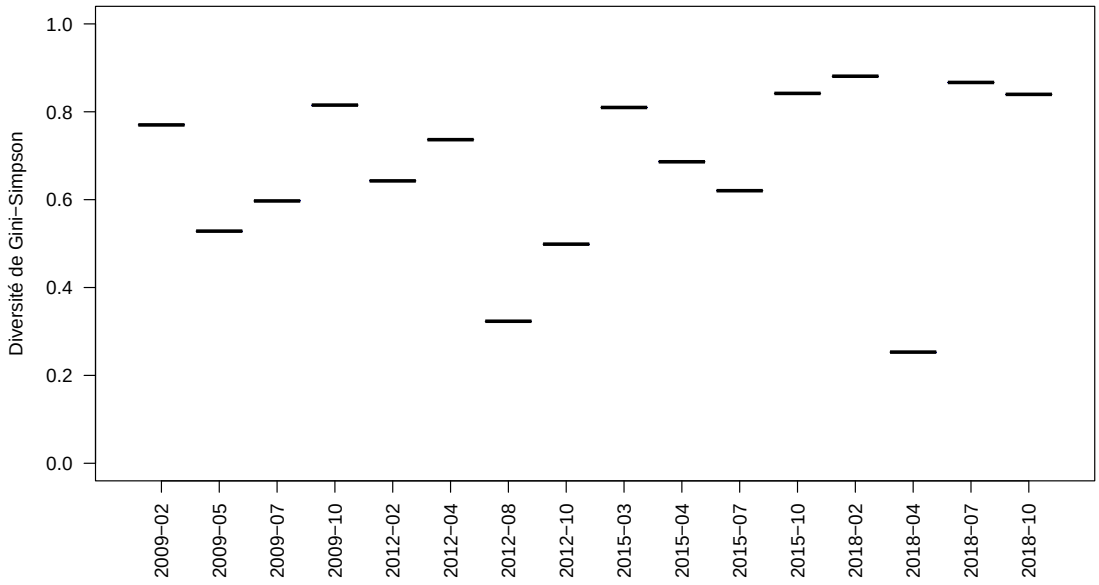


FIGURE 6.19 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2018 sur l'étang Noir par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

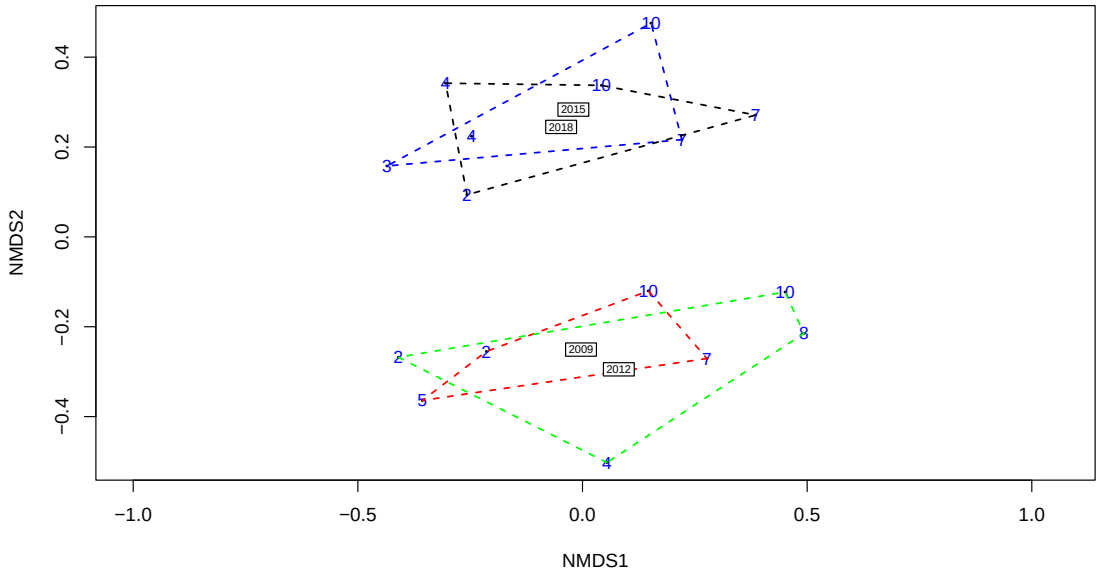


FIGURE 6.20 – Position des échantillons prélevés entre 2009 et 2018 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang Noir. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.197.

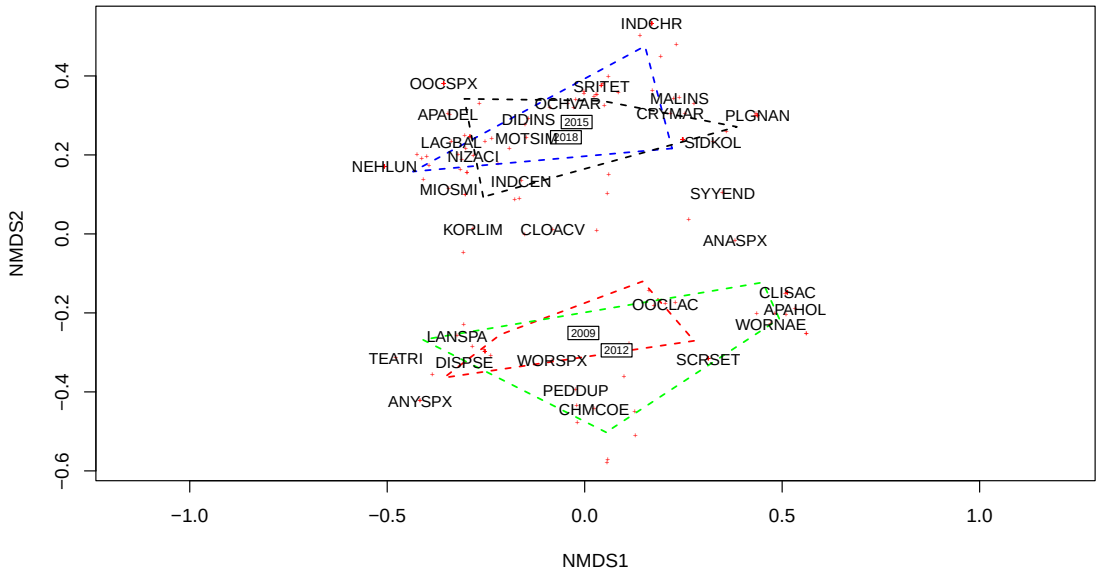


FIGURE 6.21 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang Noir réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2009 et 2018. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

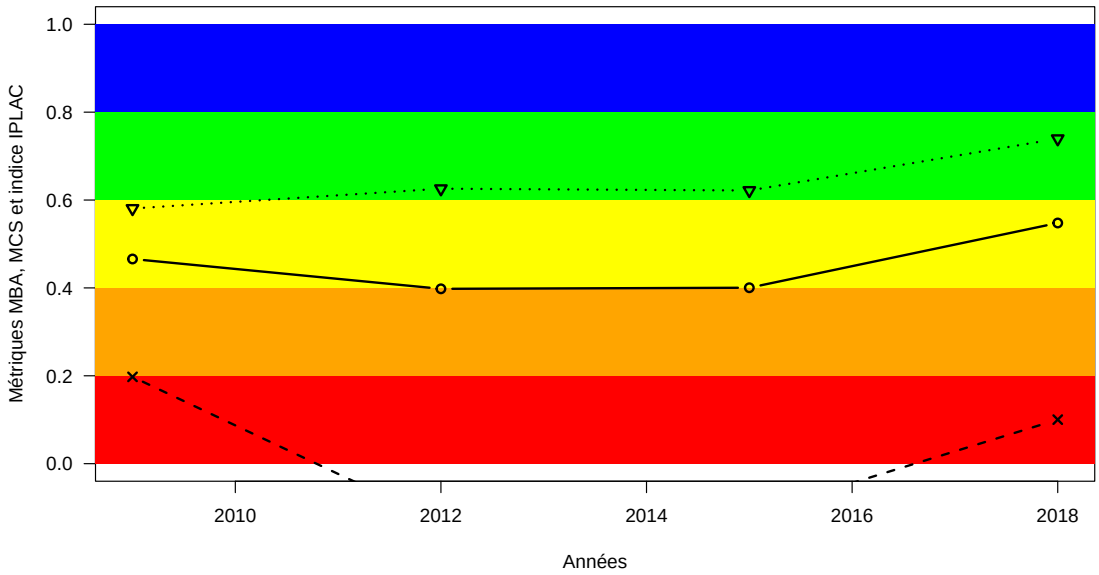


FIGURE 6.22 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang Noir entre 2009 et 2018. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

être très élevées lors de certaines campagnes, impactent fortement la stabilité de la communauté phytoplanctonique. Cela se ressent aussi au travers des biovolumes qui peuvent être importants à certaines dates avec de forts développements de cyanobactéries ou de chrysophycées.

6.1.6 Poissons

6.1.6.1 Les données disponibles

Plusieurs inventaires ont été réalisés sur cet étang mais nous n'avons aucune information complète bancarisée (Tableau 6.4). Toutes les données présentées ici ont été extraites de rapports ou obtenues déjà agrégées (poids des individus par exemple). Les informations les plus anciennes concernent une liste d'espèces présentes entre 1974 et 1978 donnée dans le plan de gestion de la réserve naturelle de l'Etang Noir 2017-2026 (Darblade and Ducailar, 2018a,b). Dans ce rapport, quelques informations plus anciennes sont aussi mentionnées.

La pêche de 1999 a été réalisée le 26 mai. Il s'agissait d'une prospection des rives à l'électricité en bateau complétée par la pose de deux batteries de filets (150m de long, mailles de 18, 36 et 50 mm) posées dans deux zones distinctes du lac, la nuit et relevées le matin à 9h (temps de pose de 5h).

Une pêche a été réalisée en 2008 à l'aide de filets maillants. Cette étude visait à analyser la capacité de recrutement du sandre (*Sander lucioperca*), espèce introduite par alevinages successifs, et dont la présence dans la réserve naturelle de l'étang Noir était questionnée. Cette pêche était donc ciblée sur les juvéniles. Pour cela, 3 filets maillants de 50 m ont été utilisés. L'un a des mailles

TABLEAU 6.4 – Inventaires piscicoles répertoriés sur l'étang Noir.

Année	Engins de capture	Type de données	Objectif	Source	Récupération des données
1978	?	Occurrence	Inventaire piscicole	SEPANSO, RNF Etang Noir	Indirectement et partielles (citées dans un rapport)
1999	Filets maillants (araignées), pêche électrique	Occurence	Inventaire piscicole	CSP & Fédération de Pêche des Landes	Indirectement (citées dans un rapport), partielles
2008	Filets maillants de type araignées	Nb d'individus et biomasse	Suivi population de sandre	Onema & Fédération de Pêche des Landes	Partielles (rapport)
2007-2013	?	Occurrence	Inventaire piscicole	AAPPMA de Seignosse	Indirectement (citées dans un rapport), partielles
2012-2018	Verveux	Occurence	Suivi anguille (plan national)	Migradour, Onema & Fédération de pêche	oui
2016	Filets maillants	Nb d'individus et biomasse	Suivi population de sandre	Onema	Partielle (rapport)

de 18 mm et cible donc les petits individus, deux autres sont des filets multimailles (gamme de tailles comprise entre 5 et 50 mm). Ces filets ont été tendus les 28 et 29 octobre sur les bordures du lac, pendant une nuit et l'un a été tendu 2 fois (probablement celui avec des mailles de 18mm).

Nous n'avons aucune information sur les inventaires réalisés entre 2007 et 2013 cités dans le plan de gestion de l'Etang réalisé par la réserve naturelle (Darblade and Ducailar, 2018a).

A partir de 2012, dans la réserve naturelle de l'Etang noir, dans le cadre du plan national du suivi anguille (*Anguilla anguilla*) des inventaires sont réalisés par l'association Migradour. Ces inventaires sont donc ciblés sur l'anguille à l'aide de verveux. Les informations collectées couvrent la période 2012-2018 et toutes les informations relatives à ces pêches sont extraites de rapports (Dartau, 2014, 2017, 2018, 2012, 2013, 2015, 2016).

Les informations les plus récentes collectées concernent une pêche réalisée les 12 et 13 septembre 2016, par le service départemental des Landes de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques. A la demande de la Réserve naturelle de l'Etang Noir, il s'agissait principalement d'analyser la dynamique de la population de sandre, probablement en vue d'une comparaison avec les informations de 1999. Le protocole a consisté en la pose de 5 filets maillants multimailles conformes à ceux du protocole normalisé (C.E.N., 2005), tendus pendant une nuit, entre le 12 et le 13 septembre 2016. Les informations analysées sont extraites du rapport de l'Onema (Touron, 2016).

La plupart des informations collectées sont donc qualitatives.

6.1.6.2 La composition spécifique

Les changements de la composition spécifique à partir des données disponibles sont assez difficiles à évaluer du fait de l'absence de normalisation des protocoles mis en œuvre. Cependant la composition spécifique du peuplement semble assez stable entre les années 1970 et 2000 (Tableau 6.5). Quelques informations sont par ailleurs disponibles sur les dates d'apparition de certaines espèces.

La Brême commune (*Abramis brama*) aurait été introduite en 1966, accidentellement, par un lot de gardons de pisciculture mal trié ; elle serait devenue très abondante dans les années 1970 (Darblade and Ducailar, 2018b). A cette époque, le brochet aurait été très rare. Selon les mêmes auteurs, l'introduction du Sandre est datée de 1971/72 alors que le black bass (*Micropterus salmoides*) aurait été introduit dans les années 40. Dès les années 1970, bien que non pêché, la présence du poisson chat (*Amerius melas*) dans l'étang est connue et semble être abondante mais son introduction n'a pas pu être datée.

Les inventaires les plus anciens sont aussi les plus complets. On note l'apparition du silure (*Silurus glanis*) en 2018 et de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) dans les inventaires aux verveux mais les dates d'apparition dans l'étang sont difficiles à évaluer.

La richesse spécifique semble toutefois assez importante. Il faut noter la présence d'espèces non natives introduites dont le développement peut être préjudiciable aux espèces natives. C'est le cas du poisson chat, de la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) et de l'écrevisse de Louisiane (article R-432-5 du code de l'environnement).

6.1.6.3 Abondance relative des espèces

Cette analyse n'est possible que sur les données issues des pêches de 1999 puis de celles réalisées dans le cadre des suivis de la dynamique de la population de sandre (2008 et 2016) pour lesquelles nous avons des effectifs et biomasses capturés. Ces données ne concernent donc qu'une fraction du peuplement et ne sont pas vraiment comparables car les engins utilisés sont de nature différente (une comparaison entre les pêches de 2008 et 2016 a toutefois été effectuée dans le rapport Touron, 2016).

Ces données montrent la dominance des cyprinidés, surtout en terme d'effectif (Tableau 6.6). De plus, bien que les effectifs soient relativement faibles, le sandre semble se maintenir dans le milieu et il est bien représenté en biomasse (Tableau 6.7).

Par ailleurs, les structures en tailles de la population de sandre ont été analysées à partir des captures de 2008 et 2016 mais nous n'avons pas les informations. Il était conclu à l'existence d'un recrutement sans que celui-ci puisse réellement être quantifié du fait de la présence de juvéniles en proportion assez importante dans les filets (Onema, 2008; Touron, 2016).

TABLEAU 6.5 – Espèces recensées dans l'étang Noir à partir des données de pêche recueillies.

Nom latin	Nom commun	1974-1978	1999	2007-2013	2008	2012-2018	2016
Abramis brama	Brème	X	X	X	X		X
Alburnus alburnus	Ablette	X	X	X			
Ameiurus melas	Poisson chat		X	X	X	X	X
Anguilla anguilla	Anguille	X	X	X		X	
Cyprinus carpio	Carpe commune	Disparue en 1950	X	X		X	
Esox aquitanicus ou lucius	Brochet spp.	X	X	X			
Gambusia affinis	Gambusie	X	X	X			
Gobio gobio	Goujon	X					
Lepomis gibbosus	Perche soleil	X	X	X		X	X
Micropterus salmoides	Black bass	X	X	X		X	
Perca fluviatilis	Perche	X	X	X	X	X	X
Sander lucioperca	Sandre	X	X	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	X	X	X	X	X	X
Rutilus rutilus	Gardon	X	X	X	X	X	X
Silurus glanis	Silure					X	
Tinca tinca	Tanche	X	X	X			
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane					X	
Total poissons		13	14	14	6	8	6

TABLEAU 6.6 – Abondance numérique relative des espèces dans l'étang Noir. Ne : nombre d'individus capturés à l'électricité ; Nf : nombre d'individus capturés aux filets ; P : pourcentage de l'effectif total.

	1999				2008		2016	
Nom de l'espèce	Ne	P	Nf	P	Nf	P	Nf	P
Abramis brama	2	<1	112	32	60	39	94	6
Alburnus alburnus	1	<1						
Ameiurus melas	5	<1	3	<1	40	26	22	1
Anguilla anguilla	8	<1						
Cyprinus carpio	1	<1						
Esox aquitanicus ou lucius			4	1				
Gambusia affinis	14	1						
Lepomis gibbosus	26	2	1	<1			6	<1
Micropterus salmoides	11	1						
Perca fluviatilis	8	<1	4	1	1	<1	514	32
Sander lucioperca	4	<1	20	6	10	6	28	2
Scardinius erythrophthalmus			1	<1	2	1	1	<1
Rutilus rutilus	991	93	204	59	42	27	930	58
Total poissons	1071		349		155		1595	

TABLEAU 6.7 – Abondance pondérale relative des espèces capturées dans l'étang Noir. Be : Biomasse totale de l'espèce capturée à l'électricité (g) ; Bf : Biomasse totale de l'espèce capturée aux filets (g) ; P pourcentage de la biomasse totale capturée.

	1999				2008		2016	
Nom de l'espèce	Be	P	Bf	P	Bf	P	Bf	P
Abramis brama	282	2	4536	23	1942	19	2951	13
Alburnus alburnus			51	<1				
Ameiurus melas	545	4	153	<1	5769	57	3227	14
Anguilla anguilla	2010	16						
Cyprinus carpio	1236	10						
Esox aquitanicus ou lucius			2917	15				
Gambusia affinis	27	<1						
Lepomis gibbosus	338	3	27	<1			60	<1
Micropterus salmoides	1487	12						
Perca fluviatilis	76	<1	521	3	8	<1	2356	10
Sander lucioperca	6133	47	5614	28	2026	20	5161	22
Scardinius erythrophthalmus			572	3	50	<1	54	<1
Rutilus rutilus	798	6	5459	28	264	3	9775	41
Total	12932		19850		10059		23584	

6.1.6.4 La gestion piscicole

L'étang Noir est rattaché au contexte de Hardy et l'espèce repère semble être le brochet ; à la fin des années 1990, il était classé eutrophe (FDAAPPMA, 1999). Malgré une tentative de limitation de la population de poisson chat, celle-ci semble rester importante.

L'étang semble déjà propice à la vie de la plupart des espèces de poisson qu'il héberge. Dès 1999, une gestion de type patrimoniale était préconisée mais divers alevinages ont été réalisés dans l'étang (Darblade and Ducailar, 2018b). L'amélioration de l'habitat semble aujourd'hui une mesure souhaitée par la réserve pour favoriser leur recrutement naturel (Darblade and Ducailar, 2018b).

6.1.6.5 Synthèse

Le peuplement de cet étang est diversifié. En terme de composition, il semble équilibré avec une bonne proportion de carnassiers (le sandre représente plus de 20% de la biomasse). Cet étang, du fait de sa présence dans une zone en réserve, a été relativement bien étudié et l'historique de l'apparition de certaines espèces du peuplement de poisson est bien connu. Malheureusement l'hétérogénéité des techniques employées pour suivre l'ichtyofaune de ce plan d'eau ne permet pas de mesurer précisément l'évolution du peuplement. On mesure une certaine stabilité de la structure du peuplement mais on note l'introduction d'espèces non natives susceptibles d'impacter les espèces natives et dont les abondances devront être surveillées.

6.2 Etang Blanc

TABLEAU 6.8 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur l'étang Blanc (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Médiocre	Médiocre	Médiocre
2010	Moyen	Médiocre	Moyen
2011	Moyen	Médiocre	Moyen
2012	Moyen	Médiocre	Bon
2013	Moyen	Médiocre	Bon
2014	Moyen	Médiocre	Moyen
2015	Moyen	Bon	Bon
2016	Moyen	Bon	Moyen
2017	Très bon	Très bon	Très bon

6.2.1 Caractéristiques du plan d'eau

L'étang blanc doit son nom au sable blanc qui recouvre ses fonds et transparait dans les eaux peu profondes (de la guerre Section économique de la 18e région Comité consultatif d'action économique, 1917). Il présente en effet la morphologie classique des étangs du littoral, avec une rive ouest plus vaseuse et protégée des vents dominants et une rive est sableuses directement exposée aux vents (Castagnos and Dutartre, 2001). Il reçoit les eaux en provenance de l'étang Noir par le ruisseau de Hardy et est aussi alimenté par le ruisseau de Sparben. Il s'écoule dans le lac de Hardy par un très court canal de jonction.

Il s'étend sur les communes Seignosse, Soustons et Tosse sur une superficie est de 1,62 km^2 (cette dernière semblant relativement stable depuis de la fin du XIXe siècle, Grandjean, 1896). Sa profondeur moyenne est de 1,6m et sa profondeur maximale d'environ 2,5m (Agence de l'Eau Adour Garonne). Son volume a longtemps été estimé à 1,22 millions de m^3 (Dutartre et al., 1986) mais les dernières estimations de l'Agence de l'Eau Adour Garonne indiquent un volume plus conséquent de 2,55 millions de m^3 avec un temps de séjour de 77 jours (taux de renouvellement de 4,74). Son bassin versant s'étend sur 25,46 km² (Fig. 6.23), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 15,72 (Jamoneau et al., 2021).

A l'image de l'étang Noir, son origine vient probablement de l'édification du cordon dunaire accompagné des modifications apportées au XVIe siècle sur l'embouchure de l'Adour (Duffard, 1897).

Son état trophique peut être qualifié d'hypereutrophe (Beuffe, 2002) avec un état écologique et biologique généralement moyen et un état physico-chimique longtemps qualifié de médiocre (Tab. 6.8). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes et fait l'objet, depuis la fin des années 80, d'importantes mesures de gestion pour lutter contre le développement de *Lagarosiphon major*. Un premier faucardage mécanique a été réalisé en 1988 sur 25ha de la partie sud-ouest (Dutartre et al., 1989) puis, depuis 1989, des faucardages mécaniques sont effectués sur environ 40 ha (Bertrin and Dutartre, 2011; Dutartre et al., 2014a, 2005). Des essais d'herbicides ont également été réalisés sur de petites surfaces dans les années 1988-1989 (Dutartre et al., 1989). Comme pour l'étang Noir, son niveau d'eau est géré par un seuil à l'aval de l'étang de Hardy dont un riverain est propriétaire. En l'absence d'un règlement d'eau, il est manipulé en fonction des demandes des usagers (Darblade and Ducailar, 2018b).

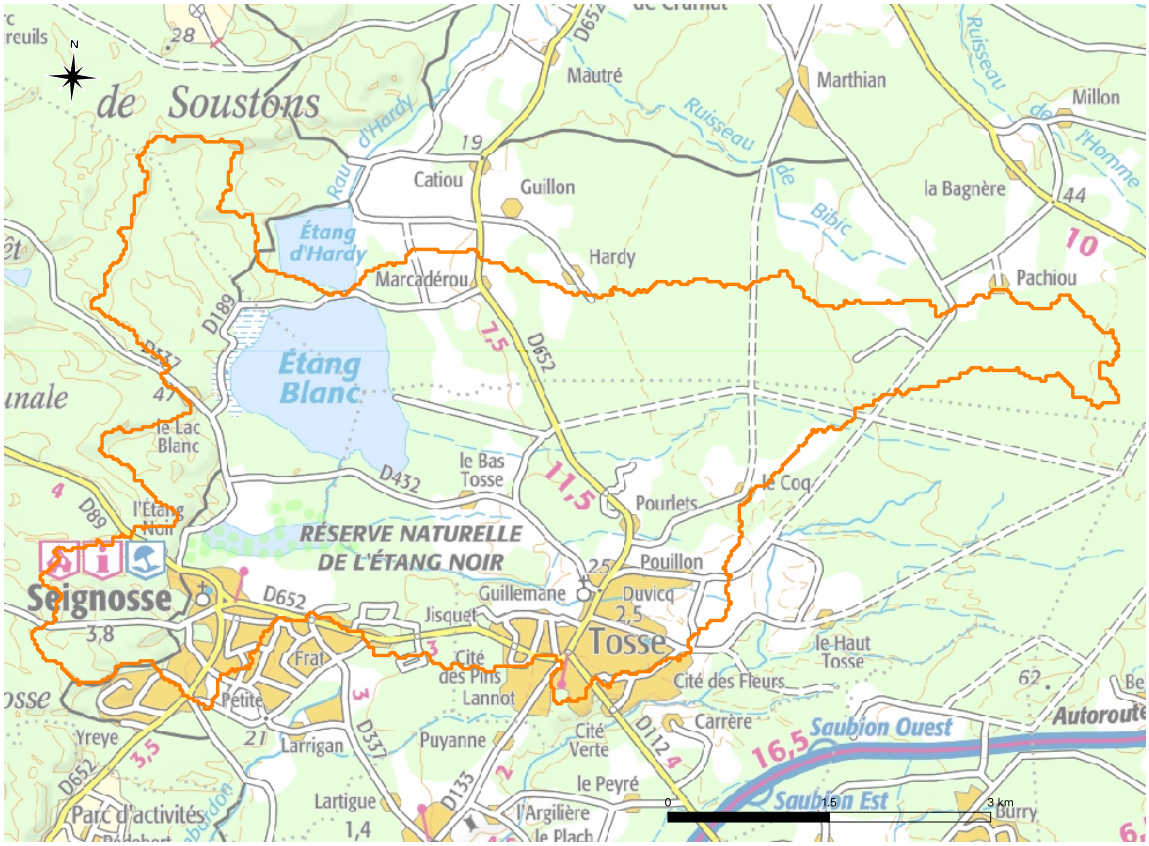


FIGURE 6.23 – Localisation et délimitation de l'étang Blanc et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

6.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

6.2.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de l'étang Blanc [5] est de plus de 15000 habitants en 2017, en forte augmentation depuis les années 90, puisque le taux d'accroissement de la population entre 1990 et 2017 est de presque 82% (Fig. 2.3). La densité de population sur le bassin versant est relativement forte et dépasse les 590 hab/km^2.

L'activité touristique est importante sur le bassin versant qui intègre essentiellement les villes de Seignosse et de Tosse. L'étang est utilisé pour des activités nautiques de ballades en canoë ou en barques et pour la pêche et la chasse. Des ballades à cheval sont aussi organisées autour et dans l'étang.

6.2.2.2 Le réseau d'assainissement

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang Blanc. A l'image du bassin-versant de l'étang Noir, on peut relever la présence d'une

5. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

TABLEAU 6.9 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang Blanc entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	71.84	78.31	68.87	70.48
Champs cultivés	15.44	12.86	17.01	10.91
Prairies	6.70	1.40	2.05	3.19
Eau	0.85	0.76	1.38	1.44
Urbain	2.51	2.41	3.42	3.97
Semi-urbain	2.66	4.27	7.27	10.01

ancienne station d'épuration sur la commune de Tosse, mise en service en 1987, puis modifiée en 2004 et finalement mise hors service en juin 2013. Cette station avait une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant.

Les données de rejets relatifs à cette station sont traitées dans le § 6.1.2.2.

6.2.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Le bassin versant de l'étang blanc est principalement occupé par des surfaces de forêts et de plantation de pins[6] (~70%, Tab. 6.9) et par des terres arables qui représentent entre 10 et 20% du territoire en fonction des décennies. La surface de ces dernière tend cependant à diminuer récemment, une partie de ces espaces étant transformé en espaces urbains ou semi-urbains (Fig. 6.24). Ces zones urbanisées ont considérablement augmentées au cours du temps (+58% et + 277% pour les espaces urbains et semi-urbains respectivement, Fig. 6.25a) cette augmentation étant encore plus marquée à proximité immédiate des rives de l'étang Blanc Fig. 6.25b). Les surfaces prairiales ou semi-naturelles tendent quant à elles à diminuer au cours du temps.

Les pourcentages des différents types de cultures déclarés sur le bassin versant de l'étang Blanc apparaissent relativement stable entre 2010 et 2020[7] (Fig. 6.46). La culture principale reste de loin le maïs (environ 70% considérant que les surfaces déclarées en semence jusqu'en 2014 sont vraisemblablement des cultures de maïs semence, Maiz'Europ', 2017) et les cultures légumières (environ 10%). Les surfaces en jachère représentent aussi environ 10% des terres arables déclarées alors que les surfaces déclarées en prairies permanentes ou temporaires sont extrêmement faibles sur le bassin versant (Fig. 6.26).

6.2.3 Hydromorphologie

6.2.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang Blanc n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Nous disposons uniquement des données sur

6. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
7. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

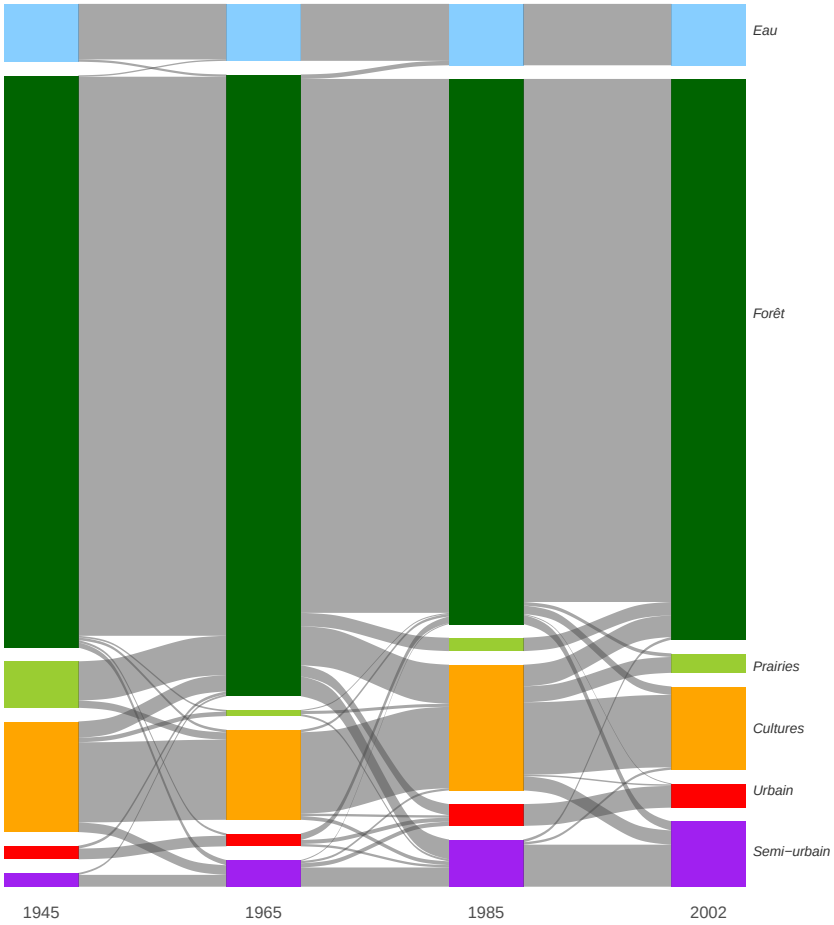


FIGURE 6.24 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang Blanc. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

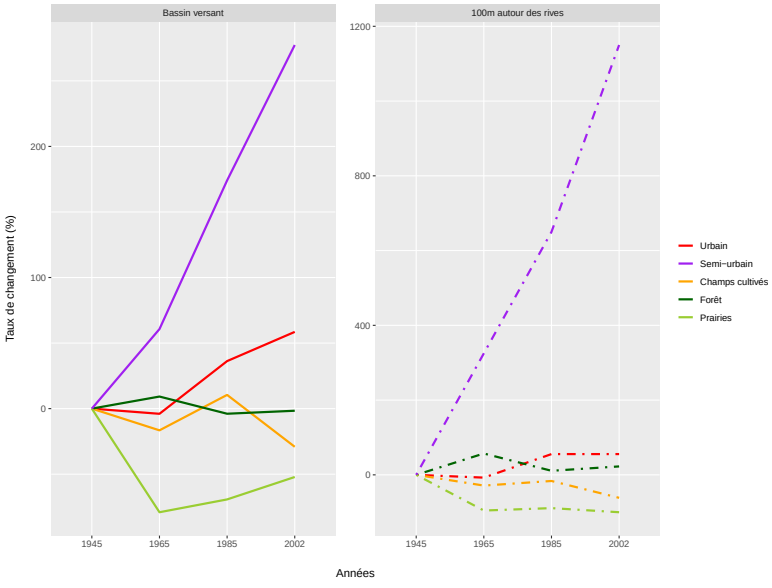


FIGURE 6.25 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang Blanc (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

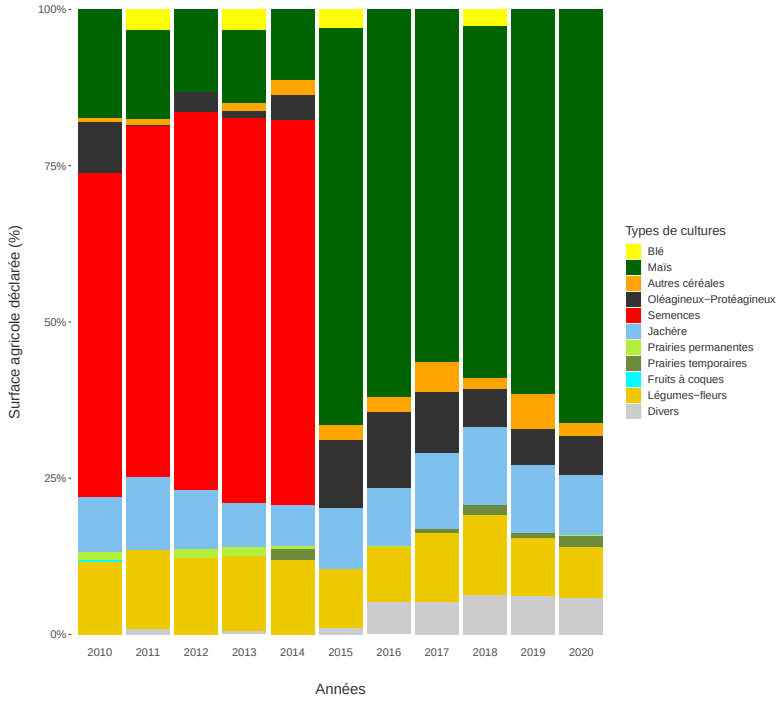


FIGURE 6.26 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de l'étang Blanc.

les mois de janvier et février pour l'année 2002. La cote médiane du plan d'eau pendant ces mois hivernaux était alors de 13.03m.

6.2.4 Physico-chimie

6.2.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur l'étang Blanc la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 6.27) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 25.20$, $R^2_{aj} = 0.29$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.02x - 26.96$, $R^2_{aj} = 0.06$, $pvalue = 0.04$ en hiver, $0.02x - 26.75$, $R^2_{aj} = 0.15$, $pvalue < 0.01$ au printemps, $0.02x - 24.29$, $R^2_{aj} = 0.19$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 22.77$, $R^2_{aj} = 0.11$, $pvalue < 0.01$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les plans d'eau du bassin-versant d'Aureilhan (Fig. 3.11, 3.33 et 3.65, 3.93) ainsi que sur celle observée sur l'étang de Léon (Fig. 4.12) et de Soustons (Fig.).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation

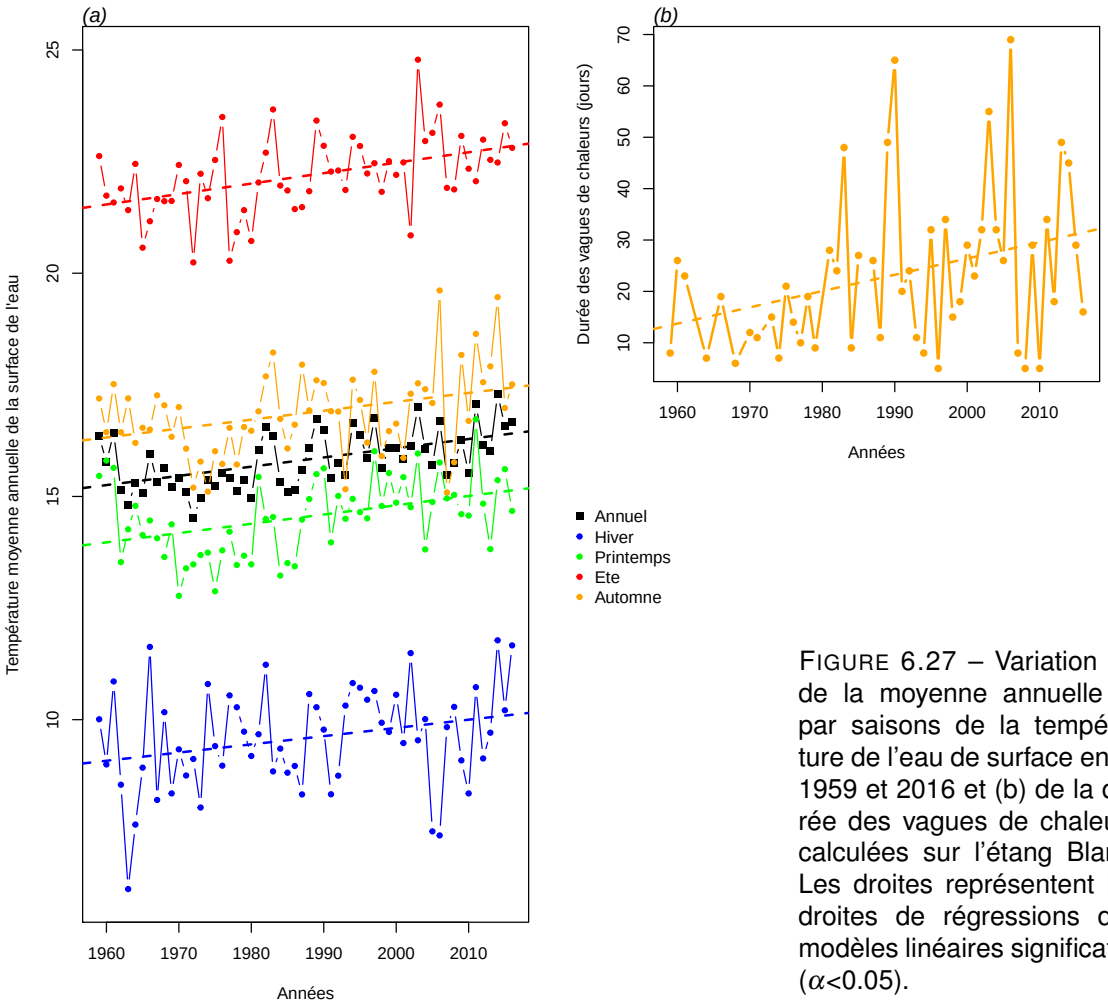


FIGURE 6.27 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur l'étang Blanc. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

est identique à celle observée sur les autres plans d'eau Landais mais presque deux fois plus forte que sur les lacs médocains.

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.32x - 607.08$, $R^2_{aj} = 0.09$, $pvalue = 0.02$). Cette augmentation (3j en 10 ans) est inférieure à celle observée sur les autres plans d'eau situés au Nord (4j pour Carcans-Hourtin et 9j pour les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse) de la région d'étude, mais similaire à celle de l'étang de Léon et de Soustons.

6.2.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles,

auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

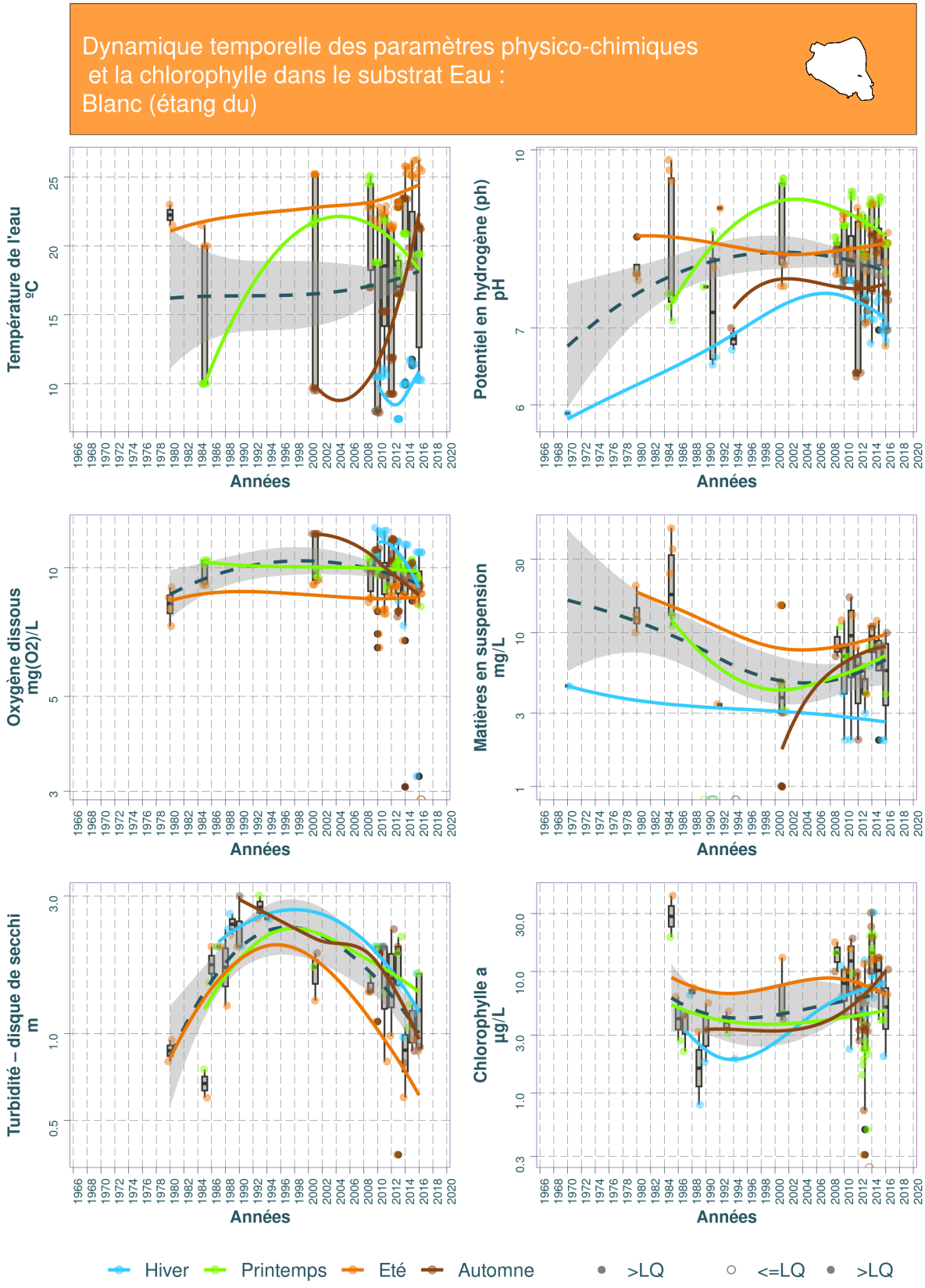
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

6.2.4.3 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

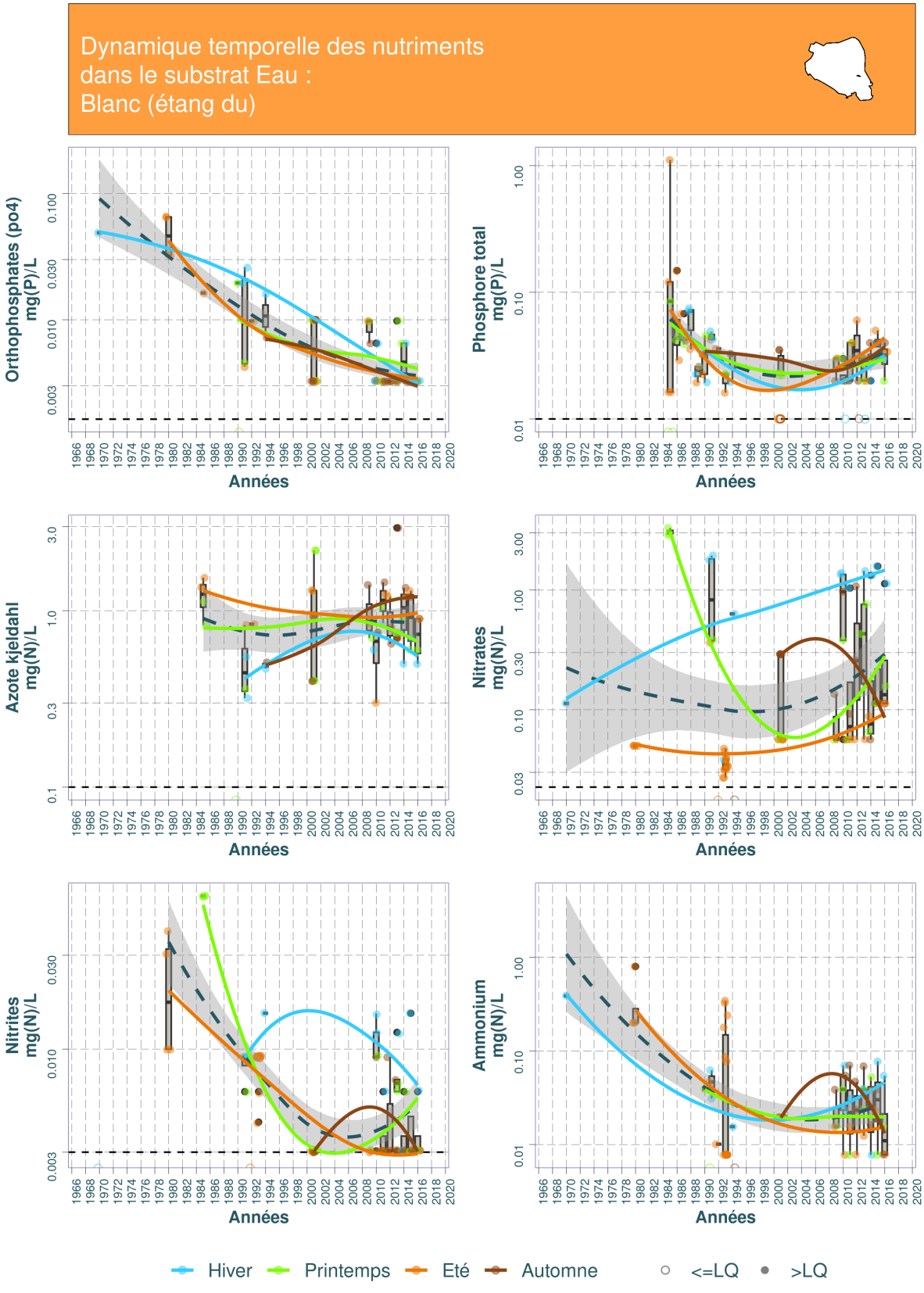
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Depuis le début des années 80 et selon les critères DCE, l'état physico-chimique de l'étang Blanc est assez variable en ce qui concerne la transparence et le phosphore total, oscillant principalement entre les états *'bon'* à '*très bon*' (Fig. 6.31). Les classes d'état des nitrates et de l'ammonium sont relativement stable dans le temps à un niveau '*très bon*' (mais les nitrates affichaient un état *'médiocre*' en 1985).



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 6.28 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang Blanc.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

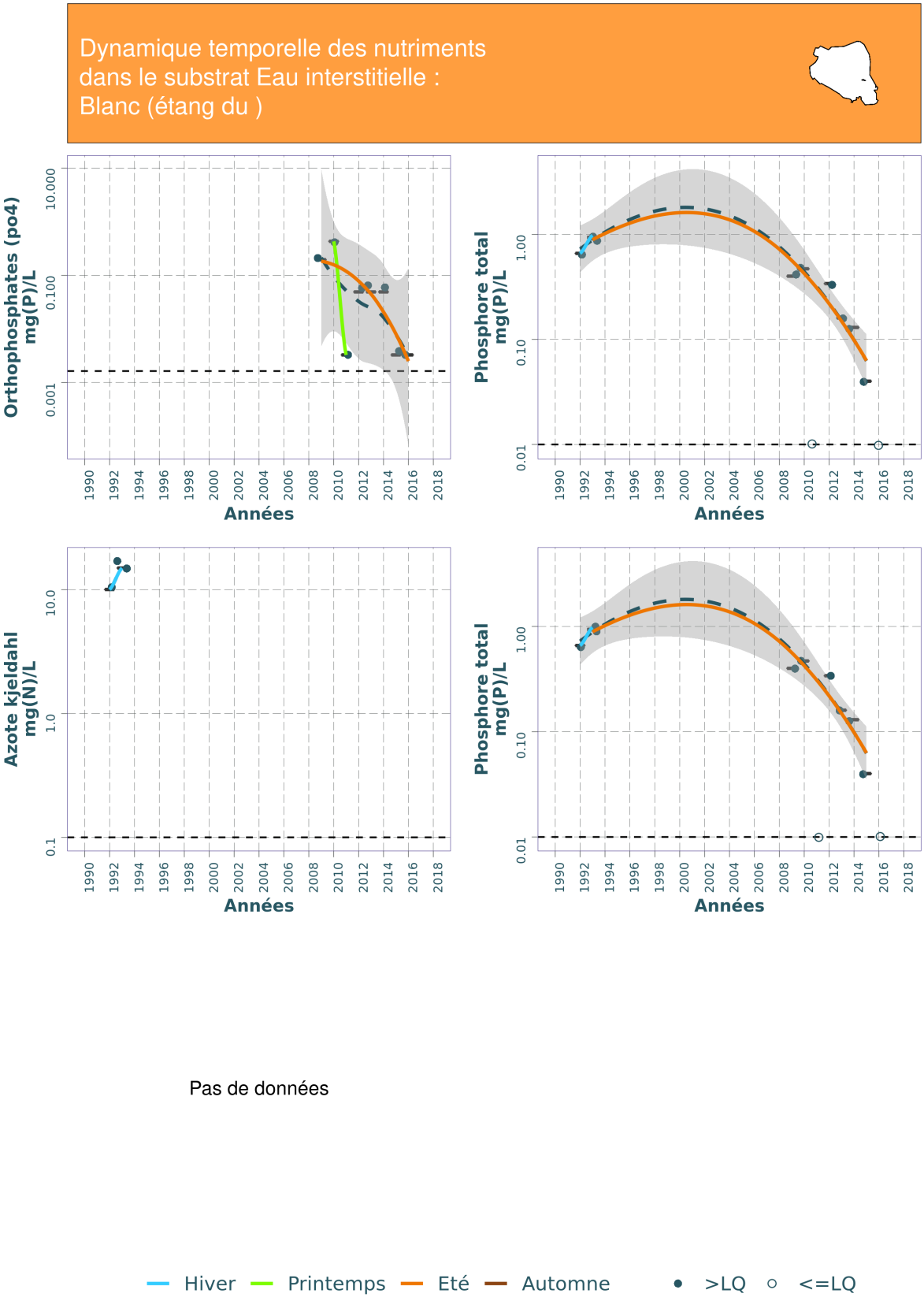
FIGURE 6.29 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang Blanc.

TABLEAU 6.10 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang Blanc.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Blanc (étang du) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max
Ammonium	mg(N)/L	1970	2016	71	45.1%	0.00	0.8000	0.0194	0.0639	0.0078	0.015
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1985	2016	55	54.5%	0.00	2.9500	0.8300	0.9129	0.1000	0.300
Azote minéral	mg(N)/L	1994	2001	8	12.5%	0.00	0.6600	0.0800	0.2025	0.1200	0.120
Chlorophylle a	µg/L	1985	2016	101	18.8%	0.00	42.2000	6.1000	8.2057	0.1000	1.000
Matières en suspension	mg/L	1970	2016	63	58.7%	0.00	48.0000	6.0000	7.8714	2.0000	5.000
Nitrates	mg(N)/L	1970	2016	73	39.7%	0.00	3.3000	0.0655	0.4327	0.0565	0.112
Nitrites	mg(N)/L	1970	2016	72	38.9%	0.00	0.0600	0.0061	0.0091	0.0030	0.003
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1970	2016	59	52.5%	0.00	0.0652	0.0033	0.0099	0.0026	0.003
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1980	2016	164	0.0%	0.00	12.4000	9.8000	9.5863	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1985	2016	84	35.7%	0.00	1.1087	0.0300	0.0453	0.0100	0.016
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1970	2016	175	0.0%	5.90	9.8000	8.0000	7.9821	NA	NA
Température de l'eau	°C	1980	2016	164	0.0%	7.43	26.2500	18.8000	17.4634	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1980	2016	54	0.0%	0.38	3.0000	1.6050	1.5900	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 6.30 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang Blanc.

TABLEAU 6.11 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang Blanc.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Blanc (étang du) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2009	2016	8	62.5%	0.8542	7.8428	1.8248	3.3245	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	1993	3	0.0%	10.0500	14.9800	14.9800	13.3367	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2009	2016	8	75.0%	0.0033	0.4305	0.0489	0.0978	0.0033	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2016	11	54.5%	0.0100	0.9770	0.3400	0.3717	0.0100	0.0500

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

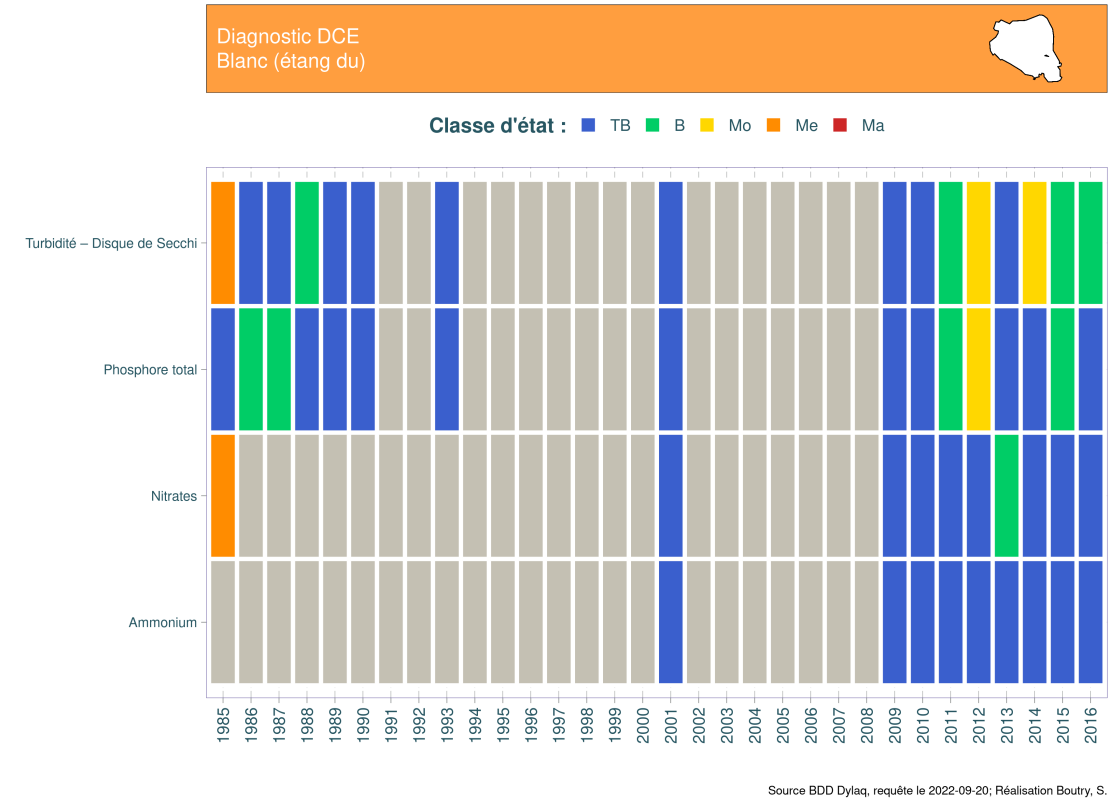


FIGURE 6.31 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang Blanc entre 1985 et 2016. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

6.2.4.4 Synthèse

Au niveau de l'étang Blanc, comme pour l'ensemble des étangs de la région, nous pouvons constater une hausse générale de la température de l'eau. Le pH de ce plan d'eau est le plus souvent compris entre 7 et 8 et l'oxygène dissous demeure relativement stable et proche de 10 mg/L. Les matières en suspension suivent une décroissance (diminution de 0.5 unité log décimal, soit un facteur d'environ 3). La turbidité suit une variation unimodale, avec une amélioration de la transparence aux alentours de 1990-2000, puis un retour aux valeurs initiales. Quant à la chlorophylle a, ce paramètre semble stable dans le temps.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total reste relativement stable. Les nitrates et l'azote Kjeldahl varient assez peu. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent assez nettement tout au long de la période et, plus généralement, nous constatons des concentrations très basses, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Enfin, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Globalement l'état physico-chimique de l'étang Blanc est plutôt satisfaisant, surtout en ce qui concerne les paramètres nitrates et ammonium qui montrent une certaine stabilité. Les paramètres transparence et phosphore total sont plus variables dans le temps (autour d'un état considéré comme '*bon*' à '*très bon*') sans afficher une tendance particulière.

6.2.5 Phytoplancton

Les premiers relevés de phytoplancton disponibles sur l'étang Blanc remontent à l'année 2009. Depuis cette date, des campagnes d'analyses ont été réalisées chaque année permettant ainsi de disposer de douze ans de données jusqu'en 2020. Ces données, respectant toutes le format type DCE, peuvent être pleinement comparées entre elles.

6.2.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Un total de 386 taxons différents a été inventorié sur ce plan d'eau sur les douze années de relevés. Variables d'une année à l'autre, les richesses taxonomiques annuelles moyennes ont varié de 36 taxons en 2010 au minium à 52 en 2020 au maximum (Fig. 6.32). La richesse moyenne globale est alors de 43 taxons. Des disparités s'observent au cours des différentes années et aucune tendance générale sur la durée ne se dégage sur cette chronique (Fig. 6.32). Bien que variables au cours des années, ces richesses annuelles ne sont pas significativement différentes entre elles (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.45*) et sont dans la moyenne de ce qui peut être observé sur les étangs du littoral aquitain.

L'amplitude des richesses est, au cours des différentes campagnes des différentes années, plus ou moins étendue (Fig. 6.32). Les années 2010, 2012 et 2016, présentent les richesses les moins variables au cours de l'année. A l'opposé, les années 2015 et 2019 présentent les plus grands écarts de richesse : 26 pour 2015 entre octobre et mai (ou mars) et 34 pour 2019 entre février et juillet.

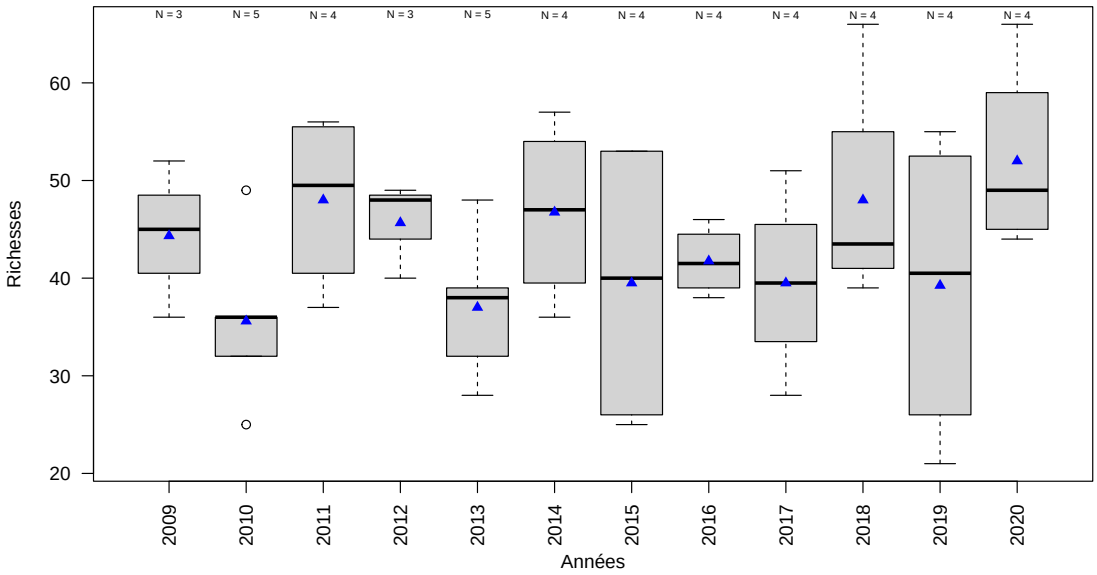


FIGURE 6.32 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 2009 et 2020 sur l'étang Blanc. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

La richesse minimale a été mesurée en février 2019 avec 21 taxons et la maximale en février 2020 avec 66 taxons identifiés. Depuis 2015 la richesse annuelle moyenne semble augmenter d'année en année, ce qui serait plutôt un indicateur d'amélioration de la qualité de la communauté algale par sa diversification.

La richesse se répartie essentiellement dans le groupe des algues vertes (embranchements des Chlorophyta et dans une moindre mesure Charophyta) quelque soit l'année avec une vingtaine de taxons par an de Chlorophyta et un à sept taxons de Charophyta (Fig. 6.33).

Les cyanobactéries sont présentes tous les ans avec en moyenne 5 à 15 taxons. Les années 2013, 2014 et 2015 sont les moins riches avec 5 taxons en moyenne contre 13 à 15 taxons de 2018 à 2020. Les algues dorées (Ochrophyta) sont ensuite régulièrement présentes au cours de l'étude avec 3 à 10 taxons en moyenne par an. De même la richesse annuelle moyenne des diatomées (Bacillariophyta) varie de 3 à 8 taxons. Elle semble se réduire depuis 2013 et ne s'élève plus qu'à 3 taxons depuis 2018. Les autres groupes taxonomiques sont présents de manière plus irrégulière et sont moins diversifiés.

La tendance à l'augmentation de richesse annuelle moyenne depuis 2015 est alors essentiellement due aux cyanobactéries ce qui, selon les taxons nouvellement présents, n'est pas forcément un indicateur d'amélioration de la qualité des eaux de l'étang Blanc.

Les richesses donnent une idée de la répartition de la communauté au sein des différents groupes taxonomiques mais n'illustrent pas les quantités de matière en présence. L'analyse de la distribution des biovolumes comble ce manque.

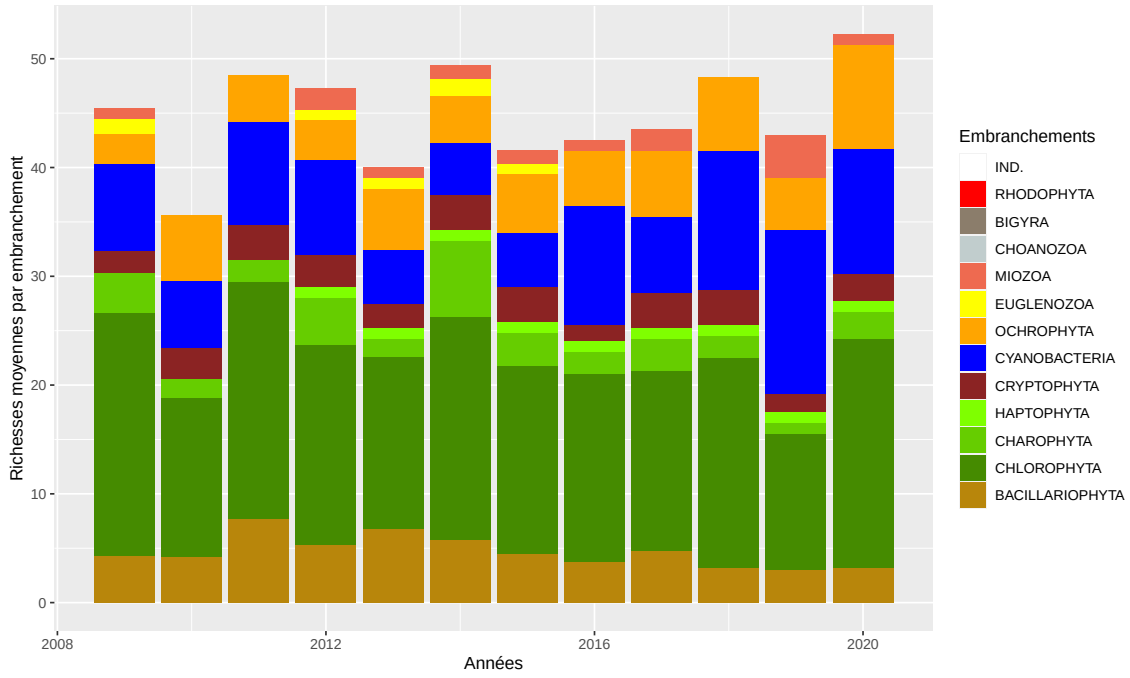


FIGURE 6.33 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 2009 et 2020 sur l'étang Blanc. IND. indique les embranchements indéterminés.

6.2.5.2 Dynamique des biovolumes

La distribution des biovolumes annuels sur l'étang est sensiblement différente de celle des richesses (Fig. 6.34). Les biovolumes annuels moyens varient de 1.04 à 10.28 mm^3/l sur l'ensemble des années : minimum relevé en 2013 et maximum en 2019. Après une valeur moyenne de 7.18 mm^3/l en 2009, la période de 2010 à 2017 affiche des biovolumes moyens inférieurs à 4 mm^3/l avec une dispersion annuelle assez peu étendue. Les valeurs des années 2018 à 2020 sont ensuite beaucoup plus dispersées avec des biovolumes moyens plus élevés de 6.81, 10.29 et 5.16 mm^3/l pour respectivement 2018, 2019 et 2020. D'ailleurs, sur l'ensemble de la chronique le biovolume maximum est relevé durant le printemps 2019 avec 16.53 mm^3/l et le minimum au printemps 2020 avec 0.26 mm^3/l. Les communautés phytoplanctoniques de l'étang sont alors plus abondantes ces trois dernières années avec des disparités plus fortes entre les campagnes. Cela peut illustrer une plus grande instabilité des communautés présentes.

Sur l'ensemble de la période d'étude les biovolumes annuels moyens n'ont pas une tendance significative à la hausse. Par contre, en retirant l'année 2009 de l'analyse, la tendance à la hausse est significative ($R^2_{aj} = 0.44$, *p-value = 0.015*). L'étang Blanc a une communauté algale qui augmente au cours du temps illustrant l'augmentation du niveau trophique du site. Bien qu'en constante hausse au niveau moyen (sur 2010 - 2020), les biovolumes médians annuels ne sont pas significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.16*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude.

La répartition des communautés phytoplanctoniques dans les différents groupes taxonomiques est variable d'une année à une autre (Fig. 6.35). Dominée par les algues vertes (Chlorophyta et

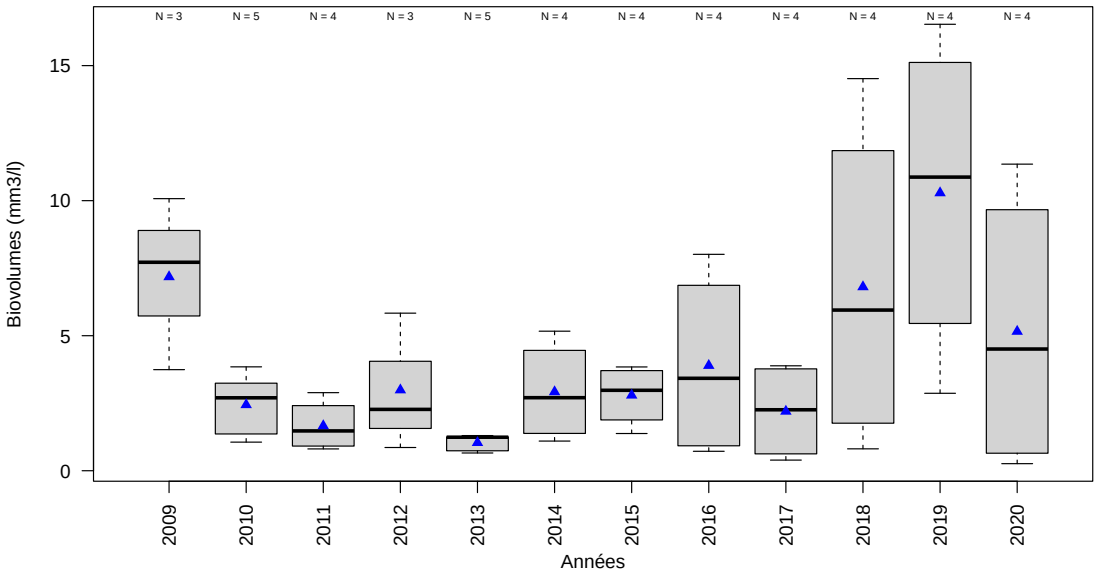


FIGURE 6.34 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2020 sur l'étang Blanc. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Charophyta) et notamment les desmidées (Charophyta) en 2009, la communauté s'équilibre au sein des groupes les années suivantes de 2010 à 2017. Puis de 2018 à 2020, elle se déséquilibre au profit des cyanobactéries qui deviennent dominantes avec des biovolumes moyens compris entre 2.55 et 6.37 mm^3/l.

Les autres groupes, diatomées, cryptophycées et algues dorées, sont plutôt régulièrement distribués sur les différentes années. Il peut être noté le biovolume plus important des dinophycées (Miozoa) en 2019 avec 1.45 mm^3/l alors que ce groupe est très peu présent les autres années de l'étude.

La communauté phytoplanctonique de l'étang Blanc, après une période de stabilité jusqu'en 2017, semble évoluer au cours des trois dernières années avec une tendance à la dégradation illustrée par l'augmentation de la proportion des cyanobactéries potentiellement en relation avec des conditions environnementales (climatiques et trophiques) plus favorables à leur développement.

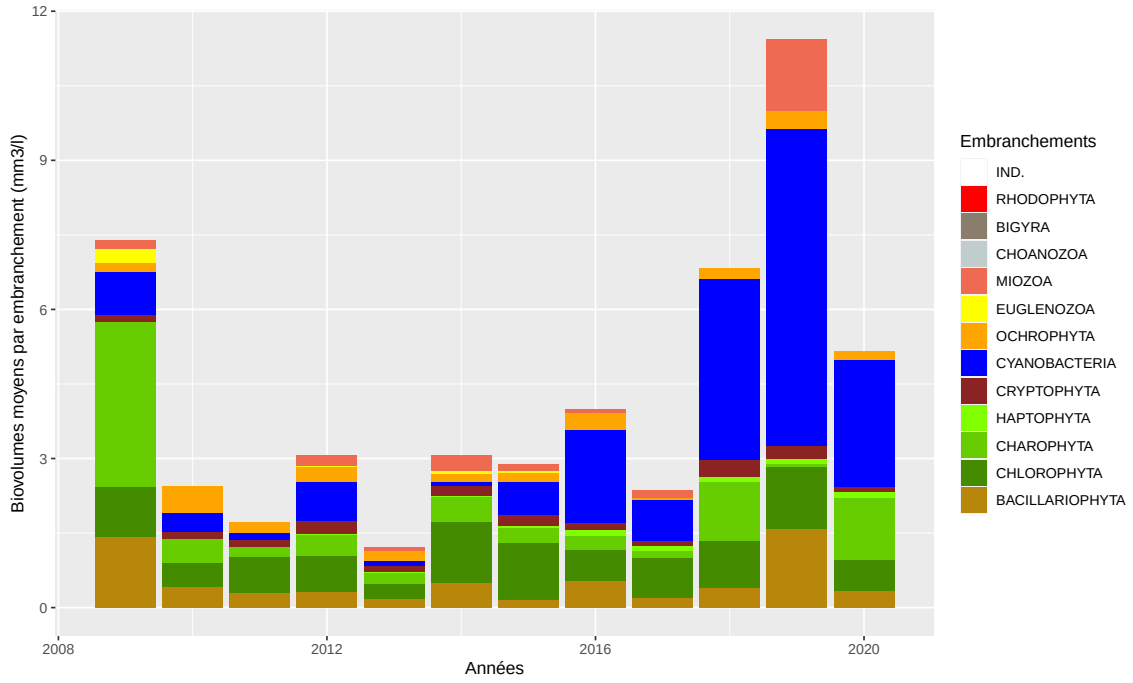


FIGURE 6.35 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2020 sur l'étang Blanc. IND. indique les embranchements indéterminés.

6.2.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Le calcul de l'indice de diversité de Gini-Simpson [8] par année vient donner une autre vision de la structure des communautés phytoplanctoniques présentes (Fig. 6.36). Les valeurs de cet indice varient entre 0.86 à 0.97 pour respectivement 2009 et 2014 indiquant une communauté très diversifiée et bien équilibrée sur l'étang Blanc. L'augmentation de la proportion de cyanobactéries observée précédemment avec les chroniques de biovolumes ne s'observe pas ici de manière nette. Seule une très légère diminution des valeurs de 0.94 à 0.90 est mesurée sur les trois dernières années. En regardant les résultats de cet indice par campagne (Fig. 6.36b), le déséquilibre n'est pas plus remarquable. La dispersion des valeurs de chaque campagne n'est pas plus importante en fin d'étude que sur la première période de l'étude (2009 à 2017). Seule la valeur de 0.64 calculée en mai 2019 s'écarte des autres résultats de l'étude. Cet indice, à l'instar des richesses et contrairement aux biovolumes, vient plutôt souligner la qualité et la relative stabilité de la communauté phytoplanctonique de l'étang Blanc entre 2009 et 2020.

La structure de la communauté peut aussi être analysée au travers d'outil d'analyses multivariées telles que les NMDS. Cela permet d'observer la répartition des années entre elles, avec la position des campagnes, sur un plan multifactoriel et de visualiser les taxons les plus représentatifs de cette répartition (Fig. 6.37).

La NMDS calculée sur les communautés phytoplanctonique de l'étang Blanc présente une valeur de stress de 0.16 indiquant une représentation acceptable (car comprise en 0.1 et 0.2). Deux lots de données se séparent nettement sur le graphe : les années 2009 à 2011 d'un côté, et les

8. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

autres années de 2012 à 2020 d'un autre. Les communautés algales au sein de ces deux lots sont alors assez comparables.

Le premier groupe d'année est caractérisé par quelques taxons (dont le coefficient de corrélation avec un des axes est supérieure à |0,35|). Il s'agit d'algues vertes *Tetraedron minimum* (TEAMIN) et *Staurastrum sp.* (STASPX), de cyanobactéries de petites tailles *Cyanocatena planctonica* (CYEPLA) et *Anathece minutissima* (ANTMIN), de petites cyanobactéries filamenteuses *Pseudanabaena sp.* (PSESPX) et d'une algue brune *Goniochloris mutica* (GOCMUT).

Le deuxième groupe d'années (2012 à 2020) est représenté par un plus grand nombre de taxons. Il s'agit notamment d'algues vertes comme *Desmodesmus armatus* (DEDARM), *Desmodesmus subspictus* (DEDSUB) et *Closterium sp.* (CLOSPX) et de chrysophycées (algues dorées) avec *Mallomonas akrokomos* (MALAKR) et *Ochromonas sp.* (OCHSPX) ou encore des cyanobactéries filamenteuses comme *Planktothrix sp.* (PLASPX). Il y aussi des taxons plus spécifiques à certaines années comme *Hariotina reticulata* (HARRET) pour 2015 ou *Woronichinia naegeliana* (WORNAE) pour 2013 ou encore *Tetradesmus obliquus* (TEDOBL), *Willea crucifera* (WILCRU) et des Chlorococcales indéterminées (INDCHO) pour 2019.

Il faut noter aussi que les communautés rencontrées lors des différentes campagnes annuelles de 2009, 2010 et 2011 sont plus similaires entre elles comme en atteste la plus grande proximité des points de campagnes (chiffres bleus sur le graphique) alors que les autres années ont des campagnes plus espacées entre elles. Ces dernières ont alors des cortèges algaux plus différenciés, ce qui est très net pour 2019 et 2020 pouvant refléter une instabilité grandissante de la communauté algale. La distribution des années se chevauche surtout sur la deuxième période et aucune trajectoire simple ne semble se dessiner au cours du temps néanmoins la communauté algale a évolué pour passer de la structure de la première période à celle de la deuxième période.

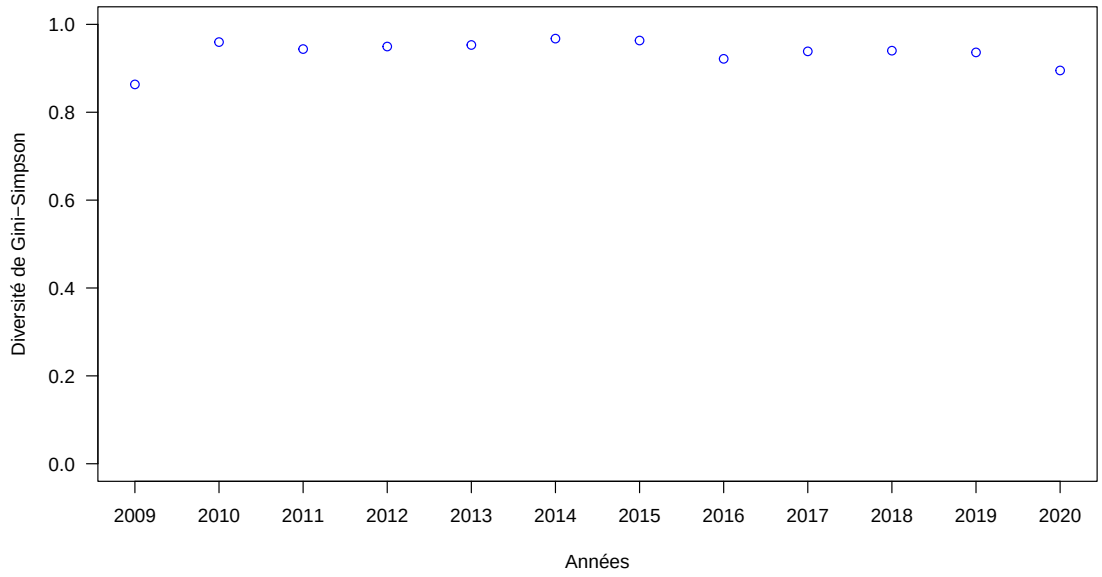
6.2.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Des données de chlorophylle sur l'étang Blanc sont disponibles à partir de 2009 et jusqu'en 2020 permettant d'être associées aux relevés phytoplanctoniques correspondant (protocole DCE) pour calculer les IPLAC. Cependant en 2010 et en 2012, le nombre et la période des campagnes (mois de l'année) ne sont pas adaptés au calcul de l'indice. L'IPLAC a pu ainsi être calculé en 2009, 2011 puis de 2013 à 2020 avec néanmoins une petite extension de la période d'acquisition acceptée jusqu'au 15 novembre pour permettre un calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul permettant une meilleure robustesse de l'indicateur.

Les résultats de l'IPLAC sur l'étang Blanc varient de 0.60 à 1.00 entre 2009 et 2020 (Fig. 6.38). L'état écologique est alors « bon » à « très bon » selon les années sur l'ensemble de la période avec une moyenne de 0.79. L'indice IPLAC augmente globalement d'année en année indiquant une amélioration de la communauté phytoplanctonique du plan d'eau.

Les deux métriques constitutives de l'indicateur, la métrique de biomasse algale (MBA) et la métrique de composition spécifique (MCS), évoluent plutôt de manière coordonnée. La MBA varie de 0.61 à 1.10 et la MCS de 0.58 à 0.98 et les moyennes sont respectivement de 0.80 et 0.79. En

(a)



(b)

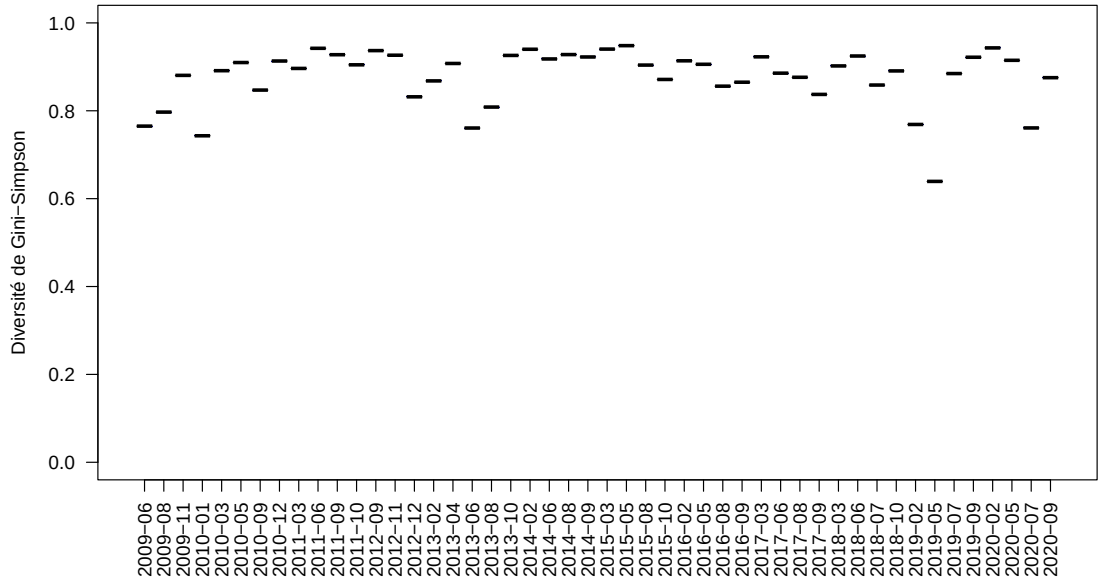


FIGURE 6.36 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2020 sur l'étang Blanc par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

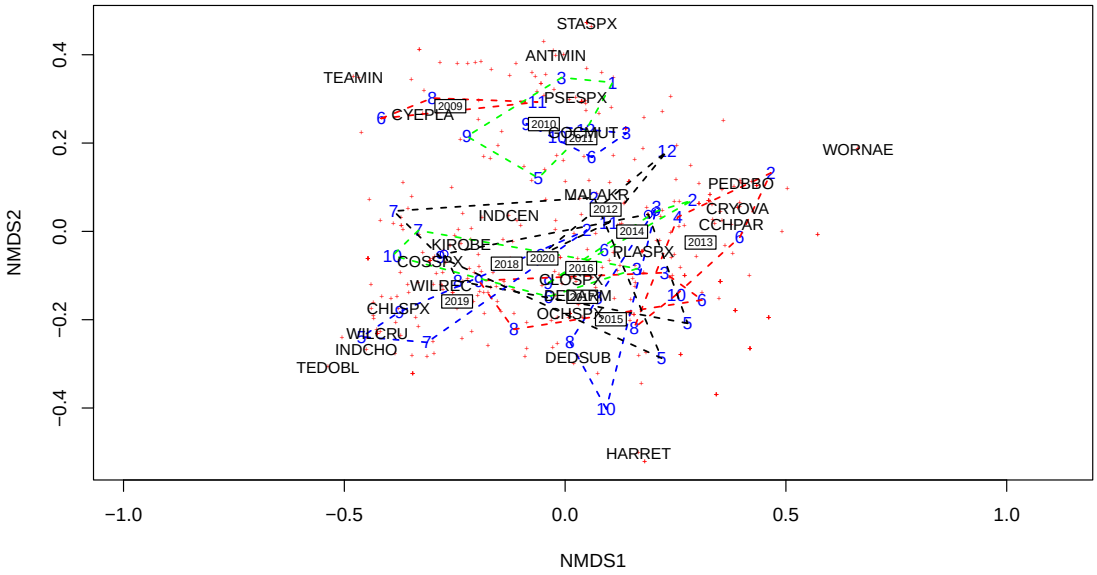


FIGURE 6.37 – Position des échantillons prélevés entre 2009 et 2020 et des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang Blanc. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. La position des espèces est indiquée par les croix rouges et le code 6 lettres des principales espèces est aussi indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|). Stress = 0.16.

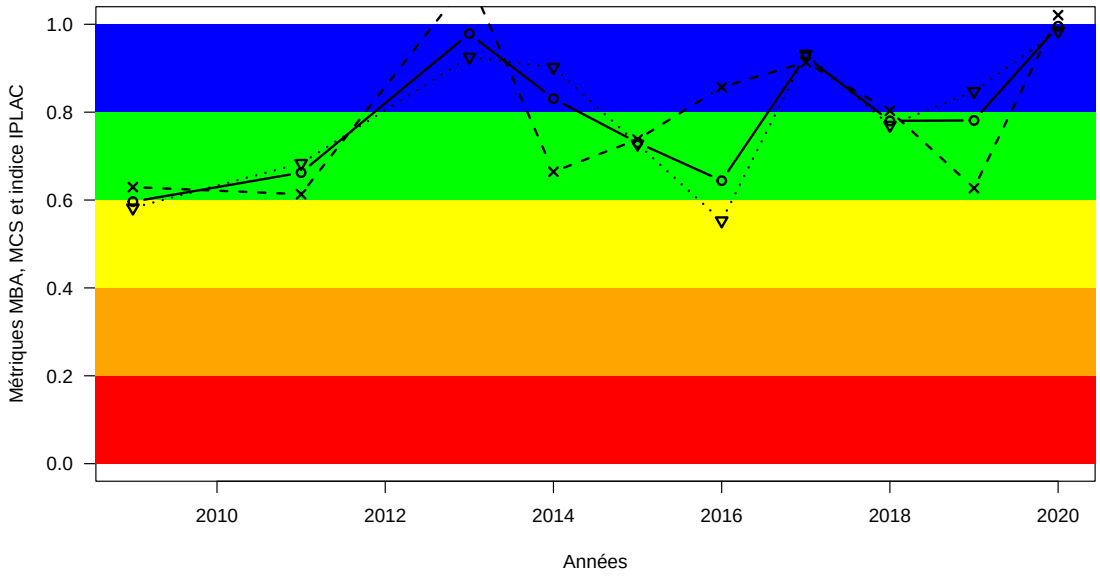


FIGURE 6.38 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang Blanc entre 2009 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

2011, 2014 et 2019, c'est la MBA et donc les concentrations en chlorophylle-a qui tirent la note de l'indicateur vers le bas. Par contre en 2016, c'est la composition spécifique de la communauté, au travers de la MCS, qui abaisse la note de l'indicateur.

Les résultats de l'indice IPLAC sont alors en accord avec les interprétations des évolutions des richesses et de l'indice de Gini-Simpson.

6.2.5.5 Synthèse

L'étang Blanc est un petit plan d'eau dont l'état écologique peut être qualifié de bon à très bon au moyen du phytoplancton. Cet état évalué par l'IPLAC apparaît même en constante amélioration entre 2009 et 2020 ce qui est confirmé par la structure de la communauté plus diversifiée et équilibrée (indice de diversité de Gini-Simpson). Les richesses sont élevées et les biovolumes assez faibles et bien répartis dans les différents embranchements algaux bien qu'en augmentation sur 2018 à 2020. Cette augmentation essentiellement composée de cyanobactéries pourrait refléter une instabilité grandissante ou un début de dégradation qu'il sera bon de continuer à surveiller dans les années à venir.

TABLEAU 6.12 – Inventaires piscicoles répertoriés et disponibilité des données des pêches de poisson dans l'étang Blanc. AR : abondances relatives.

Année	Engin de capture	Type de données	Objectif	Source
2008	Araignées multimailles	AR numérique et pondérale des espèces	Pêche scientifique	CEMAGREF
2017	Pêche électrique en bateau	AR numérique et pondérale des espèces	Inventaire piscicole	FDAAPPMA 40
Depuis 2012, tous les ans	Verveux	Présence/absence	Suivi anguilles	MIGRADOUR

6.2.6 Poissons

6.2.6.1 Les inventaires piscicoles

Les données disponibles sont listées dans le tableau 6.12.

Une pêche a été réalisée du 29 au 30 septembre 2008 par le Cemagref d'Aix en Provence avec le protocole normalisé en application de la norme EN 14757 (C.E.N., 2005). Au cours de cette pêche, 8 filets benthiques ont été posés sur l'ensemble du plan d'eau durant une nuit (CEMAGREF, 2008).

Une pêche électrique a aussi été réalisée par la Fédération de pêche des Landes, en bateau, le 13 septembre 2017. Cette pêche, par point sur 4 transects en zones littorale et pélagique, a été réalisée à bord d'une embarcation sur une journée. La surface totale échantillonnée est de 7342 m^2 pour un temps effectif de pêche de 1 heures et 10 minutes.

Depuis 2012, des pêches annuelles sont réalisées par Migradour [9] dans le cadre d'un suivie de l'anguille (*Anguilla anguilla*) pour le site index anguilles « Adour et Cours d'eau côtiers ». Quatre sessions d'échantillonnage sont programmées chaque année lors des mois d'avril, mai et juin qui correspondent à une période théorique d'activité des anguilles, et 19 points d'échantillonnages ont été définis sur l'Etang Blanc. L'échantillonnage de l'étang est pratiqué à l'aide d'engins passifs de type « verveux à anguilles » en maille de 10 mm en cul de nasse. Les anguilles capturées sont mesurées puis remises à l'eau au niveau de leur lieu de capture. Les autres espèces capturées sont identifiées (présence) mais pas mesurées ni pesées, à l'exception des espèces invasives qui sont dénombrées puis détruites. Les informations analysées ici sont extraites des rapports produit dans le cadre de ces suivis (Dartau, 2014, 2017, 2013, 2015, 2016).

6.2.6.2 Le peuplement piscicole

Richesse et composition spécifique

Compte tenu des différences de technique de pêche et sans connaissance de l'effort de pêche dans la plupart des cas, les données sont difficilement comparables. Néanmoins, la présence

9. Association "poissons migrateurs" des bassins de l'Adour, de la Nivelle et des cours d'eau côtiers des Landes et des Pyrénées-Atlantiques.

de 13 espèces dont une espèce d'écrevisse a été recensée sur l'ensemble des pêches réalisées (Tab. 6.13). On notera la présence de la perche soleil (*Lepomis gibbosus*), du poisson chat (*Ameiurus melas*) ainsi que de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) qui sont des espèce allochtones, susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement).

La brème bordelière (*Blicca bjoerkna*) et le carassin (*Carassius carassius*) ont été capturés une seule fois en 2008 lors des pêches au filets mais en très faible nombre (Tab. 6.13). On peut supposer qu'ils sont toujours présents mais en faible quantité dans le plan d'eau. De plus la difficulté de détermination entre la brème commune (*Abramis brama*), plus souvent recensée, et la brème bordelière peut expliquer ces résultats (surtout sur les petits individus).

Suite au développement des outils génétiques, la diversité biologique des poissons d'eau douce de France a été revue. En 2014, plusieurs espèces de brochets ont été identifiés en France dont le brochet aquitain (*Esox aquinanicus*) endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour Denys et al., 2014). Le brochet commun (*Esox lucius*), originaire du nord de la France et de l'Europe a été introduit dans le sud-ouest de la France par l'homme, notamment via des opérations de repeuplement. De ce fait, d'après les études en cours, la population du lac serait composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Structure des communautés

Ces analyses ne sont possibles que lorsque le nombre de poisson ou la biomasse capturée a été notée. Elles ne concernent donc que les données obtenues lors de la pêche aux filets et de la pêche électrique mais les informations ne sont pas comparables, les techniques et zones prospectées étant très différentes.

Les deux pêches donnent une image très différente du peuplement même si le gardon, et dans une moindre mesure la perche, sont des espèces bien représentées dans les deux cas (Tab. 6.14). En effet, quatre espèces ne sont capturées qu'à une seule date : l'anguille, la brème bordelière, le carassin et la tanche (*Tinca tinca*). L'anguille, en raison de sa forme, n'a pas été capturée aux filets maillants, de même que la tanche. Inversement, la brème bordelière et le carassin présents dans les filets maillants en 2008 n'ont pas été capturés à l'électricité. Les effectifs de ces 4 espèces pêchées seulement avec l'une ou l'autre des techniques, sont toujours faibles. On note la présence d'une forte proportion de perches soleil en zone littorale lors de la pêche de 2017.

Quelle que soit la technique de pêche utilisée, le poisson chat est l'espèce dominante en biomasse (Tableau 6.15). Néanmoins, le gardon qui représentait également une bonne proportion de la biomasse en 2008 est moins représenté dans les pêches de 2017.

TABLEAU 6.13 – Composition spécifique de l'étang Blanc entre 2008 et 2017. Nb sp : nombre d'espèces. *pêche réalisée aux verveux ** pêche électrique en bateau

Nom latin	Nom commun	2008	2012	2013	2014	2015	2016	2017*	2017**
Anguilla anguilla	Anguille européenne		X	X	X	X	X	X	X
Blicca bjoerkna	Brème bordelière	X							
Abramis brama	Brème commune	X			X		X		X
Esox aquitanicus ou *lucius*	Brochet spp.	X	X	X	X	X	X	X	X
Carassius carassius	Carassin	X							
Rutilus rutilus	Gardon	X	X	X	X	X	X		X
Perca fluviatilis	Perche commune	X	X	X	X	X	X	X	X
Lepomis gibbosus	Perche soleil	X	X	X	X	X	X	X	X
Ameiurus melas	Poisson chat	X	X	X	X	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rotengle	X		X					X
Sander lucioperca	Sandre	X	X	X	X	X			X
Tinca tinca	Tanche				X				X
	Nb sp poissons	**10**	**7**	**8**	**9**	**7**	**7**	**5**	**10**
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane		X	X	X	X	X	X	
	Nb sp poissons et crustacés	**10**	**8**	**9**	**10**	**8**	**8**	**6**	**10**

TABLEAU 6.14 – Effectif et occurrence des espèces pêchées dans l'étang Blanc en 2008 et 2017.

	Nombre d'individus		% du total	
Nom latin	2008	2017	2008	2017
Anguilla anguilla		4		0,9
Abramis brama	88	1	9.8	0,2
Ameiurus melas	58	20	6.5	4,6
Blicca bjoerkna	3		0.3	
Carassius carassius	1		0.1	
Esox aquitanicus ou *lucius*	1	17	0.1	3,9
Lepomis gibbosus	4	154	0.5	35,7
Perca fluviatilis	72	141	8.0	32,6
Rutilus rutilus	606	85	67.6	19,7
Sander lucioperca	12	1	1.3	0,2
Scardinius erythrophthalmus	46	5	5.1	1,2
Tinca tinca		4		0,9
Total		**432**		**100**

TABLEAU 6.15 – Abondance pondérale des espèces pêchées dans l'étang Blanc en 2008 et 2017.

	Biomasse (g)		% du total	
Nom latin	2008	2017	2008	2017
Anguilla anguilla		1070		9.6
Abramis brama	2773	647	12.7	5,8
Ameiurus melas	7096	2337	32.5	21.0
Blicca bjoerkna	141		0.7	
Carassius carassius	25		0.1	
Esox aquitanicus ou *lucius*	1006	974	4.6	8.7
Lepomis gibbosus	17	1380	0.1	12.4
Perca fluviatilis	941	1188	4.3	10.7
Rutilus rutilus	6627	1384	30.4	12.4
Sander lucioperca	920		4.2	
Scardinius erythrophthalmus	2289	51	10.5	0.5
Tinca tinca		2124		19.0
Total	21835	11155		

TABLEAU 6.16 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune en 2008 dans l'étang Blanc.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2008	2483	101.7	81.1	0.47	Moyen

Indice d'état écologique

Le calcul des métriques de l'indice ichtyofaune lac (IIL) montre qu'il est en qualité moyenne du fait notamment des effectifs totaux et des effectifs d'individus omnivores relativement élevés en regard des caractéristiques environnementales du site (Tableau 6.16).

Structure en tailles des principales espèces

D'une manière générale, des petits individus ont été capturés et il semble donc que la reproduction soit bonne pour la majorité des espèces (Tableau 6). Les moyennes ne peuvent pas être calculées sur les données de pêches électriques déjà agrégées.

Les histogrammes de taille des principales espèces construits à partir des données de 2008 montrent l'existence d'une reproduction pour l'ensemble de ces espèces (Fig. 6.39 à 6.42).

TABLEAU 6.17 – Caractéristique de taille des populations pêchées sur l'étang Blanc en 2008 et 2017.

	Taille min		Taille max		Moyenne	Ecart type
Nom latin	2008	2017	2008	2017	2008	2008
Anguilla anguilla		190		630		
Abramis brama	82	380	280	380	124.4	50.4
Ameiurus melas	149	85	245	254	211.8	17.8
Blicca bjoerkna	110		218		147.3	61.2
Carassius carassius	131		131		131	
Esox aquitanicus ou *lucius*	585	42	585	955	585	
Lepomis gibbosus	57	25	65	108	59.3	3.9
Perca fluviatilis	75	77	305	225	90.7	26.1
Rutilus rutilus	60	50	166	150	98.89	23.1
Sander lucioperca	157	745	262	745	200.8	38.51
Scardinius erythrophthalmus	57	62	282	145	122.51	62.51
Tinca tinca		36		385		

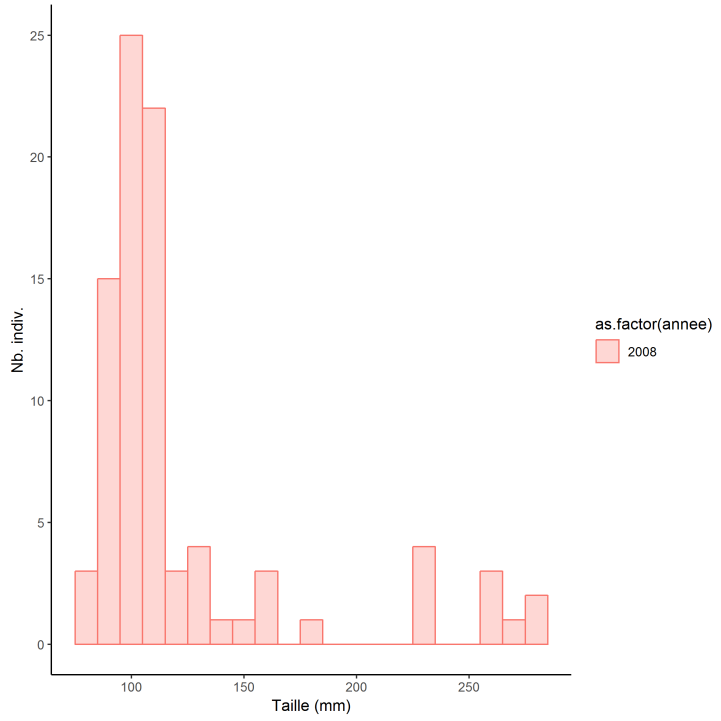


FIGURE 6.39 – Structure en taille de la brème dans l'étang Blanc en 2008.

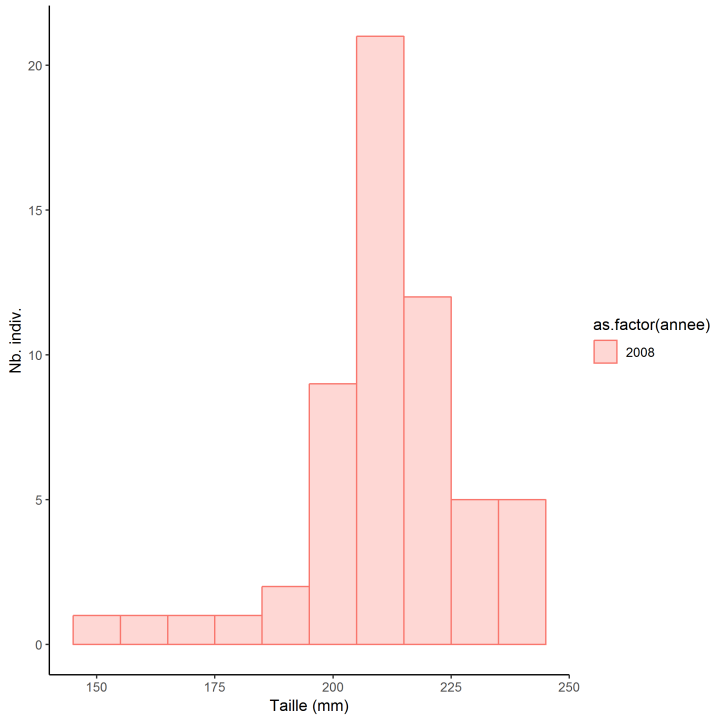


FIGURE 6.40 – Structure en taille du poisson chat dans l'étang Blanc en 2008.

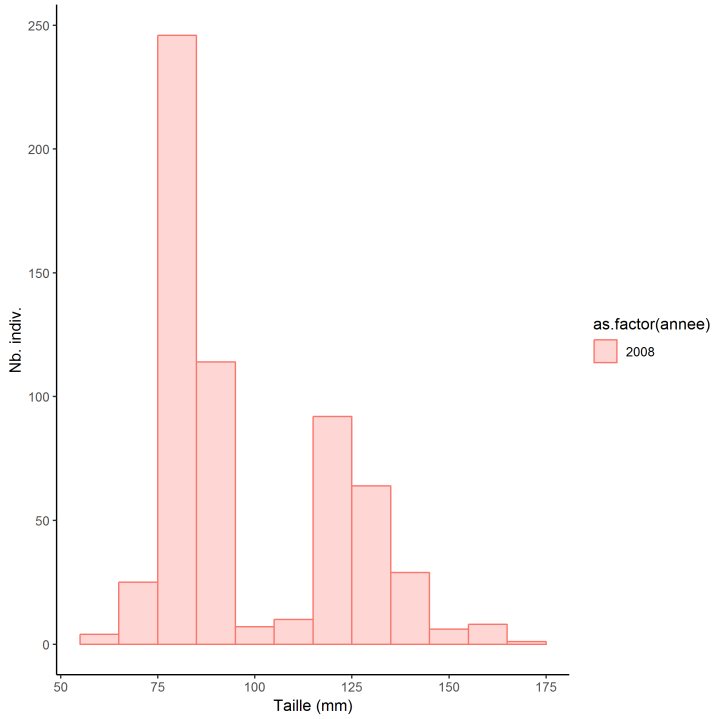


FIGURE 6.41 – Structure en taille du gardon dans l'étang Blanc en 2008.

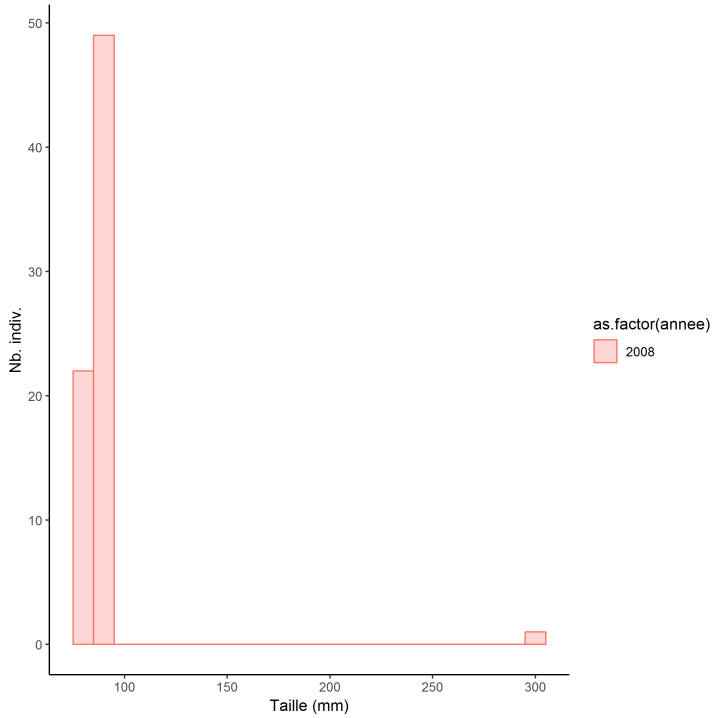


FIGURE 6.42 – Structure en taille de la perche dans l'étang Blanc en 2008.

6.2.6.3 La gestion piscicole

L'étang du Blanc se situe dans le contexte piscicole du ruisseau de Hardy avec le brochet comme espèce repère. Dans le PDPG de 1999 (FDAAPPMA, 1999), il est qualifié d'eutrophe ; cet étang serait envahi à 98% par le lagarosiphon (*Lagarosiphon major*), espèce exotique envahissante et la présence de jussie (*Ludwigia peploides*) était aussi notée. Un faucardage était préconisé afin de limiter l'impact sur les peuplements de poissons. Il est actuellement réalisé tous les ans par le syndicat mixte Géolandes pour réguler le développement du lagarosiphon ; un arrachage manuel de la jussie est aussi effectué.

D'après les résultats d'une enquête sur la gestion piscicole des lacs auprès de la Fédération des Landes, l'étang du Blanc ferait l'objet de déversement de poissons adultes afin de soutenir les populations à forte valeur halieutique à savoir le black bass, le sandre, le brochet et le gardon. D'autres informations sur les déversements ont été directement obtenues auprès des gestionnaires (Tableau 6.18).

Les premières introductions du black bass se situent après-guerre dans les années 40. Le plan d'eau est en gestion patrimoniale depuis 2015 ; il ne ferait donc plus l'objet d'alevinage. D'après le président de l'AAPPMA, le chevesne était présent dans le plan d'eau et aurait disparu dans les années 70. La population de brochets s'emblerait augmenter contrairement à celles du sandre et du black bass qui diminueraient.

Des frayères à black bass sont installées sur les bordures du plan d'eau depuis 2010 pour faciliter sa reproduction. Des pêches à la nasse et à l'épuisette sont pratiquées pour réguler la population de poisson chat. Une forte mortalité de brochet adulte a été noté durant l'été 2003 (plus de 200 individus dont plusieurs dépassant le mètre).

TABLEAU 6.18 – Caractéristique de taille des populations pêchées sur l'étang Blanc en 2008 et 2017.

Date	Espèces	Quantité	Taille
1940	Black- bass	?	
Avant 2015	Sandre	300 à 500 kg	2 étés
Avant 2015	Black bass	301 à 500 kg	2 étés

Du point de vue halieutique le lac a été soumis à l'évolution de la règlementation nationale en 2017 (augmentation de la taille des captures pour les carnassiers et mise en place d'un quota à 3 carnassiers par jour).

6.2.6.4 Synthèse

L'évolution de la nature du peuplement entre 2008 et 2017 ne peut être discutée du fait de la nature trop différente des techniques d'échantillonnage employées. Néanmoins, d'un point de vue qualitatif, aucune espèce identifiée lors des premiers inventaires ne semble avoir disparue et d'autres espèces semblent introduites accidentellement ou volontairement. Certaines d'entre elles représentent une menace pour l'équilibre du peuplement et une attention particulière devrait être portée sur l'évolution de leur abondance. Ces éléments constituent une base de référence pour les analyses ultérieures.

6.3 Etang de Hardy

6.3.1 Caractéristiques du plan d'eau

Situé entièrement sur la commune de Soustons, l'étang de Hardy est localisé à proximité immédiate au nord de l'étang Blanc : ils sont reliés par un canal de moins de 50m. Plus petit que son proche voisin, sa superficie est de 0.42 km^2 pour une profondeur moyenne de 1m et une profondeur maximale de 2m (Dutartre et al., 1986). Son volume est estimé à de 0,42 millions de m^3 et son taux de renouvellement annuel de 22,4 soit un temps de séjour de 16 jours (Dutartre et al., 1986). Son bassin versant s'étend sur 26,76 km^2 (Fig. 6.43), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 78,71 (Jamoneau et al., 2021).

A l'image de l'étang Blanc, il semble provenir d'un ancien affluent de l'Adour qui s'est retrouvé bloqué par l'édification du cordon dunaire et des modifications liées au changement du cours de ce fleuve au XVIe siècle (Duffard, 1897).

La partie est du plan d'eau est recouverte par un fond sableux alors que la partie ouest est caractérisé par un fond à dominance vaseuse (Dutartre, 1988a). Il est considéré comme mésotrophe d'après les critères de l'OCDE (Dutartre et al., 2014b). Géré par le syndicat mixte Géolandes il semble n'avoir fait l'objet que de peu de mesures de gestions. Seul un arrachage mécanique de la jussie a été opéré en septembre 1996 (Dutartre et al., 2014b). Son niveau d'eau est régulé par un seuil situé sur son exutoire. Ce seuil est la propriété d'un riverain qui le manipule en fonction des demandes des différents usagers en raison de l'absence d'un règlement d'eau (Darblade and Ducailar, 2018b).

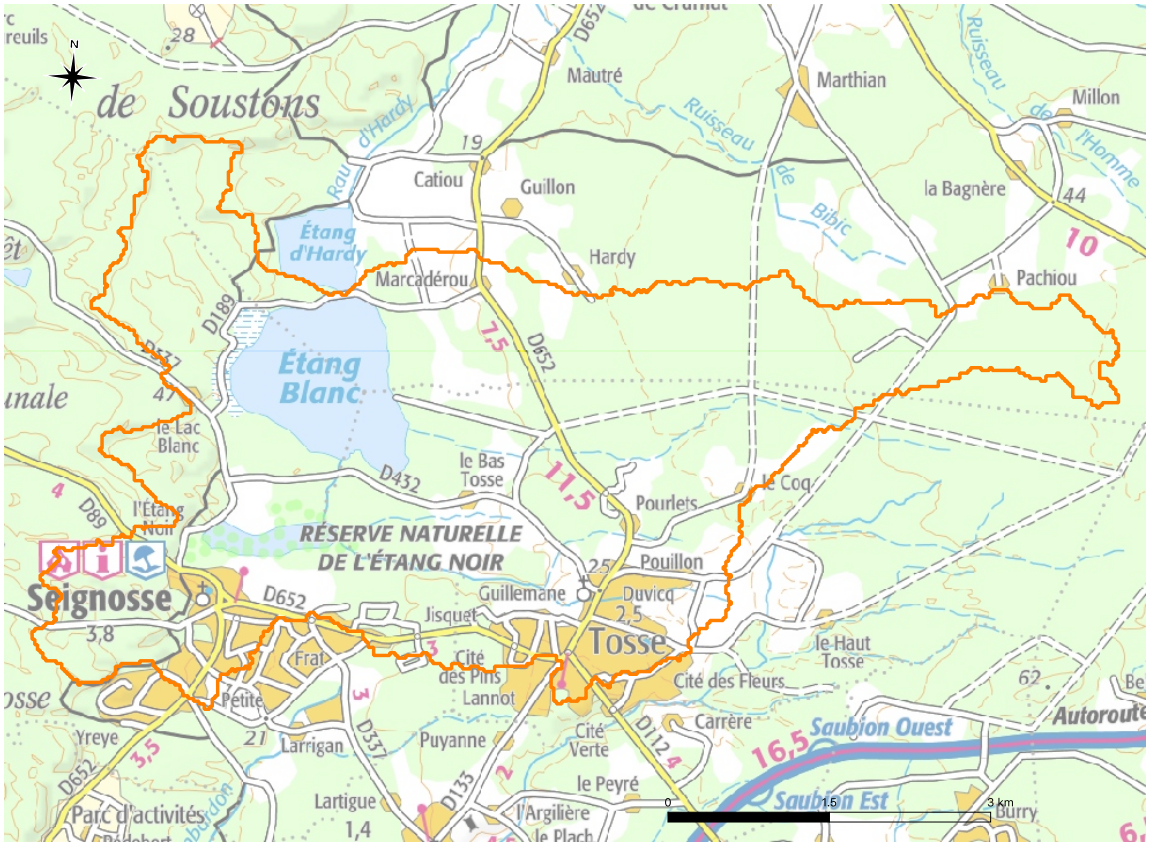


FIGURE 6.43 – Localisation et délimitation de l'étang de Hardy et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

6.3.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

6.3.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

En raison de l'extrême proximité de l'étang de Hardy et de l'étang Blanc, la population des bassins versants de ces deux étangs est identique[10] : population de plus de 15000 habitants en 2017 en croissance continue depuis les années 90 avec un fort taux d'accroissement de la population (82%) en trente ans (Fig. 2.3). La densité de population sur le bassin versant est très proche de celle de l'étang blanc et dépasse les 560 hab/km^2.

A l'image des bassins versants de l'étang Noir et de l'étang Blanc l'activité touristique est importante sur le bassin versant qui intègre les villes de Seignosse et de Tosse. Il n'y a quasiment pas d'activités nautiques sur ce lac qui est essentiellement utilisé pour la chasse et la pêche.

6.3.2.2 Le réseau d'assainissement

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang de Hardy. A l'image du bassin-versant de l'étang Noir, on peut relever la présence d'une

10. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

TABLEAU 6.19 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de Hardy entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	66.40	72.86	63.38	65.27
Champs cultivés	15.19	12.76	17.06	11.28
Prairies	6.92	1.27	2.32	3.14
Eau	6.58	6.80	7.30	7.34
Urbain	2.40	2.30	3.20	3.70
Semi-urbain	2.52	4.01	6.74	9.27

ancienne station d'épuration sur la commune de Tosse, mise en service en 1987, puis modifiée en 2004 et finalement mise hors service en juin 2013. Cette station avait une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant.

Les données de rejets relatifs à cette station sont traitées dans le § 6.1.2.2.

6.3.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Le bassin versant étant quasiment le identique à celui de l'étang Blanc, les caractéristiques paysagères y sont extrêmement semblables. Ainsi, le bassin versant de l'étang de Hardy est principalement occupé par des surfaces de forêts et de plantation de pins [11] (~65%, Tab. 6.19) et par des terres arables qui représentent entre 10 et 20% du territoire en fonction des décennies. La surface de ces dernière tend cependant à diminuer récemment, une partie de ces espaces étant notamment transformés en espaces urbains ou semi-urbains (Fig. 6.44). Ces zones urbanisées ont considérablement augmentées au cours du temps (+55% et + 270% pour les espaces urbains et semi-urbains respectivement, Fig. 6.45a). Les surfaces prairiales ou semi-naturelles tendent quant à elles à diminuer au cours du temps.

A l'image de ce qui est observé sur le bassin versant de l'étang Blanc, les pourcentages des différents types de cultures déclarés sur le bassin apparaissent relativement stable entre 2010 et 2020 [12] (Fig. 6.46). La culture principale reste de loin le maïs (environ 70% considérant que les surfaces déclarées en semence jusqu'en 2014 sont vraisemblablement des cultures de maïs semence, Maiz'Europ', 2017) et les cultures légumières (environ 10%). Les surfaces en jachère représentent aussi environ 10% des terres arables déclarées alors que les surfaces déclarées en prairies permanentes ou temporaires sont extrêmement faibles sur le bassin versant (Fig. 6.46).

6.3.3 Hydromorphologie

6.3.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de Hardy n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Nous disposons uniquement des données

11. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
12. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

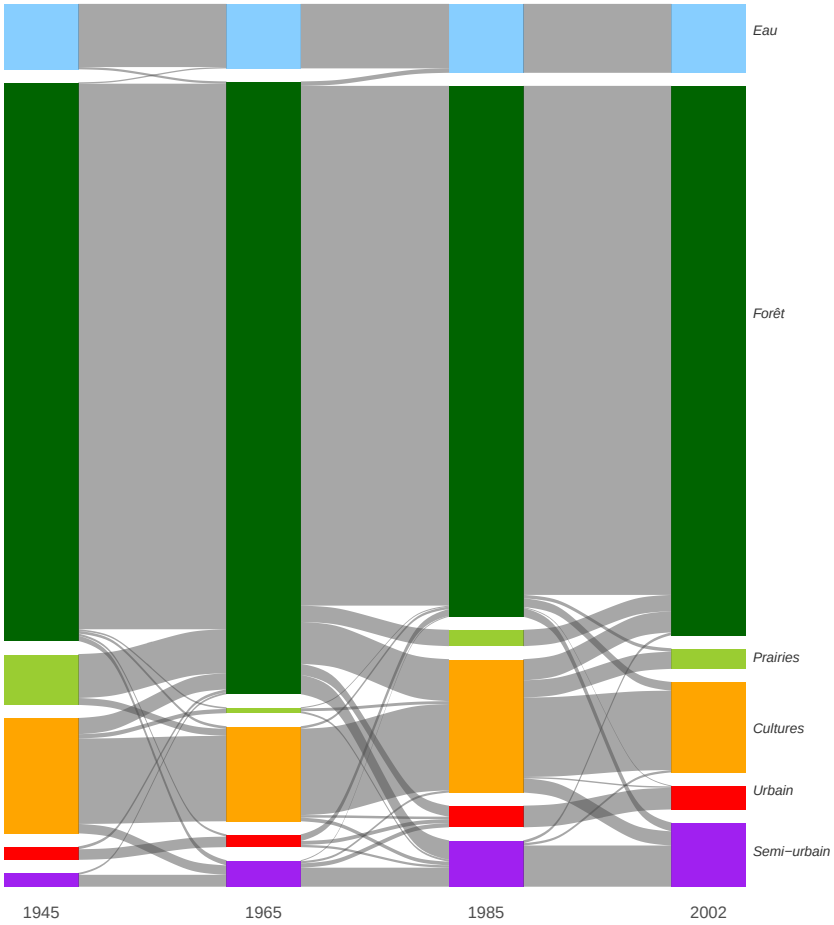


FIGURE 6.44 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de Hardy. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

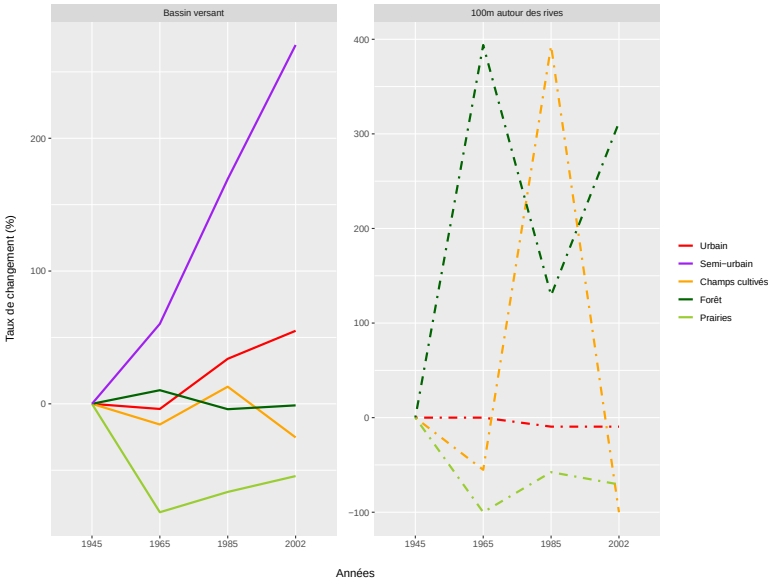


FIGURE 6.45 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang de Hardy (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

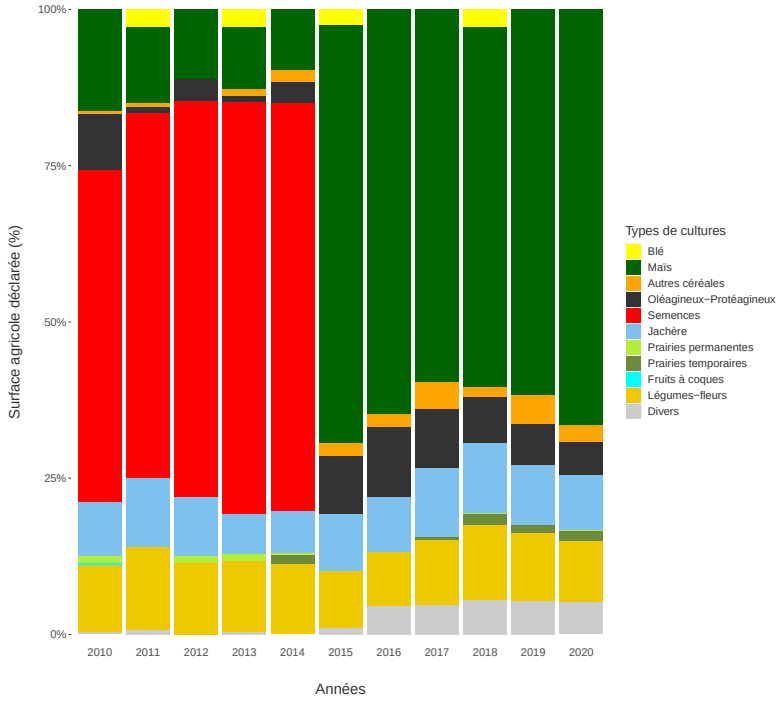


FIGURE 6.46 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de l'étang de Hardy.

des années 2012, 2015 et 2018 (Fig. 6.47). . En se basant sur ces données, la cote médiane du plan d'eau est de 12.94m.

6.3.4 Physico-chimie

6.3.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

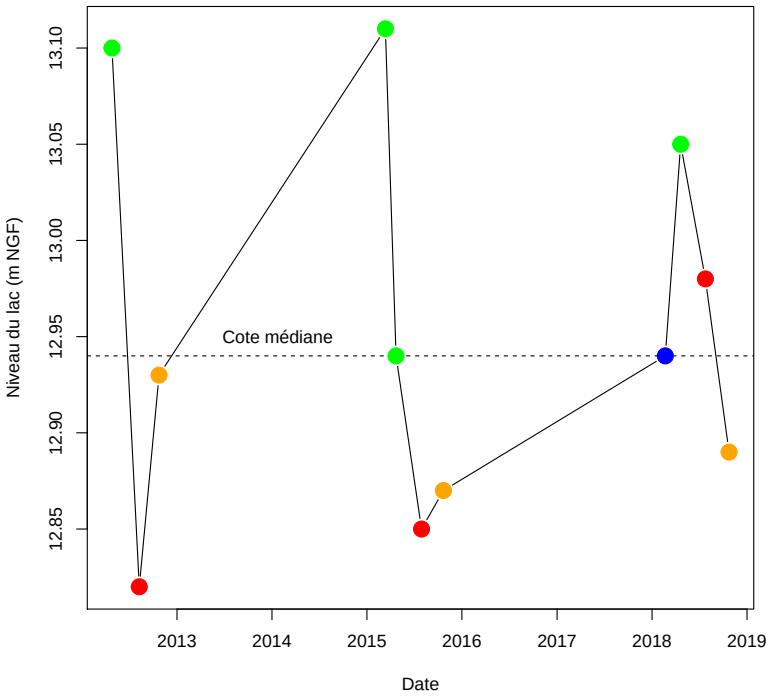


FIGURE 6.47 – Variation des niveaux d'eau de l'étang de Hardy entre 2012 et 2018. Les points bleus correspondent aux relevés mesurés en hiver (décembre, janvier, février), verts au printemps (mars, avril, mai), rouge en été (juin, juillet, août) et orange en automne (septembre, octobre, novembre). La ligne pointillée représente la cote médiane.

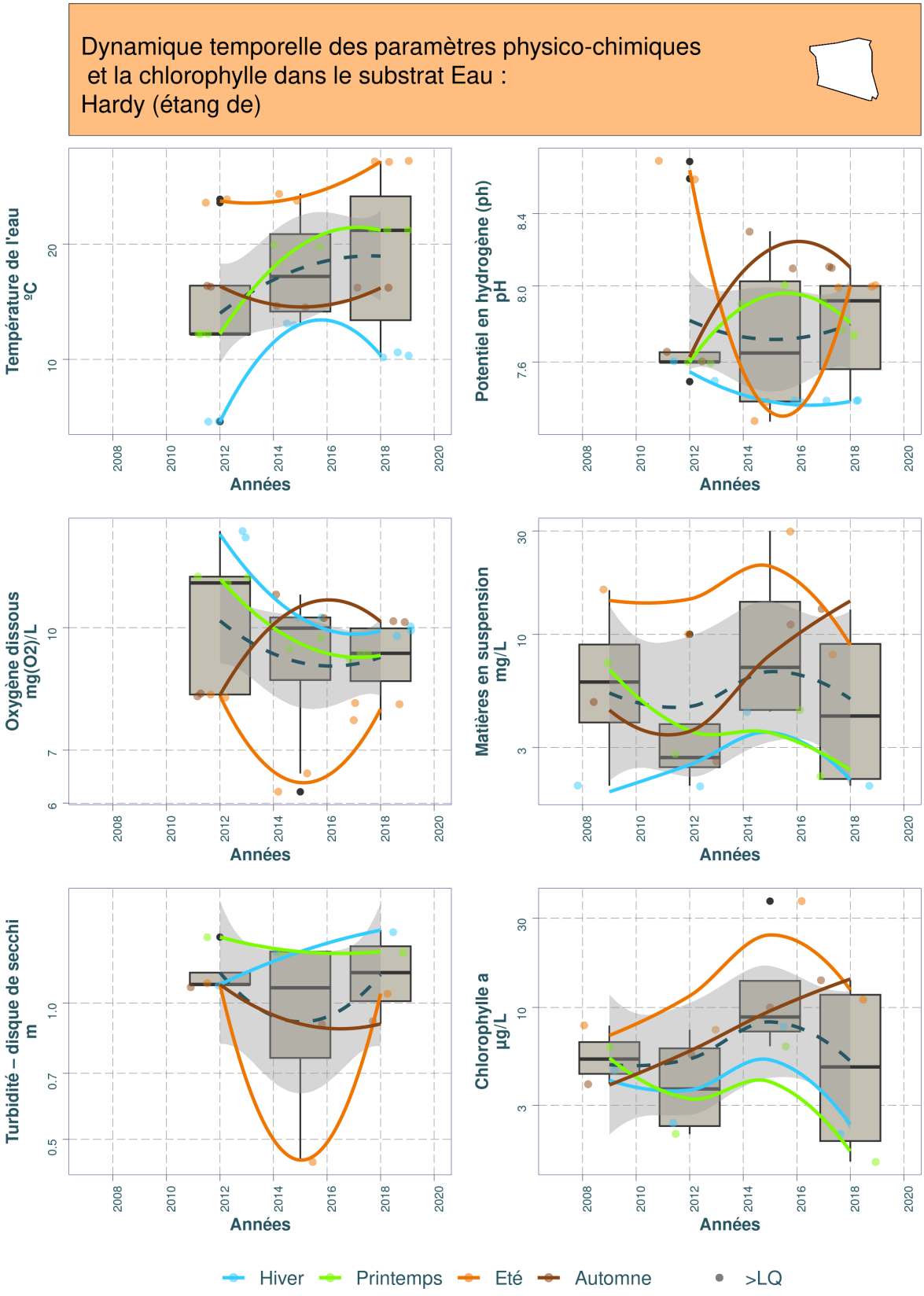
Le très faible nombre de données concernant l'étang de Hardy ne permet pas d'analyser une quelconque tendances, à la différence des 3 autres étangs de ce bassin versant. Ainsi, nous présentons uniquement les graphiques des données disponibles.

6.3.4.2 Chronique des diagnostics DCE

L'absence de données avant 2009 pour ce plan d'eau et le faible nombre de données disponibles, ne permettent pas l'évaluation de ce plan d'eau selon les critères DCE.

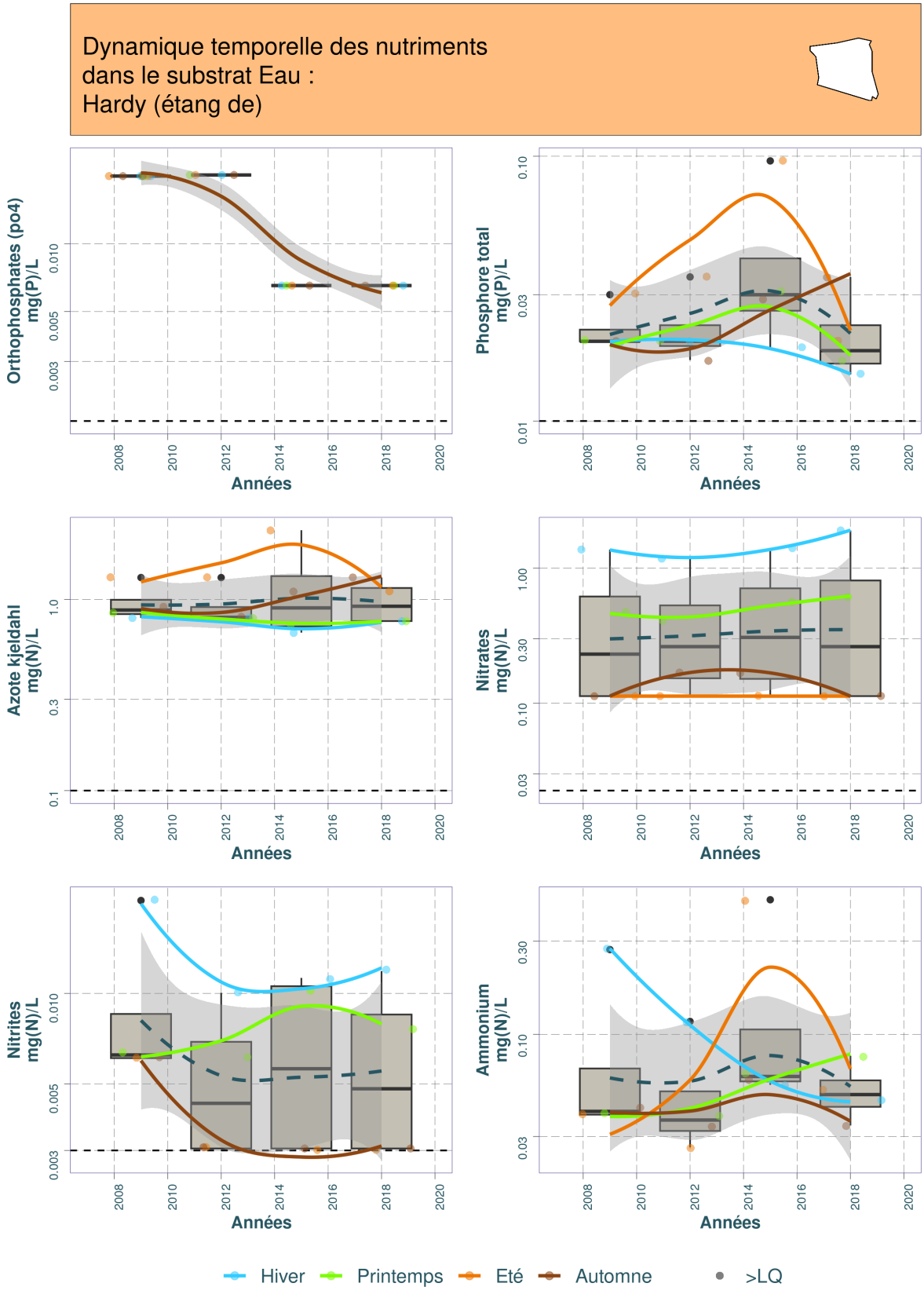
6.3.5 Phytoplancton

L'étang de Hardy a été échantillonné pour le phytoplancton en 1978 et en 1985 pour quelques taxons. Des relevés plus complets ont été réalisés ensuite à partir de 2009 puis tous les trois ans. Six années de relevés sont ainsi disponibles dont quatre respectant le format type DCE qui peuvent être pleinement comparées entre elles.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 6.48 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de Hardy.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 6.49 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de Hardy.

TABLEAU 6.20 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de Hardy.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Hardy (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2009	2018	16	6.2%	0.0264	0.4892	0.0493	0.0927	0.0388	0.0388
Azote kjeldahl	mg(N)/L	2009	2018	16	12.5%	0.6700	2.3000	0.8300	1.0200	0.8000	0.8000
Chlorophylle a	µg/L	2009	2018	16	0.0%	1.5000	37.0000	6.1500	8.1250	NA	NA
Matières en suspension	mg/L	2009	2018	16	12.5%	2.0000	30.0000	4.7000	7.6750	2.0000	2.0000
Nitrates	mg(N)/L	2009	2018	16	25.0%	0.1129	1.8974	0.2880	0.5570	0.1129	0.1129
Nitrites	mg(N)/L	2009	2018	16	37.5%	0.0030	0.0204	0.0061	0.0072	0.0030	0.0061
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2009	2018	20	60.0%	0.0065	0.0202	0.0200	0.0147	0.0065	0.0202
Oxygène dissous	mg(O2)/L	2012	2018	28	0.0%	6.2000	13.2500	9.7300	9.6000	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	2009	2018	16	12.5%	0.0150	0.0960	0.0200	0.0278	0.0200	0.0200
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	2012	2018	28	0.0%	7.3000	8.7000	7.6900	7.7879	NA	NA
Température de l'eau	°C	2012	2018	28	0.0%	4.6000	27.2000	16.2500	17.0607	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	2012	2018	12	0.0%	0.4500	1.4500	1.1000	1.1125	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)

TABLEAU 6.21 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang de Hardy.

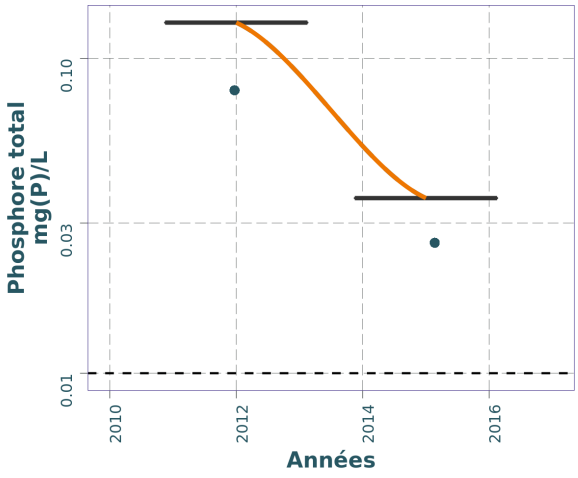
Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Hardy [1]

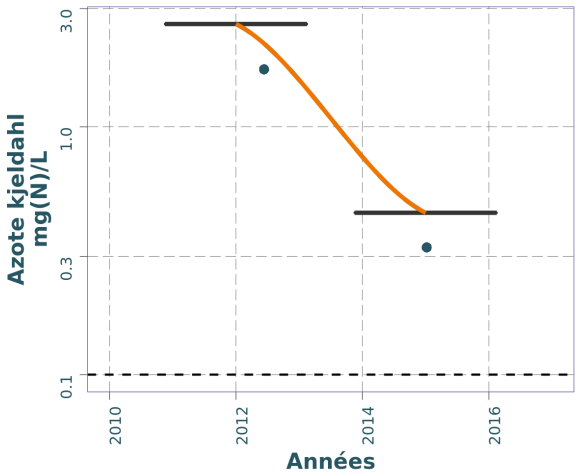
Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(NH4+)/L	2012	2015	2	50.0%	0.000	0.084	0.042	0.042	0.01	0.01
Azote kjeldahl	mg(N)/L	2012	2015	2	0.0%	0.450	2.600	1.525	1.525	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	2012	2015	2	0.0%	0.036	0.130	0.083	0.083	NA	NA

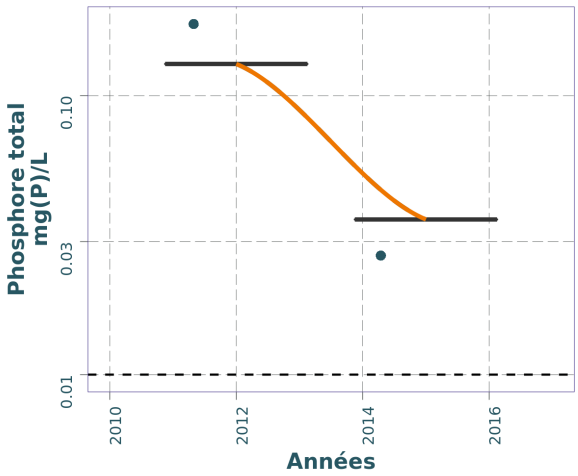
[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

Dynamique temporelle des nutriments dans le substrat Eau interstitielle : Hardy

Pas de données







Pas de données

Hiver Printemps Eté Automne >LQ <=LQ

Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 6.50 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang de Hardy.

6.3.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Deux cent quarante-huit taxons différents sont inventoriés sur cet étang et sur les six années de données disponibles. En 1978 et 1985, seuls 3 et 9 taxons respectivement ont été identifiés . Ensuite, les richesses annuelles moyennes varient de 32 à 48 taxons pour respectivement 2012 et 2018 (Fig. 6.51). La moyenne sur la période de 2009 à 2018 est ainsi de 42 taxons. Après une diminution de richesse taxonomique entre 2009 à 2012, les richesses annuelles moyennes augmentent jusqu'à la dernière année d'étude. Bien qu'en augmentation, les valeurs ne sont pas significativement différentes en fonction des années (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, *p-value > 0.30*) et sont dans la moyenne plutôt basse de ce qui peut être observé sur les autres plans d'eau du littoral landais.

Les richesses taxonomiques sont variables d'une campagne à une autre et sur les quatre années disponibles. La plus faible richesse est mesurée durant l'hiver 2012 avec 22 taxons et la plus élevée en mars 2015 et février 2018 avec 54 taxons (Fig. 6.51).

En dehors des années 1978 et 1985 ayant fait l'objet d'un seul échantillonnage, les quatre autres années ont bénéficié de 4 campagnes. Sur ces dernières l'étendue des richesses est différente : plus large en 2009, elle se rétrécit graduellement jusqu'en 2018. L'amplitude maximale est alors de 18 et la minimale de 11 taxons. Les richesses de 2018 sont alors les plus homogènes de l'étude (Fig. 6.51)..

Les relevés partiels de 1978 et 1985 sont majoritairement composés de desmidiées (Charophyta – algues vertes) : espèces des genres *Staurastrum*, *Cosmarium* et *Tetmemorus* (Fig. 6.52). A cela s'ajoutent 2 genres d'euglénophycées (Euglenozoa) : *Trachelomonas* et *Phacus*. Les échantillons des quatre années de relevé DCE, sont essentiellement composés d'algues vertes (Chlorophyta et quelques Charophyta) puis dans des proportions comparables de diatomées (Bacillariophyta), de chrysophycées (Ochrophyta) et de cyanobactéries (Cyanobacteria).

La richesse annuelle moyenne en algues vertes atteint 24 taxons au maximum en 2015 et 16 au minimum en 2009. La richesse moyenne de ce groupe semble augmenter au cours des années d'étude. A contrario, les richesses des algues dorées sont très stables autour de 5 à 7 taxons en moyenne. Et les diatomées, jamais dominantes, semblent voir leur nombre décroitre de 11 à 6 taxons.

Quatre à neuf taxons de cyanobactéries se rencontrent en moyenne par an. Moins abondantes en 2012, elles sont en nombre équivalent, autour de 6, en 2009 et 2015 puis maximale en 2018. Les autres groupes taxonomiques sont très peu représentés, moins de quatre taxons en moyenne chaque année.

L'augmentation de la richesse annuelle moyenne en 2015 puis 2018 est alors essentiellement due aux groupes des algues vertes et des cyanobactéries plus diversifiés que les années précédentes.

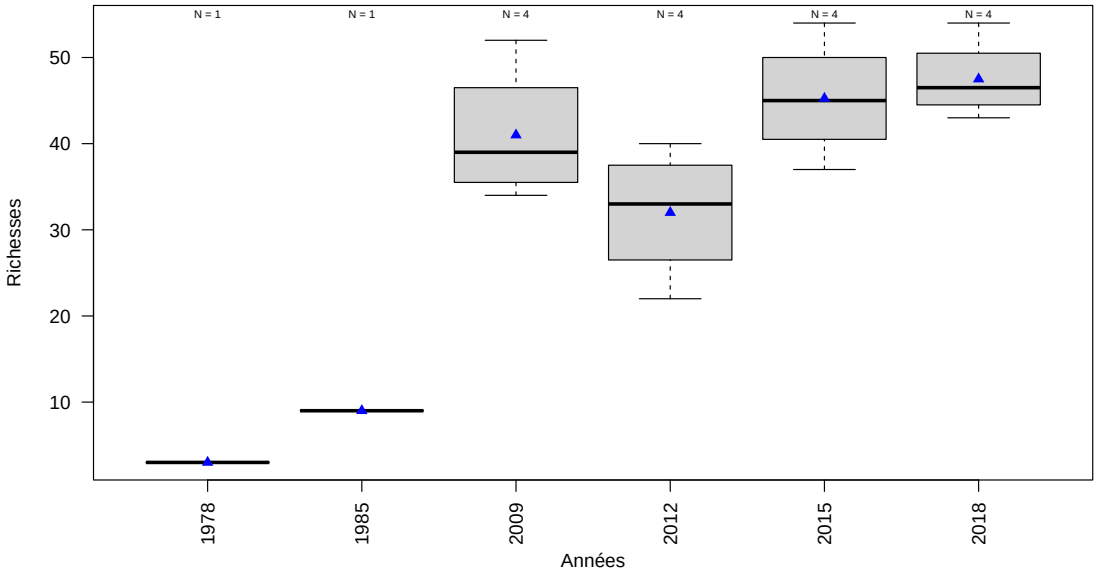


FIGURE 6.51 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1978 et 2018 sur l'étang de Hardy. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

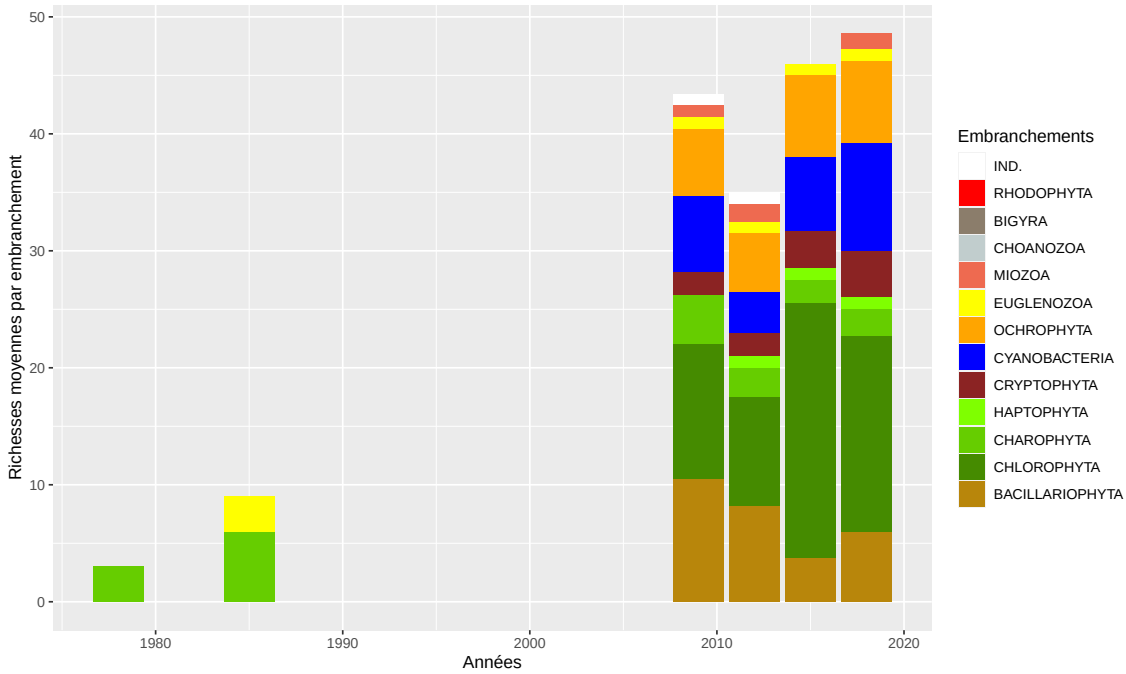


FIGURE 6.52 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1978 et 2018 sur l'étang de Hardy. IND. indique les embranchements indéterminés.

6.3.5.2 Dynamique des biovolumes

L'expression des résultats sous la forme de biovolume n'est disponible que pour les données acquises selon le protocole DCE. Ainsi, ils ne sont exploitables qu'à partir de 2009, les données anciennes n'étant qu'en indice d'abondance.

Les biovolumes annuels moyens varient de 0.77 à 3.89 mm^3/l pour respectivement 2012 et 2009. Changeant d'une année à une autre, ils ne sont pas, pour autant, statistiquement différents (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, *p-value > 0.10*, Fig. 6.53). Dans l'ensemble les biovolumes sont moyens illustrant un milieu de bonne qualité d'eau à tendance mésotrophe. La distribution des biovolumes est différente pour chaque année. Plus variables en 2009 et donc amplitude plus grande, ils sont plus homogènes en 2012 mais redeviennent assez variables en 2015 et 2018.

Le biovolume maximum est relevé durant l'été 2009 avec 7.58 mm^3/l et le minimum en hiver 2012 avec 0.27 mm^3/l (Fig. 6.53). La moyenne des biovolumes sur ces quatre années de relevés est alors de 2.39 mm^3/l. Sur la période d'étude, les biovolumes par campagne ne montrent pas de tendance significative à la hausse ou à la baisse. Concernant les biovolumes, la communauté phytoplanctonique de l'étang de Hardy peut ainsi être considérée comme assez stable.

Le phytoplancton de l'étang se répartit essentiellement dans le groupe des algues vertes (embranchement des Chlorophyta et des Charophyta) et dans une moindre mesure dans l'embranchement des chrysophycées (Ochrophyta). Les diatomées sont présentes régulièrement mais généralement en petites quantités (Fig. 6.54). De même, les cyanobactéries (Cyanobacteria) sont présentes lors d'un grand nombre de campagnes mais toujours avec de faibles biovolumes, sauf durant l'été 2009 où elles sont dominante avec 3.46 mm^3/l sur un biovolume total de 7.58 mm^3/l.

Les algues vertes sont le plus souvent dominées par l'embranchement des Charophyta comprenant les desmidiées. Ces dernières sont typiques des milieux acides et sableux comme l'est l'étang de Hardy. Elles varient de 0.01 mm^3/l, au minimum en février 2012, à 2.54 mm^3/l, au maximum, en juillet 2015. Il faut noter que les chrysophycées, algues considérées comme plutôt indicatrices de bonne qualité d'eau, sont de plus en plus abondantes au fil des ans. Très peu présentes en 2009, elles voient leurs biovolumes augmenter jusqu'à 2.08 mm^3/l en juillet 2018.

L'état de la communauté phytoplanctonique de l'étang de Hardy semble donc se maintenir voire s'améliorer au cours du temps avec des biovolumes plutôt stables et une structure de la communauté comportant plus de taxons considérés comme indicateur de bonne qualité d'eau.

6.3.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Le calcul de l'indice de diversité de Gini-Simpson [13] annuel est peu variable au cours des quatre ans (Fig. 6.55a). Compris entre 0.86 au minimum en 2015 et 0.93 au maximum en 2012 sa

13. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

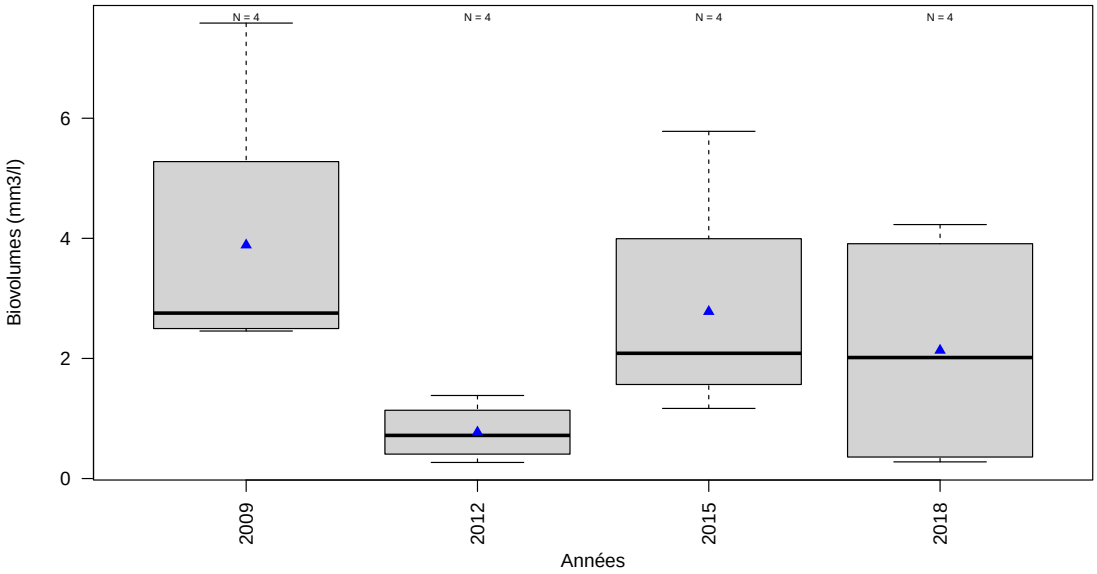


FIGURE 6.53 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang de Hardy. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

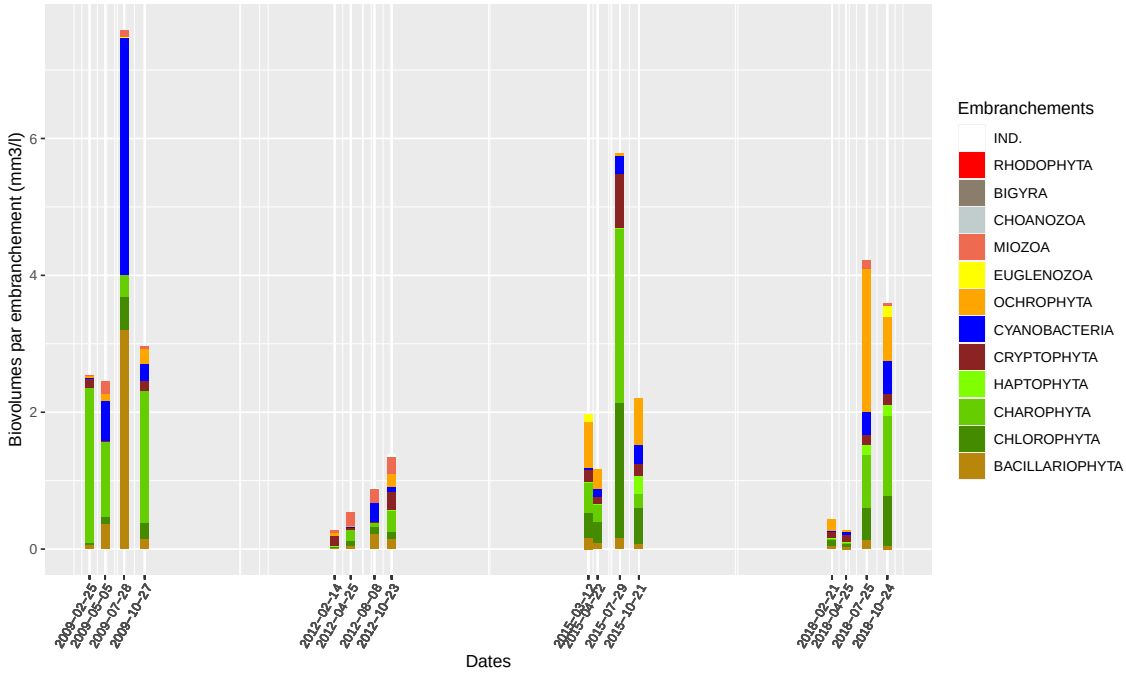


FIGURE 6.54 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang de Hardy. IND. indique les embranchements indéterminés.

moyenne est de 0.90, ce qui indique une communauté phytoplanctonique diversifiée et bien équilibrée.

Le détail par campagne fait ressortir les spécificités de chaque année (Fig. 6.55b). L'année 2009 est la plus hétérogène avec une valeur en février de seulement 0.20, indiquant une communauté très déséquilibrée à cette période-là, et de 0.87 dès le printemps suivant. La campagne d'été, bien qu'avec un biovolume plus important et une dominance de cyanobactéries (*cf.* Fig. 6.54), n'affiche pas de réel déséquilibre puisque la valeur de l'indice est de 0.81. Les années suivantes, l'étendue de mesure de ce dernier est beaucoup plus contenue : entre 0.75 en février 2012 et 0.92 en février 2018. A l'instar de l'analyse des biovolumes, la diversité du phytoplancton de l'étang de Hardy semble alors se maintenir voire s'améliorer au cours des années de l'étude.

La structure de la communauté analysée au moyen d'un outil d'analyse multivariée telle que la NMDS complète cette vision. Appliquée sur l'étang de Hardy, cette dernière met bien en avant la séparation des communautés rencontrées en 2009, en 2012 et en 2015-2018 (Fig. 6.56). Ces deux dernières années ont des compositions similaires.

L'axe 1 et 2 de la NMDS représente clairement la dynamique temporelle (annuelle) et l'axe 1 indique est également représentatif de la saison d'échantillonnage : hiver-printemps sur des valeurs plutôt négatives et été-automne vers les valeurs positives de l'axe (Fig. 6.56). La plus petite taille des polygones rassemblant les échantillons des années 2009, 2012 et 2015 par rapport à 2018, mettent en avant des communautés planctoniques plus homogènes entre les campagnes. Pour 2009, cette observation est plutôt contradictoire avec les résultats précédents, mais peut s'expliquer par le fait que les taxons de cyanobactéries responsables du bloom de l'été se rencontrent aussi, dans des proportions moindre, à toutes les autres campagnes de l'année. En 2018, les deux campagnes de début d'année sont nettement différenciées de celles de l'été et de l'automne.

La projection des taxons les plus représentatifs de cette distribution (corrélation avec l'un des axes > |0,35|) sur la NMDS tel que réalisé pour l'étude des autres plans d'eau, révèle un très grand nombre de taxons. Pour faciliter l'interprétation de la NMDS de cet étang, une corrélation avec l'un des axes > |0.50| est ainsi retenue pour la visualisation (Fig. 6.57).

Ainsi l'année 2009 est caractérisée par les diatomées *Gomphonema sp.* (GOMSPX) et *Amphora sp.* (AMPSPX), par la cyanobactérie *Aphanothece sp.* (APOSPX) et l'algue verte *Siderocelis sp.* (SIDSPX) ainsi que par des chrysophycées *Mallomonas sp.* (MALSPX) et *Chrysochromulina parva* (chrysophycée primitive – CCHPAR). A cela s'ajoute le genre *Trachelomonas* (TRASPX).

Les cyanobactéries responsables du bloom de l'été 2009 ne ressortent pas ici mais se retrouvent sur l'année 2012 pour *Microcystis sp.* (MIOSPX) et 2015-2018 pour *Radiocystis geminata* (RAIGEM). L'année 2012 est aussi caractérisée par les genres *Scenedesmus sp.* (SCESPX), *Navicula sp.* (NAVSPX) et *Pseudopedinella sp.* (PDPSPX) pour respectivement les algues vertes, les diatomées et les chrysophycées.

Enfin les années très proches entre elles, 2015 et 2018, mettent en avant les taxons *Staurosira construens* (STSCON) et *Ulnaria ulna* (ULNULN) pour les diatomées, *Desmodesmus grahneisii* (DEDGRA), *Pseudopediastrum boryanum* (PPEBOR), *Tetraedron minimum* (TEAMIN) et *Didymocystis sp.* (DIDSPX) pour les algues vertes. Ce dernier genre caractérise surtout 2015 avec des dinophycées indéterminées (INDDIN). *Cyanocatena planctonica* (CYEPLA) et *Merismopedia sp.* (MERSPX) complètent les cyanobactéries (avec *Radiocystis geminata*) pour ce couple d'années.

Les communautés phytoplanctoniques sont ainsi bien diversifiées et variables en fonction des années. Elles couvrent bien les principaux groupes taxonomiques et contribuent à donner une image d'un étang avec un cortège phytoplanctonique équilibré et plutôt indicateur de bonne qualité d'eau.

6.3.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Des données de chlorophylle sont disponibles à partir de 2009 sur l'étang de Hardy de manière synchrone avec les relevés de phytoplancton (mesurés en biovolume). L'indice IPLAC peut ainsi être calculé sur les quatre ans (2009, 2012, 2015 et 2018) puisque les données de qualité d'eau ont été acquises selon le protocole DCE. Cependant en 2012, 2015 et 2018, la campagne de printemps a été réalisée avant la période requise pour l'indice (en dehors de mi-mai à fin juin). Afin de permettre le calcul et ainsi de bénéficier des trois campagnes annuelles requises, la période prise en compte pour le calcul a été étendue au 15 avril.

Les résultats de l'IPLAC varient de 0.78 à 1 de 2009 à 2018 (Fig. 6.58). L'état écologique est alors majoritairement classé comme « très bon » pour l'étang de Hardy sur l'ensemble de la période avec une moyenne de 0.90. La valeur la plus faible est mesurée en 2015. Elle est due au résultat de la métrique de biomasse algale (MBA = 0.63), qui par l'augmentation des concentrations en chlorophylle-a tire l'indice vers le bas. Cette métrique varie de 0.64 à 1.03 sur les quatre années d'étude avec le maximum en 2012.

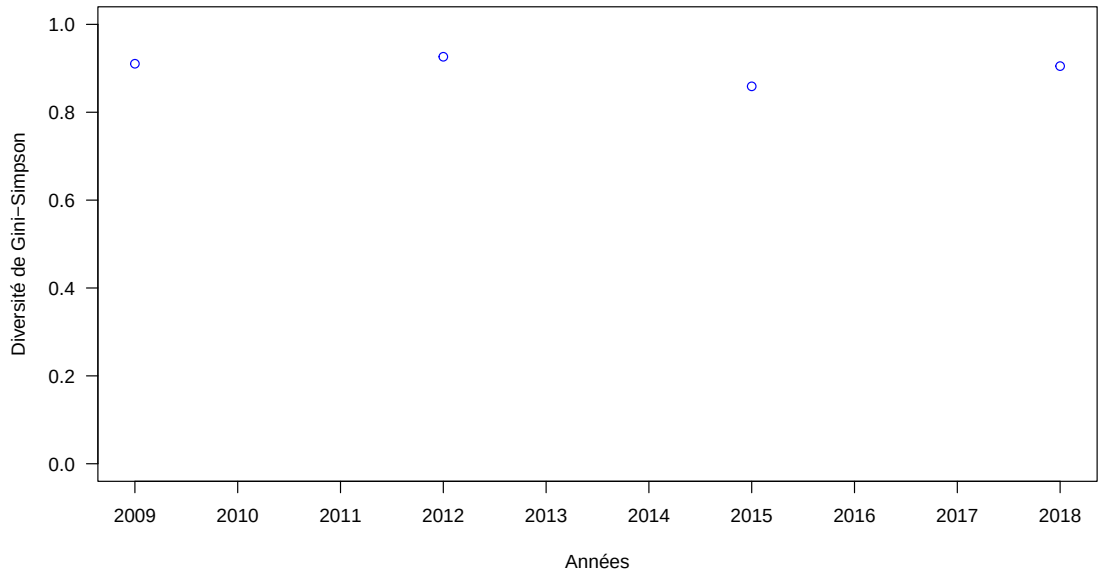
Dans le même temps la métrique de composition spécifique (MCS) varie entre 0.84 et 1.01 avec une moyenne de 0.92. Les deux métriques évolue ainsi de manière synchrone avec des résultats très proches (sauf en 2015), indiquant une bonne homogénéité et stabilité de la communauté algale, tant du point de vue de sa quantité de biomasse (ici chlorophylle-a - MBA) que de sa composition spécifique (MCS).

Ces observations viennent confirmer les résultats des analyses précédentes de biovolumes et de structure des communautés, mais il faut noter que l'indice, bien que très bon, semble voir ses résultats baisser au cours du temps.

6.3.5.5 Synthèse

Avec des richesses moyennes, pour un plan d'eau du littoral aquitain, des biovolumes contenus, plutôt stables et une structure de communauté bien équilibrée et diversifiée, l'étang de Hardy peut être qualifié comme de bonne qualité selon sa composition phytoplanctonique. Les indices de diversité (Gini-Simpson) et d'état écologique (IPLAC) confirment cette conclusion. L'étang est classé majoritairement en « très bon » état écologique selon l'IPLAC avec des métriques constitutives concordantes, bien qu'en légère baisse en fin de période. L'indice de diversité de Gini-Simpson illustre une diversité élevée s'améliorant et se stabilisant au cours des quatre ans étudiés. D'une manière générale, l'étang de Hardy est un plan d'eau de très bonne qualité d'eau qu'il faut continuer à surveiller et protéger afin que son état ne se dégrade pas dans les années à venir.

(a)



(b)

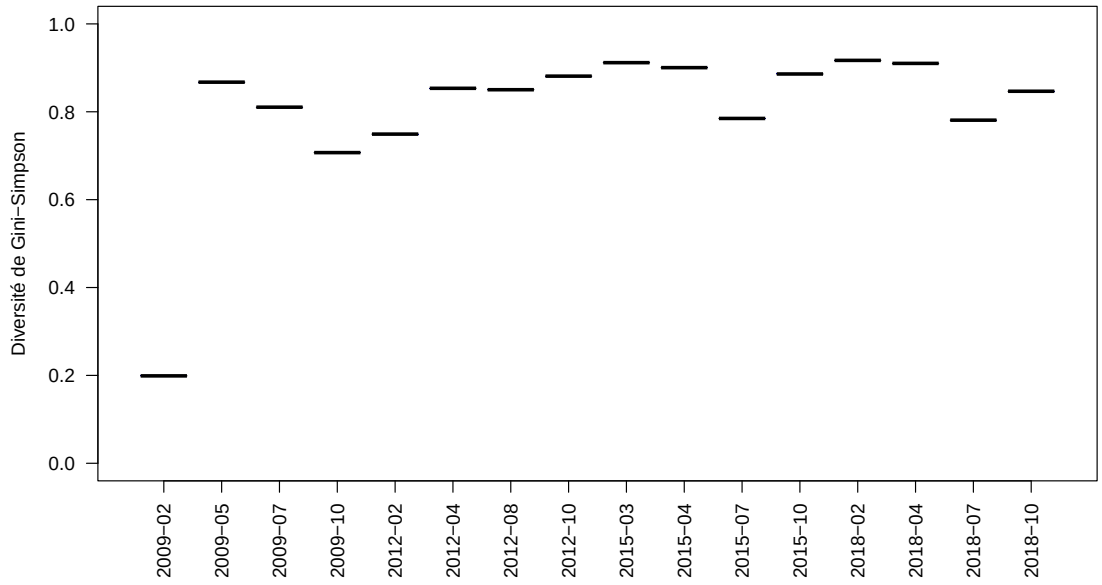


FIGURE 6.55 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2018 sur l'étang de Hardy par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

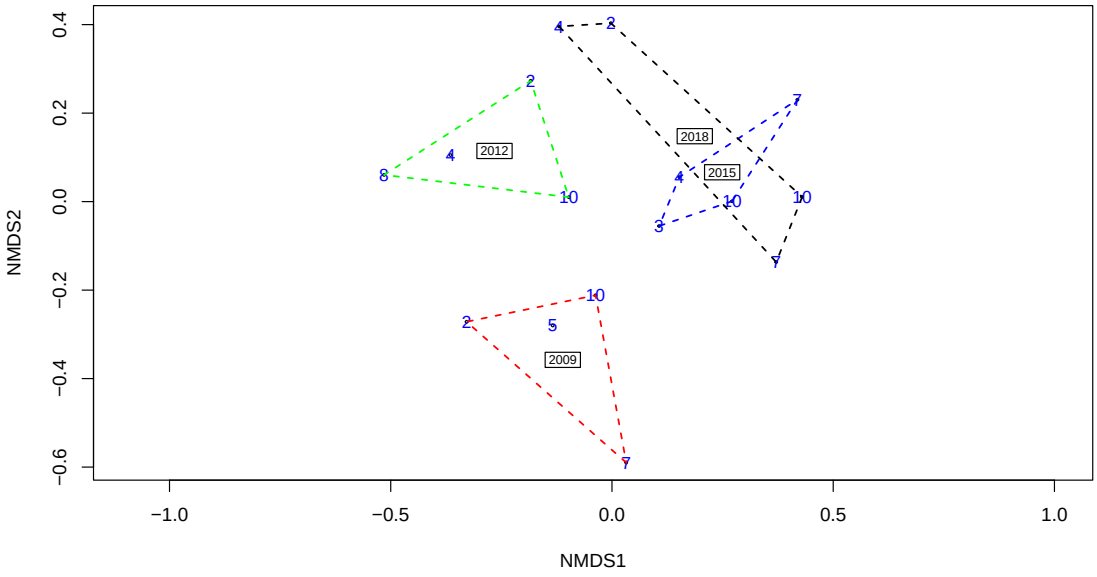


FIGURE 6.56 – Position des échantillons prélevés sur l'étang de Hardy entre 2009 et 2018 sur les deux premiers axes de la NMDS. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.18.

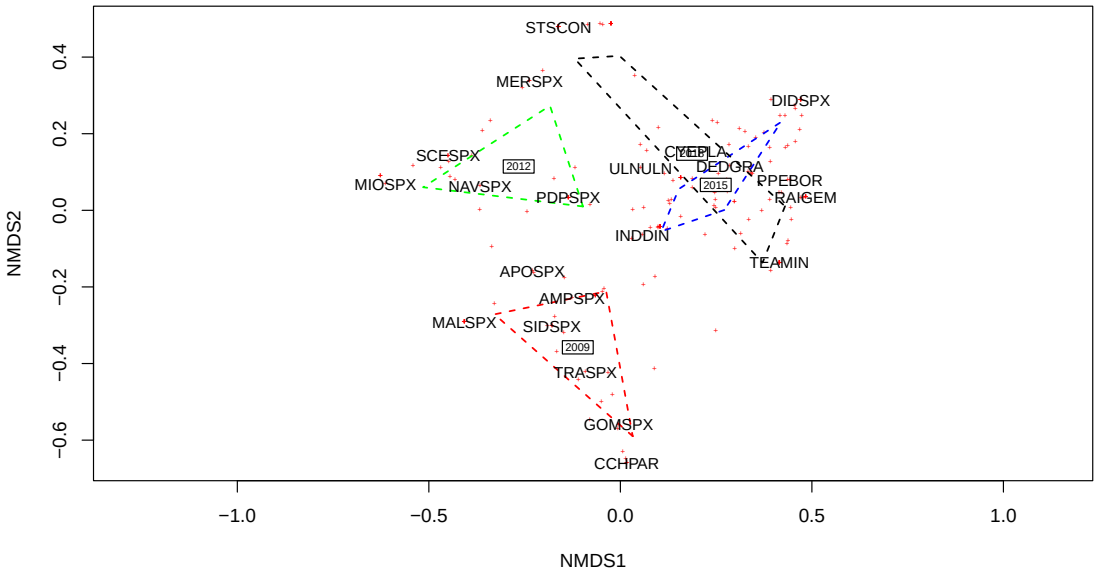


FIGURE 6.57 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Hardy réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2009 et 2018. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.50|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

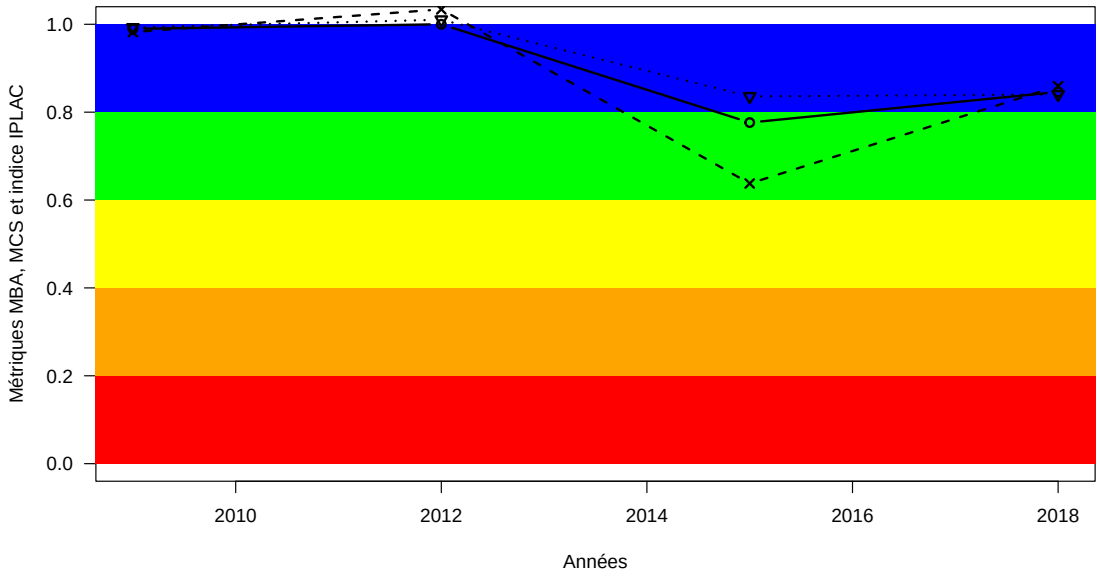


FIGURE 6.58 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de Hardy entre 2009 et 2018. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

6.3.6 Macrophytes

L'annexe 10.8 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour l'étang de Hardy, soit 8 documents de 1980 à 2015. A l'exception d'un premier relevé réalisé en 1980, les inventaires de la flore aquatique ont été réalisés à l'aide de modes d'observation stabilisés, notamment les relevés de secteurs de rives et le protocole d'échantillonnage pour le calcul d'IBML. Ces relevés ont été répétés dans le temps permettant ainsi d'analyser les dynamiques des macrophytes dans ce plan d'eau. Le tableau 6.22 permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes identifiés dans les relevés disponibles.

6.3.6.1 La communauté d'isoétides

Lobelia dortmanna était ponctuellement présente dans le plan d'eau en 1976 et 1977 (Tiberghien, 1980). Elle était toujours présente en 1986 dans 7 secteurs de rives à l'Est de l'étang (soit 30 % des secteurs étudiés, Fig. 6.59) avec des abondances relatives atteignant 3 (petits herbiers assez fréquents, Dutartre, 1988a). Puis, cette espèce n'a plus été revue dans le plan d'eau depuis 1986. Aucune autre espèce appartenant à la communauté des isoétides n'a été observée dans ce plan d'eau.

TABLEAU 6.22 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans l'étang de Hardy.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Hardy						
scientific_name	1980	1986	1994	2009	2012	2015
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	L					
Elatine hexandra (Lapierre) DC., 1808		S				
Hibiscus palustris L., 1753			S	S		I, S
Hydrocharis morsus-ranae L., 1753			S			
Juncus bulbosus L., 1753		S	S	I, S		
Lagarosiphon major (Ridl.) Moss, 1928		S	S	I, S	I	I, S
Lobelia dortmanna L., 1753	L	S				
Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, 1987				I, S		S, I
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964			S		I	

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

6.3.6.2 Les autres espèces indigènes

Vanden Berghen note au milieu des années 1960 que *Schoenoplectus pungens* croit de façon optimale, mais toujours en peuplements ouverts, sur les berges en pente douce de l'étang de Hardy . Cette hélophyte colonisait encore de nombreux secteurs en 1986, puis les occurrences et abondances ont chuté progressivement jusqu'en 2015 où l'espèce n'a plus été revue. *Cladium mariscus* est également en déclin dans l'étang de Hardy. Présent dans près de 90 % des secteurs étudiés en 1986, cette espèce a été observée uniquement dans 2 secteurs en 2015, soit moins de 10 % des secteurs étudiés. A noter la forte augmentation de *Myrica gale* qui colonise 80 % des secteurs étudiés en 2015 alors que seuls quelques pieds isolés avait été recensés en 1986.

Concernant les hydrophytes, les herbiers fréquents et denses de *Nymphaea alba* observés par (Tiberghien, 1980) et Dutartre (1988a)[14] n'ont pas été revus en 2009. *Potamogeton natans* présent dans 80 % des relevés de secteurs de rives en 1986, et *Potamogeton polygonifolius* n'ont plus été observés dans l'étang depuis 1994. Les myriophylles indigènes observés dans l'étang, *Myriophyllum spicatum* et *M. alterniflorum*, ont également fortement régressé dans les relevés depuis 1986. Seuls quelques pieds épars de *M. alterniflorum* ont été observés dans un seul secteur de rives en 2015. Les utriculaires et *Najas marina* observées en 1976 et 1977 par Tiberghien (1980) ne l'ont plus été depuis.

6.3.6.3 Les espèces exotiques envahissantes

Lagarosiphon major a été observé pour la première fois dans l'étang de Hardy en 1986 où il occupait alors 23 secteurs de rives (soit plus de 90 % des secteurs étudiés), avec une abondance

14. 70 % des secteurs de rives étudiés

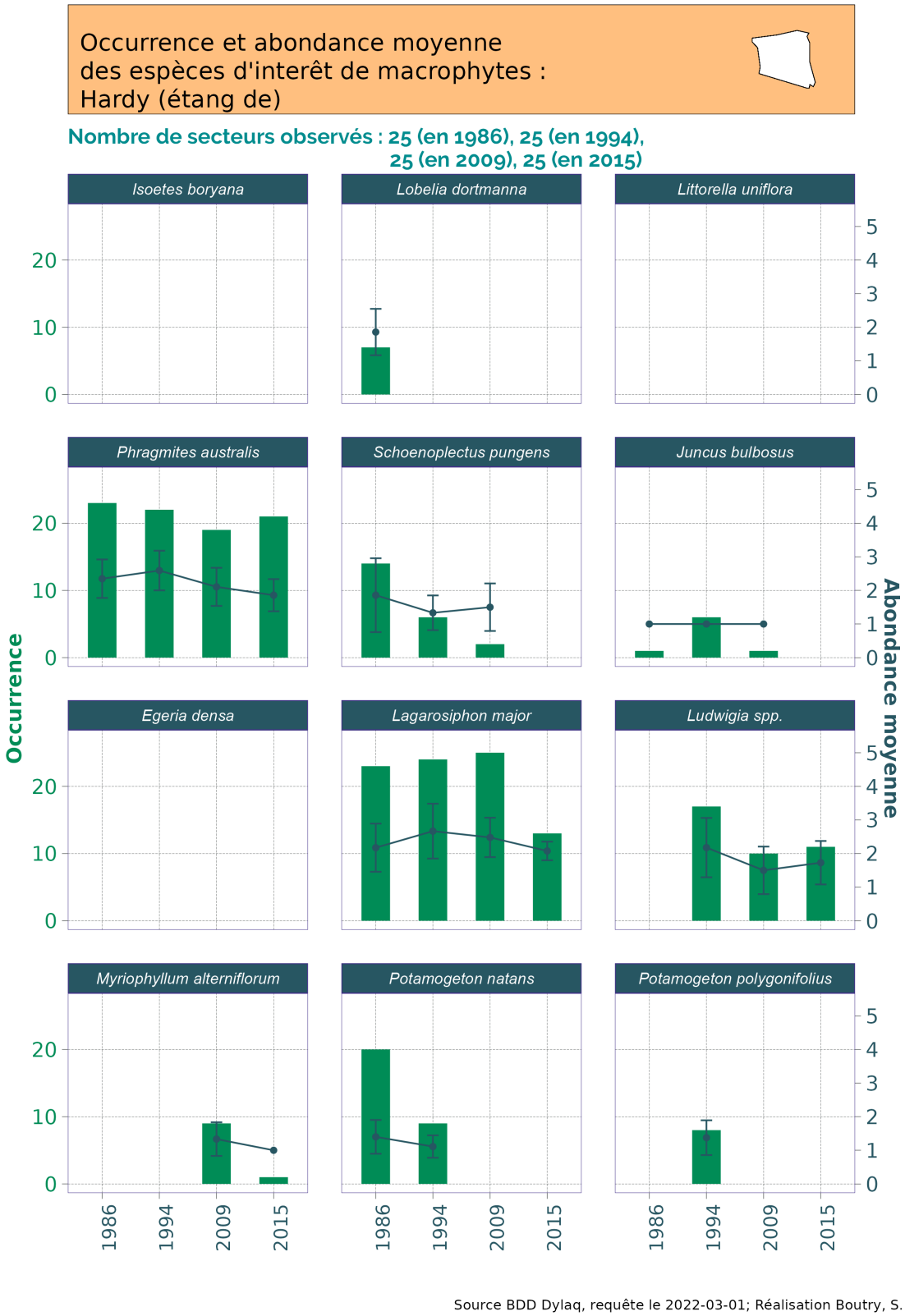


FIGURE 6.59 – Occurrence et abondance moyenne de quelques espèces de macrophytes d'intérêt en fonction des années sur l'étang de Hardy.

relative moyenne supérieure à 2. Puis l'espèce a continué à progresser pour atteindre des occurrences égales à 100 % des secteurs de rives étudiés en 1994 et 2009, et des abondances relatives moyennes comprises en 2.5 et 3. Les relevés de 2015 indiquent que les occurrences régressent pour atteindre 50 % des secteurs étudiés, néanmoins les abondances moyennes demeurent relativement fortes (>2).

Non observée en 1986, la jussie (*Ludwigia spp.*) a fortement colonisé l'étang de Hardy à partir de 1994 où ce taxon a été observé dans près de 70 % des secteurs étudiés. Suite aux opérations de régulation de cette espèce menées sur le plan d'eau au milieu des années 1990, les occurrences se sont stabilisées à 40 % des secteurs mais les abondances moyenne augmentent progressivement pour atteindre des valeurs proche de 2 en 2015.

6.3.6.4 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

Les notes obtenues IBML sur le plan d'eau entre 2009 et 2015 (3 campagnes d'échantillonnage) varient de 10.7 à 9.3, correspondant à des états écologiques jugés de "moyen" à "bon" (Fig. 6.60). Cette note est en régression depuis 2009. Les données acquises depuis 2009 au large de l'étang sur les profils perpendiculaires des unités d'observation confirment la régression de *Myriophyllum alterniflorum* dont le nombre de points contact colonisés est passé de 24 à 5 entre 2009 et 2015. Sur le même type de relevé, *Lagarosiphon major* est très présent, l'espèce a été observée sur la quasi totalité des points-contact réalisés dans les 3 unités d'observation réalisées en 2012, soit plus de 150 points-contact.

En 2009, *M. alterniflorum* et *L. major* ont été observés sur les profils perpendiculaires jusqu'à près de 2 m de profondeur dans l'étang (Fig. 6.61). Cette profondeur maximale de colonisation par les hydrophytes a diminué fortement en 2012 et 2015 pour atteindre seulement 1 m.

A noter également que *Myrica gale* a été observé dans la quasi totalité des unités d'observation réalisées en 2012 et 2015 avec des abondances relatives égales à 5.

La dégradation des peuplements de macrophytes dans l'étang de Hardy est clairement visible à l'aide de l'IBML calculé à partir des données des relevés de secteurs de rives. Ceux-ci indiquent une forte diminution des notes globales de l'IBML à l'échelle des secteurs depuis 1994, notamment entre 2009 et 2015 (Fig. 6.62). Cette dégradation est observée sur l'ensemble des rives. La disparition d'espèces telles que *Lobelia dortmanna*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton polygonifolius* et le déclin de *Cladium mariscus*, *Juncus bulbosus* et de *Hypericum elodes* ont contribué à la dégradation des notes à l'échelle du plan d'eau.

6.3.6.5 Synthèse

Les communautés de macrophytes permettent une évaluation d'un état écologique jugé "moyen" au sens de la DCE, elles sont caractéristiques des milieux eutrophes. Cet indice a régressé de manière significative depuis 2009. Au regard des données disponibles, il semble que les dynamiques observées depuis la fin des années 1970 correspondent à une dégradation de l'état des peuplements de plantes aquatiques de l'étang de Hardy. Le paysage floristique a fortement

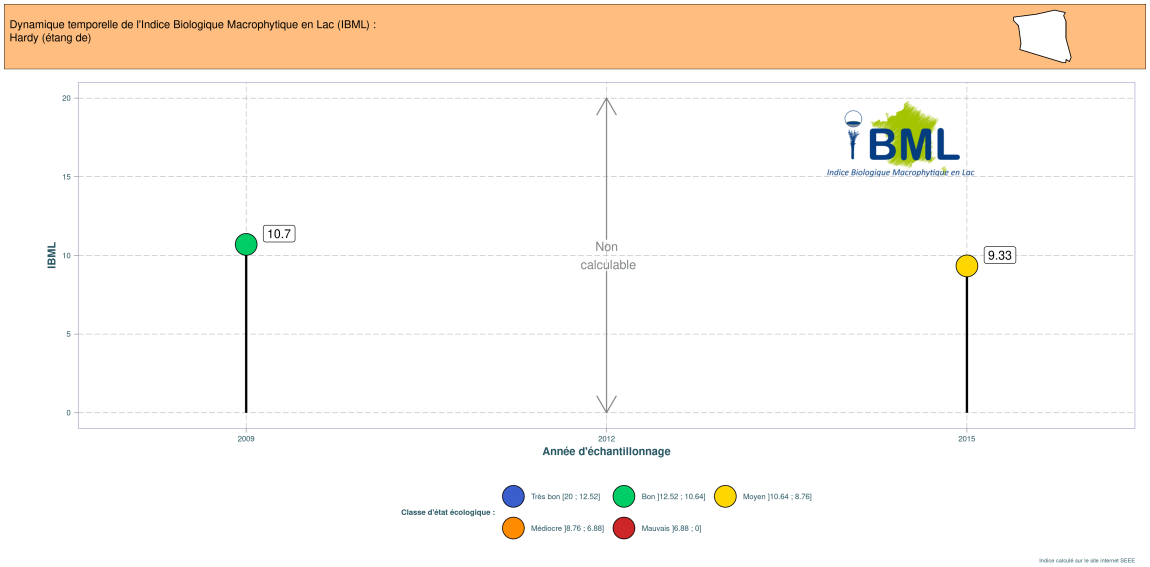


FIGURE 6.60 – Variation des valeurs de l'indice IBML en fonction des années sur l'étang de Hardy.

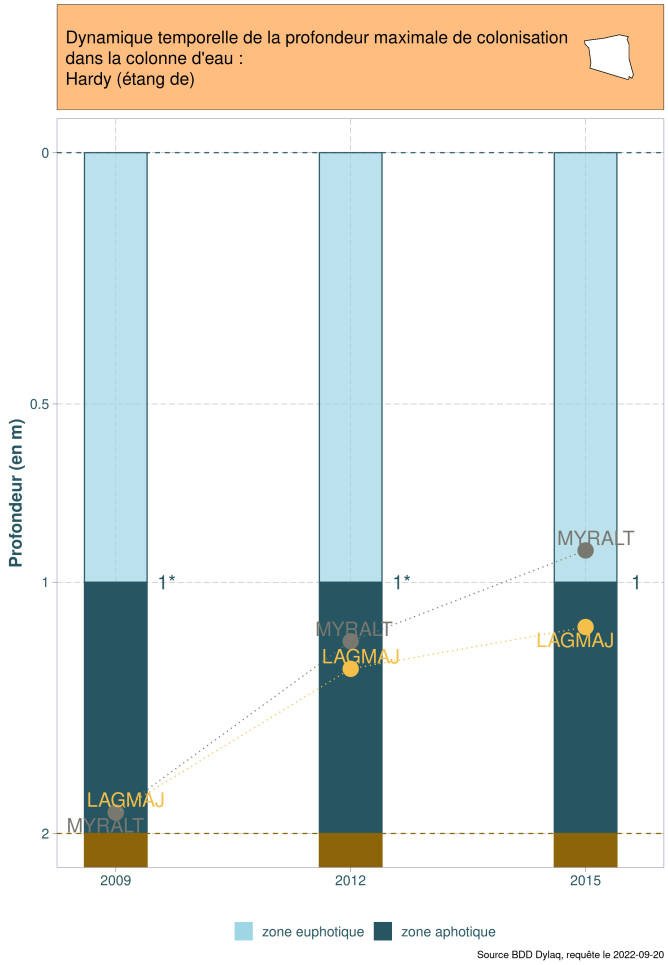


FIGURE 6.61 – Variation de la profondeur maximale de colonisation de *Myriophyllum alterniflorum* et *Lagarosiphon major* (LAGMAJ) dans l'étang de Hardy au cours du temps.

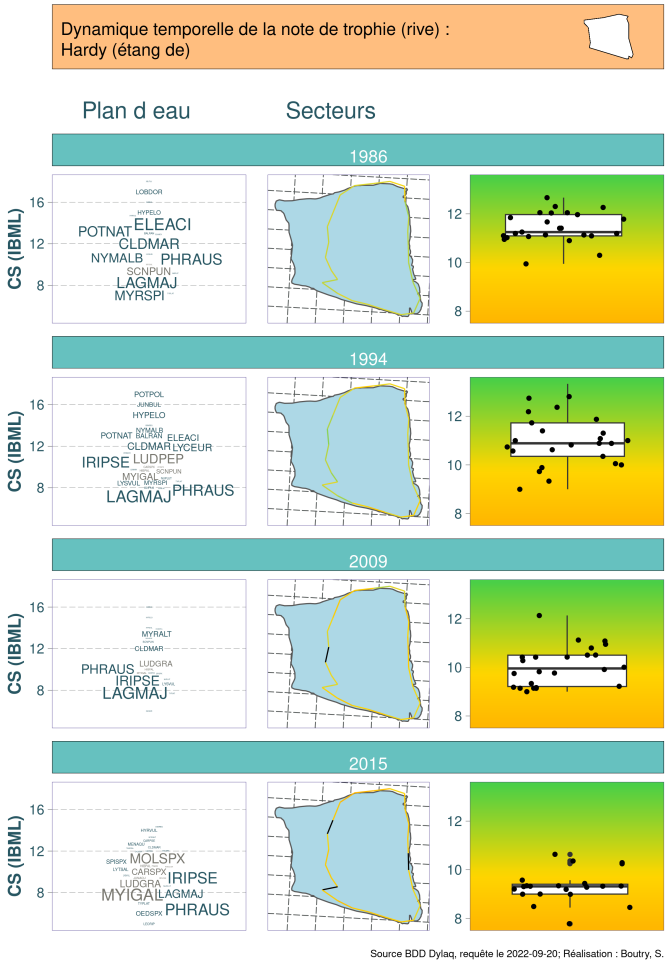


FIGURE 6.62 – Variation des notes de trophie en fonction des années sur l'étang de Hardy.

changé depuis une quarantaine d'années. Ce changement se traduit pas un fort déclin dans la composition spécifique de communautés végétales présentes avec une forte régression, voire la disparition de nombreux hydrophytes (Potamots, Myriophylles, Nénuphars, etc.) et hélophytes (Marisque, Scirpes, Joncs, etc.). Ce changement est particulièrement perceptible depuis la fin des années 1980 marquée par la disparition de la Lobélie. Les espèces exotiques à caractère envahissant telles que le Lagarosiphon et la Jussie, ainsi que des buissons indigènes ligneux colonisant les bordures des lacs comme le Piment royal, ont largement progressé durant la période visée par cette étude.

6.3.7 Poissons

6.3.7.1 Les données disponibles

L'étang est suivi tous les ans depuis 2012 par l'association MIGRADOUR, pour le calcul de l'index anguille Soustons. Ces données présentées ici sont extraites des rapports produits par l'association Migradour (Dartau, 2014, 2017, 2018, 2012, 2013, 2015, 2016).

Quatre « sessions » d'échantillonnage sont programmées chaque année aux mois d'avril, mai et juin qui correspondent à une période théorique d'activité alimentaire des anguilles. L'échantillonnage de l'étang de Hardy a été pratiqué à l'aide d'engins passifs de type « verveux à anguilles » à mailles de 10 mm en cul de nasse. Six verveux étaient posés par session. Lors des pêches, les anguilles sont mesurées puis remises à l'eau au niveau de leur lieu de capture. Les autres espèces capturées sont identifiées mais les individus capturés ne sont ni comptés, ni mesurés. Seules les espèces invasives sont dénombrées et détruites.

Notons également que, chaque année, des pêches électriques sont réalisées par MIGRADOUR en amont et en aval du plan d'eau d'Hardy, toujours dans le cadre du suivi index Anguille.

6.3.7.2 Composition spécifique de l'étang

L'évolution de la composition spécifique du peuplement peut être approchée à partir des données de pêches aux verveux réalisés pour les suivis de l'anguille (Tableau 6.23).

Huit espèces dont une espèce d'écrevisse ont été échantillonnées sur l'ensemble des inventaires réalisés. On note la présence du poisson chat (*Ameiurus melas*), de la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) et de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) qui sont des espèces susceptibles de créer un déséquilibre biologique.

Par ailleurs, une liste d'espèces présentes dans le contexte piscicole extraite du Plan de Gestion Piscicole Général, déjà ancien (FDAAPPMA, 1999) fait état de la présence de 11 espèces. Ce contexte regroupe 3 étangs : l'Etang Blanc, l'Etang Noir et l'Etang de Hardy ainsi que le petit ruisseau de Hardy et il est donc difficile d'en déduire la constitution du peuplement de l'étang de Hardy. Il est cependant susceptible d'accueillir d'autres espèces que celles recensées dans les verveux comme la brème commune (*Abramis brama*), la carpe (*Cyprinus carpio*), le sandre (*Sander lucioperca*) et la tanche (*Tinca tinca*).

TABLEAU 6.23 – Espèces recensées dans les verveux posés pour le suivi de l'anguille dans l'étang de Hardy entre 2012 et 2018.

Nom latin	Nom commun	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Ameiurus melas	Poisson chat	X	X	X	X	X	X	X
Anguilla anguilla	Anguille européenne	X	X	X	X	X	X	
Esox aquitanicus ou lucius	Brochet spp.	X		X	X			X
Lepomis gibbosus	Perche soleil	X	X	X	X	X	X	X
Micropterus salmoides	Black bass							X
Perca fluviatilis	Perche			X	X	X	X	
Rutilus rutilus	Gardon	X					X	X
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane	X	X	X		X	X	X

6.3.7.3 La gestion piscicole

Le document de gestion étudié (FDAAPPMA, 1999), déjà ancien, faisait état d'un étang eutrophe dans un domaine cyprinicole, avec pour espèce repère le brochet dont la capacité de reproduction était notée bonne. La principale altération du milieu semblait liée à l'invasion du système à 98% par une plante aquatique exotique : le *Lagarosiphon major*. Des faucardages sont réalisés pour réguler 24le développement de cette espèce, qui a depuis fortement régressée, ainsi qu'un arrachage manuel de la jussie (*Ludwigia peploides*).

On peut noter un alevinage en black-bass depuis de nombreuses années mais les données précises ne sont pas connues.

6.4 Lac de Soustons

6.4.1 Caractéristiques du plan d'eau

L'étang de Soustons se situe sur les communes de Soustons et Azur. Il est le réceptacle final des étangs Noir, Blanc et Hardy, et reçoit leurs eaux par le ruisseau de Hardy (représentant environ 20 % des entrées d'eau de surface, Beuffe et al., 1994; Jullien, 1968). Mais environ 60 % du volume d'eau entrant par les eaux de surface est apporté par le ruisseau de Magesc. Le ruisseau du Bourg contribue aussi a son approvisionnement pour environ 15 % du volume entrant par les tributaires (Beuffe et al., 1994; Jullien, 1968)). Il possède une forme particulière en 'haltère', avec un 'grand lac' subcirculaire à l'ouest, un 'petit lac' subcirculaire à l'est et un 'chenal' reliant ces deux espaces.

Son volume, par le passé estimé à 2,5 millions de m^3 (Dutartre et al., 1986) est aujourd'hui estimé à 4,41 millions de m^3 (Agence de l'Eau Adour Garonne). Son temps de séjour est donc estimé à 13 jour avec un taux de renouvellement de 28 (soit presque moitié moins que celui usuellement estimé auparavant – 47,6 dans Dutartre et al., 1986 et 46,4 dans Beuffe et al., 1994). Les eaux de l'étang de Soustons s'écoulent en direction de l'océan par le courant de Soustons. Son bassin versant s'étend sur 230,81 km^2 (Fig. 6.63), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 55.09 (Jamoneau et al., 2021).

La surface de cet étang a diminué depuis sa formation. Premièrement le curage et le recalibrage du courant de Soustons qui a dû avoir lieu au milieu du XIXe a baissé le niveau de l'étang, permettant même de gagner de 'belles prairies' sur ces nouveaux espaces (Dauzats, 1878). Les rives

TABLEAU 6.24 – Etats écologiques, physico-chimiques et biologiques relevées dans le cadre des suivis DCE entre 2009 et 2017 sur l'étang de Soustons (source : Agence de l'eau Adour Garonne).

Année	Etat écologique	Etat physico-chimique	Etat Biologique
2009	Mauvais	Médiocre	Mauvais
2010	Médiocre	Mauvais	Médiocre
2011	Médiocre	Mauvais	Médiocre
2012	Moyen	Mauvais	Moyen
2013	Médiocre	Mauvais	Médiocre
2014	Mauvais	Mauvais	Mauvais
2015	Moyen	Mauvais	Moyen
2016	Moyen	Mauvais	Bon
2017	Moyen	Médiocre	Bon

de l'étang restaient cependant très marécageuses (mais sur une faible surface) puisqueDauzats (1878) précisait qu'il était difficile de suivre son contour. Deuxièmement cet étang est aussi sensible au processus de comblement (CTGREF, 1974a). Sa surface était en effet estimée à 6,70 – 7 km^2 à la fin du XIXe (de la guerre Section économique de la 18e région Comité consultatif d'action économique, 1917; Grandjean, 1896) alors qu'elle n'est plus aujourd'hui que de 4,19 km^2 . En raison de ce processus de comblement sa profondeur est très faible (profondeur moyenne de 1,1m et maximale de 1,9m, Agence de l'Eau Adour Garonne) et son profil bathymétrique inversé : les alluvions comblant progressivement les zones plus profondes à l'ouest (Gabignon, 1979).

L'étang de Soustons est considéré comme hyper-eutrophe selon les critères de l'OCDE (Cellamare, 2009) avec un état écologique et biologique généralement médiocre et un état physico-chimique la plupart du temps mauvais (Tab. 6.24). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes, qui a, depuis les années 1970, effectués un certain nombre d'opération de gestion sur cet étang au cours des dernières décennies. Pour lutter contre le comblement, 12 seuils ainsi que 5 bassins déssableurs ont été construits sur son bassin versant entre 1976 et 1980 (Dutartre et al., 1986). Les curages de ces derniers sont effectués par les communes (Dutartre et al., 1989). Entre 1976 et 1980 l'étang a aussi été dragué (149 130 m^3 de vase et 51 200 m^3 de sable ont été enlevés, Dutartre et al., 1986). En 1998 une opération de moisson de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) a également été effectuée sur 3 hectares(Dutartre et al., 1999). Enfin, des opérations d'arrachage mécanique de la jussie et du myriophylle du Brésil ont aussi été effectuées (Dutartre et al., 2005).

6.4.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

6.4.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant du lac de Soustons [15] est d'environ 28000 habitants et en augmentation croissante depuis les années 1990 (Fig. 2.3). Le taux d'accroissement de la population est important mais beaucoup moindre que celui des étangs situées en amont : 75% entre 1990 et

15. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

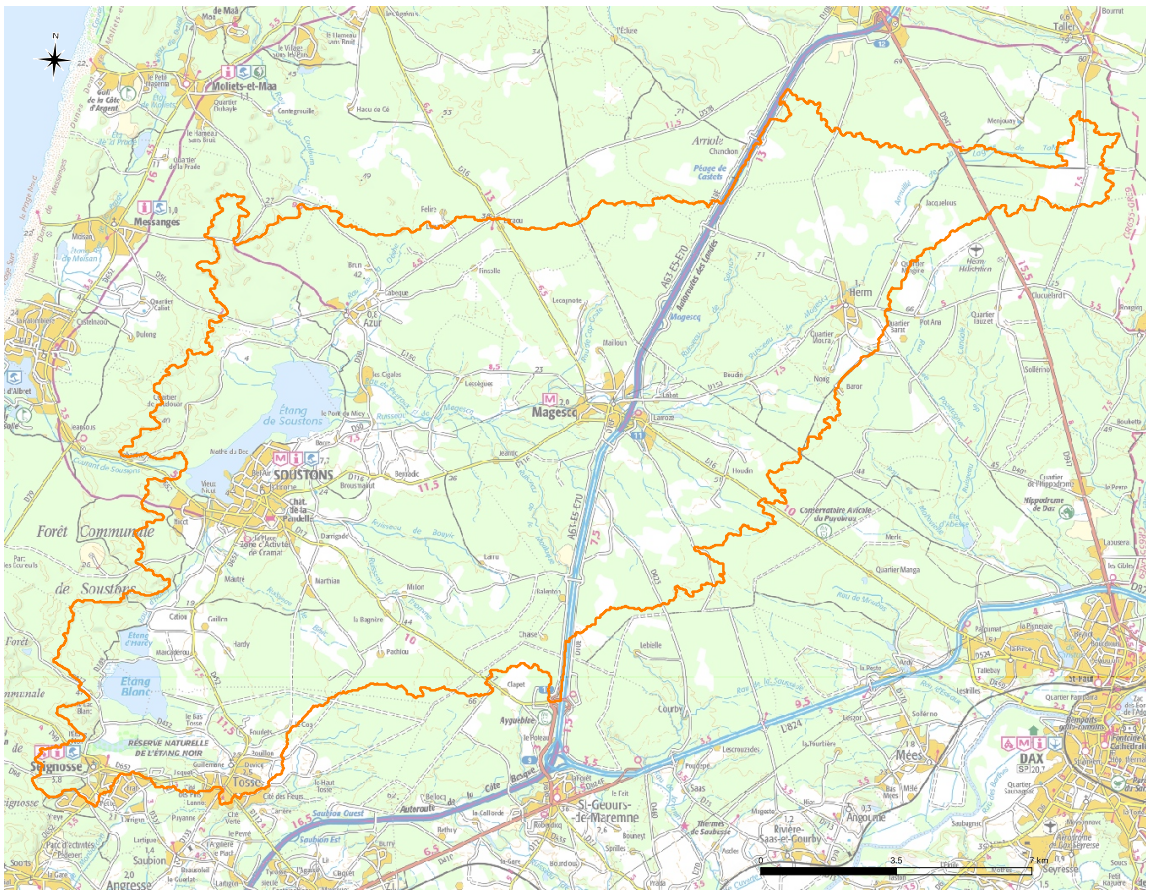


FIGURE 6.63 – Localisation et délimitation du lac de Soustons et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

2017 (Fig. 2.3). En raison d'un bassin versant beaucoup plus grand que les étangs de l'amont, la densité de population y est plus faible et dépasse les 120 hab/km^2 en 2017.

L'activité touristique est très présente sur le bassin versant, la population de la ville de Soustons étant multiplié par 2 en période estivale (site de la mairie de Soustons consulté le 14/04/2021). L'activité nautique motorisée est interdite sur le lac mais la voile, le canoë ou encore le stand-up paddle sont des activités pratiquées. Ce plan d'eau est situé au coeur de la ville de Soustons, et les accès aux rives pour les piétons et les vélos y sont faciles. Les activités cynégétiques et halieutiques traditionnelles sont aussi pratiquées sur le lac.

6.4.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Deux stations d'épuration sont actuellement présentes sur le bassin versant du lac de Soustons. La station de Magescq, rejetant ses effluents dans le ruisseau de Magescq a été mise en service en juillet 2008 et a une capacité de traitement de 5000 équivalent habitant (eq-hab). Cette station est vraisemblablement la successeur de deux plus anciennes installations, dont la précédente fut mise en service en 1991 (1400 eq-hab). L'ancienne station rejetait ses effluents directement dans le ruisseau de Magescq alors que la nouvelle station évacue ses effluents par infiltration dans le sol.

Plus en amont sur le ruisseau de Magescq, la station de l'Herm a été mise en service en 1993 et possède une capacité de traitement de 700 eq-hab. Cette station rejette ses effluents par infiltration dans le sol.

Enfin, comme pour les précédents étangs situées en amont du lac de Soustons, on peut noter la présence d'une ancienne station d'épuration sur le bassin versant de l'étang Noir, mise en service en 1987, puis modifiée en 2004 et finalement mise hors service en juin 2013. Cette station avait une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant.

Au niveau industriel, deux pisciculture sont présentes sur le bassin versant du lac de Soustons : l'une à l'aval de Magescq sur le ruisseau éponyme, et l'autre en amont, sur un affluent du ruisseau de Magescq, le ruisseau de Saunus.

Variation temporelle des effluents rejetées

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite au § 2.1.2.2. On observe une légère diminution des flux de phosphore rejetés par les stations d'épuration depuis 1992 (Fig. 6.64). En revanche, les rejets d'azote et de matière organiques laissent apparaître un pic dans la moyenne des flux journaliers, vers 2005 pour les flux d'azote et dans les années 2010 pour la demande biologique et chimique en oxygène. Les pics observés en 2010 correspondent au pic de volume traité par ces stations (Fig. 6.64e). Une amélioration notable des stations d'épuration est également visible sur les rejets directs estimés et mesurés. Ces derniers semblent en effet avoir considérablement diminués depuis les années 2000 en lien vraisemblablement avec la mise en service de la nouvelle station de Magescq, bien que cette dernière soit évalué comme étant sensible à la pluie par l'Agence de l'Eau.

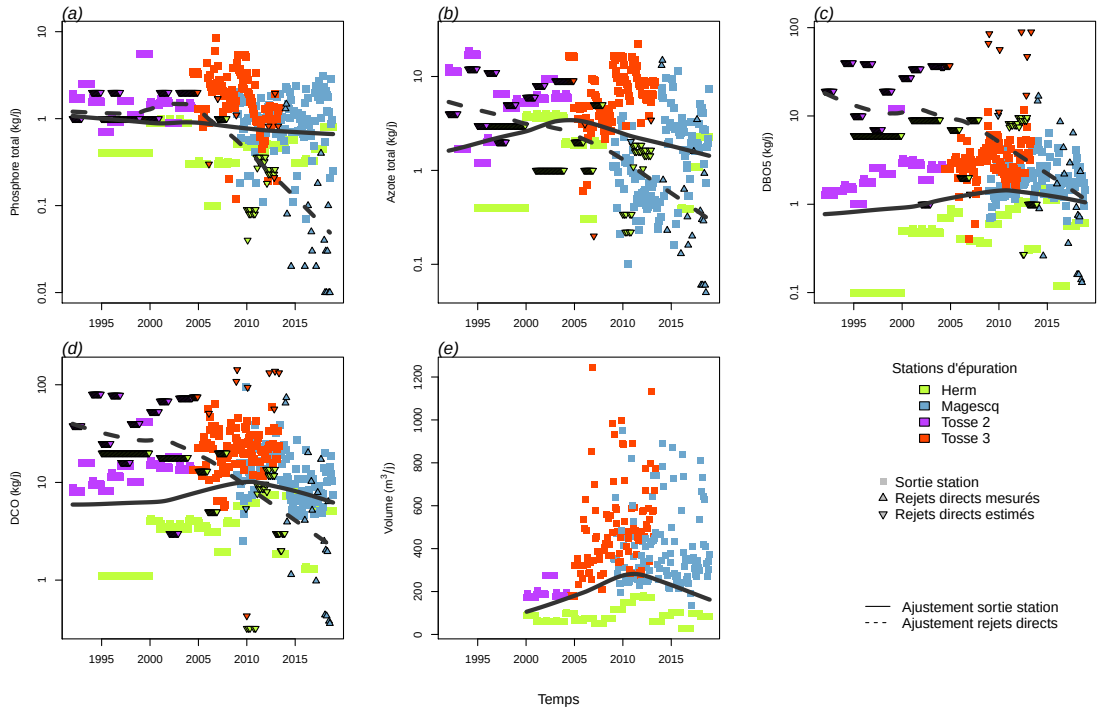


FIGURE 6.64 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang de Soustons. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 6.25 – Occupation du sol (en %) du bassin versant du lac de Soustons entre 1945 et 2002. Note : la surface du lac a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	81.59	83.59	76.56	75.97
Champs cultivés	9.81	9.15	13.92	11.69
Prairies	3.29	1.74	1.59	2.07
Eau	1.19	0.95	1.06	1.10
Urbain	1.69	1.68	2.36	2.77
Semi-urbain	2.43	2.90	4.51	6.42

6.4.2.3 Le paysage et les changements paysagers

Le bassin versant de l'étang de Soustons est principalement occupé par des espaces forestiers ou de plantations de pins [16] (plus de 75%) et par des terres agricoles (Tab. 6.25). Les surfaces agricoles ont particulièrement augmentées depuis les années 60 au dépens des espaces forestiers ou de plantation de pins (Fig. 6.65 et Fig. 6.66). La culture principale développée sur ces espaces est le maïs [17] (Fig. 6.67) qui représente environ 70% de la surface agricole déclarée (considérant que les surfaces déclarées en semence jusqu'en 2014 sont vraisemblablement des cultures de maïs semence, Maiz'Europ', 2017). Les cultures légumières et les surfaces en jachères représentent chacune environ 10% de la surface agricole alors que les surfaces de prairies sont extrêmement faibles sur le bassin versant (Fig. 6.67). Notons aussi que depuis 2010 la proportion relative des différents types de cultures reste relativement stable dans le temps.

Les espaces urbains et semi-urbains ont, comme tout les bassins versants, fortement augmentées depuis les années 1945 (Fig. 6.66) principalement au dépens des espaces boisées et des terres cultivées (Fig. 6.65). Les espaces prairiaux ou semi-naturels tendent quant à eux à diminuer au cours du temps malgré une très légère augmentation observée entre les années 80 et 2000.

6.4.3 Hydromorphologie

6.4.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée sur les niveaux d'eau de l'étang de Soustons n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Il n'est donc pas possible d'étudier la dynamique temporelle de ses fluctuations.

16. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.
17. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

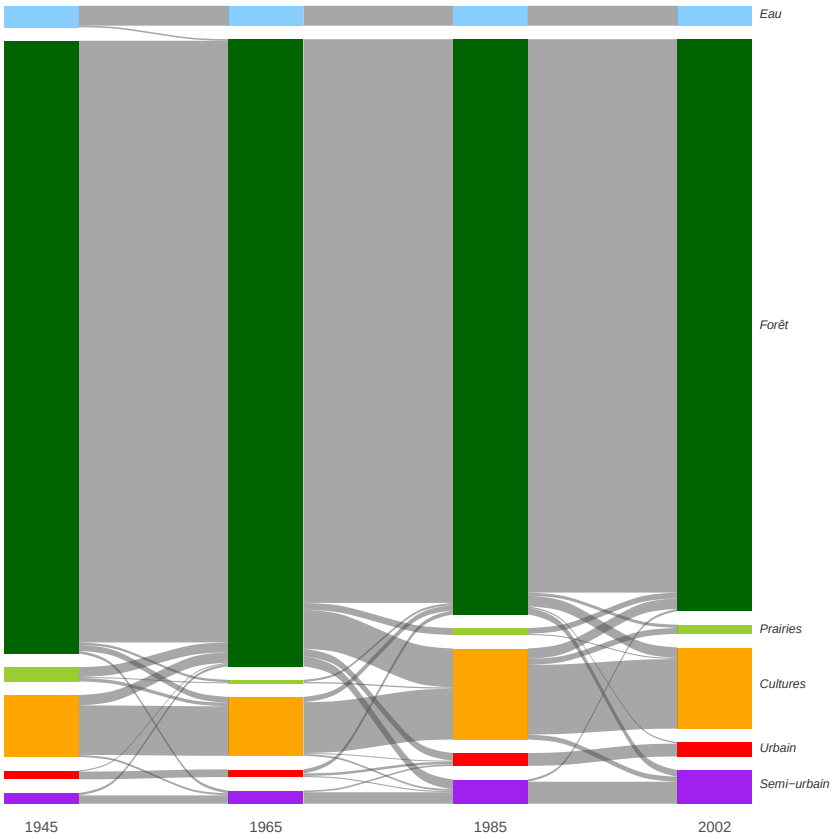


FIGURE 6.65 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant du lac de Soustons. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

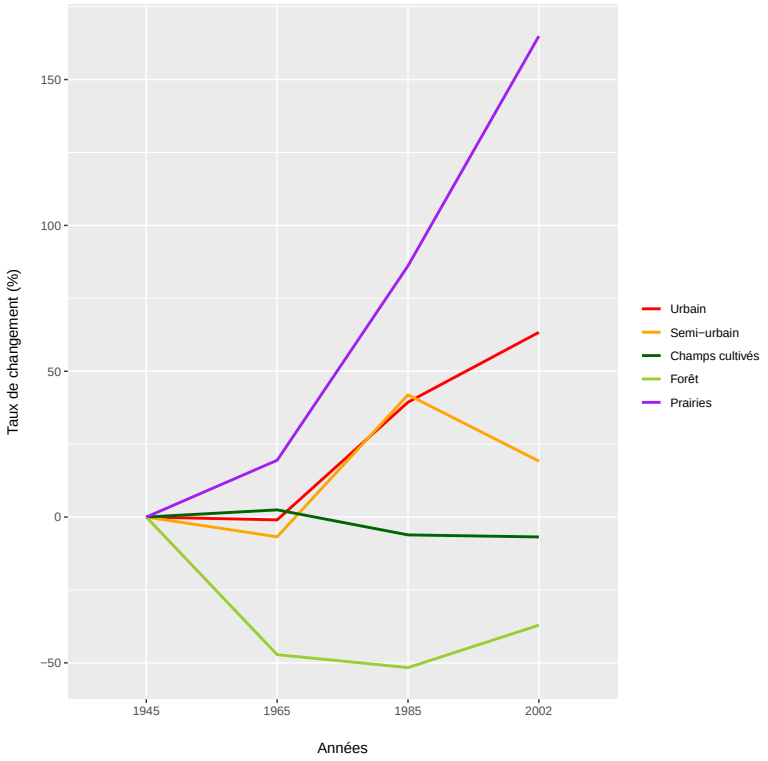


FIGURE 6.66 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives du lac de Soustons (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

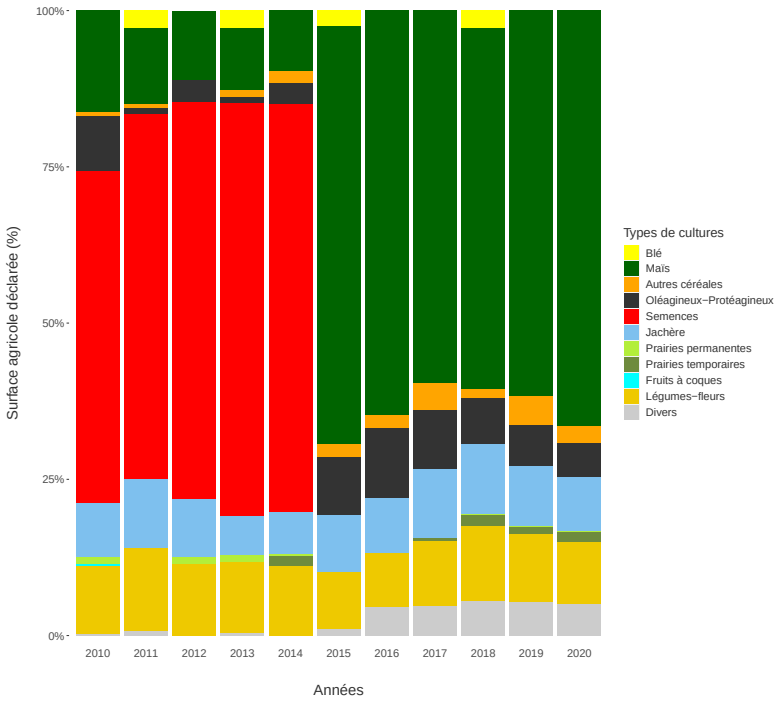


FIGURE 6.67 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de l'étang de Soustons.

6.4.4 Physico-chimie

6.4.4.1 La température de l'eau

Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine. A partir de ces données, nous avons également calculé les vagues de chaleurs, définies d'après Hobday et al. (2016), et qui correspondent à la période (nombre de jours) au cours de laquelle les températures de surface du lac dépassent un seuil local du 90e centile par rapport à une moyenne climatologique de référence pendant au moins cinq jours. Les données couvrent une période de presque 60 ans, entre le 1er janvier 1959 et le 31 décembre 2016.

Sur l'étang de Soustons la dynamique des températures de l'eau depuis 60 ans (Fig. 6.68) montre une augmentation significative de la température moyenne globale ($0.02x - 25.209$, $R^2_{aj} = 0.29$, $pvalue < 0.001$) et indépendamment pour toutes les saisons ($0.02x - 27.06$, $R^2_{aj} = 0.06$, $pvalue = 0.04$ en hiver, $0.02x - 27.13$, $R^2_{aj} = 0.15$, $pvalue < 0.01$ au printemps, $0.02x - 24.24$, $R^2_{aj} = 0.19$, $pvalue < 0.001$ en été et $0.02x - 22.69$, $R^2_{aj} = 0.11$, $pvalue < 0.01$ en automne). Cette tendance est similaire à celle observée sur les plans d'eau du bassin-versant d'Aureilhan (Fig. 3.11, 3.33 et 3.65, 3.93) ainsi que sur celle observée sur l'étang de Léon (Fig. 4.12) et l'étang Blanc (Fig. 6.27).

Ainsi, quelque soit la saison les pentes des régressions sont similaires et reflètent la tendance observée sur l'année, soit une augmentation d'environ 0.2℃ tous les 10 ans. Cette augmentation est identique à celle observée sur les autres plans d'eau Landais mais presque deux fois plus forte que sur les lacs médocains.

Comme pour l'ensemble des autres plans d'eau étudiés, on observe une tendance significative à l'augmentation de la durée des vagues de chaleurs (régression linéaire $0.34x - 645.17$, $R^2_{aj} = 0.10$, $pvalue = 0.01$). Cette augmentation (3j en 10 ans) est inférieure à celle observée sur les autres plans d'eau situés au Nord (4j pour Carcans-Hourtin et 9j pour les lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse) de la région d'étude, mais similaire à celle de l'étang de Léon et de l'étang Blanc.

6.4.4.2 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires,

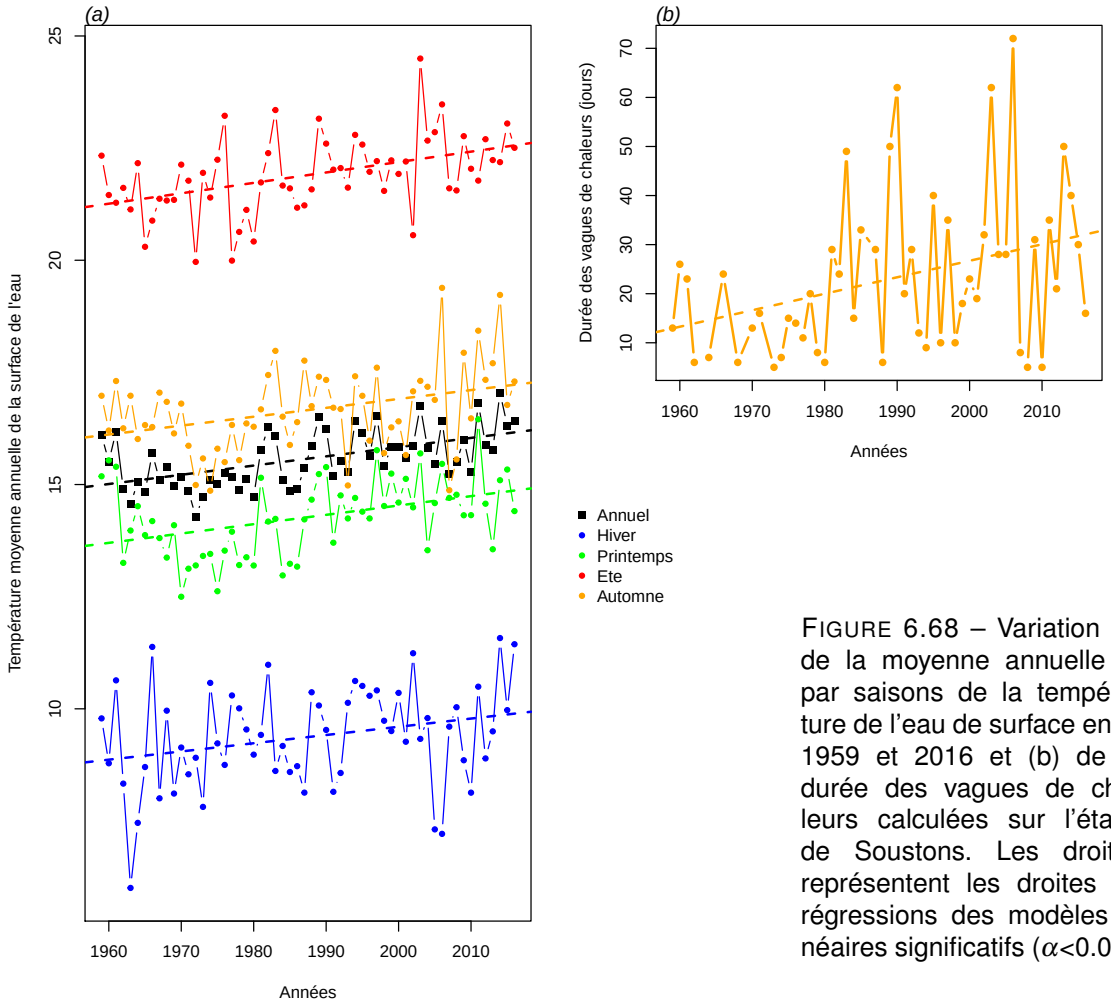


FIGURE 6.68 – Variation (a) de la moyenne annuelle et par saisons de la température de l'eau de surface entre 1959 et 2016 et (b) de la durée des vagues de chaleurs calculées sur l'étang de Soustons. Les droites représentent les droites de régressions des modèles linéaires significatifs (α<0.05).

ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

6.4.4.3 Chronique des diagnostics DCE

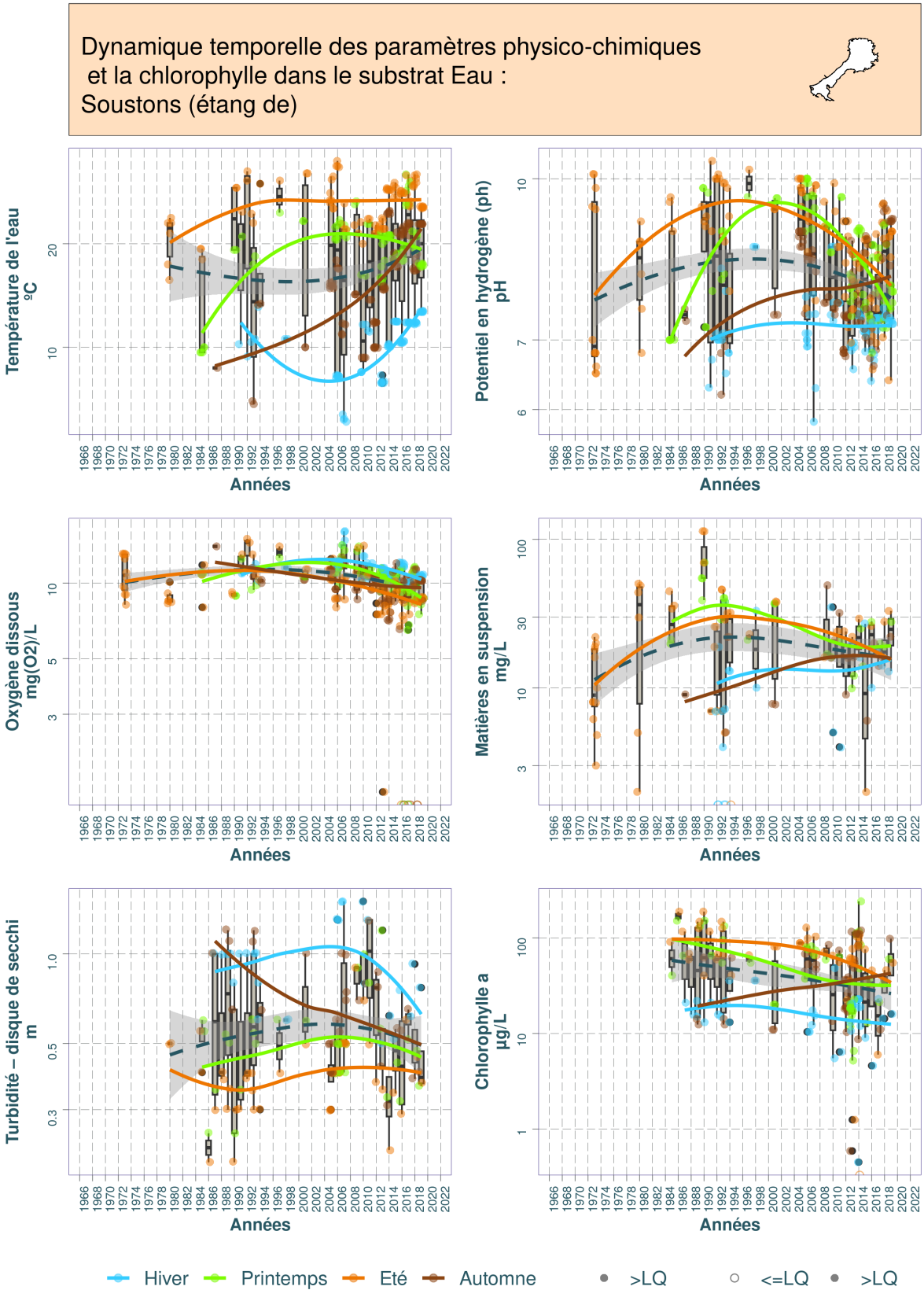
Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Depuis le début des années 80 et selon les critères DCE, l'état physico-chimique de l'étang de Soustons est relativement '*mauvais*' en ce qui concerne la transparence et le phosphore total (Fig. 6.72). Cet état tend à s'améliorer légèrement pour le phosphore total (plutôt en état '*médiocre*' depuis les années 2010) mais reste relativement stable pour la transparence. Les données sur les nitrates et l'ammonium ne sont disponible qu'à partir de 2001 mais leur état reste stables dans un état considéré comme '*très bon*' jusqu'en 2019.

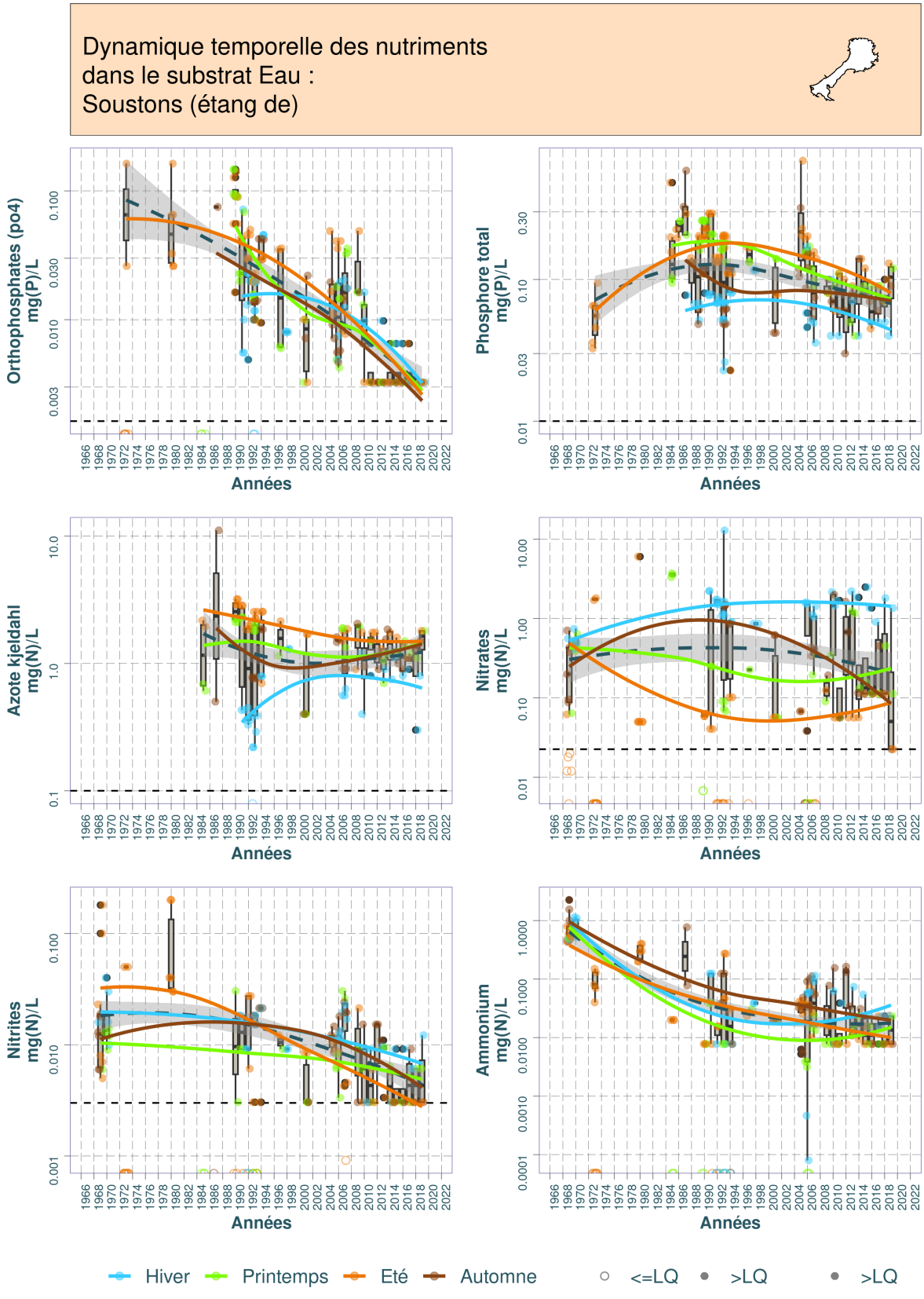
6.4.4.4 Synthèse

Pour l'étang de Soustons, comme pour l'ensemble des étangs de la région, nous pouvons constater une hausse générale de la température de l'eau. Le pH de ce plans d'eau est assez variable, et il a été relevé des pH particulièrement élevés (maximums aux alentours de 9.5-10) durant les saisons de printemps et d'été. Quant à l'oxygène dissous, il demeure stable et proche



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 6.69 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de Soustons.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

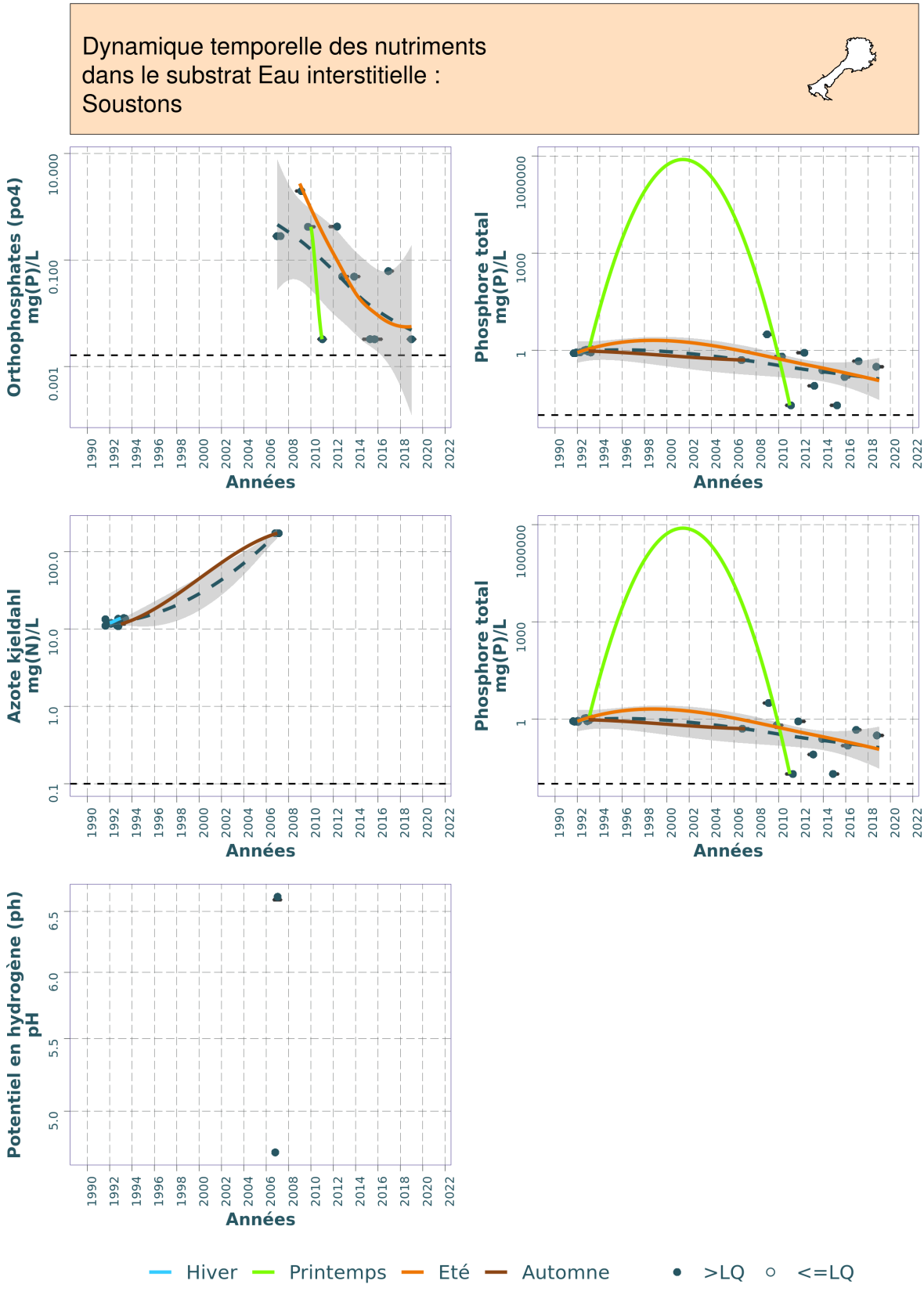
FIGURE 6.70 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de Soustons.

TABLEAU 6.26 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de Soustons.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Soustons (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1969	2019	184	31.0%	0.0000	2.2500	0.0233	0.1364	0.0041	0.020(
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1985	2019	121	34.7%	0.0000	11.1000	1.3000	1.4453	0.1000	0.300(
Azote minéral	mg(N)/L	1990	2006	39	2.6%	0.0000	13.0000	0.6400	1.0308	0.1200	0.120(
Chlorophylle a	µg/L	1985	2019	189	10.1%	0.0000	241.1400	38.8800	52.1201	0.1000	1.000(
Matières en suspension	mg/L	1973	2019	119	39.5%	0.0000	113.0000	20.0000	22.8387	2.0000	5.000(
Nitrates	mg(N)/L	1969	2019	168	26.2%	0.0000	12.8755	0.1129	0.6522	0.0090	0.112(
Nitrites	mg(N)/L	1969	2019	168	28.6%	0.0000	0.2000	0.0091	0.0140	0.0015	0.020(
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1973	2019	180	27.8%	0.0000	0.1630	0.0141	0.0253	0.0016	0.016(
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1973	2019	352	0.0%	0.0000	16.1000	10.3000	10.0662	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1973	2019	196	21.9%	0.0228	0.6900	0.1100	0.1289	0.0100	0.050(
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1973	2019	379	0.0%	5.8400	10.4000	7.8000	8.0711	NA	NA
Température de l'eau	°C	1980	2019	340	0.0%	2.8000	28.0000	19.0750	17.8839	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1980	2019	144	0.0%	0.2000	1.5000	0.5000	0.6086	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 6.71 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang de Soustons.

TABLEAU 6.27 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang de Soustons.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Soustons [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	2007	2019	12	41.7%	1.7472	13.0455	7.4740	8.1564	0.0078	0.0777
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2007	12	0.0%	10.8660	173.0000	12.7555	39.0999	NA	NA
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	2007	2019	12	66.7%	0.0033	1.9762	0.0554	0.2961	0.0033	0.0489
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2019	22	36.4%	0.0200	3.1000	0.8200	0.7334	0.0100	0.0500
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	2007	2007	2	0.0%	6.6000	6.6000	6.6000	6.6000	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

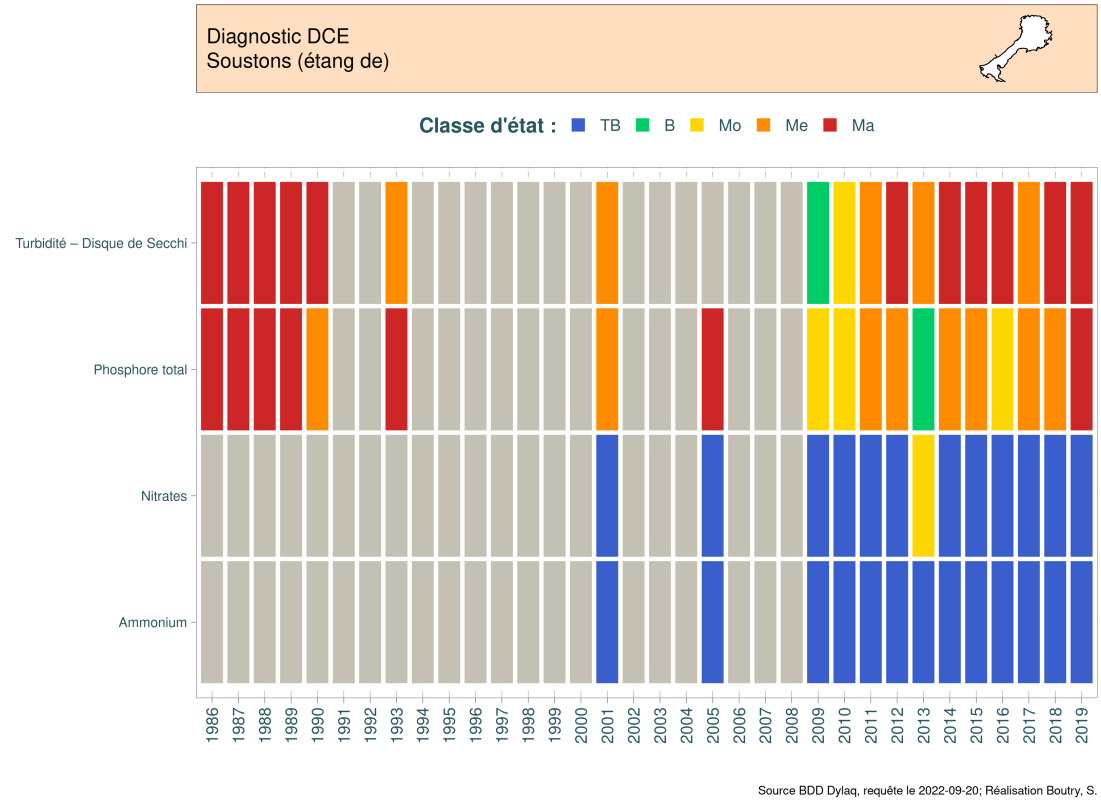


FIGURE 6.72 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang de Soutons entre 1986 et 2016. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

de 10 mg/L. Les matières en suspension augemntent jusqu'à la décennie 1990, puis diminue légèrement par la suite. La turbidité ne montre pas de tendance interannuelle notable, alors qu'il apparait des écarts importants d'une saison à une autre. Quant à la chlorophylle a, ce paramètre semble décroitre légèrement sur l'étang de Soustons depuis les années 80.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total augmente jusqu'aux années 1990, avant de décroitre légèrement ensuite. Les nitrates et l'azote Kjeldahl varient assez peu. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent tout au long de la période et, plus généralement, nous constatons des concentrations très basses, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la fin de la décennie 1990. Enfin, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Globalement l'état physico-chimique de l'étang de Soustons est plutôt mauvais depuis les années 80 sur les paramètres phosphore total et transparence sans évolution vraiment notable depuis cette période. L'état des paramètres nitrates et ammonium est cependant quant à lui considéré comme très bon depuis les années 2000.

6.4.5 Phytoplancton

Le premier relevé de phytoplancton sur l'étang de Soustons remonte à 1985 sous la forme d'une identification de trois taxons. Pour avoir un relevé couvrant toute la communauté algale il faut attendre 2006 – 2007 avec la thèse de Maria Cellamare (Cellamare, 2009). Ensuite à partir de 2009, des échantillonnages annuels ont été mis en place selon le protocole de la DCE. Ainsi, de 2006 à 2020, soit 14 ans de données phytoplanctoniques sont disponibles.

6.4.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Les richesses taxonomiques sont variables d'une année à une autre sur l'étang (Fig. 6.73). Les valeurs annuelles moyennes oscillent entre 42 et 118 taxons pour respectivement 2014 et 2006 (si on ne tient pas compte de l'échantillon unique et partiel de 1985). La moyenne est alors de 58 taxons ; valeur dans la moyenne haute de ce qui peut être rencontré dans les étangs aquitains. Après une forte baisse de 2006 à 2010, les richesses se stabilisent autour d'une cinquantaine de taxons en moyenne jusqu'en 2020. Malgré les variations, les richesses annuelles médianes ne sont pas significativement différentes entre elle (test de Dunn Kruskal-Wallis, *p-value > 0.13*).

L'amplitude annuelle des richesses est variable d'une année à une autre : certaines années comme 2017, 2018 ont une grande variation indiquant plus de disparités et de changements dans la communauté algale que d'autres années, comme 2013 avec une communauté plus homogène sur l'année. La valeur minimale a été mesurée durant l'hiver 2016 avec 30 taxons et la maximale au printemps 2006 avec 130 taxons inventoriés.

Les différentes années d'étude ont permis d'identifier 596 taxons différents sur cet étang. Ils se répartissent essentiellement dans le groupe des **algues vertes** (majoritairement les Chlorophyta) avec de 17 à 33 taxons en moyenne chaque année (Fig. 6.74). La valeur moyenne la plus faible est enregistrée en 2019 et la plus grande en 2009. Malgré des fluctuations, la richesse de ce groupe

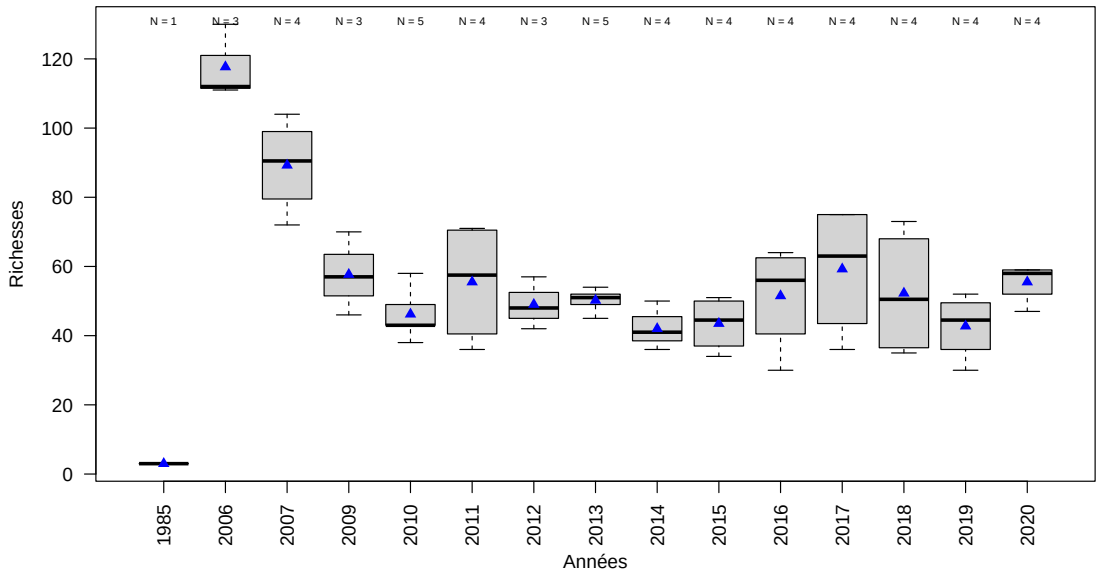


FIGURE 6.73 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 1985 et 2020 sur l'étang de Soustons. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

ne semble pas augmenter ou diminuer au cours du temps. Les **diatomées** (Bacillariophyta) composent ensuite le second embranchement majoritaire, avec des richesses annuelles moyennes atteignant 79 et 59 taxons pour les deux ans de relevé de la thèse (Cellamare, 2009) puis redescendant à seulement une dizaine de taxons pour les années ultérieures. Durant la thèse, l'effort d'identification type inventaire est ainsi très net et vient perturber l'image générale du plan d'eau.

Dès les premiers relevés de 2006, des taxons de **cyanobactéries** (Cyanobacteria) sont identifiés sur l'étang. La richesse annuelle moyenne pour cet embranchement varie alors de 7 à 17 taxons par an. Il semblerait que depuis 2015 elle a atteint au moins 11 taxons et ne cesse de croitre depuis pour atteindre, en 2020, une richesse de 17 taxons. Les **algues dorées** et **brunes** (Ochrophyta) ou encore les **cryptophycées** (Cryptophyta) et les **euglènes** (Euglenozoa) sont des embranchements très peu diversifiés : seulement 1 à 6 taxons en moyenne.

En 1985, seuls 3 taxons de desmidiées ont été identifiés ce qui ne donne pas une image complète de la communauté présente.

6.4.5.2 Dynamique des biovolumes

Le relevé de 1985 a été enregistré en « présence - absence ». Il ne permet pas de disposer des estimations de biovolume correspondant. A partir de 2006 (en dehors de 2008 non échantillonnée), les relevés sont exprimés en biovolume tous les ans jusqu'en 2020. Le biovolume annuel

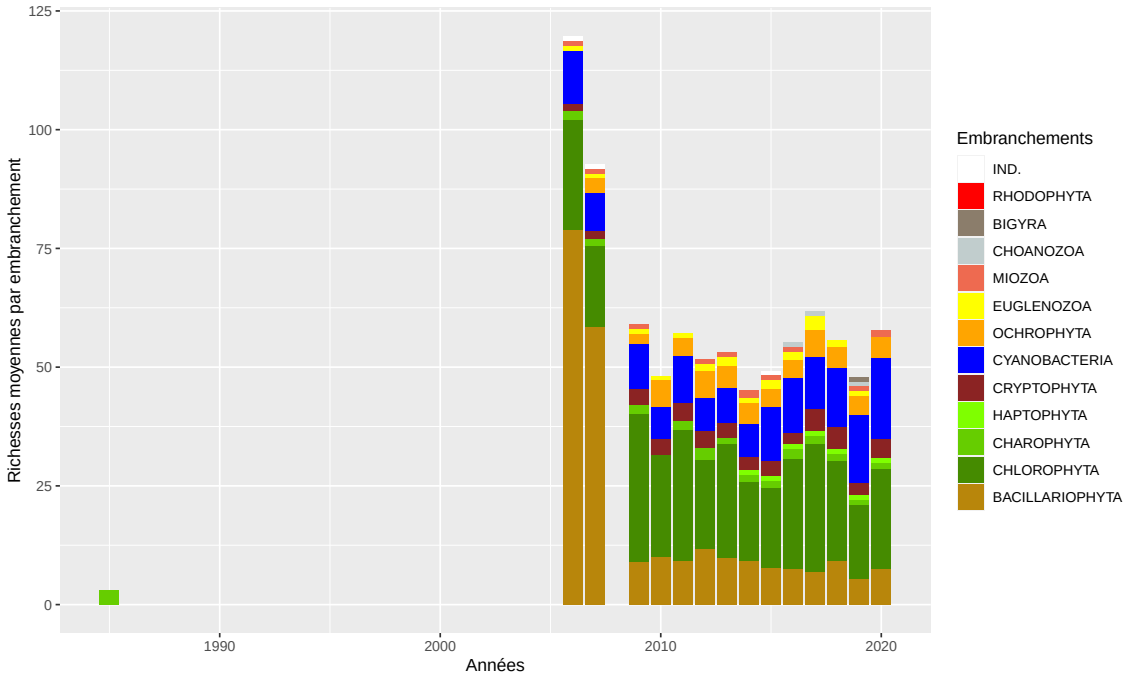


FIGURE 6.74 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 1985 et 2020 sur l'étang de Soustons. IND. indique les embranchements indéterminés.

moyen varie de 12.25 à 77.56 mm^3/l en 2010 et 2019 respectivement (Fig. 6.75). Malgré ces variations, les biovolumes annuels médians ne sont pas significativement différents entre eux (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, *p-value > 0.13*) du fait des fluctuations intra-annuelles importantes.

D'un point de vue global, les biovolumes sont assez stables de 2006 à 2018, mais leurs concentrations explosent en 2019 et dans une moindre mesure en 2020. Ces deux dernières années affichent des amplitudes très importantes de plus de 100 mm^3/l en 2019 et de plus de 60 mm^3/l en 2020 dénotant des communautés phytoplanctoniques beaucoup plus abondantes qui illustrent un milieu instable à tendance hyper-eutrophe. Le biovolume minimum de 1.48 mm^3/l a d'ailleurs été mesuré en février 2020 et le maximum de 122.06 mm^3/l en octobre 2019. Sur l'ensemble de la période étudiée, une tendance significative à l'augmentation des biovolumes s'observe bien que faible ($R^2_{aj} = 0.11$, *p-value< 0.01*) renforçant l'image d'une augmentation du niveau trophique du plan d'eau.

Ces biovolumes se répartissent essentiellement dans les **algues vertes** (surtout l'embranchement des Chlorophyta) et dans les **cyanobactéries** (Cyanobacteria) sur toute la période de l'étude (Fig. 6.76). De 3.65 mm^3/l en 2010 à 27.67 mm^3/l en 2019, les Chlorophyta sont très abondantes et correspondent à la quasi totalité du biovolume des algues vertes chaque année. Les **desmidiées**, contrairement à d'autres plans d'eau du littoral sont ici très peu abondantes en relatif mais atteignent jusqu'à 5.45 mm^3/l en 2011. Les **cyanobactéries** sont présentes dans l'étang depuis le début des relevés en 2006 et se retrouvent dans des proportions variables au cours du temps, nettement plus faibles en 2011 à très importantes en 2019 et 2020. Le biovolume moyen de cet embranchement a pris beaucoup d'ampleur sur les deux dernières années dénotant une dégradation et un déséquilibre de la communauté phytoplanctonique au profit de quelques cyanobactéries responsables d'efflorescences.

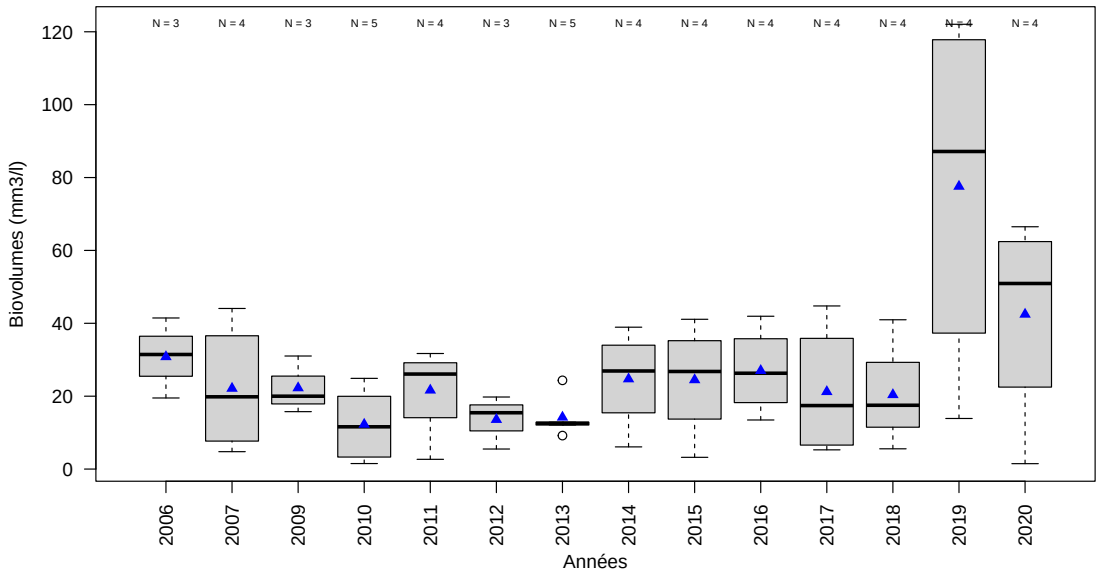


FIGURE 6.75 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur l'étang de Soustons. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Les Bacillariophyta ou **diatomées** sont régulièrement présentes et parfois très abondantes : en 2006 et 2007 notamment avec 11.52 et 14.33 mm^3/l respectivement. Les autres années leur biovolume moyen ne dépasse pas 8 mm^3/l et a même tendance à baisser au fil des ans. Les autres groupes taxonomiques sont, en proportion, très peu abondants. Il faut noter qu'en 2015, un biovolume de 13.92 mm^3/l de taxons indéterminés est quantifié, donnant une vision tronquée de la répartition au sein des embranchements cette année-là (Fig. 6.76).

6.4.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

Malgré des biovolumes très élevés, la structure de la communauté phytoplanctonique de l'étang de Soustons est plutôt d'un très bon niveau, comme en témoignent les résultats annuels de l'indice de Gini-Simpson [18] , compris entre 0.89 et 0.98 avec une moyenne de 0.94 (Fig. 6.77a). Les valeurs de cet indice oscillent légèrement d'années en années mais indiquent une communauté très diversifiée et très bien équilibrée durant l'étude. Les années 2019 et 2020, marquées par de très forts développements algaux, cyanobactéries notamment, gardent néanmoins une très forte diversité : indice de 0.93 et 0.94 respectivement.

L'analyse de la dynamique de cet indice calculé par campagne montre plus de variations et de dispersions (Fig. 6.77b) au cours du temps. Il varie en effet de 0.60 en février 2016 à 0.97 en

18. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

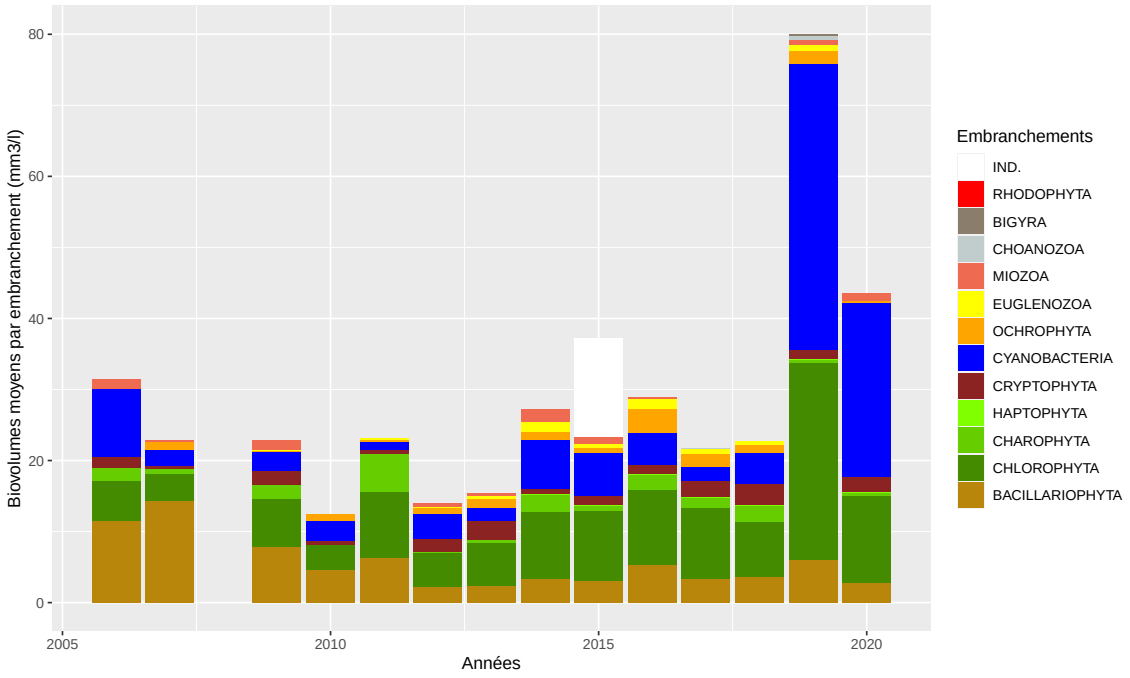


FIGURE 6.76 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2006 et 2020 sur l'étang de Soustons. IND. indique les embranchements indéterminés.

avril 2007. Globalement toutes les années ont une à des campagnes dont le résultat de l'indice s'abaisse vers 0.80. Seules les années 2014, 2016 et 2019 ont un résultat inférieur à 0.80 au cours d'une de leur campagne. Les communautés algales présentes sont finalement peu dégradées mais restent parfois instables bien que très diversifiées.

La composition de la communauté peut aussi être observée au travers d'outil d'analyses multivariées telles que la NMDS. Le calcul de cette dernière sur les données de Soustons montre une séparation nette le long de l'axe 2 entre les années 2006, 2007 (valeurs positives), les années 2009, 2010 et 2011 (valeurs négatives) et les autres années situées au milieu (Fig. 6.78). De manière globale, l'axe 1 représente la dynamique saisonnière annuelle, avec les échantillons prélevés en saison hivernale dans les valeurs positives et les échantillons prélevés en fin d'été et en automne dans des valeurs plus négatives. Ainsi, les années 2009 et 2011 sont plutôt caractérisées par leur communauté hivernale alors que les années 2006, 2018, 2019 et 2020 sont caractérisées par des communautés estivales et d'automne, notamment avec la présence de cyanobactéries pour les deux dernières.

Les polygones, regroupant l'ensemble des échantillons prélevés une même année, sont plus petits en 2006, 2007 et 2009 que tous les autres indiquant la présence de communautés moins diverses et avec une composition plus homogènes. La plus grande étendue des polygones des autres années illustre des structures de communautés très différentes d'une campagne à une autre. Elle vient confirmer la relative instabilité de ces années.

Une liste assez importante de taxons caractérise cette analyse de la composition (Fig. 6.79). Les algues vertes *Desmodesmus subspicatus* (DEDSUB), *D. armatus var. longispina* (DEDARL), *Elakatothrix gelatinosa* (ELAGEL), *Pseudopediastrum boryanum* (PPEBOR) et *Dictyosphaerium ehrenbergianum* (DICEHR), le genre de cyanobactérie *Microcystis* (MIOSPX) et les diatomées

Gomphonema acuminatus (GOMACU), *Cocconeis placentula* (COCPLA) et *Planothidium robustius* (PLTROB) caractérisent les périodes estivales et automnales (valeurs négatives de l'axe 1) et donc les années 2018, 2019 et 2020.

A l'inverse, *Microcystis wesenbergii* (MIOWES), *M. flos-aquae* (MIOFLO) et *Romeria leopoliensis* (ROMLEO) sont les cyanobactéries caractérisant la période hivernale, le pool central des différentes années et l'année 2010. Elles sont accompagnées par les algues vertes *Raphidocelis danubiana* (RDODAN) et *Pseudodidymocystis fina* (PSDFIN). Les années 2006 et 2007 sont caractérisées par des diatomées *Karayevia oblongella* (KAROBL) et *Cymbella helvetica* (CYMHEV), la cyanobactérie *Chroococcus sp.* (CHRSPX) et l'algue verte *Scenedesmus ecornis* (SCEECO). On remarque ainsi que quelque soit les années ou les périodes de l'année, les cyanobactéries sont des taxons structurant la communauté phytoplanctonique sur l'étang de Soustons notamment avec le genre *Microcystis* très présent sur l'étang.

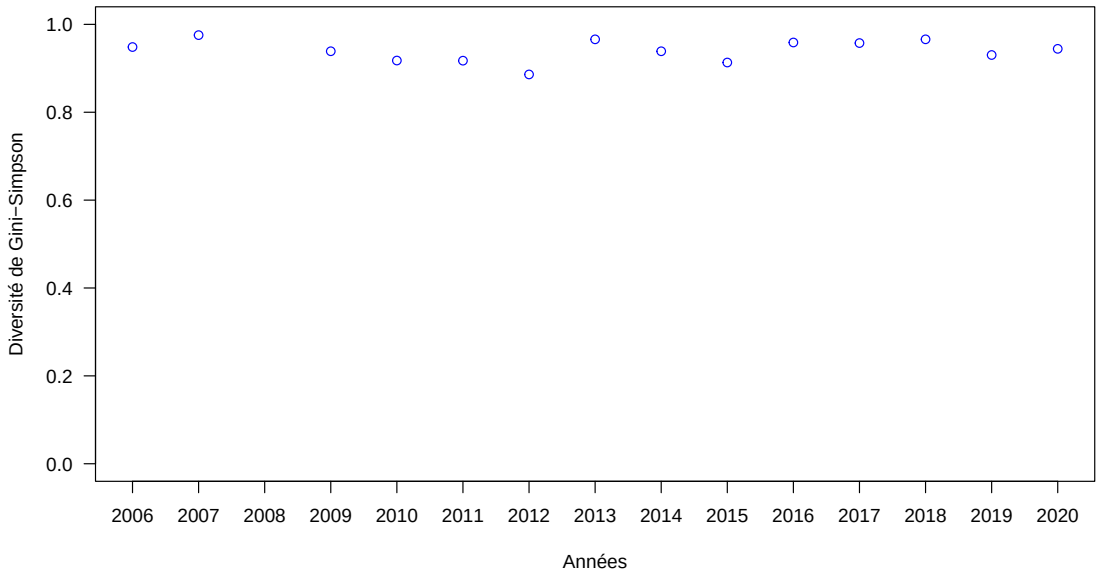
6.4.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

On dispose de quelques mesures de chlorophylle-a en 2001 et en 2005 mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant. L'indice IPLAC n'est donc pas calculable sur ces deux années. A partir de 2006, les données de qualité d'eau ont été acquises selon le protocole DCE, comprenant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle-a. Seule l'année 2008 est manquante. Cependant, en 2010 et en 2012, le nombre et la période des campagnes (mois de l'année) ne sont pas adaptés au calcul de l'indice. Ainsi, l'IPLAC a pu être calculé en 2006, 2007 et 2009 puis en 2011 et de 2013 à 2020 avec néanmoins une extension de la période d'acquisition acceptée du 15 avril jusqu'au 15 novembre pour permettre le calcul de l'indice sur un plus grand nombre d'années. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul.

Sur l'étang de Soustons, l'indice IPLAC varie de 0.44 à 0.67 de 2006 à 2020 (Fig. 6.80). L'état écologique est alors majoritairement « moyen » sur l'ensemble de la période, avec une moyenne de 0.54. Seules 2007, 2017 et 2018 sont classées en « bon » état. Depuis 2017 l'indice baisse du fait de faibles à très faibles valeurs de la métrique de biomasse algale (MBA) et donc de concentrations beaucoup plus importantes en chlorophylle-a.

Dans l'ensemble, la métrique de composition spécifique (MCS) tire l'indice vers le haut sauf en 2017 où c'est la MBA qui le maintient en « bon » état. Elle varie de 0.48 valeur minimale calculée en 2015 à 0.87 valeur maximale obtenue en 2007. Sa moyenne est de 0.65 durant toute l'étude. La MBA est plus sévère et fluctue de 0.09 (état « mauvais ») à 0.73 (« bon » état) pour respectivement 2006 et 2017. Ainsi, de 2006 à 2017 la MBA s'améliore sous l'effet de la baisse des concentrations en chlorophylle-a mais rechute très fortement jusqu'en 2020. L'étang de Soustons est alors fragilisé avec une production primaire qui peut être très élevée certaines saisons ou années alors que la structure de la communauté algale reste diversifiée et d'assez bonne qualité. Ceci étant, la MCS semble décroitre d'année en année, signe d'une dégradation de la communauté phytoplanctonique de l'étang (Fig. 6.80).

(a)



(b)

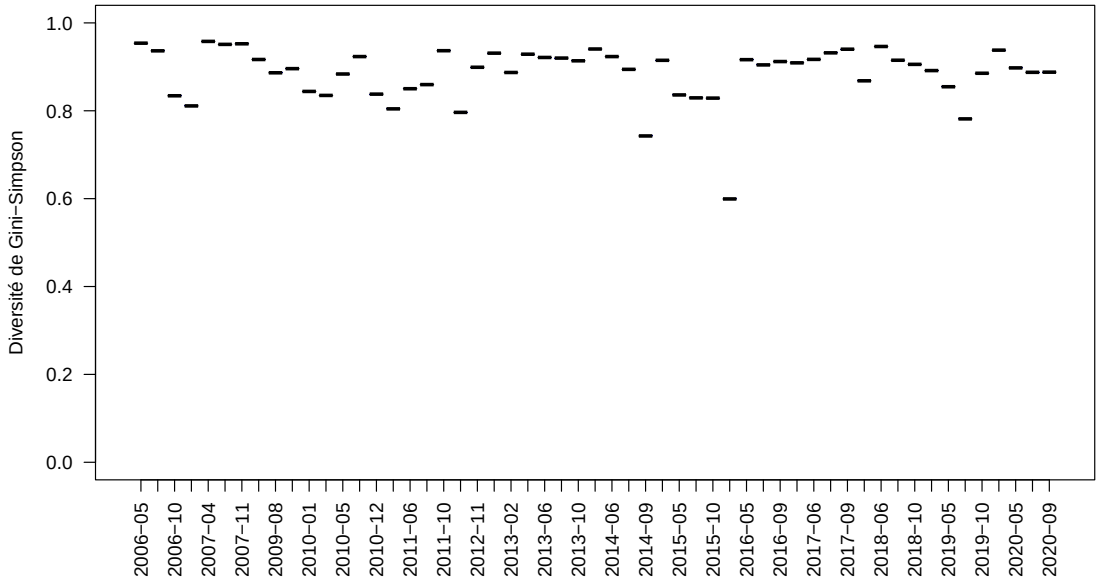


FIGURE 6.77 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2006 et 2020 sur l'étang de Soustons par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

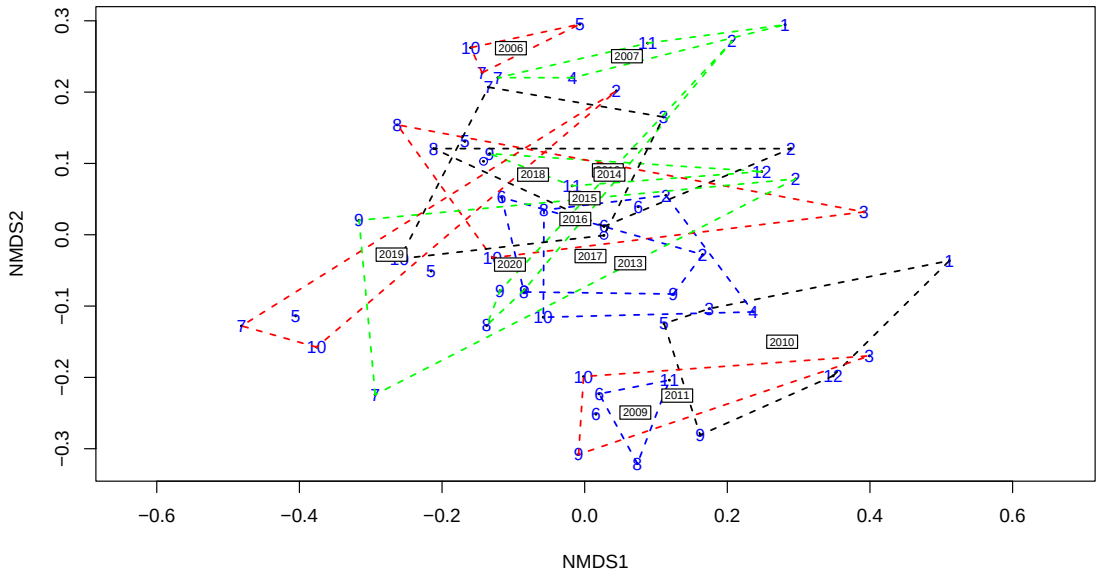


FIGURE 6.78 – Position des échantillons prélevés sur l'étang de Soustons entre 2006 et 2020 sur les deux premiers axes de la NMDS. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.16 avec 3 axes.

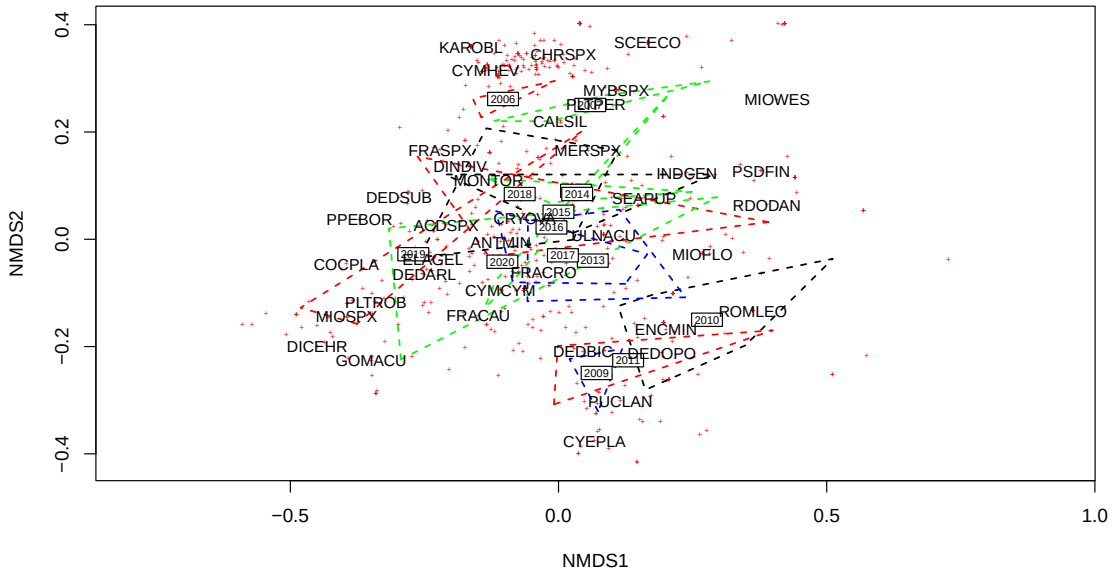


FIGURE 6.79 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Soustons réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2006 et 2020. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.50|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

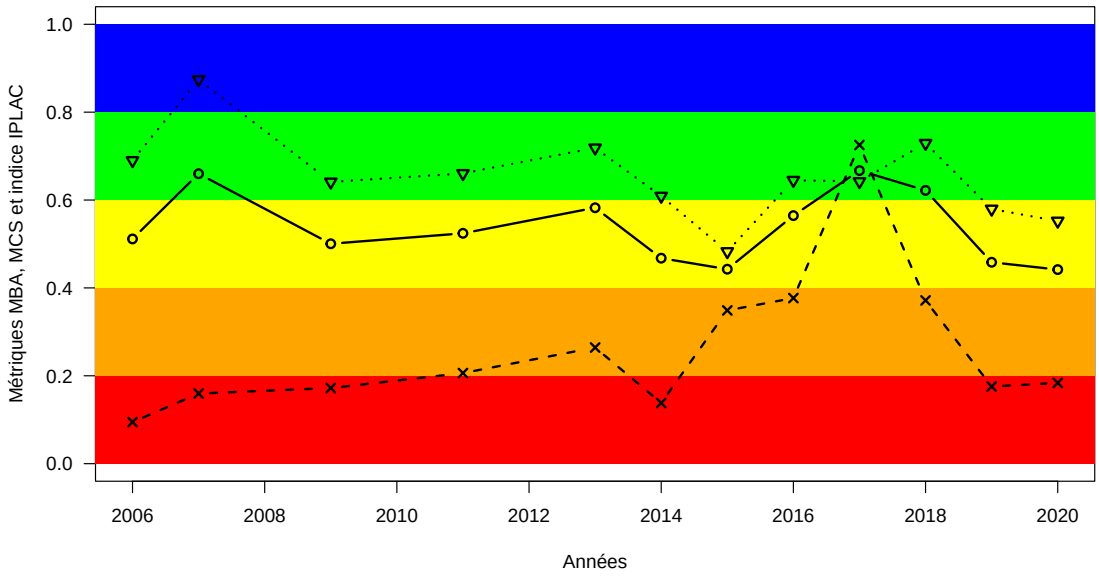


FIGURE 6.80 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de Soustons entre 2006 et 2020. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

6.4.5.5 Synthèse

L'étang de Soustons est très productif avec des concentrations algales pouvant être très élevées à certaines saisons. La communauté algale présente est très diversifiée et globalement bien équilibrée comme en atteste l'indice de Gini-Simpson, mais s'avère relativement instable car fortement dépendant de la campagne d'échantillonnage. L'indice IPLAC classe l'étang en état majoritairement « moyen » avec une moyenne à 0.54. L'indice n'est néanmoins pas stable au cours du temps, et semble, à l'instar de la MCS, décroitre d'années en années. La MBA est très faible, et bien qu'elle ait augmenté de 2006 à 2017, elle tire l'indicateur vers le bas. Les concentrations élevées en chlorophylle-a sont alors responsables de la dégradation de l'indicateur. L'étang subit depuis quelques années des périodes de blooms de cyanobactéries, indicatifs de l'instabilité et de la fragilité de sa communauté phytoplanctonique.

6.4.6 Poissons

6.4.6.1 Les données disponibles

Deux pêches ont été réalisées dans le cadre des suivi DCE avec le protocole normalisée (C.E.N., 2005), l'une en 2005 par le Cemagref (Bertrin et al., 2007), l'autre en 2012 par un bureau d'étude (Aquatiques, 2012). La première pêche a été réalisée en été, entre le 17 et le 20 août alors que la seconde a été réalisée plus tardivement, entre les 8 et 10 octobre. Ces différences de période d'échantillonnage peuvent entrainer des différences dans les résultats des captures du fait d'un comportement différent du poisson au cours des deux périodes (Miguet et al., 2018).

TABLEAU 6.28 – Inventaires piscicoles répertoriés et disponibilité des données des pêches de poisson dans l'étang de Soustons. AR : abondance relative.

Année	Engin de capture	Type de données	Objectif	Source
2005	Filets multimailles Type araignées NF EN 14757 2005	AR numérique et pondérale	Suivi réglementaire DCE	CEMAGREF
2012	Filets multimailles Type araignées NF EN 14757 2005	AR numérique et pondérale	Suivi réglementaire DCE	SARL Pedon Environnement
Tout les ans	Verveux	Présence/absence	anguilles	MIGRADOUR

Ce sont 11 filets benthiques qui ont été posés en 2005 et 12 en 2012. Les efforts de pêche sont donc comparables entre les deux campagnes.

Par ailleurs, tous les ans depuis 2012, des échantillonnages sont réalisés par l'association Migradour afin de suivre la population d'anguilles. Quatre « sessions » d'échantillonnage sont programmées chaque année lors des mois d'avril, mai et juin, qui correspondent à une période théorique d'activité alimentaire des anguilles. Ces échantillonnages sont réalisés à l'aide d'engins passifs de type « verveux à anguilles » en maille de 10 mm en cul de nasse, positionnés sur différentes stations. Les anguilles subissent un protocole de mesures et sont remises à l'eau au niveau de leur lieu de capture. Les espèces invasives sont dénombrées et détruites. Les autres espèces sont généralement seulement identifiées (présence/absence). Ces échantillonnages et les résultats des pêches sont décrits dans des rapports annuels (Dartau, 2014, 2017, 2018, 2012, 2013, 2015, 2016) dont sont extraites les informations reportées ici.

A noter que des pêches électriques ont également été réalisées par Migradour dans les affé-rents et efférents du plan d'eau.

6.4.6.2 Richesse et composition spécifique

La présence de 15 espèces de poissons a été notée sur l'ensemble des pêches (Tableau 6.29). Ce sont 9 espèces qui ont été recensées en 2005 dont une espèce de Mugilidés non identifiée. En 2012, la présence du mulet porc (*Liza ramada*) est notée (probablement le Mugilidé recensé en 2005). De plus, lors de cette deuxième pêche, deux nouvelles espèces : l'ablette (*Alburnus alburnus*) et le black bass (*Micropterus salmoïdes*) sont également inventoriées. Ainsi, en terme de présence/absence, les différences entre les deux pêches standardisées portent principalement sur deux espèces dont les effectifs capturés sont très faibles (un seul individu en 2012).

Les pêches aux verveux ont ensuite permis d'identifier quatre nouvelles espèces de poissons : le brochet (*Esox aquitanicus ou lucius*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), le carassin (*Carassius carassius*) et la tanche (*Tinca tinca*) et deux espèces d'écrevisses (*Orconectes limosus* et *Procambarus clarkii*). Les progrès réalisés sur la détermination des espèces par les méthodes génétiques, ont permis de revoir la diversité biologique des poissons d'eau douce de France. En 2014, la présence de plusieurs espèces de brochets dont le brochet aquitain (*Esox aquitanicus*) endémique du sud-ouest de la France (bassins de la Charente, de la Garonne, de la Leyre et de l'Adour) a

TABLEAU 6.29 – Espèces recensées dans les verveux posés pour le suivi de l'anguille dans l'étang de Hardy entre 2012 et 2018. * pêches réalisées selon le protocole standardisé dans le cadre des suivis DCE. ** Mugilidé non déterminé.

Nom latin	Nom commun	2005 *	2012*	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Abramis brama	*Brème commune*	X	X	X			X	X	X	
Alburnus alburnus	*Ablette*		X							
Ameiurus melas	*Poisson chat*	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anguilla anguilla	*Anguille*			X	X	X	X	X	X	
Carassius carassius	*Carrassin*			X	X	X	X	X	X	X
Cyprinus carpio	*Carpe commune*	X	X		X	X	X	X		
Esox aquitanicus ou lucius	*Brochet spp.*				X	X				
Lepomis gibbosus	*Perche soleil*	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Liza ramada	*Mulet porc*	(X)**	X	X	X			X		
Micropterus salmoides	*Black bass*		X	X	X			X		X
Perca fluviatilis	*Perche commune*	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rutilus rutilus	*Gardon*	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	*Rotengle*	X	X	X	X	X			X	
Stizostedion lucioperca	*Sandre*	X	X	X	X	X	X	X	X	
Tinca tinca	*Tanche*				X					
Total		**9**	**11**	**11**	**13**	**10**	**9**	**11**	**9**	**6**
Orconectes limosus	Ecrevisse américaine						X	X	X	
Procambarus clarkii	Ecrevisse de Louisiane			X	X	X	X	X	X	X

été mise en évidence (Denys et al., 2014). Le brochet commun (*Esox lucius*), originaire naturellement du nord de la France et de l'Europe, a été introduit dans le sud-ouest de la France via des opérations de repeuplement. De ce fait, d'après les études en cours, la population du lac serait composée de brochets communs et d'hybrides, issus de la reproduction du brochet commun avec le brochet aquitain.

Les inventaires recensent également la présence de perches soleil (*Lepomis gibbosus*), poissons chat (*Ameiurus melas*) ainsi que de deux écrevisses qui sont des espèce allochtones, susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement). Bien que plus faible en 2018, sur la période considérée, la richesse spécifique semble donc relativement stable.

6.4.6.3 Abondances relatives des espèces

Cette analyse est faite seulement sur les données de pêches standardisées. Le peuplement est dominé en occurrence par deux espèces, la brème et le gardon qui représentent plus de 75%

des individus capturés (Tableau 6.30). D'un point de vue des biomasses, ce sont la brème et les mulets qui dominent (Tableau 6.31) ; le gardon qui représente entre 15 et 20 % de la biomasse capturée, arrive en troisième position. Les changements entre 2005 et 2012 sont principalement marquées par :

— une diminution des occurrences et des biomasses des brèmes et une augmentation de celles du gardon,
— une relative stabilité de l'occurrence des autres espèces, y compris des espèces exotiques (black bass, poisson chat, perche soleil), qui restent peu abondantes.

Indice d'état écologique

Le calcul des métriques de l'indice Ichtyofaune lac (IIL) montre que le lac est en état médiocre d'un point de vue trophique (Tableau 6.32). Ce résultat reflète la forte densité de poissons et notamment des espèces omnivores, autant en biomasse qu'en effectif (parmi les 10 valeurs les plus élevées observées sur les plans d'eau français à ce jour).

Structure en tailles des principales espèces

Excepté le gardon et la perche, lorsque les effectifs sont assez importants, on observe la capture de plus petits individus lors de la première pêche en 2005 (Tableau 6.33). Cela peut s'expliquer par la différence de période d'échantillonnage, la pêche de 2012 étant plus tardive.

Les histogrammes de tailles des espèces dont les effectifs capturés sur les deux années de pêche (2008 et 2015) sont supérieurs à 100 mm sont présentés dans le figures xx à xx.

Brème commune La structure en taille de la population se caractérise par l'importance d'un mode autour de 130 mm en 2005 et de 170 mm en 2012 (Fig. 6.81), probablement dominé par les individus 1+ (Bruslé and Quignard, 2001). On observe ensuite un deuxième mode en 2005 autour de 220 mm qui pourrait correspondre à des individus dans leur troisième année de croissance. Ce mode est beaucoup moins visible en 2015 peut-être du fait que moins d'individus ont été capturés lors de cette deuxième pêche.

Gardon Les distributions de la taille des gardons capturés en 2005 et 2012 sont assez comparables, tout en reflétant la différence de date d'échantillonnage entre les deux années (Fig. 6.82). Le premier mode représente vraisemblablement des individus 0+ et 1+ qui pourraient donc avoir une bonne croissance dans le lac (Timmermans, 1989). On peut également supposer que les individus dont le mode est autour de 130mm en 2005 et 150 mm en 2012 sont des 2+ et 3+.

Poisson chat Les histogrammes semblent montrer une dominance des poissons de taille comprise entre 150 et 250 mm (Fig. 6.83) qui pourraient être des individus de 1 à 3 ans (Bruslé and Quignard, 2001). Quelques individus de moins de 100 mm (0+ ou 1+ ?) ont aussi été capturés mais en plus faible proportion montrant néanmoins l'existence d'une reproduction.

Sandre La classe de taille dominante est inférieure à 100 mm en 2005 et autour de 100 mm en 2012 correspondant probablement aux 0+ (Fig. 6.84). Quelques autres gros individus ont été capturés mais en faible quantité. Il semble donc qu'il y ait beaucoup de juvéniles mais on peut s'interroger sur leur survie du fait de la faible occurrence de poisson plus grands.

TABLEAU 6.30 – Effectif et occurrence des espèces pêchées dans l'étang de Soustons en 2005 et 2012.

	Nombre d'individus		% du total	
Nom latin	2005	2012	2005	2012
Abramis brama	436	217	38	17
Alburnus alburnus		1		<1
Ameiurus melas	99	61	9	5
Cyprinus carpio	1	1	<1	<1
Lepomis gibbosus	24	8	2	<1
Liza ramada		56		4
Micropterus salmoïdes		1		<1
Mugilidae	31		3	
Perca fluviatilis	12	29	1	2
Rutilus rutilus	453	811	40	64
Sander lucioperca	84	29	7	2
Scardinius erythrophthalmus	3	57	<1	5
Total	1143	1271		

TABLEAU 6.31 – Abondance pondérale des espèces pêchées dans l'étang de Soustons en 2005 et 2012.

	Biomasse (g)		% du total	
Nom latin	2005	2012	2005	2012
Abramis brama	20775	17080	38	23
Alburnus alburnus		7		<1
Ameiurus melas	4754	5055	9	7
Cyprinus carpio	571	138	1	<1
Lepomis gibbosus	635	247	1	<1
Liza ramada		34351		45
Micropterus salmoïdes		39		<1
Mugilidae	19102		35	
Perca fluviatilis	300	486	<1	<1
Rutilus rutilus	6029	13281	11	17
Sander lucioperca	2518	3948	5	5
Scardinius erythrophthalmus	70	1636	<1	2
Total	54756.1	76268		

Cas de l'anguille La population est suivie et les individus capturés sont pesés et mesurés. Les synthèses relatives à l'évolution de cette espèce en termes d'abondance, de structure en taille, de condition, sont disponibles dans les rapports de l'association Migradour (Dartau, 2014, 2017, 2018, 2012, 2013, 2015, 2016).

TABLEAU 6.32 – Densité de poissons et valeurs d'indice ichtyofaune en 2005 et 2012 dans l'étang de Soustons.

Années	BPUE	CPUE	CPUE OMNI	Indice	Etat
2005	4985	104	51	0.28	Me
2012	5498	92	67	0.25	Me

TABLEAU 6.33 – Caractéristique de taille des populations pêchées sur l'étang de Soustons en 2005 et 2012. * Un seul individu.

	Gamme de taille (mm)		Taille moyenne (écart type)	
Nom latin	2005	2012	2005	2012
Abramis brama	80-399	104-436	144 (51)	181 (53)
Alburnus alburnus		98*		
Ameiurus melas	59-218	85-324	148 (41)	178 (48)
Cyprinus carpio	338*	212*		
Lepomis gibbosus	55-130	71-151	102 (22)	108 (30)
Liza ramada		124-535		387 (97)
Micropterus salmoïdes		140*		
Mugilidae	317-506		399 (55)	
Perca fluviatilis	97-142	96-185	123 (16)	110 (16)
Rutilus rutilus	69-230	67-284	100 (23)	111 (24)
Sander lucioperca	68-333	90-413	106 (66)	188 (118)
Scardinius erythrophthalmus	66-163	62-276	105 (51)	113 (47)

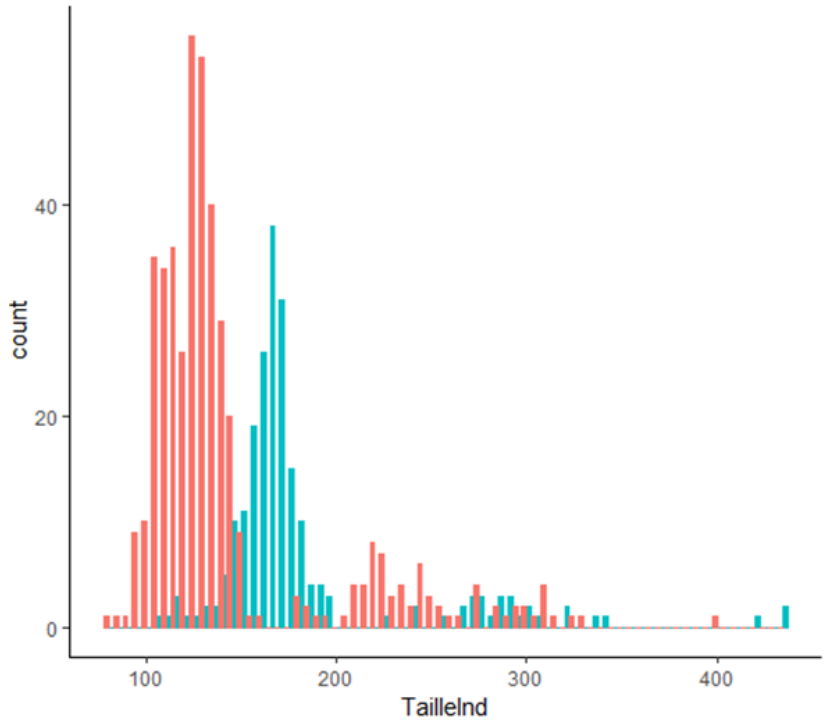


FIGURE 6.81 – Structure en taille de la brème dans l'étang de Soustons en 2005 (rouge) et 2015 (vert).

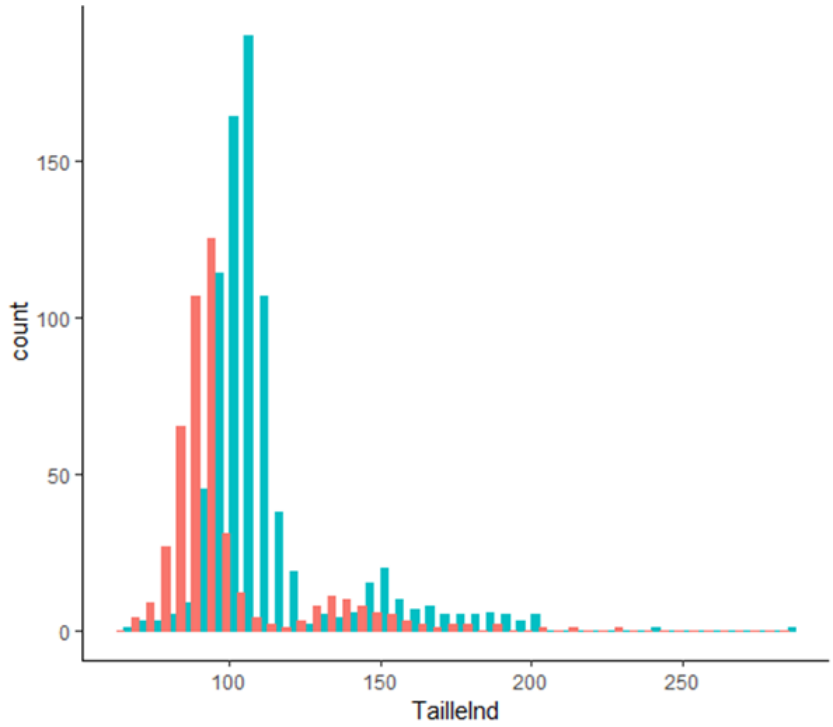


FIGURE 6.82 – Structure en taille du gardon dans l'étang de Soustons en 2005 (rouge) et 2015 (vert).

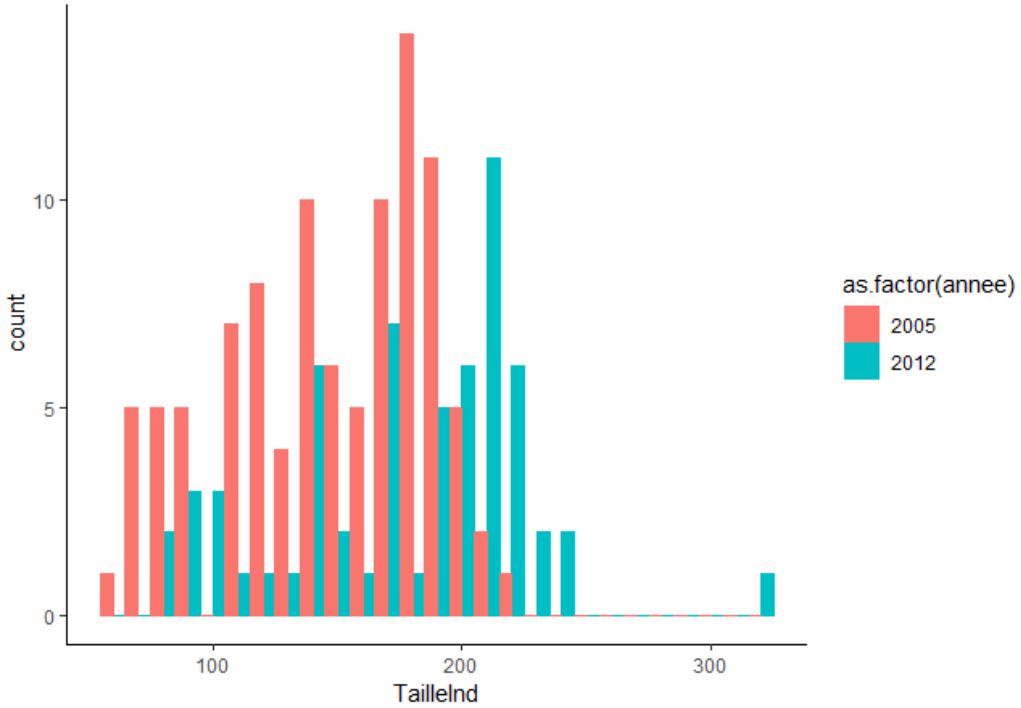


FIGURE 6.83 – Structure en taille du poisson chat dans l'étang de Soustons en 2005 (rouge) et 2015 (vert).

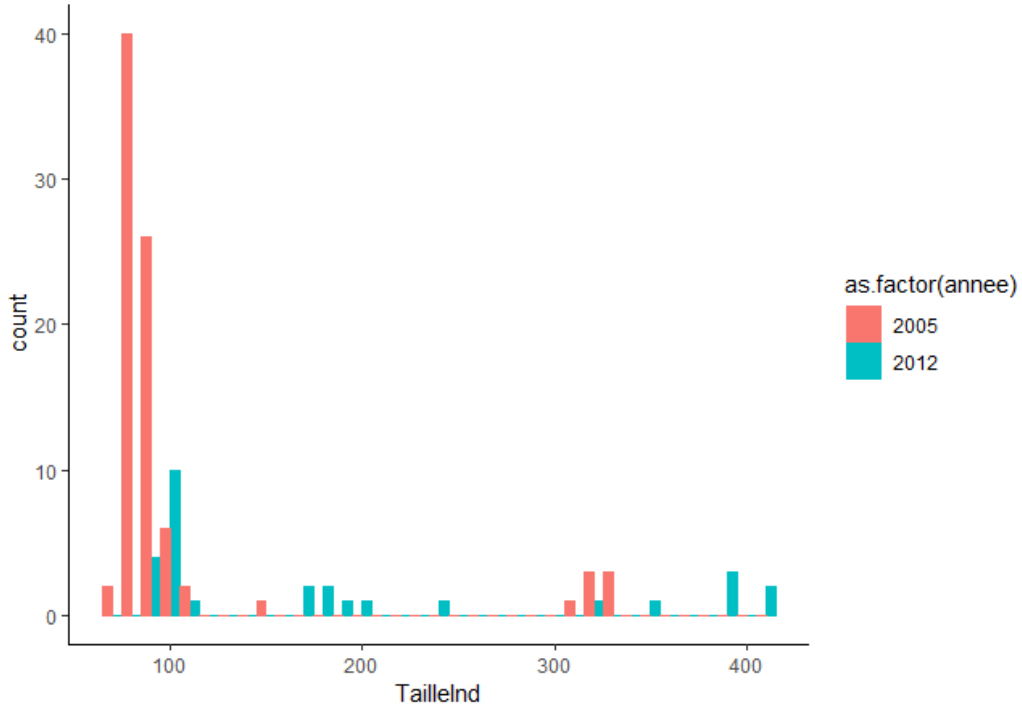


FIGURE 6.84 – Structure en taille du sandre dans l'étang de Soustons en 2005 (rouge) et 2015 (vert).

6.4.6.4 La gestion piscicole

Dans le plan départemental pour la protection du milieu aquatique et la gestion des ressources piscicoles (PDPG) ancien, le lac de Soustons, dans un contexte cyprinicole, était considéré hyper-eutrophe (FDAAPPMA, 1999). Des rejets domestiques et l'agriculture céréalière étaient responsables de l'enrichissement du lac et de la dégradation de la qualité de l'eau avec des conséquences sur l'éclosion, la croissance et la reproduction des espèces. Le contrôle du niveau d'eau du lac était aussi noté comme susceptible d'impacter la biologie. La capacité de recrutement de l'espèce repère, le brochet, était jugée limitée du fait notamment de l'envasement du lac et le contexte dégradé. Pour faire face à cette dégradation, il était préconisé de restaurer les zones de frayères et de mieux gérer le niveau d'eau du lac afin de permettre une bonne accessibilité à ces zones. Cependant, le comblement du lac apparaissait comme un facteur très limitant.

On peut également noter qu'une mortalité massive d'environ 3 tonnes de grosses carpes a été reportée par l'AAPPMA en 2016, suite à un épisode de virémie printanière. De plus, chaque année au printemps, de faibles mortalités de cyprinidés sont enregistrées.

Des déversements de poissons adultes, destinés à soutenir les populations à forte valeur halieutique (black bass, gardon, sandre, perche et brochet), sont pratiqués sur le lac depuis au moins

une vingtaine d'année (Daupagne et al., 2019). Depuis la découverte du brochet aquitain en 2012, la population de brochet n'est plus soutenue. Actuellement, les alevinages concerneraient uniquement le sandre et le black bass. Le même document (Daupagne et al., 2019) fait état d'un contrôle annuel depuis 2010, effectué par des pêches sélectives à la nasse ou à l'épuisette, des populations d'espèces considérées comme susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (poisson-chat, perche soleil et écrevisses de Louisiane).

Ce plan d'eau fait l'objet depuis 2015 d'aménagements de frayères artificielles pour les sandres avec un suivi de ces frayères par la fédération de pêche des Landes. Par ailleurs, le black bass est protégé par des mises en réserve et une règlementation adapté. La pression de pêche y serait moyenne.

6.4.6.5 Synthèse

Le peuplement du lac est diversifié notamment du fait d'introductions de nouvelles espèces dont certaines sont à surveiller de par leur impact potentiel sur les espèces natives. De plus, le peuplement est dense et dominé par des omnivores, deux facteurs qui expliquent la qualité médiocre de l'état écologique évalué avec l'indice poisson ; la reproduction des espèces semble effective mais la proportion de carnassiers est faible malgré les différentes actions de gestion visant leur protection/restauration.

Entre 2005 et 2012, le peuplement a peu évolué, y compris la proportion d'espèces de poissons exotiques. L'analyse des résultats des captures aux verveux, bien que qualitatifs, ne semblent pas montrer un changement net de la composition spécifique. En revanche, les pêches aux verveux ont montré la présence de deux espèces d'écrevisses considérées nuisibles et dont l'évolution de l'abondance est à surveiller.

Chapitre 7

Bassin versant de Turc

7.1 Etang de Garros

7.1.1 Caractéristiques du plan d'eau

Situé sur les communes d'Ondres et de Tarnos, l'étang de Garros est celui localisé le plus au sud de notre région d'étude. D'une superficie de 0,22 km^2 il a une profondeur moyenne de 0,7 m et maximale de 1,7 m (Dutartre et al., 2014b) pour un volume moyen estimé à 0,19 millions de m^3 . Son taux de renouvellement est évalué à 57,8 soit un temps de séjour d'environ 6 jours. Il est alimenté par le ruisseau de la Pallibe (dont l'étymologie indiquerait un ancien marais asséché) et son bassin versant s'étend sur 25,93 km^2 (Fig. 7.1), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 123,48 (Jamoneau et al., 2021).

L'étang semble apparaître sur les carte du début du XVIIIe (Fig. 7.2) mais appartenait vraisemblablement autrefois à l'ancien cours de l'Adour, dévié au XVIe siècle (Verdeil, 1920). L'ancien cours de ce fleuve concentrait d'ailleurs encore à la fin du XVIIIe siècle de nombreux étangs aujourd'hui disparus mais nettement visibles sur les cartes de Cassini (Fig. 7.3). A l'image de l'ensemble des lacs du littoral sa superficie semble avoir diminuée avec le temps. Bien que n'ayant peu d'information sur le sujet, Grandjean (1896) reporte une surface de 0,50 km^2 à la fin du XIXe, soit environ le double de sa surface actuelle.

Cet étang est considéré comme eutrophe à hypereutrophe selon les critères de l'OCDE (Dutartre et al., 2014b). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes et a fait l'objet d'opérations d'arrachage mécanique de la jussie en 1997 suivi d'un arrachage manuel (voir semi-mécanique avec utilisation d'une herse et d'un véhicule 4x4 en 1998, Dutartre et al., 1999).

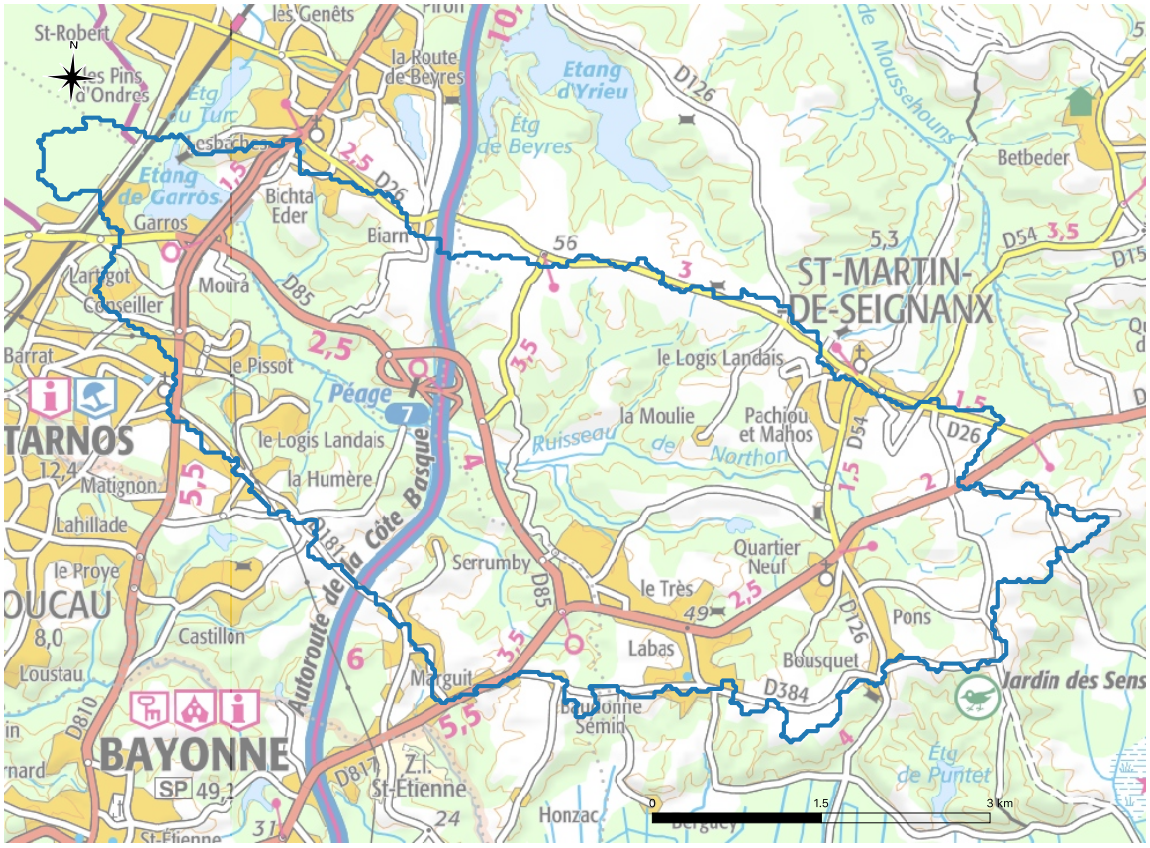


FIGURE 7.1 – Localisation et délimitation de l'étang de Garros et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

FIGURE 7.2 – Extrait de la carte du Bearn de la Bigorre de l'Armagnac et des Pays Voisins de dressé par Guillaume Delisle en 1712 (source : bibliothèque nationale de France).

FIGURE 7.3 – Extrait de la carte de Cassini de la fin du XVIIIe renseignant d'une succession de petits étangs sur l'ancien lit de l'Adour.

7.1.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

7.1.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

La population du bassin versant de l'étang de Garros [1] est de plus de 23 000 habitants en 2017 et augmente progressivement depuis les années 90 (Fig. 2.3). Le taux d'accroissement de la population entre 1990 et 2017 se situe dans la moyenne de ceux des autres lacs du littoral en dépassant légèrement les 50%. En revanche, le bassin versant de l'étang de Garros est particulièrement urbain, puisque c'est le bassin versant qui présente la plus forte densité de population de l'ensemble des lacs et étangs du littoral, en dépassant les 900 hab/km^2 en 2017 (Fig. 2.3). La proximité avec la ville de Bayonne peut expliquer la densification urbaine sur ce territoire.

L'activité touristique est très forte sur le territoire mais m'accès sur l'ensemble des berges de l'étang n'est pas aisé et cet étang est essentiellement dédié à la pratique de la chasse et de la pêche. La navigation motorisée est interdite.

7.1.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang de Garros. On peut seulement noter la présence d'une ancienne station d'épuration sur la commune de Saint-Martin-de-Seignanx, en service de 1970 à juillet 2013. Cette station avait une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant et rejetait ses effluents directement dans le ruisseau de l'Anguillère. La nouvelle station d'épuration de Saint-Martin-de-Seignanx en activité depuis 2013 rejette désormais ses effluents dans le fleuve Adour et n'est donc pas concernée par la présente étude.

Variation temporelle des effluents rejetées

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. De 1992 à 2013, les flux journaliers de phosphore rejetés par la station d'épuration de Saint-martin de Seignanx ont fortement diminués, alors que les flux d'azote total et la demande chimique en oxygène sont restés relativement stables au cours du temps (Fig. 7.4). Les flux de demande biologique en oxygène diminue quant à eux jusqu'aux années 2000 puis restent ensuite relativement stables. Le volume des effluents traités depuis les années 2000 tend à augmenter jusqu'en 2013. Les rejets directs ont en revanche tendance à fortement augmenter au cours des 10 dernières années du fonctionnement de la station.

7.1.2.3 Le paysage et les changements paysagers

L'occupation du sol sur le bassin versant de l'étang de Garros est principalement représentée par la forêt et les plantations de pins [2] dont la surface est relativement constante depuis les années 1945 (Tab. 7.1, Fig. 7.5). La surface en prairies ou des milieux semi-naturels reste elle aussi

1. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.
2. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

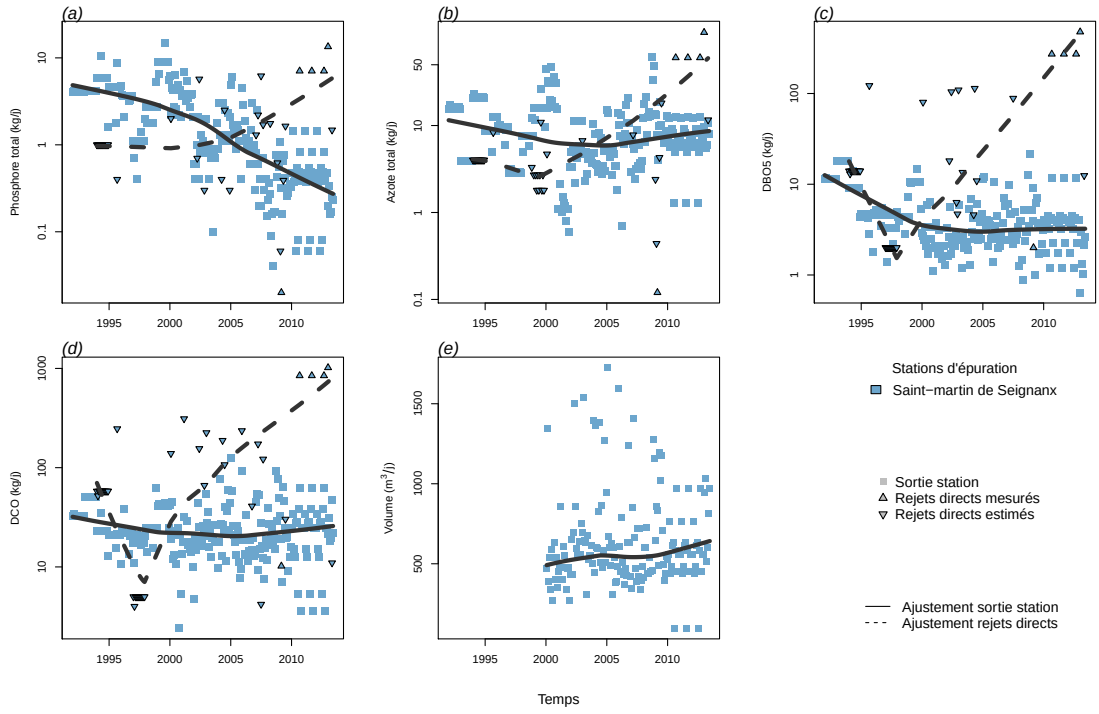


FIGURE 7.4 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang de Garros. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 7.1 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang de Garros entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	55.22	55.44	52.97	51.54
Champs cultivés	31.92	31.52	27.59	21.05
Prairies	5.87	4.94	5.95	4.73
Eau	0.05	0.07	0.18	0.21
Urbain	3.47	3.49	5.37	7.56
Semi-urbain	3.46	4.53	7.94	14.91

relativement constante au cours du temps et aurait même tendance à augmenter à proximité immédiate des berges (Fig. 7.6b[3]). Les surfaces urbaines et semi-urbaines ont quant à elles très fortement augmentées depuis les années 1945 (+118% et +331% respectivement, Fig. 7.6) principalement au dépens des terres cultivées (Fig. 7.5).

La surface agricole a en effet diminuée de plus de 30% à l'échelle du bassin versant depuis les années 1945, et cette tendance semble également s'observée à proximité immédiate des berges du plan d'eau (Fig. 7.6). La culture principale développée sur le bassin versant est la culture de maïs[4], qui représente environ 75% des surfaces agricoles déclarées (Fig. 7.7). Cette surface tend à avoir légèrement diminuée à partir de 2014, date à laquelle les surfaces en jachères apparaissent être relativement plus importante sur le bassin versant. Contrairement à ce qui est usuellement observé sur les autres bassins versants des lacs et étangs du littoral Aquitain, les prairies temporaires et permanentes représentent une bonne part de la surface agricole déclarée (environ 20%).

7.1.3 Hydromorphologie

7.1.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang de Garros n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Nous disposons uniquement des données des années 2012, 2015 et 2018 (Fig. 7.8). En se basant sur ces données, la cote médiane du plan d'eau est de 3.71m.

7.1.4 Physico-chimie

7.1.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les

3. la faible superficie de l'étang impose de rester extrêmement prudent sur les résultats observés à proximité des berges étant donné qu'une erreur de typologie sur quelques pixels peut considérablement changer les résultats observés.
4. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

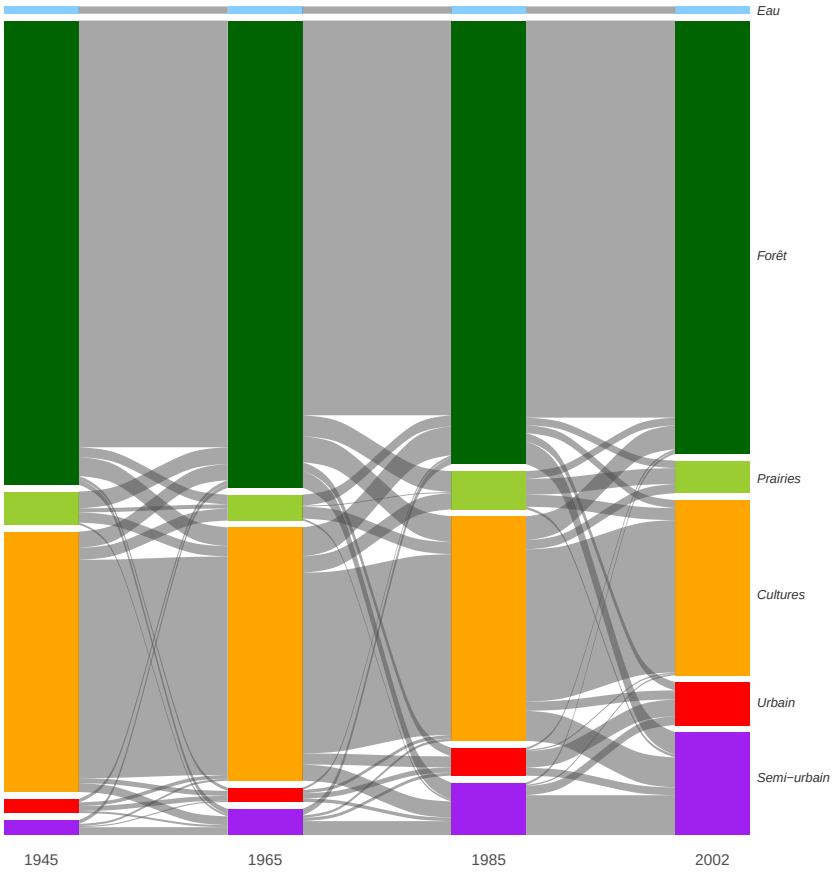


FIGURE 7.5 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang de Garros. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

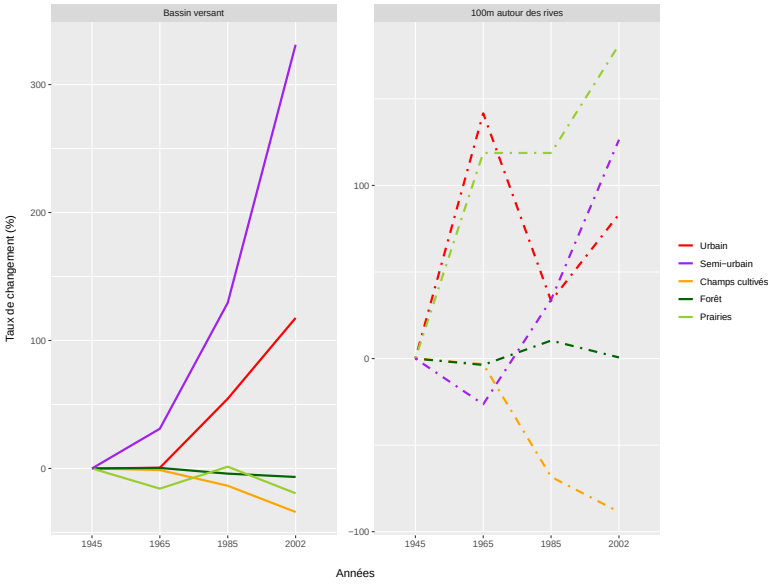


FIGURE 7.6 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang de Garros (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

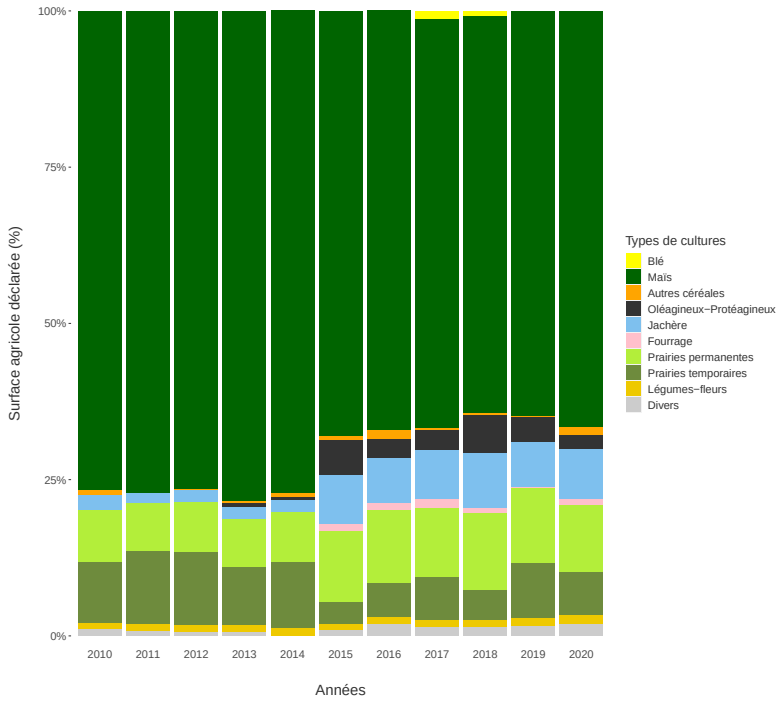


FIGURE 7.7 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de l'étang de Garros.

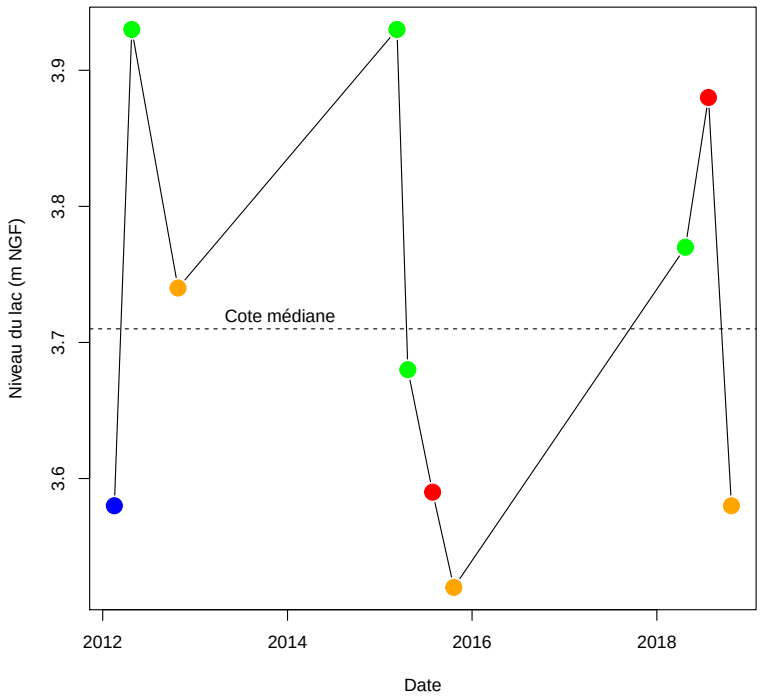


FIGURE 7.8 – Variation des niveaux d'eau de l'étang de Garros entre 2012 et 2018. Les points bleus correspondent aux relevés mesurés en hiver (décembre, janvier, février), verts au printemps (mars, avril, mai), rouge en été (juin, juillet, août) et orange en automne (septembre, octobre, novembre). La ligne pointillée représente la cote médiane.

matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues, courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

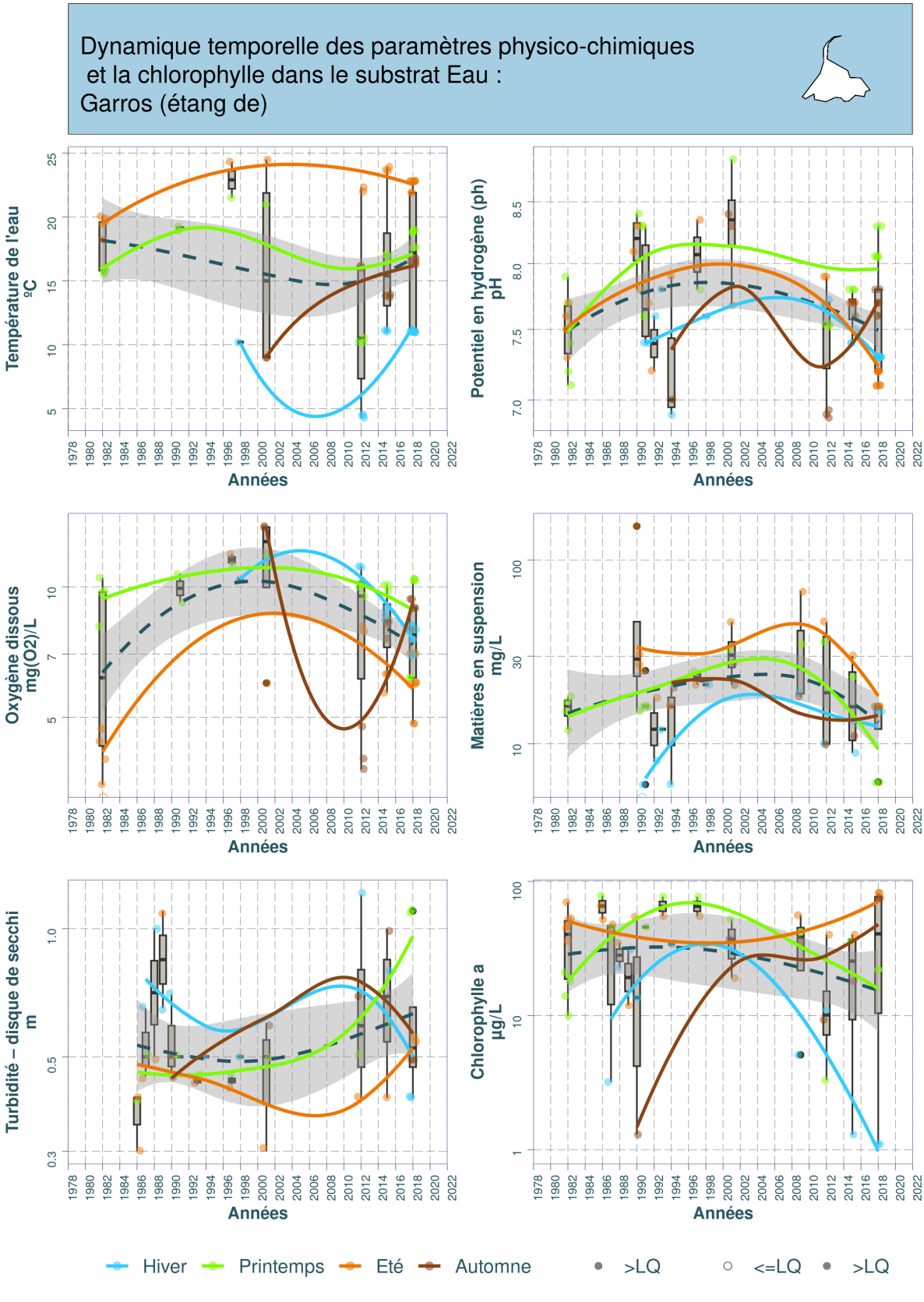
A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

7.1.4.2 Chronique des diagnostics DCE

Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

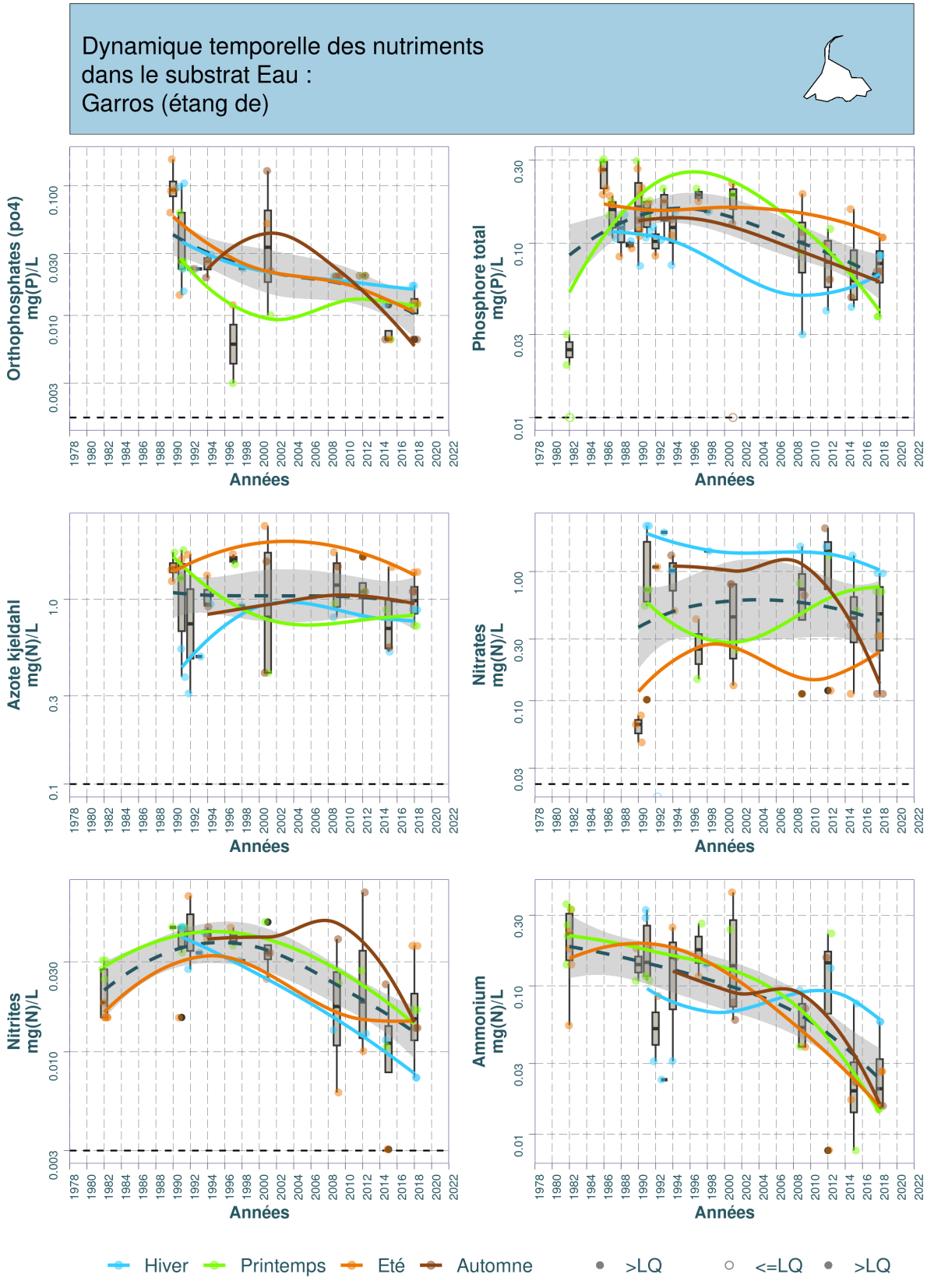
— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Depuis les années 80 et selon les critères DCE, l'état physico-chimique de l'étang de Garros est relativement '*médiocre*' à '*mauvais*' en ce qui concerne la transparence et le phosphore total (Fig. 7.12). Les derniers relevés de 2018 suggère une amélioration de cet état, mais l'absence de donnée entres 2002 et 2018 permet difficilement de le conclure avec certitude. Les classes d'état des nitrates sont plutôt '*bon*' à '*très bon*' alors que celle de l'ammonium apparaisse assez variable dans le temps. Cependant, le faible nombre de donnée sur ces paramètres ne permet pas de conclure sur la dynamique temporelle de leurs classes d'état.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 7.9 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang de Garros.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

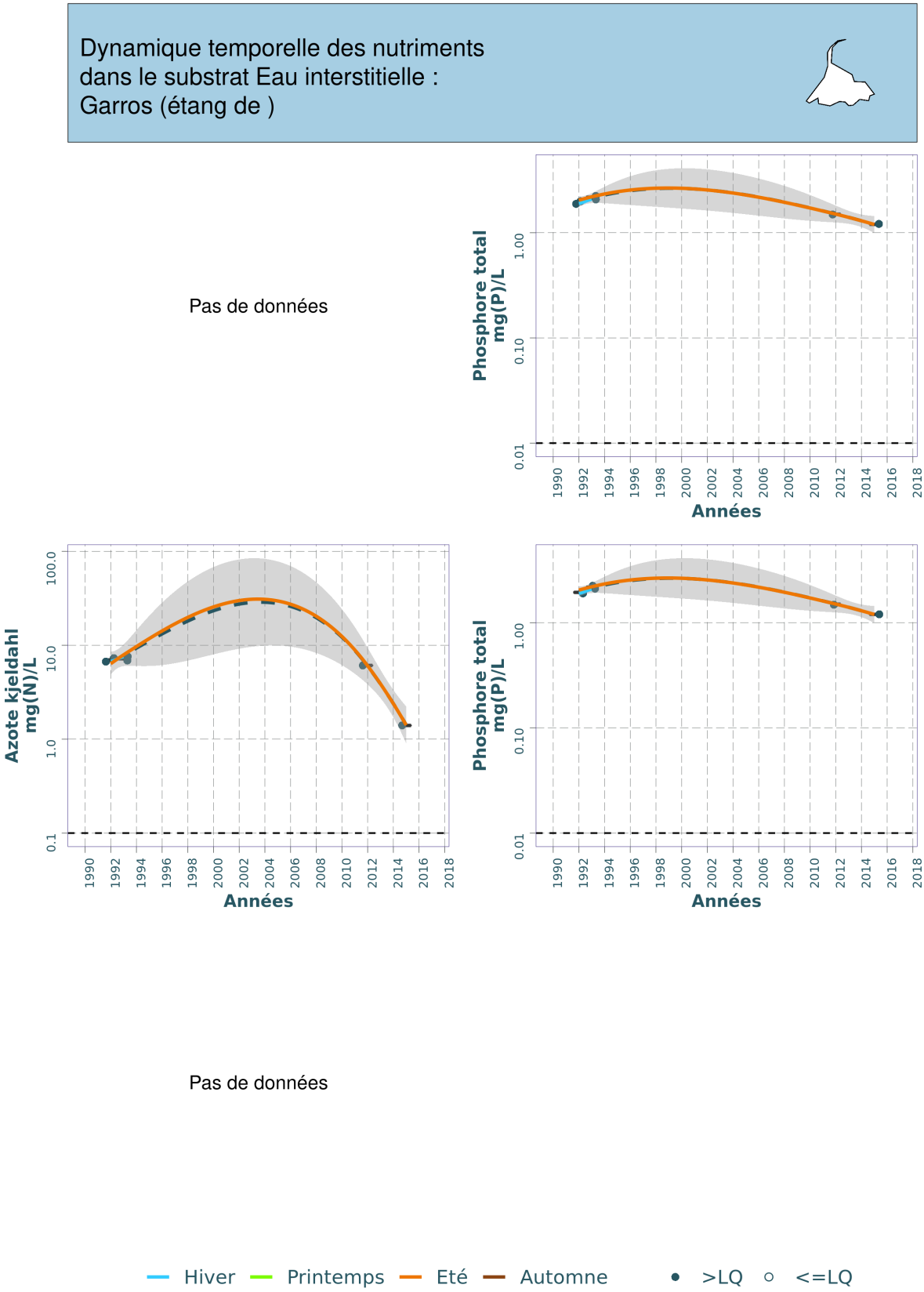
FIGURE 7.10 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang de Garros.

TABLEAU 7.2 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang de Garros.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Garros (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1982	2018	51	9.8%	0.0078	0.4271	0.1087	0.1307	0.0078	0.0078
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1990	2018	43	11.6%	0.3100	2.5000	1.1000	1.1463	0.5000	0.8000
Azote minéral	mg(N)/L	1992	2001	10	0.0%	0.1400	1.6000	0.9000	0.9300	NA	NA
Chlorophylle a	µg/L	1982	2018	53	7.5%	1.1000	82.0000	36.0000	37.1925	0.2000	0.2000
Matières en suspension	mg/L	1982	2018	47	10.6%	0.0000	153.0000	16.0000	22.6234	2.0000	5.0000
Nitrates	mg(N)/L	1990	2018	42	16.7%	0.0000	2.2589	0.6777	0.7523	0.0904	0.1129
Nitrites	mg(N)/L	1982	2018	49	10.2%	0.0030	0.0700	0.0274	0.0281	0.0030	0.0030
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1990	2018	50	22.0%	0.0030	0.1598	0.0200	0.0312	0.0065	0.0202
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1982	2018	69	0.0%	0.0000	13.8000	8.1600	8.0862	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1982	2018	70	5.7%	0.0100	0.3032	0.1184	0.1284	0.0100	0.0200
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1982	2018	84	0.0%	6.8800	8.8600	7.6000	7.6213	NA	NA
Température de l'eau	°C	1982	2018	69	0.0%	4.3000	24.5000	16.8000	16.3841	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1986	2018	39	0.0%	0.3000	1.2000	0.5000	0.5887	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 7.11 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang de Garros.

TABLEAU 7.3 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang de Garros.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Garros (étang de) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(NH4+)/L	2012	2015	2	50.0%	0.0	0.150	0.0750	0.0750	0.01	0.01
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2015	6	0.0%	1.4	7.560	6.7915	5.9812	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2015	6	0.0%	1.2	2.264	1.9425	1.8215	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)

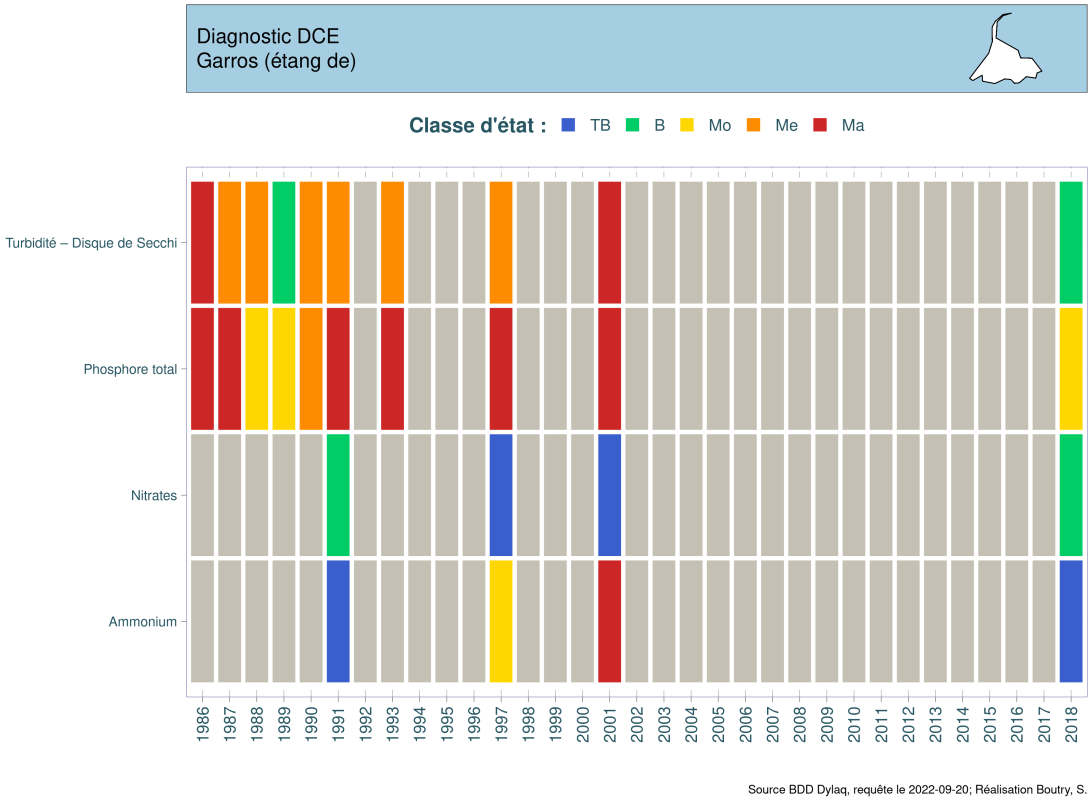


FIGURE 7.12 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang de Garros entre 1986 et 2018. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

7.1.4.3 Synthèse

Au niveau de l'étang de Garros, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau quelle que soit la saison (*cf.* Annexe 10.7). Le pH est majoritairement compris entre 7 et 8, et l'oxygène dissous demeure stable, proche de 10 mg/L, excepté durant les suivis d'été avec des teneurs légèrement plus basses, aux alentours de 7 mg/L. Les taux de matière en suspension semblent augmenter jusqu'au début des années 2000, puis subissent une légère décroissance ensuite. La turbidité est globalement relativement stable et la chlorophylle a ne montre pas de tendance interannuelle claire.

Concernant les nutriments, il y a une baisse assez générale des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total décroit dans une moindre mesure. Une relative stabilité est observable pour l'azote Kjeldahl et pour les nitrates, d'autant que les données sont assez dispersées autour de la tendance des moyennes annuelles (trait foncé en pointillés, Fig. 7.10). Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent tout au long de la période et, plus généralement, nous constatons des concentrations très basses, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la décennie 2010-2020. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments, les courbes de différentes couleurs demeurant superposées.

Globalement l'état physico-chimique de l'étang de Garros est plutôt mauvais en ce qui concerne le phosphore total et la transparence de l'eau. Même si les dernières données suggèrent une amélioration, le faible nombre de ces dernières ne permet pas de conclure sur une réelle amélioration de son état.

7.1.5 Phytoplancton

Les premiers relevés de phytoplancton sur l'étang de Garros remontent à l'année 2009. Depuis cette date, des campagnes d'analyses ont été réalisées tous les trois ans permettant ainsi de disposer de quatre ans de données jusqu'en 2018. Ces données, respectant toutes le format type DCE, peuvent être pleinement comparées entre elles. A cela s'ajoute quelques données de chlorophylle-a sur les mêmes années et aussi sur 2001.

7.1.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

Quatre campagnes par an sont disponibles pour la composition taxonomique du phytoplancton (Fig. 7.13). Les richesses annuelles moyennes varient sur ces données de 27 à 52 et la richesse moyenne sur l'ensemble de la période est de 39 taxons. Notablement plus faibles en 2009 et 2012, les richesses augmentent, voire doubles les deux années suivantes. Seule la médiane des richesses de 2015 est significativement différente de celles de 2009 et 2012 (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, $p\text{-value} < 0.05$). Les richesses des deux premières années sont anormalement faibles pour ce type de plan d'eau et sont peut-être à mettre en relation avec des difficultés de détermination.

L'étendue de variation des richesses par campagne est différente entre les deux pools de données (2009-2012 et 2015-2018). Elle est plus resserrée en 2015 et 2018 avec respectivement 10 et 11 taxons d'écart contre 16 à 20 durant la première période. La plus petite richesse a été

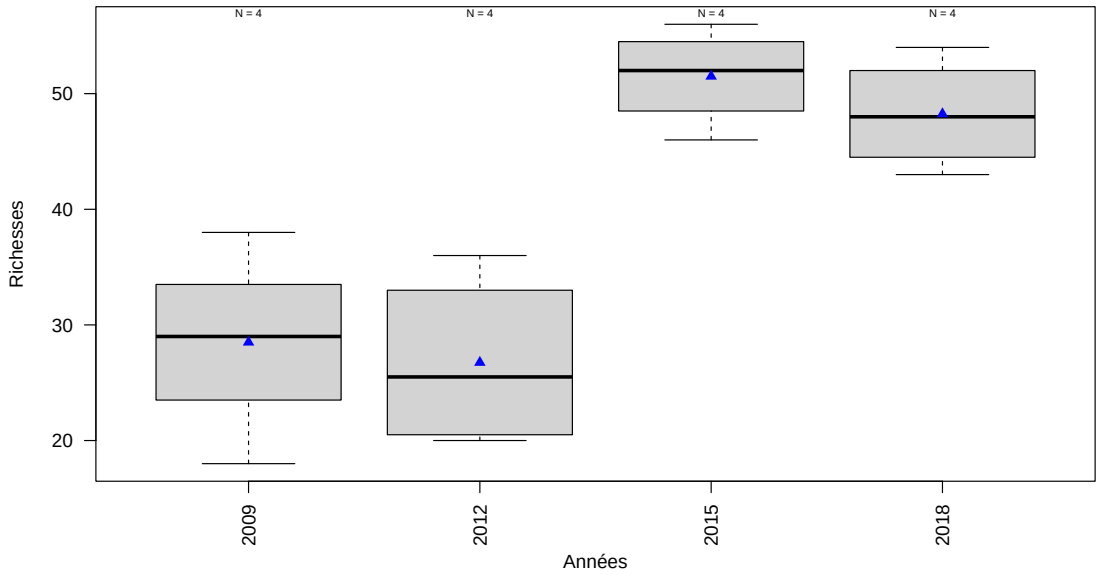


FIGURE 7.13 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 2009 et 2018 sur l'étang de Garros. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

mesurée en octobre 2009 avec 18 taxons comptés, et la plus forte en juillet 2015 avec 56 taxons identifiés. Le nombre de taxons rencontrés sur la deuxième période est comparable avec les richesses habituellement mesurées sur les petits plans d'eau aquitain.

Observés par campagne et par embranchement (Fig. 7.14), les taxons se répartissent essentiellement dans les algues vertes (embranchements des Chlorophyta et parfois aussi des Charophyta). Le nombre varie de 5 taxons en février 2012 à 35 taxons en juillet 2015.

Les diatomées représentent le deuxième groupe taxonomique le plus important sur l'étang. Elles se rencontrent à chaque campagne dans des quantités de 3 à 16 taxons. Comme attendu, leur nombre est en général plus élevé en début de saison (hiver et printemps) puis décroît vers la fin de la saison estivale.

Les algues dorées (Ochrophyta), les cryptophycées (Cryptophyta) et les euglènes (Euglenozoa) sont ensuite régulièrement présentes avec juste quelques taxons. Néanmoins, le nombre de taxons de chrysophycées semble augmenter dès l'automne 2015 à une dizaine de taxons (8 à 12) jusqu'à fin 2018.

Enfin, les cyanobactéries (Cyanobacteria) sont très peu présentes jusqu'au printemps 2015 avec une seule espèce. Leur nombre augmente sur 2015 et dans une moindre mesure sur 2018 avec 4 à 6 taxons présents.

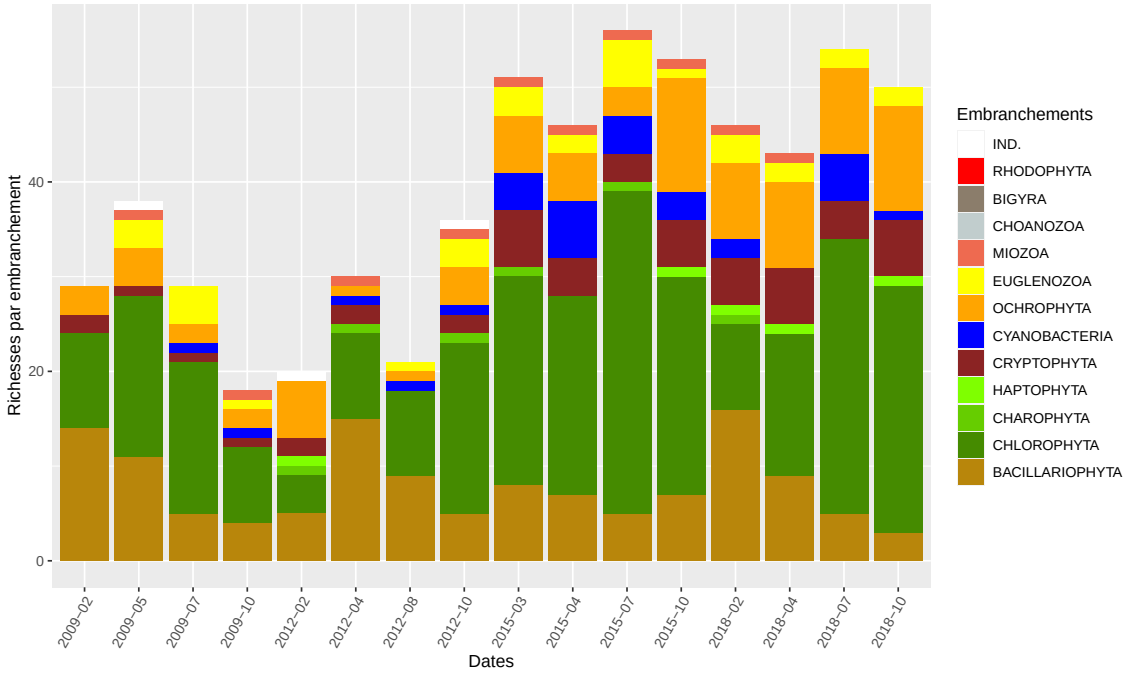


FIGURE 7.14 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 2009 et 2018 sur l'étang de Garros. IND. indique les embranchements indéterminés.

7.1.5.2 Dynamique des biovolumes

La distribution des biovolumes annuels s'avère différente de celle des richesses. L'écart marqué entre 2009-2012 et 2015-2018 ne se retrouve pas ici (Fig. 7.15). Les biovolumes moyens varient de 1.62 mm^3/l à 6.40 mm^3/l avec une moyenne sur les quatre années de 4.57 mm^3/l . En baisse de 2009 à 2012 ils retrouvent des valeurs comparables en 2015 et 2018 autour des 5 mm^3/l . Les biovolumes médians annuels sont alors non significativement différents entre eux (test de Kruskal-Wallis, *p-value= 0.50*) du fait des variations importantes d'une campagne à une autre au sein de chaque année d'étude et de la gamme de valeurs comparable.

Le biovolume maximum est relevé durant l'été 2015 avec 16.40 mm^3/l et le minimum au printemps 2012 avec 0.20 mm^3/l .

La physionomie de la distribution des biovolumes au sein des embranchements (Fig. 7.16) est très différente de celle des richesses. Les communautés phytoplanctoniques se répartissent essentiellement dans les cryptophycées (Cryptophyta), les algues dorées (Ochrophyta) et les algues vertes (surtout l'embranchement des Chlorophyta).

L'embranchement des cyanobactéries est, en biovolume, quasi inexistant dans les relevés. Les taxons présents sont alors très peu abondants et/ou sont des individus de petite taille.

Les crytophycées, très rarement dominantes, sont ici prépondérantes en octobre 2009 avec plus de 14 mm^3/l puis se retrouvent dans des proportions plus modérées en 2015 et en 2018. Le phytoplancton de l'année 2009 apparaît moins bien équilibré que celui des années suivantes avec le bloom de cryptophycées d'automne.

Les algues vertes, habituellement ubiquistes, sont régulièrement présentes mais avec des biovolumes inférieurs à 1 mm^3/l sauf durant l'été 2015 où elles dominent le peuplement avec 6.41 mm^3/l.

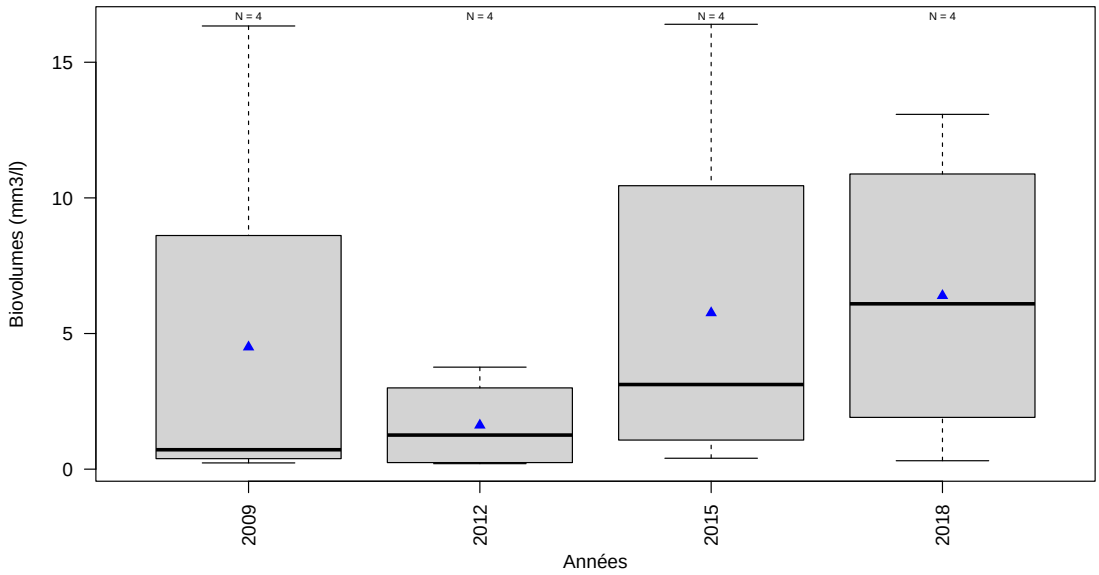


FIGURE 7.15 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang de Garros. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Les algues dorées quasi absentes durant les trois premières années, voient leurs biovolumes passer à 8.37 puis 5.16 mm^3/l en juillet et octobre 2018. Ainsi les biovolumes des communautés algales présentes s'accroissent entre 2012 puis 2015 et 2018 en s'enrichissant de taxons plutôt considérés comme indicateurs de bonne qualité d'eau que sont les chrysophycées.

Les biovolumes des diatomées sont très irréguliers mais restent faibles tout au long des campagnes d'échantillonnage.

Les fortes variations des biovolumes totaux par campagne posent question. Elles sont plutôt indicatrices d'instabilité dans les communautés présentes qui basculent assez vite d'une dominance d'un groupe à un autre et ce entre campagne et d'une année à l'autre. Le système est parfois capable de produire de fortes biomasses algales à certains moments puis de revenir à une situation plus modérée. L'étang de Garros est ainsi plutôt meso-eutrophe.

7.1.5.3 Dynamique de la structure de la communauté et de la composition

L'indice de diversité de Gini-Simpson [5] (Fig. 7.17) vient compléter ces analyses. Le calcul de cet indice par année donne en 2009 un résultat de 0.26 qui conforte l'idée d'une année déséquilibrée alors que les autres années ont des résultats supérieurs à 0.80 voire à 0.90 pour 2012 et 2015. Ces derniers illustrent des années avec une communauté algale bien diversifiée et équilibrée.

5. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

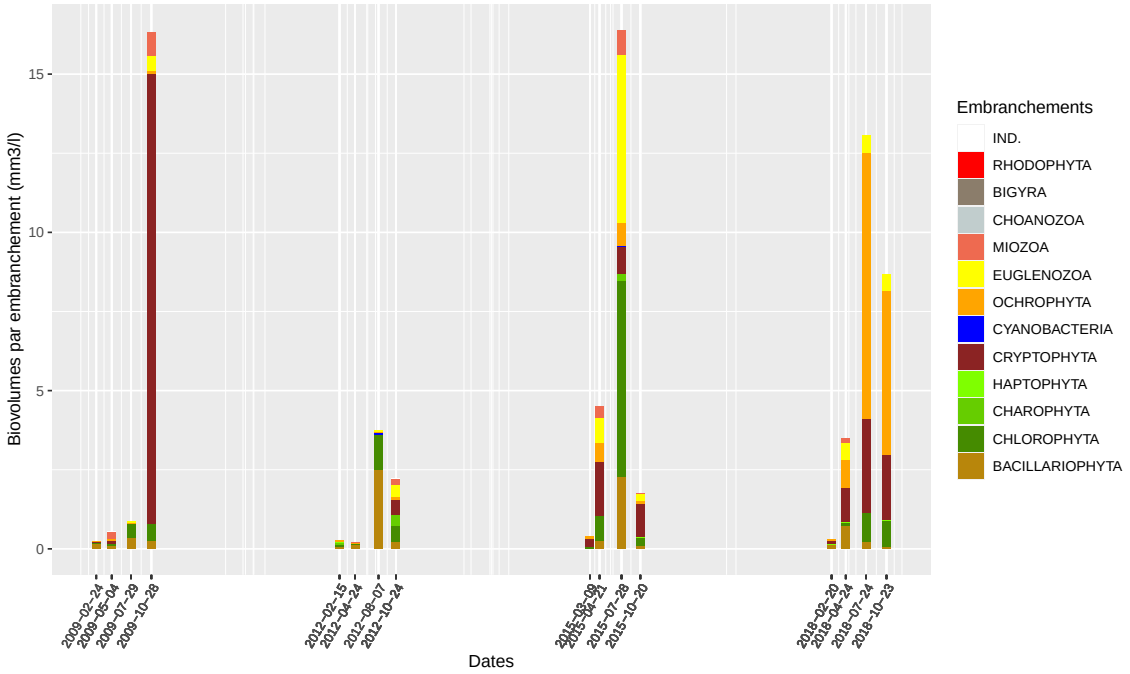


FIGURE 7.16 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang de Garros. IND. indique les embranchements indéterminés.

Cependant ces valeurs annuelles cachent une certaine hétérogénéité si on calcule l'indice par campagne (Fig. 7.17b). L'indice plus centré autour de 0.80 montre bien que c'est la campagne d'octobre 2009 (valeur de 0.24) qui est très déséquilibrée et qui impacte toute l'année. Sur 2012, la campagne du mois d'août tire la note vers le bas et en 2018 ce sont les campagnes de juillet et d'octobre qui dégradent la note.

Par cet indice, la communauté phytoplanctonique de l'étang est plutôt de bonne qualité, équilibré et bien diversifiée dans l'ensemble, mais à certains moments, elle peut changer de composition et d'abondance dénaturant cette vision.

Une autre représentation graphique de la structure des communautés rencontrées sur l'étang peut être réalisée à l'aide d'une NMDS. Cette dernière sépare nettement 2012 de 2015 et 2018 mais 2009, proche de 2012, se chevauche avec 2015 (Fig. 7.18) à cause de la campagne d'octobre. Les campagnes s'avèrent très espacées pour les années 2009 et 2012 indiquant des communautés très différentes, avec leurs propres spécificités et illustrant l'instabilité du cortège phytoplanctonique.

L'axe 1 représente plutôt un effet saison, de l'hiver-printemps à gauche vers l'été-automne à droite. L'axe 2 donne l'évolution des années du bas vers le haut. Ainsi les quatre années sont caractérisées par un ensemble de taxons, assez abondants, répartis dans différents groupes taxonomiques (Fig. 7.19). Les communautés rencontrées en 2009 et 2012 sont majoritairement structurées autour d'algues vertes telles qu'*Oocystis sp.* (OOCSPX), *Crucigeniella sp.* (CRCSPX), *Mucidosphaerium pulchellum* (MUCPUL), *Actinastrum hantzschii* (ACSHAN) et de diatomées *Aulacoseira sp.* (AULSPX), *Navicula sp.* (NAVSPX) et *Staurosira construens* (STSCON). Une algue brune *Goniochloris sp.* (GOCSPX) mais aussi des algues dorées unicellulaires de petite taille *Pseudokephyrion sp.* (PSKSPX) et *Chrysococcus sp.* (CHSSPX) complètent cette liste. Il faut

noter que la campagne d'octobre 2009, bien séparée du reste de l'année, est caractérisée par *Cryptomonas curvata* (CRYCUR), la cryptophycée responsable du bloom observé.

Une liste plus importante d'algues vertes *Lagerheimia balatonica* (LAGBAL), *L. genevensis* (LAGGEN), *Monoraphidium griffithii* (MONGRI), *Siderocelis kolkwitzii* (SIDKOL), *Desmodesmus subspicatus* (DEDSUB), *D. armatus* (DEDARM), *D. spinosus* (DEDSPI) et *Pediastrum duplex* (PEDDUP) caractérise les années 2015 et 2018. Une chrysophycées coloniale *Synura sp.* (SYUSPX) et quelques diatomées *Pantocsekiella ocellata* (PATOCE), *Achnanthidium minutissimum* (ACDMIN), *Stephanodiscus hantzschii* (STEHAN) sont aussi des taxons représentatifs de ces deux ans. A cela s'ajoutent des taxons partagés entre 2009 et 2015 *Aulacoseira distans* (AULDIS), *Didymocystis sp.* (DIDSPX), *Carteria sp.* (CARSPX) et *Pseudokephyrion conicum* (PSKCON).

La distribution des années se chevauche mais une trajectoire simple semble se dessiner au cours du temps. Les communautés, spécifiques et dispersées lors de chaque campagne, rencontrées en 2009 et 2012 cèdent la place à des communautés plus resserrées autour d'algues vertes ubiquistes et des diatomées donnant l'impression de structures algales plus équilibrées.

7.1.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

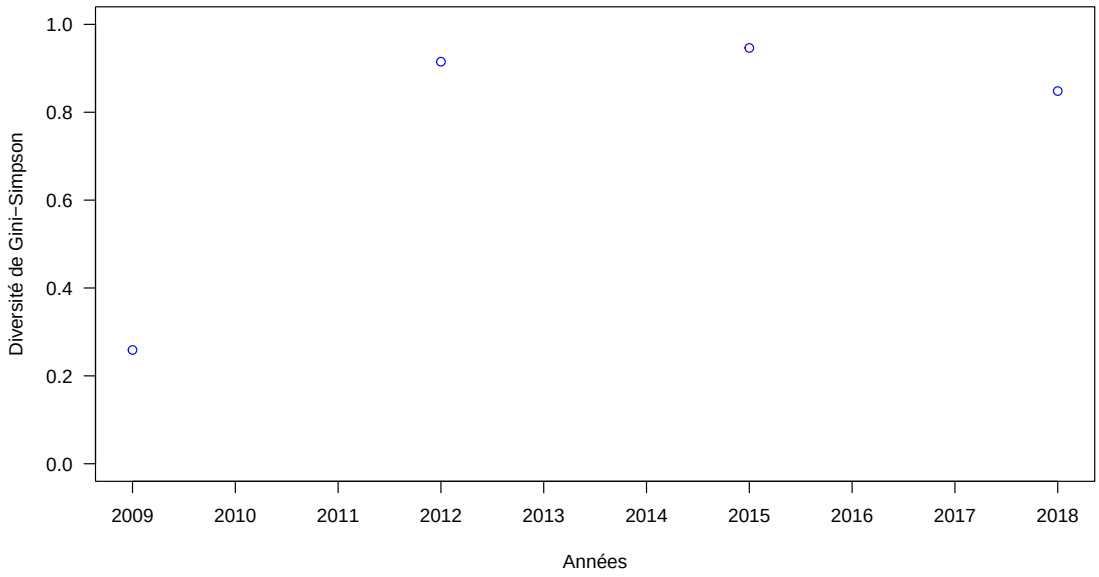
Des données de chlorophylle sur l'étang de Garros sont disponibles en 2001 mais aucun relevé phytoplanctonique correspondant n'est disponible. Ensuite de 2009 à 2018, les données de qualité d'eau ont été acquises selon le protocole DCE, comprenant des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle. Cependant en 2009 le nombre de taxons qui contribue à l'indice est trop faible (inférieur à 5) lors de la campagne d'automne empêchant sa prise en compte et interdisant le calcul de l'indice. Ainsi l'IPLAC ne peut pas être calculé sur 2001 et 2009 mais seulement sur les trois autres années. Néanmoins pour cela, la période d'acquisition de données prise en compte dans l'indice est étendue à mi-avril pour inclure les campagnes printanières. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul et assure une meilleure couverture temporelle.

L'IPLAC sur l'étang de Garros varie de 0.66 à 0.80 entre 2012 et 2018 (Fig. 7.20). L'état écologique est alors majoritairement « bon » et en limite du « très bon » en 2012 sur l'ensemble de la période avec une moyenne de 0.71.

L'indice est tiré vers le haut par la métrique de composition spécifique (MCS) alors que la métrique de biomasse algale (MBA) le tire vers le bas. La MCS varie de 0.73 à 0.84 pour respectivement 2015 et 2012. La MBA, plus variable, chute entre 2012 et 2018 de 0.71 à 0.33. L'augmentation des concentrations en chlorophylle-a joue alors un rôle important dans la dégradation des notes de l'indice même si elle est compensée par la légère amélioration de la MCS en 2018.

La structure de la communauté algale tend vers une meilleure qualité ce qui vient corroborer les résultats de la NMDS mais une attention particulière doit être portée aux variations de biomasse totale au cours du temps. De fortes variations de biomasse sont souvent le signe de déstructuration du milieu et d'apports nutritifs dégradant la qualité de l'eau.

(a)



(b)

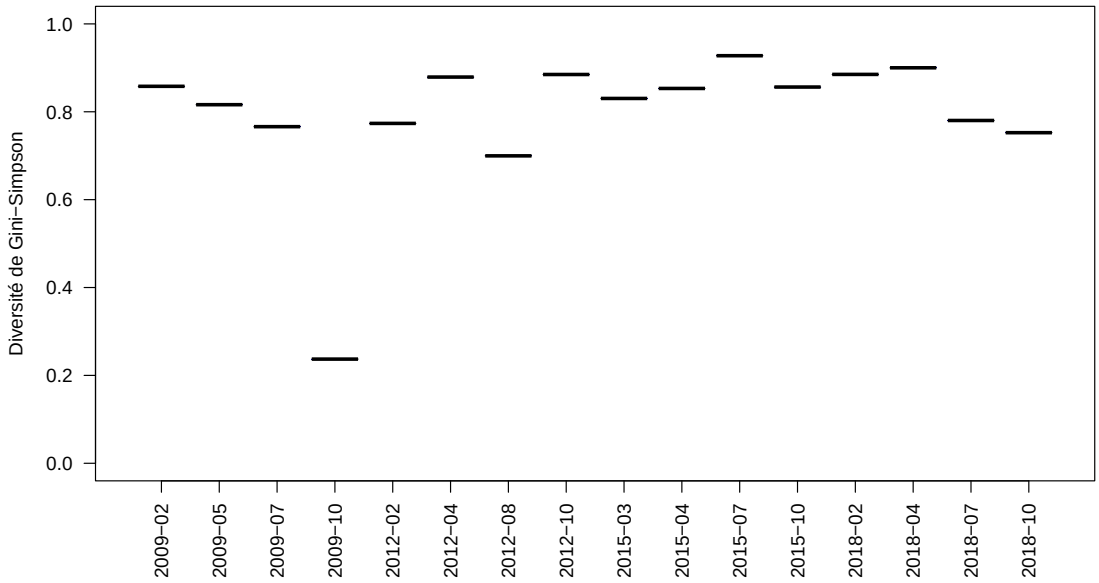


FIGURE 7.17 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2018 sur l'étang de Garros par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

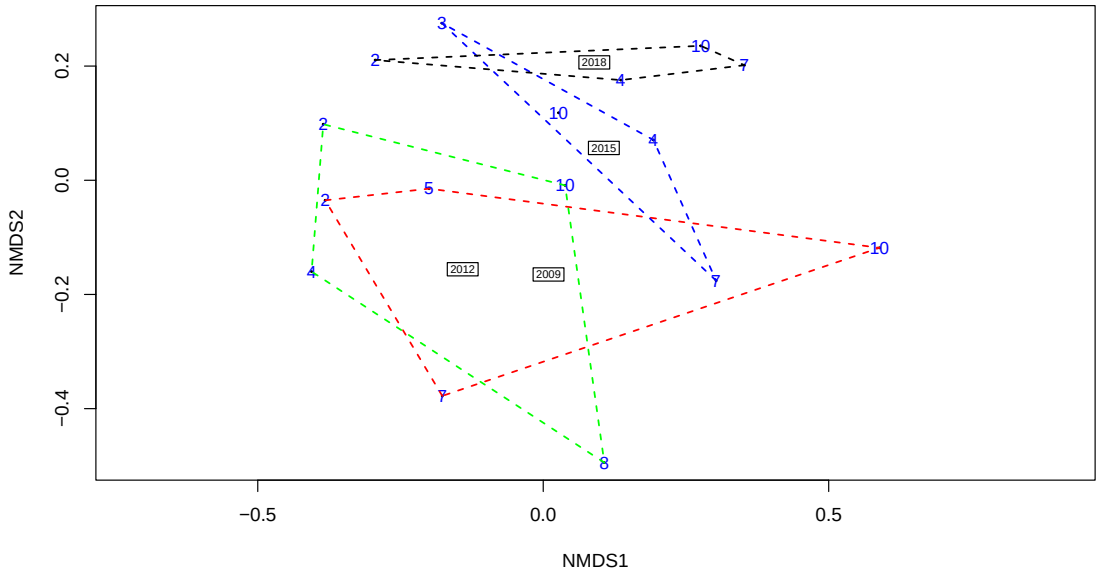


FIGURE 7.18 – Position des échantillons prélevés entre 2009 et 2018 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Garros. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.11.

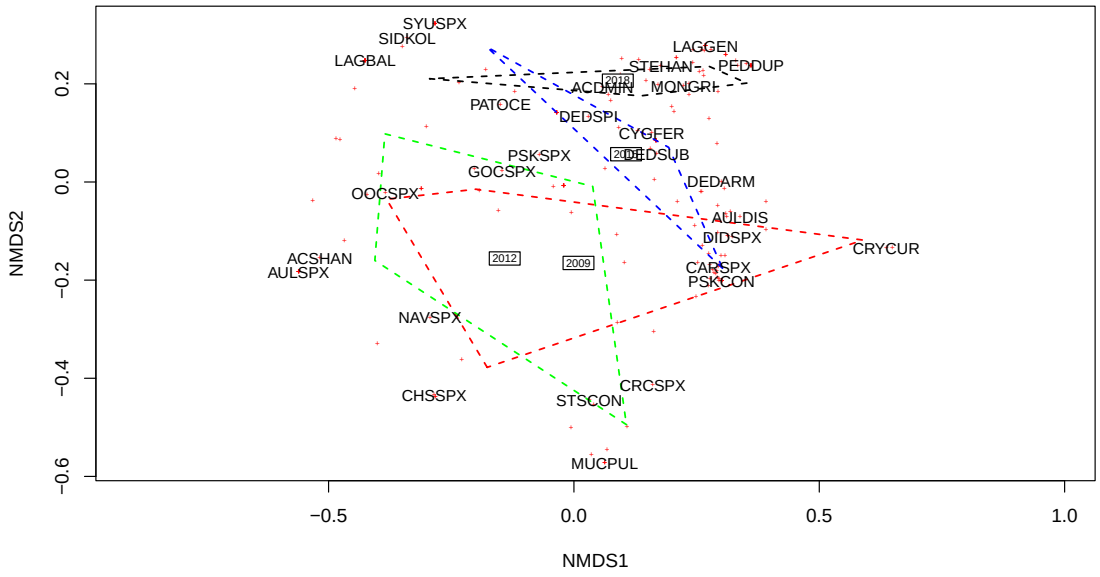


FIGURE 7.19 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang de Garros réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2009 et 2018. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

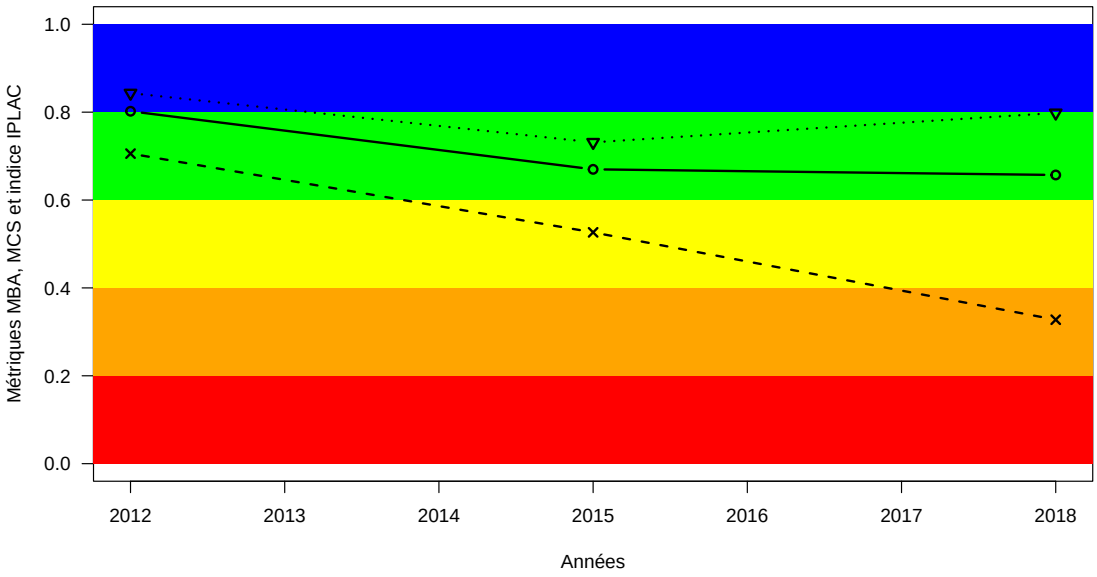


FIGURE 7.20 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang de Garros entre 2009 et 2018. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

7.1.5.5 Synthèse

Petit plan d'eau du littoral, l'étang de Garros est considéré comme de bonne qualité par sa communauté phytoplanctonique via l'indice IPLAC mais aussi via d'autres indicateur de diversité (Gini-Simpson et NMDS). Il est cependant sujet à des variations de concentrations en chlorophylle-a et donc de biomasses algales, qui peuvent être fortes indiquant une certaine instabilité dans le peuplement. Ce dernier réagit par des changements de communautés au cours des différentes périodes de l'année et ce qui s'observe de 2009 à 2018.

L'étang est finalement classé en état écologique « bon » par l'IPLAC sur quasiment toute la période d'étude malgré une tendance à la dégradation mesurée par la métrique de biomasse algale au cours des dernières années (2015 et 2018).

7.1.6 Macrophytes

L'annexe 10.15 présente les différents documents comportant des relevés floristiques identifiés dans les archives et les données récentes disponibles pour l'étang de Garros, soit 8 documents de 1988 à 2015. Ces inventaires ont été réalisés à l'aide de modes d'observation différents, notamment les relevés de secteurs de rives et des échantillonnages pour le calcul d'IBML. Ces relevés ont été répétés dans le temps permettant ainsi d'analyser les dynamiques des macrophytes de ce plan d'eau.

TABLEAU 7.4 – Présence des taxons d'intérêt en fonction des années dans l'étang de Garros.

Présence des taxons d'interêt selon les années (données Dylaq) : Garros (étang de)						
scientific_name	1988	1994	1998	2009	2012	2015
Egeria densa Planch., 1849						I
Hibiscus palustris L., 1753			S			S, I
Hydrocharis morsus-ranae L., 1753	S	S				
Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, 1987				I, S	I	S, I
Ludwigia peploides (Kunth) P.H.Raven, 1964	S	S	S			
Menyanthes trifoliata L., 1753	S					
Potamogeton lucens L., 1753	S	S				
Trapa natans L., 1753	S	S				

Source L : schéma Macrophyte Lake S : schéma Macrophyte Circle I : schéma DCE

Le tableau 7.4 permet de visualiser la présence ou l'absence de quelques taxons de macrophytes identifiés dans les relevés disponibles.

7.1.6.1 Les espèces indigènes

Les données floristiques disponibles pour l'étang de Garros indiquent une colonisation importante par les hydrophytes durant toute la période de l'étude (Castagnos and Dutartre, 2001; Dutartre et al., 2014b, 1999). L'espèce la plus représentée est *Nuphar lutea* dont les occurrences et les abondances sont élevées de 1988 à 2009, l'espèce occupant entre 90 % et 100 % des secteurs étudiés avec des abondances relatives moyennes supérieures à 3 (Fig. 7.21). Néanmoins, en 2015, l'occupation des secteurs par ce taxon a régressé de près de la moitié avec un chute d'un point d'abondance. L'état des populations de Nénuphar jaune devra être particulièrement suivi lors des prochains relevés sur l'étang.

D'autres hydrophytes se maintiennent depuis la fin de années 1980, notamment *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* et *Potamogeton natans*. Ces taxons colonisaient plus de 80 % des secteurs étudiés avec des abondances parfois élevées jusqu'en 1994, notamment pour le Cératophylle (abondances relatives moyennes supérieures à 3). Ensuite, ces espèces ont régressé de près de moitié à partir de cette date pour atteindre 30 à 40 % des secteurs étudiés. Ces macrophytes sont relativement ubiquistes, tolérants des milieux riches en nutriments et en matière organique.

D'autres hydrophytes ont totalement disparu du plan d'eau depuis les années 1990. À partir de 1994, il s'agit de l'espèce assez rare *Menyanthes trifoliata* et de *Myriophyllum alterniflorum*, taxons des milieux lacustres oligo-mésotrophes ; puis à partir de 1998, il s'agit de *Trapa natans* et *Potamogeton lucens*, taxons présents dans les eaux eutrophes. La seule hydrophyte indigène ayant progressé durant la période étudiée est *Najas marina*, une espèce protégée en région Aquitaine qui affectionne des milieux eutrophes. En 2015, elle occupait 50 % des secteurs étudiés avec une abondance moyenne proche de 3. En dépit de ces déclins et disparitions d'espèces dans l'étang

de Garros, il est intéressant de constater que six espèces d'hydrophytes se maintiennent toujours en 2015.

Les grandes hélophytes sont peu fréquentes sur les rives de l'étang de Garros. Quelques pieds de *Phragmites australis* et de *Cladium mariscus* sont présents dans 2 à 4 secteurs de rives depuis 1994. L'hélophyte la plus représentée dans le plan d'eau est *Iris pseudacorus*. Présente dans 3/4 des relevés en 1988, les occurrences ont chuté fortement entre 1998 et 2009, ce taxon a été repéré dans seulement 7 secteurs en 2015. Quelques taxons d'hélophytes supplémentaires sont présents ponctuellement sur les rives, tels que *Schoenoplectus pungens* présents plus généralement sur les rives sableuses des grands étangs du Nord la région, la fougère *Thelypteris palustris* ou encore l'espèce protégée *Hibiscus palustris*.

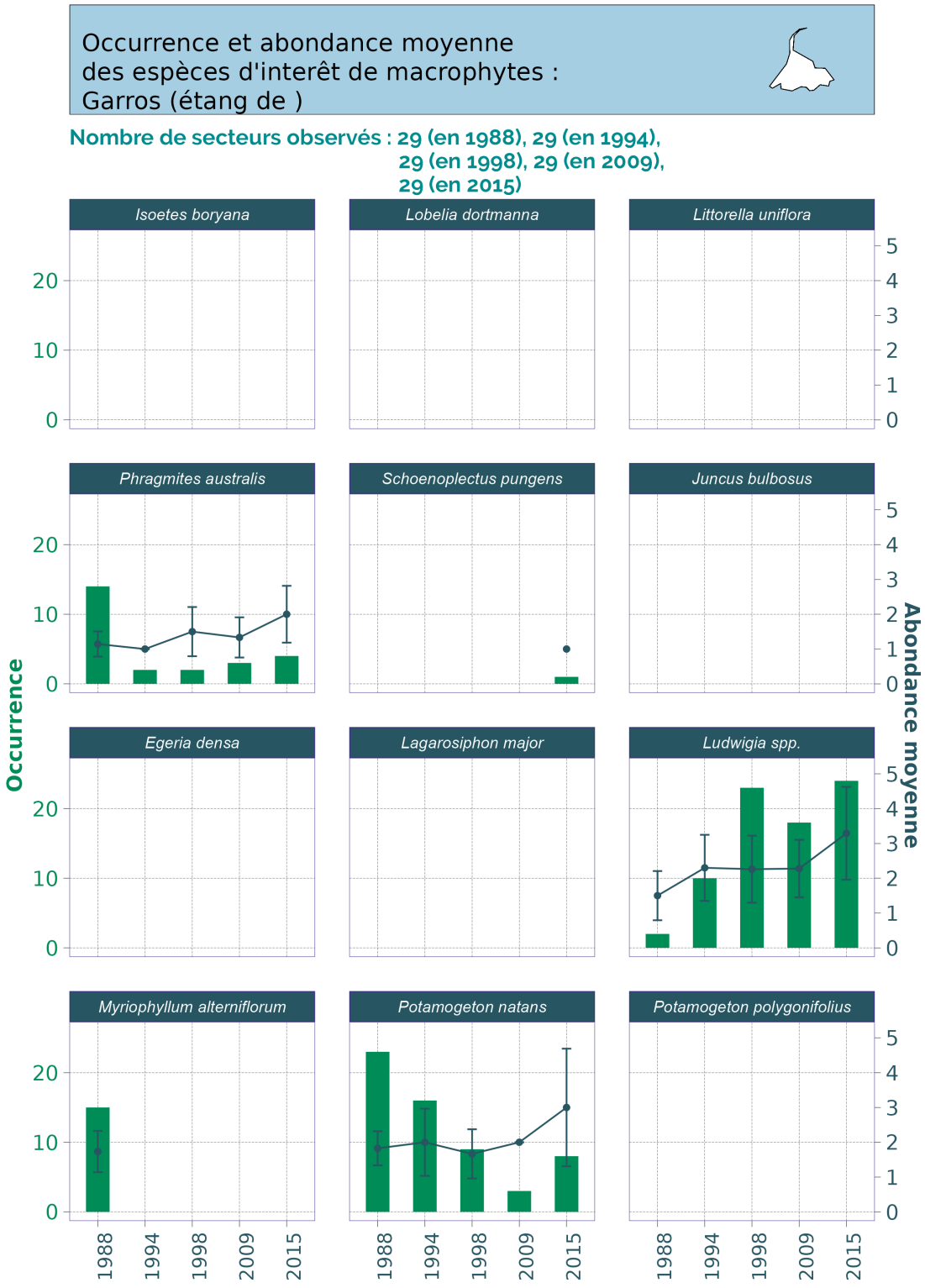
7.1.6.2 Les espèces exotiques envahissantes

Ludwigia grandiflora est la principale espèce exotique envahissante présente dans l'étang de Garros. Quelques pieds de cette espèce avaient été repérés dans deux secteurs en 1988 (Dutartre et al., 1989). Puis, la forte progression observée pour cette espèce à partir de 1994 s'est confirmée jusqu'en 2015 où l'espèce occupait plus de 80 % des secteurs étudiés. Les abondances ont doublé entre 1988 et 2015 pour atteindre une moyenne supérieure à 3. Cette espèce colonise très fortement le plan d'eau qui peut être actuellement considéré comme "saturé" par cette plante. L'hydrophyte exotique envahissante *Lagarosiphon major*, présente plus en aval dans l'étang du Turc, n'a pas été observée à ce jour. Enfin, on peut noter ici l'observation de quelques pieds de *Egeria densa* en 2015 sur les profils perpendiculaires réalisés pour le calcul de l'IBML. La présence et le développement de cette espèce connue pour sa forte dynamique de colonisation des milieux aquatiques devront être confirmés et suivis lors des prochains relevés floristiques sur l'étang de Garros.

7.1.6.3 L'Indice Biologique Macrophytique en Lacs (IBML)

L'IBML a pu être calculé en 2012 et 2015, la note obtenue correspond à un état "médiocre" de l'état écologique établi à partir des communautés de macrophytes de l'étang de Garros (Fig. 7.22). La note globale augmente d'un point entre 2012 et 2015, augmentation principalement liée au nombre de taxons indicateurs plus importants repérés en 2015. La présence de *Nuphar lutea* domine les relevés sur les profils perpendiculaires avec 130 points-contacts colonisés en 2009 et 2015. Les hydrophytes indigènes *Nuphar lutea*, *Najas marina* et *Myriophyllum alterniflorum* se retrouvent le plus souvent en mélange jusqu'à plus d'un mètre de profondeur (Fig. 7.23).

Les relevés sur les unités d'observation permettent de confirmer la forte progression de *Ludwigia grandiflora* et de *Najas marina* depuis 2009. Ces deux taxons ont été prélevés dans plus d'une centaine de points contacts réalisés au large de l'étang en 2015. À titre d'exemple, *L. grandiflora* occupait une dizaine de points contacts en 2009 contre 112 en 2015. Cette espèce exotique est particulièrement abondante sur les profils perpendiculaires de l'unité d'observation située à l'Est du plan d'eau. Le développement de la Jussie ne se limite pas aux bordures car des herbiers denses de cette plante ont été observés à 0.9 m de profondeur. Les abondances relatives moyennes de *L. grandiflora* sont égales à 4 sur les points contacts contre 3 pour *Nuphar lutea*.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-03-01; Réalisation Boutry, S.

FIGURE 7.21 – Occurrence et abondance moyenne de quelques espèces de macrophytes d'intérêt en fonction des années sur l'étang de Garros.

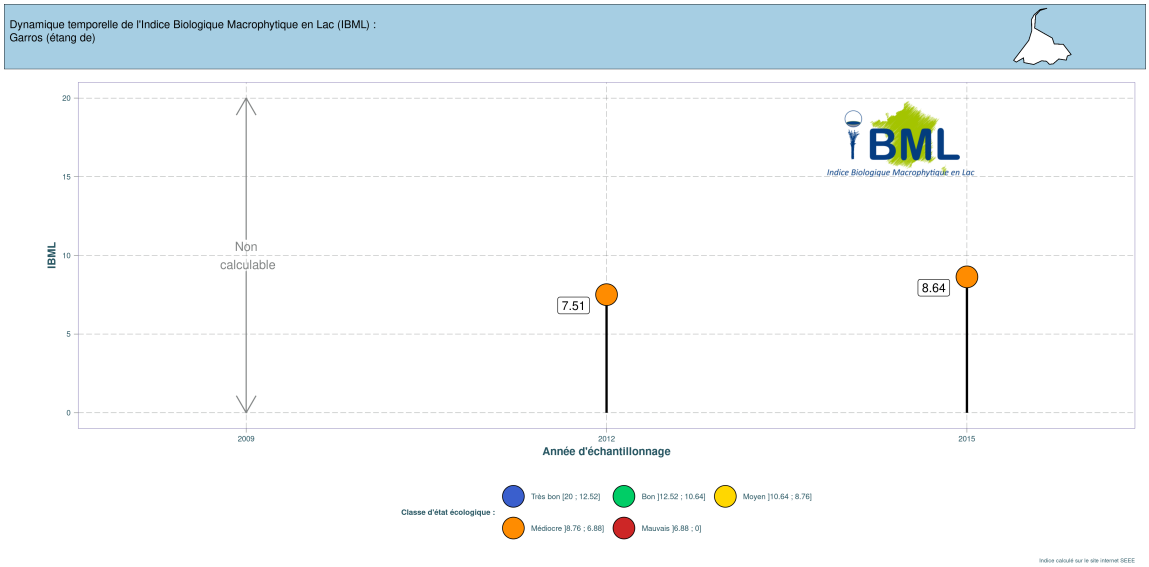


FIGURE 7.22 – Variation des valeurs de l'indice IBML en fonction des années sur l'étang de Garros.

Enfin, il est important de noter que des pieds épars de *Egeria densa* ont été observés en 2015 dans 3 points contacts effectués dans l'unité d'observation située au Nord de l'étang, à proximité de l'exutoire de l'Anguillère.

Le calcul de la note de trophie réalisé sur les secteurs de rives de 1988 à 2015 oscille autour de la limite de dégradation globale du niveau trophique "moyenne" et "forte" (Fig. 7.24). Ces notes sont le plus souvent diminuées par les hydrophytes qui subsistent encore dans le plan d'eau et qui ont des valeurs indicatrices faibles, comme *Nuphar lutea*, *Ceratophyllum demersum*, *Najas marina* et *Myriophyllum spicatum*. En fonction de la présence ou l'absence d'autres espèces de macrophytes aux valeurs indicatrices plus élevées, comme *Menyanthes trifoliata* et *Myriophyllum alterniflorum* en 1988 ou *Potamogeton natans* et les algues coloniales ou filamenteuses *Mougeotia sp.* et *Microspora sp.* en 2015 par exemple, les notes de trophie sur les secteurs varient en atteignant très rarement la limite du "bon" état trophique des eaux.

7.1.6.4 Synthèse

L'état des communautés de macrophytes de l'étang de Garros peut être évalué comme "moyen" à "médiocre". Ce plan d'eau abritaient encore en 2015 de nombreuses espèces d'hydrophytes indigènes, en dépit de la progression très rapide de la Jussie au bord et au large du plan d'eau depuis les premières observation en 1988. Ces espèces indigènes sont ubiquistes, toutes indicatrices d'une charge en nutriments et en matière organique élevée, notamment la grand Naïade, espèce protégée en Aquitaine qui progresse assez fortement sur le plan d'eau depuis la fin des années 1980. Cette espèce cohabite au large de l'étang avec d'autres hydrophytes indigènes telles que le Cératophylle immergé et le Myriophylle en épis jusqu'à 1.2 m de profondeur. La

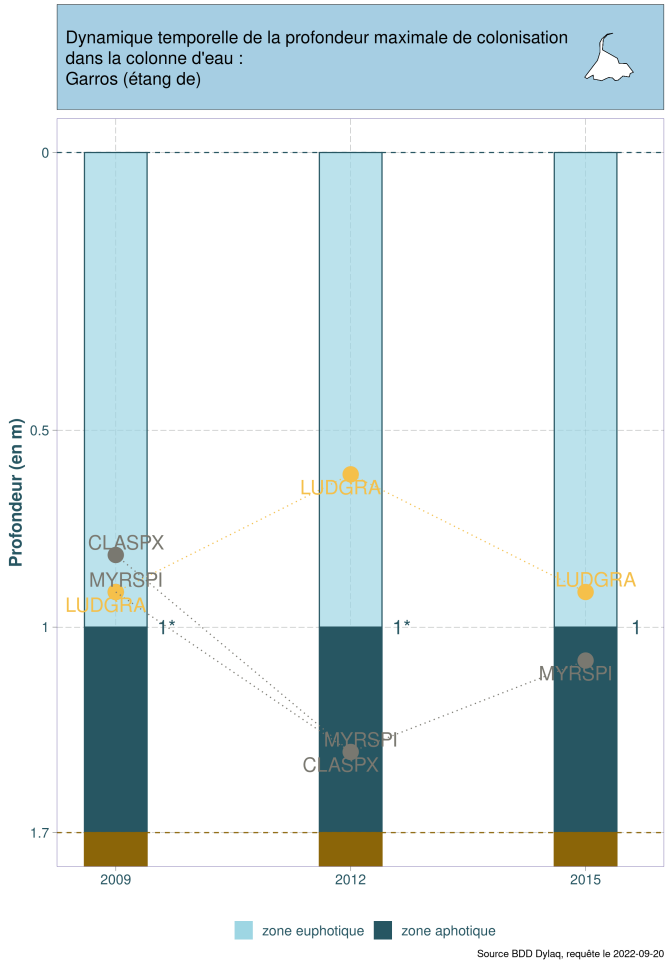
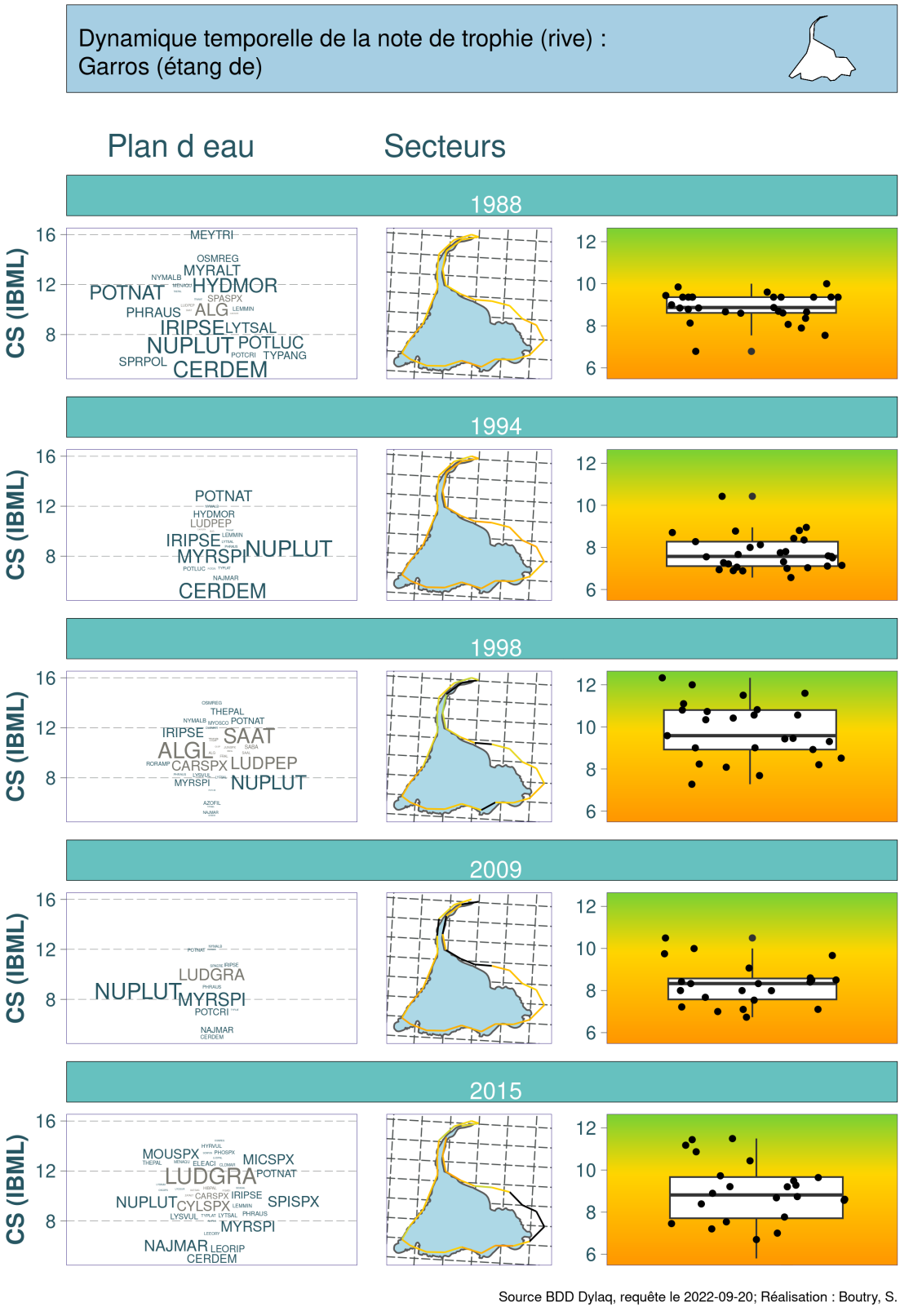


FIGURE 7.23 – Variation de la profondeur maximale de colonisation de *Myriophyllum spicatum* (MYRSPI), *Cladium sp.* (CLASPX) et *Ludwigia grandiflora* (LUDGRA) dans l'étang de Garros au cours du temps.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-20; Réalisation : Boutry, S.

FIGURE 7.24 – Variation des notes de trophie en fonction des années sur l'étang de Garros.

présence de ces taxons représente un intérêt écologique dans le fonctionnement du plan d'eau, c'est un point positif même si les valeurs indicatrices de ceux-ci ne permettent pas au plan d'eau d'atteindre le "bon" état selon les critères définis dans l'IBML.

L'enjeu de dégradation des communautés de macrophytes de l'étang de Garros est lié à la forte progression de la Jussie à grande Fleur et l'arrivée en 2015 de l'Élodée dense. Les faibles transparences des eaux de l'étang n'empêchent pas la Jussie de se développer jusqu'à 0.9 m de profondeur et les besoins en lumière de l'Élodée dense sont relativement faibles. L'étang de Garros est peu profond, avec 0.7 m d'eau en moyenne. Peu impacté par les activités humaines. Les seuls usages développés étant la chasse et la pêche, cet étang présente des conditions très favorables au développement de la végétation aquatique sur toute sa superficie. Seule la présence d'une forêt en bordure du plan pourrait contribuer à limiter les plantes en bordure. Néanmoins ces zones sont toutes actuellement colonisées par la jussie.

En dépit de la présence de nombreuses hydrophytes indigènes, les communautés de macrophytes de l'étang de Garros peuvent être considérées comme dégradées suite à la régression de leur occupation à l'échelle du plan d'eau (à l'exception de la grande Naïade) à partir des années 1990, à la disparition des hydrophytes inféodées aux milieux faiblement minéralisés (Trêfle d'eau et Myriophylle à fleurs alternes par exemple) et à la présence d'herbiers denses de Jussie à grandes fleurs sur plus de 3/4 des rives et au large du plan d'eau. Avec l'arrivée de l'Élodée dense dans l'étang, les espèces exotiques devraient faire l'objet d'une gestion appropriée de contrôle (Jussie), voire d'éradication (Élodée si celle-ci n'est pas trop installée depuis 2015). Les espèces indigènes déjà en place peuvent contribuer à limiter le développement des exotiques par la compétition, tout en maintenant une diversité en hydrophytes nécessaire au bon fonctionnement écologique du plan d'eau tout en préservant la valeur patrimoniale de certaines populations (grande Naïde, espèce protégée en Aquitaine).

7.1.7 Macro-invertébrés

7.1.8 Poissons

7.1.8.1 Les inventaires piscicoles

Ce lac aurait été péché par un pêcheur professionnel au début du XXème siècle mais nous n'avons aucune donnée sur les captures effectuées par ce pêcheur. A notre connaissance, aucun autre inventaire n'a été réalisé sur le lac. Selon l'Association Agrée de Pêche et de Protection du Milieu Aquatique « Lous Pescadous », le peuplement piscicole de l'étang est composé de 15 espèces (Tableau 7.5).

On peut noter la présence de 5 espèces de carnassiers. La perche soleil (*Lepomis gibbosus*) et le poisson chat (*Ameiurus melas*) sont des espèces allochtones, susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement).

La carpe amour (*Ctenopharyngodon idella*) a été introduite pour créer une pression biologique sur le développement des plantes aquatiques.

TABLEAU 7.5 – Liste des espèces de poissons présents dans l'étang de Garros.

Nom latin	Nom commun
Abramis brama et/ou *Blicca bjoerkna*	Brème sp
Ameiurus melas	Poisson chat
Anguilla anguilla	Anguille européenne
Ctenopharyngodon idella	Carpe amour
Cyprinus carpio	Carpe
Esox aquitanicus ou *lucius*	Brochet spp.
Gambusia affinis	Gambusie
Gobio gobio	Goujon
Lepomis gibbosus	Perche soleil
Micropterus salmoides	Black bass
Perca fluviatilis	Perche commune
Rutilus rutilus	Gardon
Silurus glanis	Silure
Sander lucioperca	Sandre
Tinca tinca	Tanche

7.1.8.2 La gestion piscicole

D'après les informations fournies par la Fédération de pêche des Landes, la pression de pêche sur l'étang est faible et aucun alevinage n'a été effectué depuis 2011. La seule information relative à la gestion de l'ichtyofaune connue concerne l'évolution de la réglementation nationale de la pêche aux carnassiers en 2017 : une augmentation de 10 cm de la taille minimale de capture portant ainsi cette taille minimale à 60 cm pour le brochet, 50 cm pour le sandre et 40 cm pour le black bass.

Une altération du milieu est liée à l'invasion de plus d'un tiers de la surface de l'étang par la jussie (*Ludwigia peploides*), plante aquatique exotique envahissante. Afin de réguler la progression de cette espèce, des campagnes d'arrachage manuel sont conduites fréquemment sur ce plan d'eau. Notons que c'est un plan d'eau qui s'envase malgré la présence de plusieurs bacs de désensablage à l'arrivée des affluents et le retrait de plusieurs tonnes de sable de ces bacs.

7.2 Etang du Turc

7.2.1 Caractéristiques du plan d'eau

L'étang du Turc est situé sur la commune d'Ondres qui en est aussi le propriétaire. Sa superficie est de 0.08 km^2 pour une profondeur moyenne de 1,7m et maximale de 2.5 (Dutartre et al., 1986). Son volume moyen est estimé à 0,13 millions de m^3 , avec un taux de renouvellement de 86,6 soit un temps de séjour d'environ 4 jours. Son bassin versant s'étend sur 26,79 km^2 (Fig. 7.25), donnant un rapport de surface bassin versant / lac de 446,5 (Jamoneau et al., 2021).

Situé à l'aval de l'étang de Garros, dont il n'est séparé que d'une centaine de mètres, il reçoit ses eaux par le ruisseau de Pallibe et les déverse par le canal de l'Anguillère jusque dans le courant du Boudigau qui se jette dans la mer à Capbreton. A l'image de son proche voisin, il s'est progressivement formé après le XVIe siècle suite à la déviation de l'Adour en occupant son ancien lit (Verdeil, 1920). Il semble cependant que sa morphométrie ait légèrement changé à la fin des années 70 en raison du creusement de son anse Nord-Ouest (Dutartre et al., 1989).

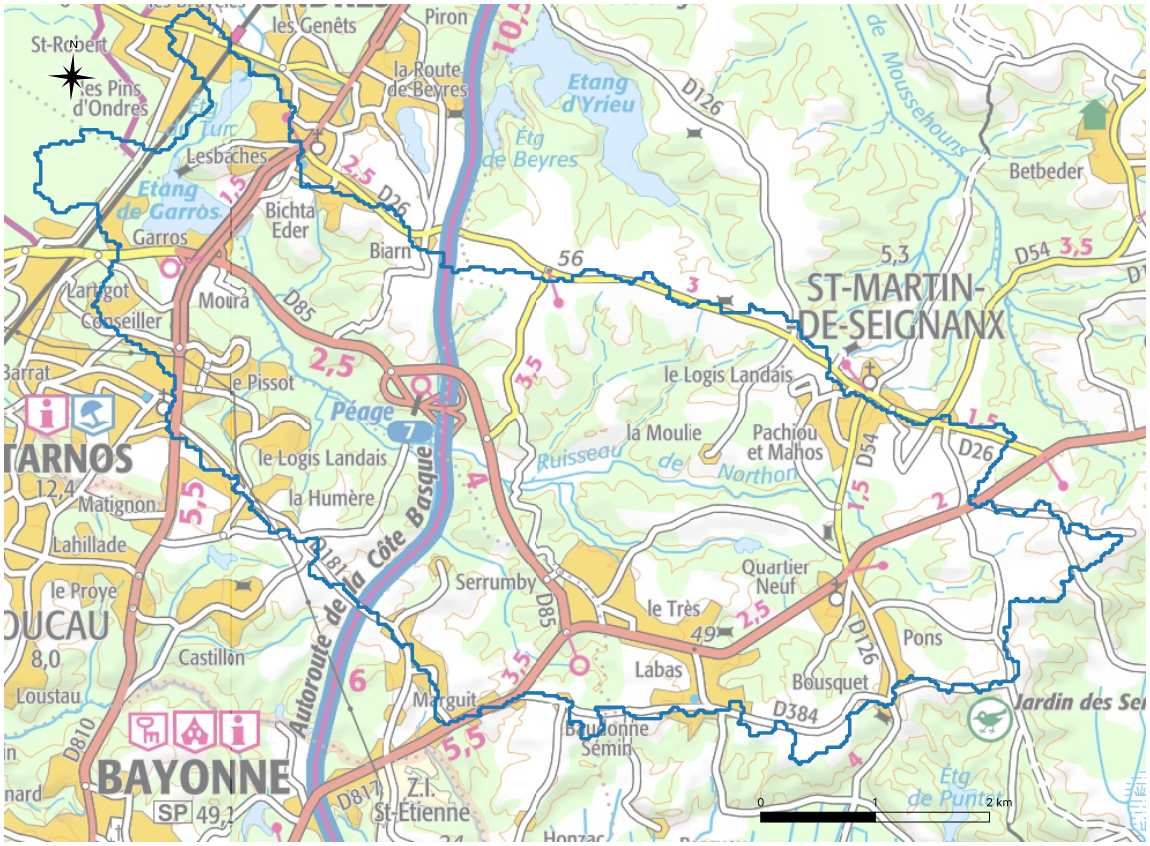


FIGURE 7.25 – Localisation et délimitation de l'étang du Turc et de son bassin versant (fond de carte IGN 1 :100000e).

L'étang du Turc est considéré comme eutrophe à hypereutrophe selon les critères de l'OCDE (Dutartre et al., 2014b). Il est géré par le syndicat mixte Géolandes. En raison d'un fort développement d'une plante exotique envahissante, la jussie, il a subit depuis ces dernières décennies un certain nombre d'opérations de gestion. Des arrachages mécaniques ont été opérés dans l'anse Nord-Ouest au printemps 1987 sur environ 6000 m^2 (Dutartre et al., 1989) et d'autres ont été par la suite réalisés entre 1988 à 1998 (Dutartre et al., 2014b), notamment durant l'hiver 1992-1993(Dutartre, 2006). Des tests d'application d'herbicides ont également été réalisés sur des parcelles de 50 à 100 m^2 en 1988 et d'autres essais durant le premier semestre 1989 (Dutartre et al., 1989). Depuis [du moins jusqu'en 2009], un arrachage manuel est effectué par les services techniques de la commune (Dutartre et al., 2014b).

7.2.2 Les pressions sur le bassin versant et sur le lac

7.2.2.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

L'étang du Turc étant situé à proximité immédiate de l'étang de Garros, la population de son bassin versant est identique à celle de celui de Garros [6] : augmentation progressive de la population de 1990 à 2017 pour atteindre environ 23000 habitants avec un taux d'accroissement entre

6. Voir Annexe 10.1 pour les données et la méthode utilisée.

ces deux dates situé dans la moyenne de ceux des autres lacs du littoral aquitain en dépassant légèrement les 50% (Fig. 2.3). Comme pour l'étang de Garros, le bassin versant étant particulièrement urbain la densité de population y est extrêmement forte comparativement aux autres lacs du littoral aquitain et s'approche des 890 hab/km^2 en 2017 (Fig. 2.3).

Le territoire est extrêmement touristique mais l'étang est essentiellement utilisé pour la pratique de la pêche et de la chasse. La navigation motorisée est interdite.

7.2.2.2 Le réseau d'assainissement

Les stations et industries

Il n'y a aucun rejet domestique (station d'épuration) ni industriel identifié sur le bassin versant de l'étang de Garros actuellement. On peut seulement noter la présence d'une ancienne station d'épuration sur la commune de Ondres en service de 1976 à 1995. Cette station avait une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant. A celle-ci se rajoutent la station présente sur la commune de Saint-Martin-de-Seignanx, en service de 1970 à juillet 2013, préalablement identifiée sur le bassin versant de l'étang de Garros. Cette station avait également une capacité de traitement de 3300 équivalent habitant et rejetait ses effluents directement dans le ruisseau de l'Anguillère.

Variation temporelle des effluents rejetées

La méthodologie des données temporelles quantitatives acquises pour caractériser les rejets de chaque STEP est décrite dans l'annexe 10.2. N'ayant que très peu de données sur les rejets de la station de Ondres, la dynamique temporelle des effluents rejetés sur le bassin versant de l'étang du Turc est extrêmement similaire à celle du bassin versant de l'étang de Garros : diminution des rejets de phosphore à partir des années 2000, diminution des flux d'azote total et de la demande biologique en oxygène jusqu'aux années 2000 suivi d'une stabilisation de ces flux journaliers et relative stabilité de la demande chimique en oxygène entre 1992 et 2013 (Fig. 7.26). Le volume des effluents traités tend quant à lui à augmenter depuis les années 2000, de même que les rejets directs estimés et mesurés.

7.2.2.3 Le paysage et les changements paysagers

L'occupation du sol sur le bassin versant de l'étang du Turc est logiquement très similaire à celle de l'étang de Garros. Le bassin versant est occupé à plus de 50% par de la forêt ou des plantations de pins [7] et cette surface reste relativement stable depuis les années 1945 (Tab. 7.6, Fig. 7.27). La surface en prairies ou des milieux semi-naturels reste elle aussi relativement constante au cours du temps alors que les espaces urbains et semi-urbains augmentent très fortement comme dans l'ensemble des bassins versants (+122% et + 356% respectivement, Fig. 7.28). L'uagementation des espaces semi-urbains est aussi fortement marqué à proximité immédiate des berges du plan d'eau (+6600%, Fig. 7.28). Ce développement urbain se fait au dépens des surfaces boisées mais aussi en grande partie sur les terres agricoles (Fig. 7.27).

La surface agricole a en effet diminuée de plus de 30% à l'échelle du bassin versant depuis les années 1945 (Fig. 7.28). La culture principale développée sur le bassin versant est la culture

7. Voir Annexe 10.3 pour les données et la méthode utilisée.

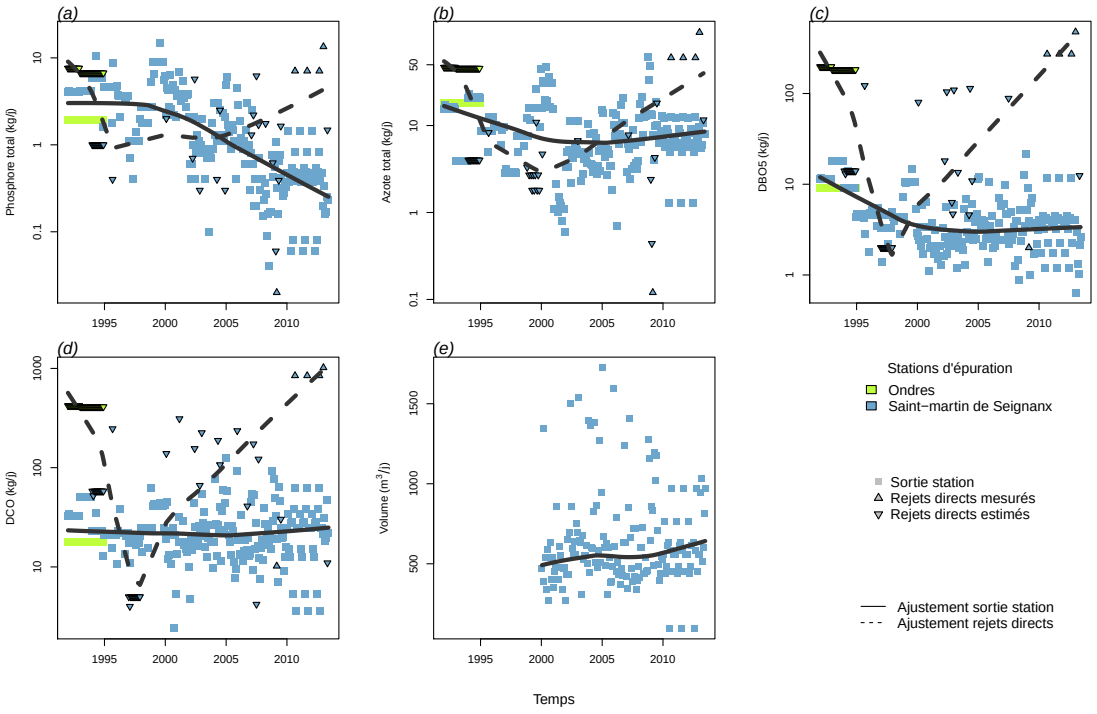


FIGURE 7.26 – Variation temporelle de la charge polluante (kg/jour) rejetée par les stations d'épurations sur le bassin versant de l'étang du Turc. (a) Phosphore total, (b) azote total, (c) demande biologique en oxygène (DBO5), (d) demande chimique en oxygène (DCO) (e) volume d'effluents. Les différentes couleurs représentent les différentes stations du bassin versant. Les lignes grisées représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

TABLEAU 7.6 – Occupation du sol (en %) du bassin versant de l'étang du Turc entre 1945 et 2002. Note : la surface de l'étang a préalablement été retirée des calculs d'occupation.

	1945	1965	1985	2002
Forêts	54.93	55.26	52.42	50.74
Champs cultivés	31.43	30.88	26.90	20.27
Prairies	5.87	4.87	5.73	4.58
Eau	0.84	0.85	0.94	1.00
Urbain	3.51	3.55	5.42	7.78
Semi-urbain	3.42	4.58	8.59	15.62

de maïs[8], qui représente environ 75% des surfaces agricoles déclarées (Fig. 7.29). Cette surface tend à avoir légèrement diminuée à partir de 2014, date à laquelle les surfaces en jachères apparaissent être relativement plus importante sur le bassin versant. Contrairement à ce qui est usuellement observé sur les autres bassins versants des lacs et étangs du littoral Aquitain, les prairies temporaires et permanentes représentent une bonne part de la surface agricole déclarée (environ 20%).

7.2.3 Hydromorphologie

7.2.3.1 Niveaux d'eau

Aucune donnée utilisable sur les niveaux d'eau de l'étang du Turc n'a été retrouvée dans les études ou suivis menés aujourd'hui et par le passé. Nous disposons uniquement des données des années 2012, 2015 et 2018 (Fig. 7.30). En se basant sur ces données, la cote médiane du plan d'eau est de 3.6m.

7.2.4 Physico-chimie

7.2.4.1 Variation des paramètres physico-chimiques dans le temps

Les chroniques et la dynamique temporelles de paramètres tels que la turbidité (ou plutôt l'inverse avec la transparence selon disque de Secchi), le pH, l'oxygène dissous ainsi que les matières en suspension et la chlorophylle a ont été regourpées dans cette partie. La dynamique des concentrations en PO_4^- et NO_3^- sont reportées par une estimation des moyennes annuelles, auxquelles s'ajoutent les valeurs des autres formes de l'azote (NO_2^-, NH_4^+ et *Kjeldahl*) et le phosphore total (*Ptot*).

En termes de représentations, nous avons fait apparaître les tendances interannuelles par saison (courbes bleues, vertes, orange et brunes) ainsi que globales (toutes saisons confondues,

8. Voir Annexe 10.4 pour les données et la méthode utilisée.

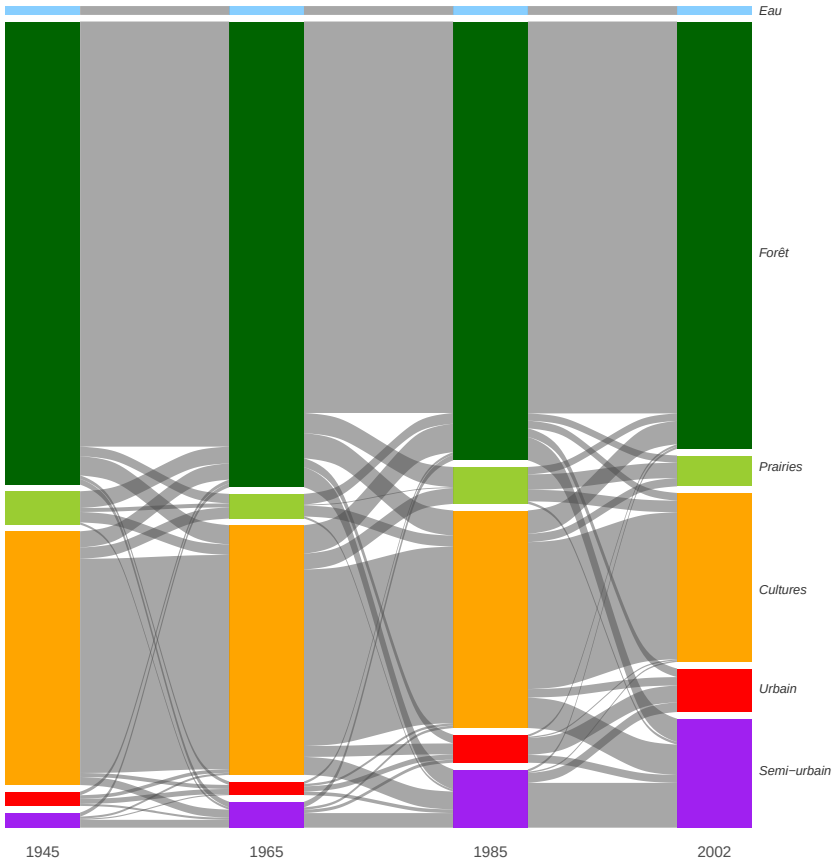


FIGURE 7.27 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002) sur le bassin versant de l'étang du Turc. Seuls les flux supérieurs à 0,10 % sont représentés sur la figure.

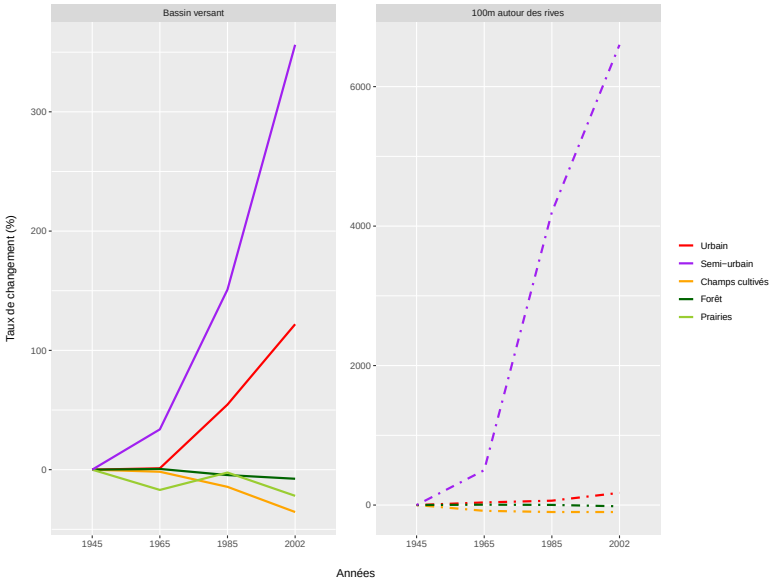


FIGURE 7.28 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives de l'étang du Turc (droite). Note : seules les surfaces représentant plus de 2% de l'occupation du sol ont été conservées pour la zone de 100m autour des rives.

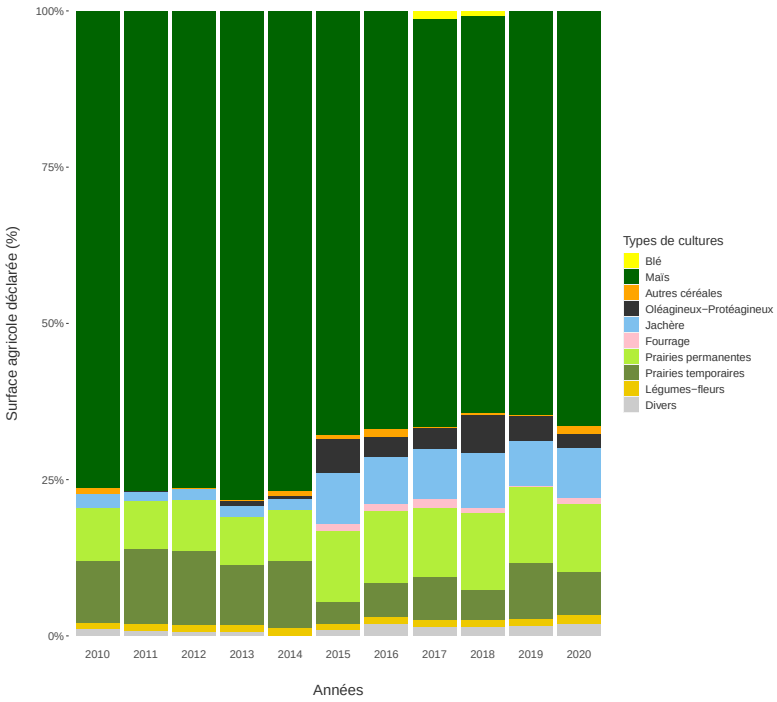


FIGURE 7.29 – Proportion des différents types de culture déclarés (en %) entre 2010 et 2020 sur le bassin versant de l'étang du Turc.

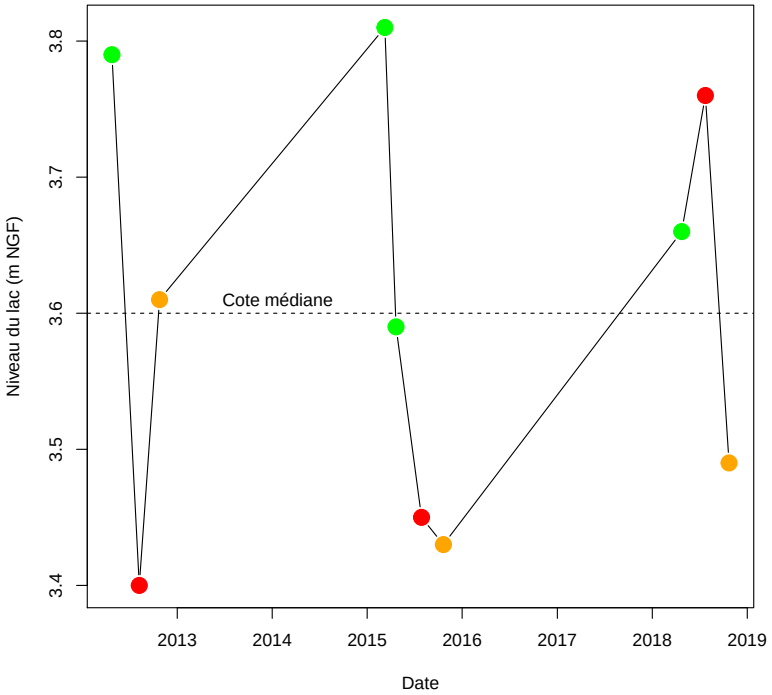


FIGURE 7.30 – Variation des niveaux d'eau de l'étang du Turc entre 2012 et 2018. Les points bleus correspondent aux relevés mesurés en hiver (décembre, janvier, février), verts au printemps (mars, avril, mai), rouge en été (juin, juillet, août) et orange en automne (septembre, octobre, novembre). La ligne pointillée représente la cote médiane.

courbe en pointillés avec l'intervalle de confiance de la moyenne en grisé). D'autre part, nous avons représenté le suivi de certains paramètres des eaux interstitielles des sédiments. Les données étant parcellaires et très éparses, il n'a pas été envisageable d'en tirer des tendances claires, ni même de pouvoir établir une relation décrivant les échanges avec la colonne d'eau (par ex. équilibres sédiment-eau des *Ptot*, avec potentiellement une remobilisation des stocks).

A noter une certaine hétérogénéité des limites de quantification (LQ), fournies dans l'annexe 10.5, qui sont inhérentes à la provenance diverses des données d'analyses, avec des performances variables. Afin de s'affranchir de cette contrainte, de manière générale nous avons considéré la LQ plus haute (donc une sensibilité légèrement parfois dégradée à très basse concentration) renseignée pour chacun des paramètres.

7.2.4.2 Chronique des diagnostics DCE

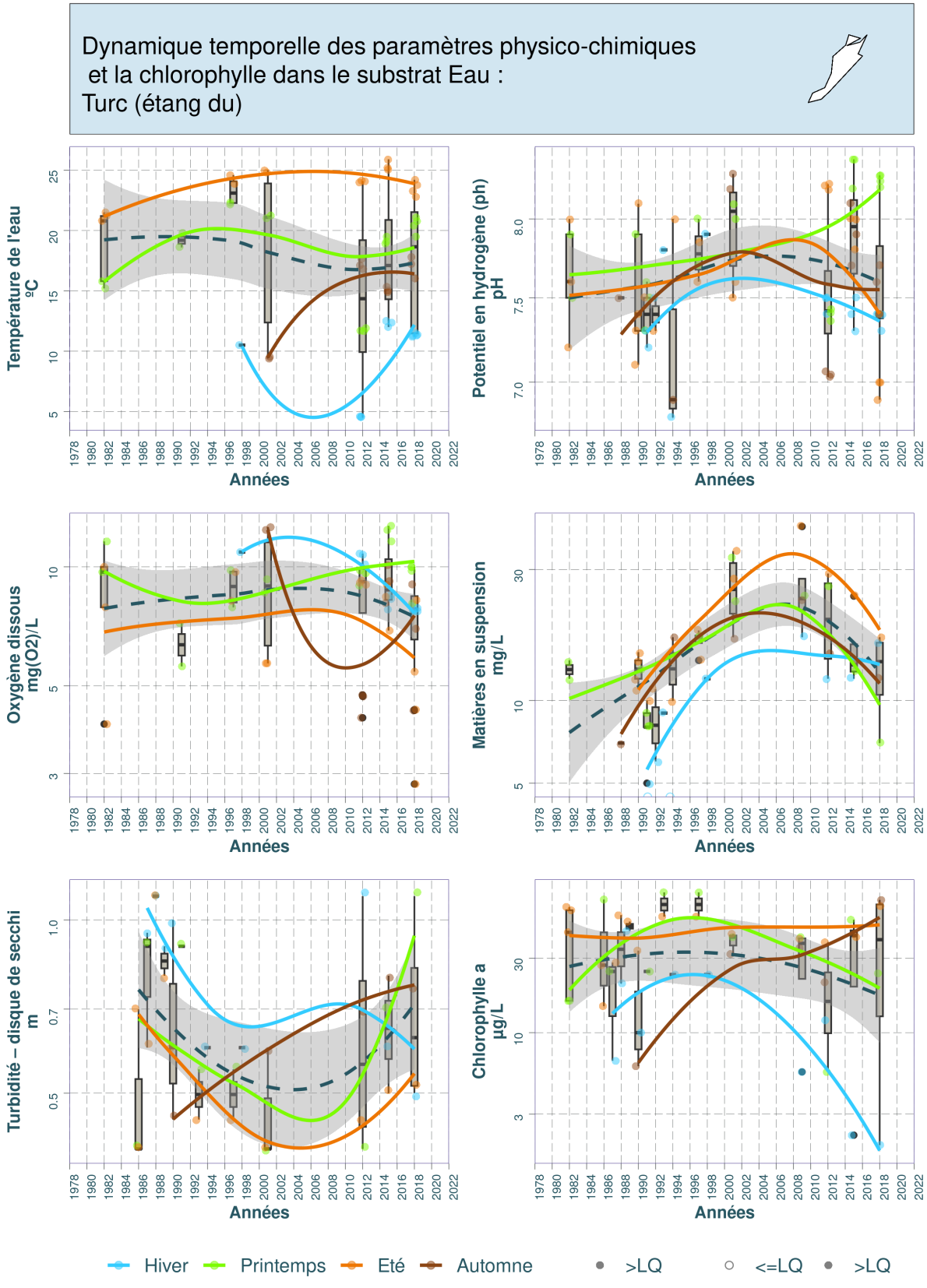
Nous avons procédé à l'évaluation de la qualité des eaux du plan d'eau selon le Guide REEE-ESC (2019), dont les valeurs seuils sont indiquées dans l'annexe 10.2. Dans le système d'évaluation, les éléments de qualité de concentrations en nutriments, ainsi que la transparence (disque de Secchi), interviennent en soutien à la biologie. L'élément de qualité concentration en nutriments comprend les paramètres phosphore total (*Ptot*), nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+). Les seuils sont déterminés en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau évalué, avec par exemple pour les nitrates :

— 5.3 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne inférieure ou égale à 15 m ;
— 2.6 mg/L pour les plans d'eau d'une profondeur moyenne supérieure à 15 m.

Depuis les années 80 et selon les critères DCE, l'état physico-chimique de l'étang du Turc est relativement '*médiocre*' à '*mauvais*' en ce qui concerne la transparence et le phosphore total, sans afficher une évolution notable (Fig. 7.34). Les classes d'état des nitrates sont plutôt '*bon*' à '*très bon*' alors que celle de l'ammonium apparaisse assez variable dans le temps. Cependant, le faible nombre de donnée sur ces paramètres ne permet pas de conclure sur la dynamique temporelle de leurs classes d'état.

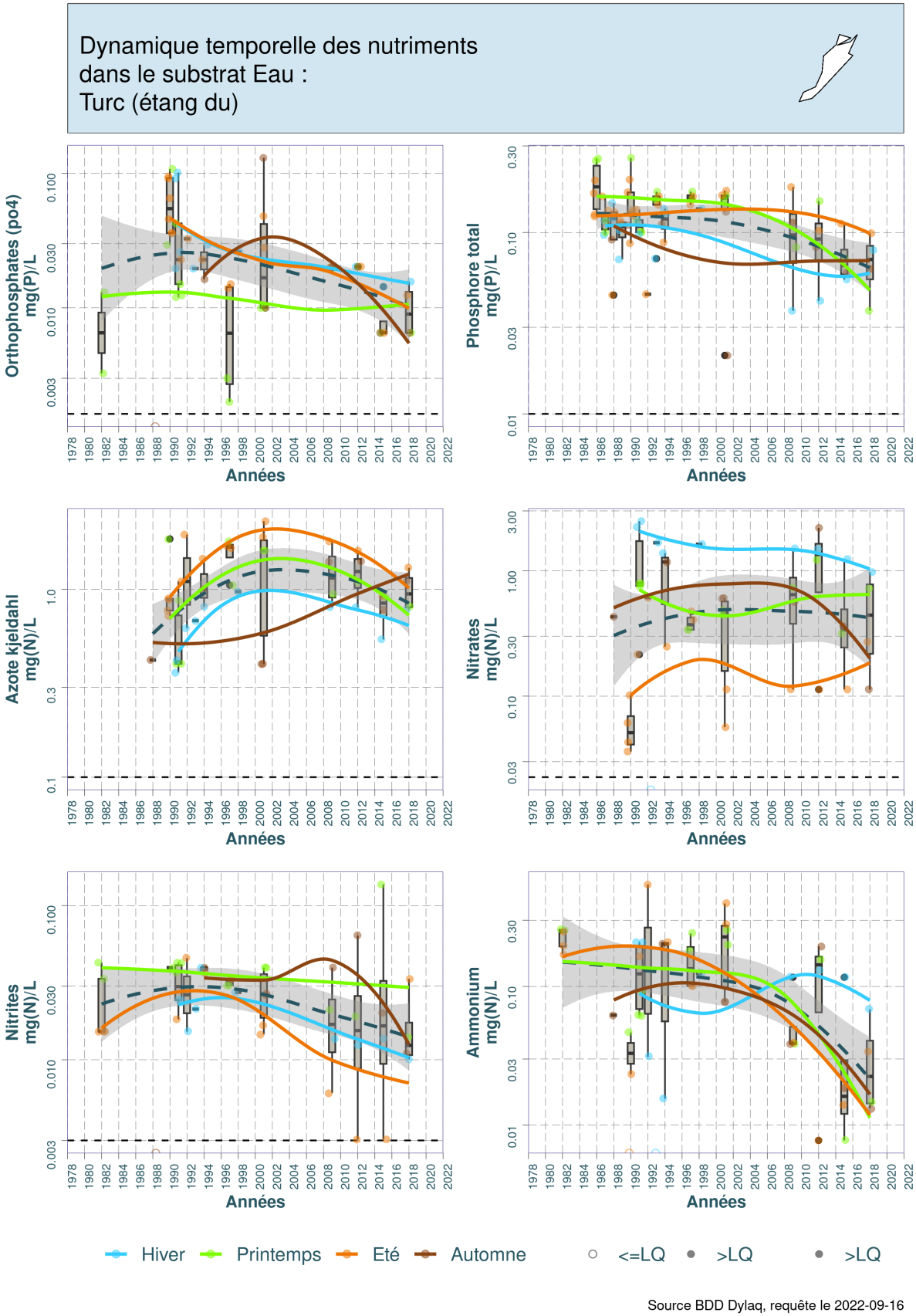
7.2.4.3 Synthèse

Au niveau de l'étangs du Turc, comme pour l'ensemble des plans d'eau de la région, nous pouvons constater une hausse de la température de l'eau quelle que soit la saison (*cf.* Annexe 10.7).



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 7.31 – Dynamique temporelle de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous, des matières en suspension, de la turbidité et de la chlorophylle dans le substrat eau sur l'étang du Turc.



Source BDD Dylaq, requête le 2022-09-16

FIGURE 7.32 – Dynamique temporelle des orthophosphates, du phosphore total, de l'azote Kjedahl, des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans le substrat eau sur l'étang du Turc.

TABLEAU 7.7 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau sur l'étang du Turc.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Turc (étang du) [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(N)/L	1982	2018	48	8.3%	0.000	0.5436	0.1009	0.1272	0.0078	0.015
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1988	2018	45	2.2%	0.360	2.3000	0.9200	1.0653	0.8000	0.800
Azote minéral	mg(N)/L	1992	2001	12	8.3%	0.000	1.7000	0.7000	0.7908	0.1200	0.120
Chlorophylle a	µg/L	1982	2018	44	0.0%	1.900	79.4000	34.3000	35.3273	NA	NA
Matières en suspension	mg/L	1982	2018	47	4.3%	0.000	43.0000	14.0000	15.5106	5.0000	5.000
Nitrates	mg(N)/L	1988	2018	44	9.1%	0.000	2.4848	0.4789	0.6943	0.0904	0.112
Nitrites	mg(N)/L	1982	2018	46	4.3%	0.000	0.1370	0.0253	0.0280	0.0030	0.003
Orthophosphates (po4)	mg(P)/L	1982	2018	56	16.1%	0.000	0.1300	0.0200	0.0285	0.0065	0.020
Oxygène dissous	mg(O2)/L	1982	2018	58	0.0%	2.820	12.7000	8.5500	8.4278	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1986	2018	73	0.0%	0.021	0.2576	0.1194	0.1214	NA	NA
Potentiel en hydrogène (ph)	pH	1982	2018	74	0.0%	6.800	8.4000	7.5000	7.6346	NA	NA
Température de l'eau	°C	1982	2018	58	0.0%	4.500	25.9000	18.7500	17.5741	NA	NA
Turbidité – disque de secchi	m	1986	2018	35	0.0%	0.400	1.1000	0.6000	0.6720	NA	NA

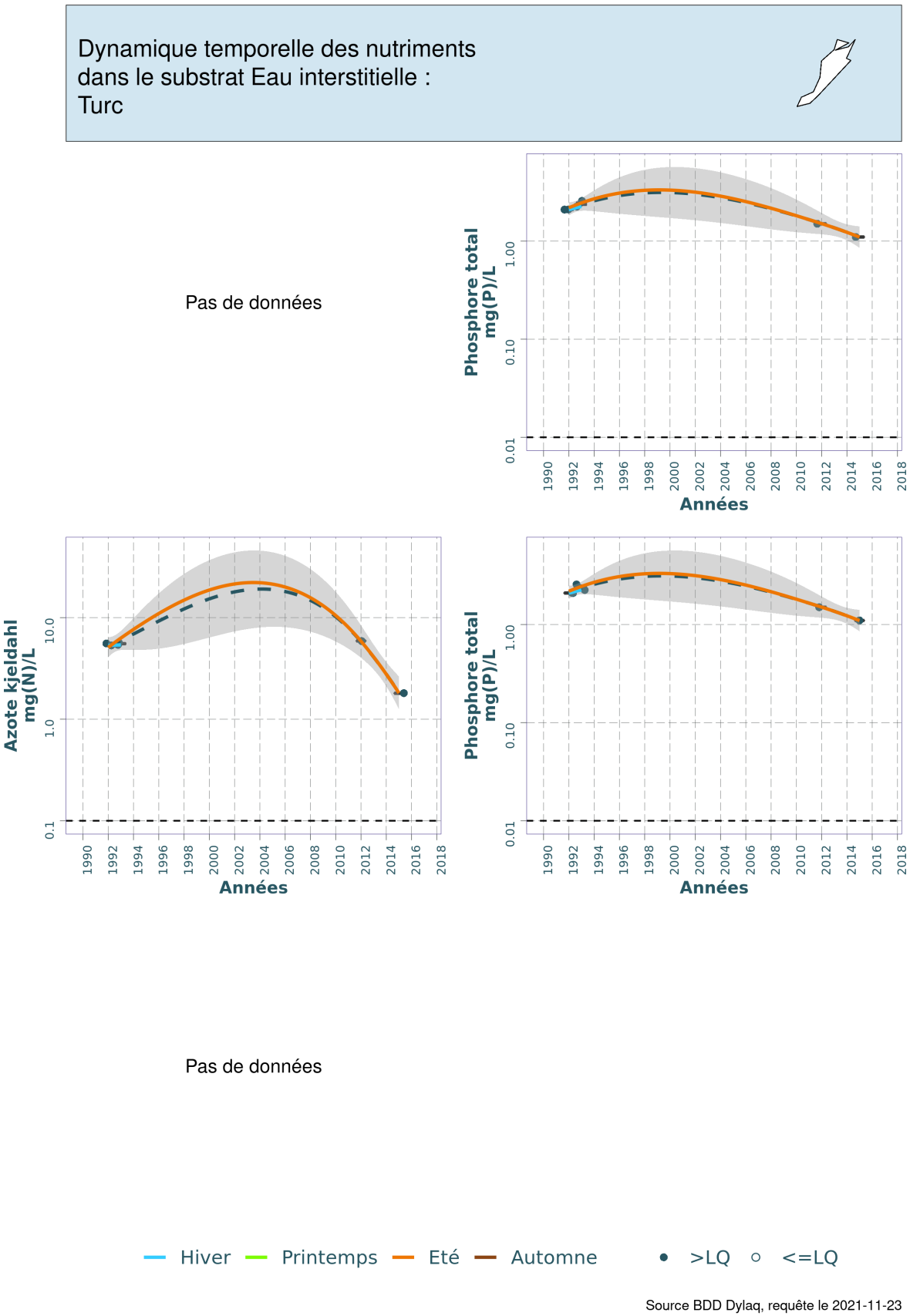
[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-16)

TABLEAU 7.8 – Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle sur l'étang du Turc.

Résumé des valeurs pour chaque paramètres physico-chimiques sur : Turc [1]

Parameter	symbol	Année (min)	Année (max)	Nb	Seuil renseigné (%)	Min	Max	Médiane	Moyenne	LQ (min)	LQ (max)
Ammonium	mg(NH4+)/L	2012	2015	2	50.0%	0.0	0.210	0.1050	0.1050	0.01	0.01
Azote kjeldahl	mg(N)/L	1992	2015	6	0.0%	1.8	5.900	5.4810	4.9487	NA	NA
Phosphore total	mg(P)/L	1992	2015	6	0.0%	1.1	2.567	2.0955	1.9343	NA	NA

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-23)



Source BDD Dylaq, requête le 2021-11-23

FIGURE 7.33 – Dynamique temporelle des orthophosphates et le phosphore total dans l'eau interstitielle sur l'étang du Turc.

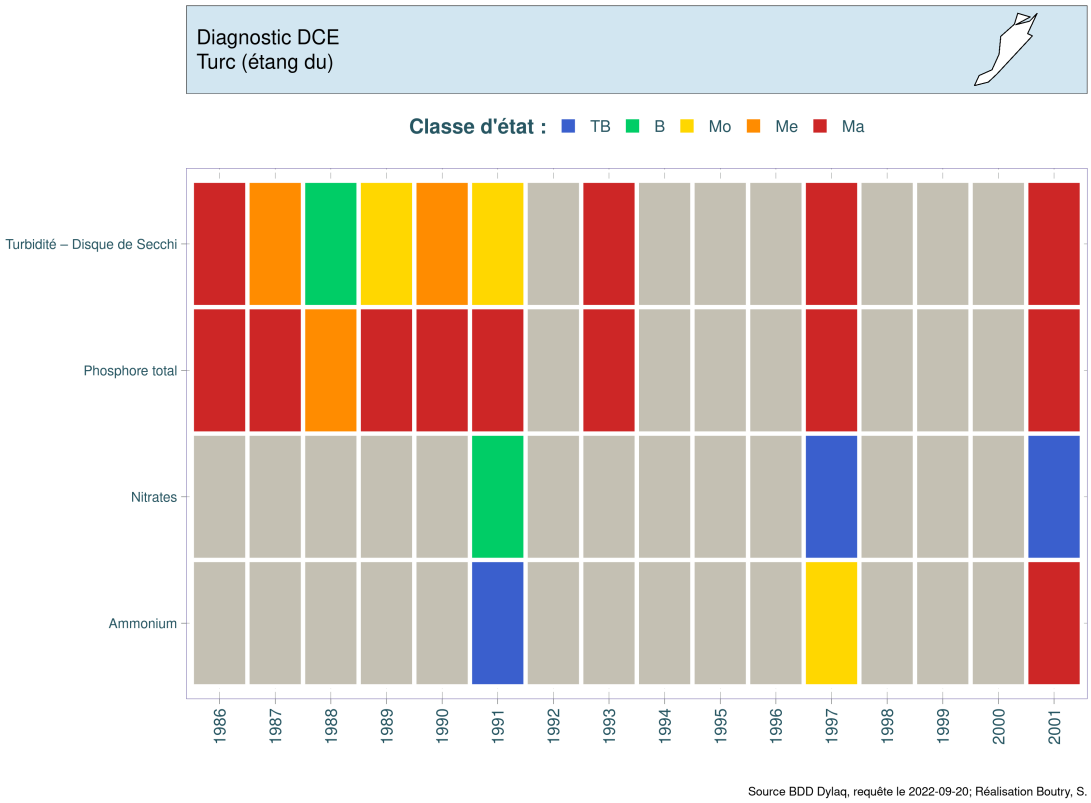


FIGURE 7.34 – Variation des classes d'état par date pour les paramètres turbidité, phosphore total, nitrates et ammonium sur l'étang du Turc entre 1986 et 2001. TB : très bon état, B : bon état ; Mo : état moyen ; Me : état médiocre et Ma : mauvais état selon le Guide REEE-ESC (2019).

Le pH est majoritairement compris entre 7 et 8, et l'oxygène dissous demeure stable, proche de 10 mg/L, excepté durant les suivis d'été avec des teneurs légèrement plus basses, aux alentours de 7 mg/L. Les taux de matière en suspension augmentent jusqu'au début des années 2000, puis subissent une légère décroissance ensuite. La turbidité révèle une évolution inverse avec une diminution de la transparence aux alentours de 1990-2000, notamment durant l'été, puis un retour aux valeurs initiales. Quant à la chlorophylle a, il n'apparaît pas de tendance interannuelle claire, et éventuellement des différences intra-annuelles avec l'hiver qui semble se détacher avec des concentrations plus basses durant la décennie 2010.

Concernant les nutriments, il y a une baisse des orthophosphates tout au long des décennies, alors que le phosphore total décroit dans une moindre mesure. Une relative stabilité est observable pour les nitrates, d'autant que les données sont assez dispersées autour de la tendance des moyennes annuelles (trait foncé en pointillés, Fig. 7.32). L'azote Kjeldahl augmente légèrement jusqu'au début des années 2000, avant de se stabiliser autour d'1 mg/L. Les ammoniums ainsi que les nitrites diminuent tout au long de la période et, plus généralement, nous constatons des concentrations très basses, proches des limites de quantification avec seulement quelques dizaines de µg/L à partir de la décennie 2010-2020. Dans l'ensemble, il ne ressort pas de différences notables de profils en termes de saisonnalité des nutriments.

Globalement l'état physico-chimique de l'étang de Garros est plutôt mauvais en ce qui concerne le phosphore total et la transparence de l'eau. Le fiable nombre de donnée de nitrates et d'ammonium ne permet en revanche pas de donner une tendance sur la dynamique temporelle de leurs classes d'état.

7.2.5 Phytoplancton

Les premiers relevés de phytoplancton disponibles sur l'étang du Turc remontent à l'année 2009. Depuis cette date, des campagnes d'analyses ont été réalisées tous les trois ans permettant ainsi de disposer de quatre ans de données jusqu'en 2018. Ces données, respectant toutes le format type DCE, peuvent être pleinement comparées entre elles.

7.2.5.1 Dynamique de la richesse taxonomique

La richesse annuelle moyenne varie de 26 à 48 taxons pour respectivement 2009 et 2015 avec une moyenne de 37 taxons (Fig. 7.35). Plus faible en 2009 et 2012, elle augmente en 2015 et 2018, ce qui peut être l'effet du changement d'opérateur réalisant les déterminations. Quoiqu'il en soit, elle est dans la moyenne (basse pour les deux premières années) de ce qui est observé sur les étangs du littoral aquitain. Bien que variables au cours des années, les richesses annuelles médianes ne sont pas significativement différentes entre elles (test de Dunn Kruskal-Wallis avec ajustement de Bonferroni, *p-value > 0.10*).

La plus faible valeur de richesses est de 15 taxons observée en août 2012 et la plus forte de 55 observée en octobre 2018. Les années 2009 et 2015 ont les plus faibles variations de richesse annuelle et 2012 la plus grande. Ces fortes variations sont l'illustration de plus d'instabilité dans la communauté algale présente alors que les plus faibles signes de plus d'homogénéité et de stabilité. Au cours de ces quatre années de relevés, 203 taxons différents ont été identifiés sur l'étang, ce qui s'avère comparable à la diversité taxonomique identifiée sur l'étang de Garros

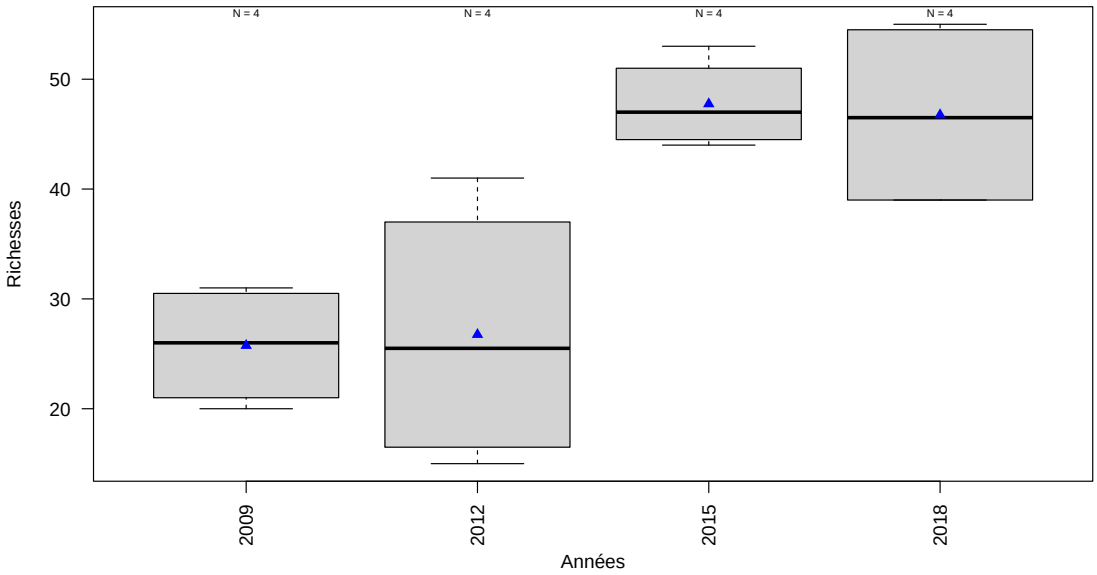


FIGURE 7.35 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre 2009 et 2018 sur l'étang du Turc. Les triangles bleus représentent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

(218 taxons), mais nettement bien plus faible que sur d'autres étangs situés plus au nord comme l'étang de Soustons (596 taxons).

Ces taxons se répartissent majoritairement dans les algues vertes (Chlorophyta essentiellement) puis un peu au sein des diatomées (Bacillariophyta), des cryptophycées (Cryptophyta) et des chrysophycées (Ochrophyta) (Fig. 7.36). La richesse des **algues vertes** plutôt en baisse jusqu'en août 2012 puis augmente jusqu'en fin de période d'étude. Elle fluctue ainsi de 4 à 35 taxons pour respectivement février 2012 et juillet 2015. La part des **desmidiées** est très faible, 1 taxon maximum, quelle que soit la période. Les **cryptophycées** sont présentes avec 1 à 6 taxons au maximum au printemps 2015 ou l'automne 2018. Leur nombre a légèrement augmenté au cours des années. Les **diatomées** affichent 1 à 14 taxons par campagne, mais ce nombre semble diminuer au cours du temps. Inversement, le nombre de **chrysophycées** semble augmenter de campagnes en campagnes ; il varie de 1 à 12 taxons. L'embranchement des **cyanobactéries** est très peu représenté sur l'étang avec seulement 1 à 5 taxons par campagne (valeur maximale relevée durant l'automne 2015). Certaines campagnes n'ont d'ailleurs aucun taxon de cet embranchement comme en hiver et automne 2009 ainsi qu'en hiver 2012 (Fig. 7.36).

7.2.5.2 Dynamique des biovolumes

La distribution des biovolumes annuels (Fig. 7.37) est bien différente de celle des richesses (Fig. 7.35). Le biovolume annuel moyen varie de 1.33 mm^3/l en 2012 à 18.15 mm^3/l en 2009

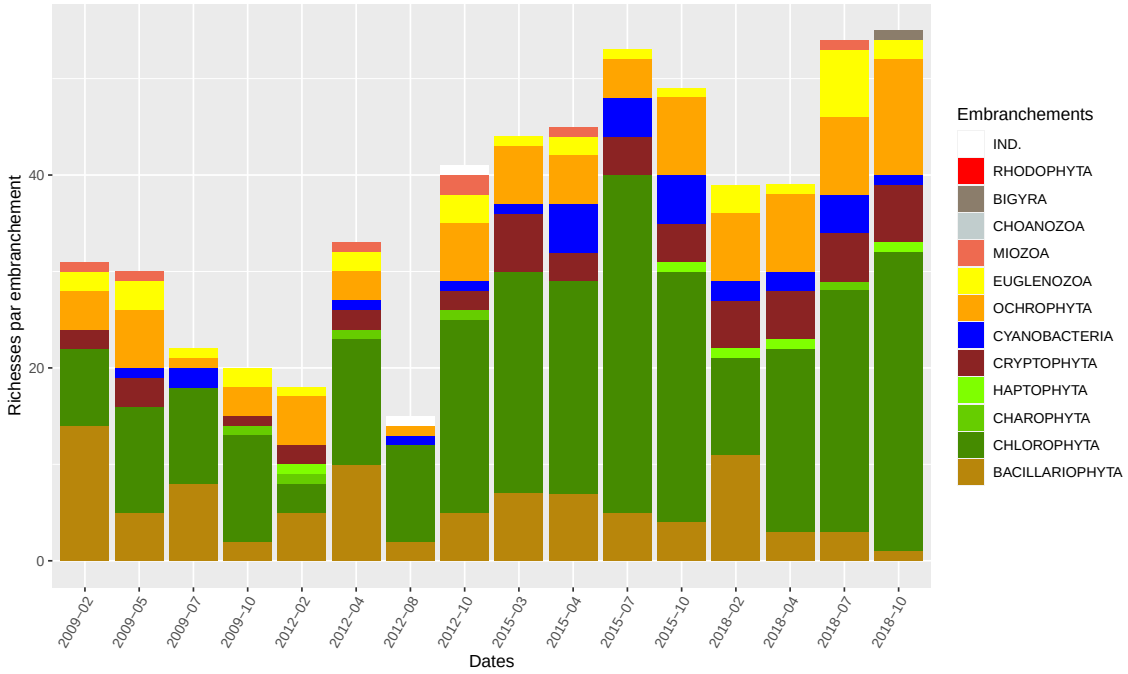


FIGURE 7.36 – Dynamique de la richesse moyenne phytoplanctonique par embranchement entre 2009 et 2018 sur l'étang du Turce. IND. indique les embranchements indéterminés.

pour une valeur moyenne est de 7.46 mm^3/l. Malgré ces variations, le biovolume annuel médian n'est pas significativement différent d'une campagne à une autre (test de Kruskal-Wallis, *p-value = 0.37*). Après une année 2009 avec une forte biomasse algale, cette dernière chute en 2012 avant d'augmenter d'année en année jusqu'en 2018.

Le biovolume le plus faible a été mesuré en février 2012 avec 0.24 mm^3/l et le plus élevé en octobre 2009 avec 66.00 mm^3/l. L'année 2009 présente ainsi la plus forte amplitude annuelle et l'année 2012 la plus faible. Les amplitudes des deux années suivantes, bien que modérées, s'amplifient au cours du temps : de 0.33 à 10.73 mm^3/l de variation en 2018 contre 0.24 à 2.62 mm^3/l en 2012. L'augmentation des amplitudes annuelles est l'indication d'une augmentation de l'instabilité de la communauté algale au cours du temps.

Dans cette biomasse, les **cyanobactéries** sont très peu abondantes et ce sont les algues vertes (Charophyta surtout en 2009 et Chlorophyta les autres années) puis les cryptophycées (Cryptophyta) et les Ochrophyta qui composent l'essentiel des peuplements (Fig. 7.38). Les diatomées ne dominent pas les distributions annuelles.

L'observation de la distribution par campagne indique bien que les forts biovolumes observés en 2009 sont dû à un bloom de **desmidiées** (26.82 mm^3/l) et de **cryptophycées** (33.90 mm^3/l) durant l'automne, vraisemblablement engendré par des conditions climatiques et trophiques favorables. Ces **cryptophycées** sont aussi dominantes en mai de la même année mais sont quasi absentes en 2012 (campagne d'inventaires suivante). En 2015 et 2018, elles ne dominent pas les peuplements mais se rencontrent dans la majorité des prélèvements, avec un maximum de 2.74 mm^3/l en avril 2015. En dehors de ce bloom automnal, les **cryptophycées** sont minoritaires voire absentes sur l'ensemble des autres relevés.

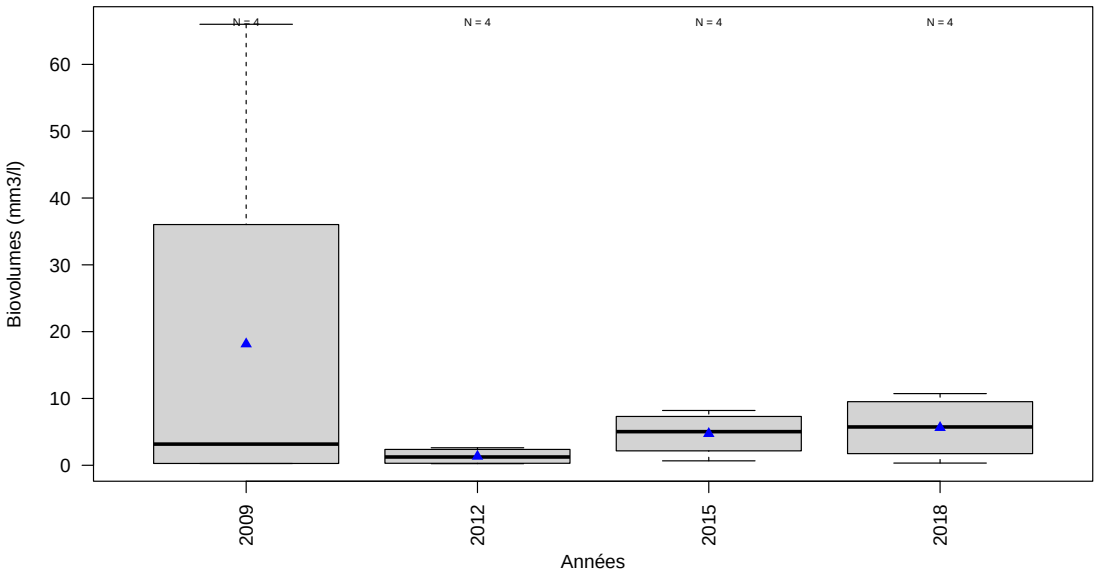


FIGURE 7.37 – Variation des biovolumes annuels phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang du Turc. Les triangles bleus indiquent les moyennes annuelles. Le nombre de campagne par année est indiqué au dessus de la boite à moustache.

Les **chrysophycées** ne sont dominantes qu'en 2018 avec une concentration de 5.44 mm^3/l observée pendant la campagne automnale. Leur biovolume a d'ailleurs augmenté au cours des quatre campagnes de l'année. Les **diatomées** ne dépassent pas un biovolume de 1.42 mm3/l, maximum mesuré en août 2012. Bien que présentes le reste du temps elles sont très peu abondantes.

7.2.5.3 Dynamique de la structure de la communauté

L'indice de diversité de Gini-Simpson [9] donne des informations sur la variation de la structure de la communauté algale au cours du temps. Ainsi son calcul par année donne des valeurs variant de 0.59 en 2009 à 0.94 en 2015 (Fig. 7.39a) et une moyenne de 0.82. Cela caractérise des communautés algales plutôt bien diversifiées et équilibrées, à l'exception de l'année 2009, pour laquelle l'indice indique une structure plus dégradée et en partie déséquilibrée. Il faut noter qu'en lien avec l'augmentation des biovolumes de 2012 à 2018, l'indice baisse de nouveau en 2018 (0.84).

Son calcul par campagne permet de visualiser les détails de la dynamique de la structure algale. Les valeurs de l'indice sont beaucoup plus dispersés en 2009 et en 2012 (de 0.57 à 0.91) mais sont beaucoup plus semblables les années suivantes (entre 0.80 et 0.90, Fig. 7.39b). La deuxième

9. calculé en utilisant les biovolumes comme valeur d'abondance. Plus l'indice tend vers 1 plus la communauté est bien diversifiée, équilibrée ; plus il tend vers 0 plus elle est déséquilibrée.

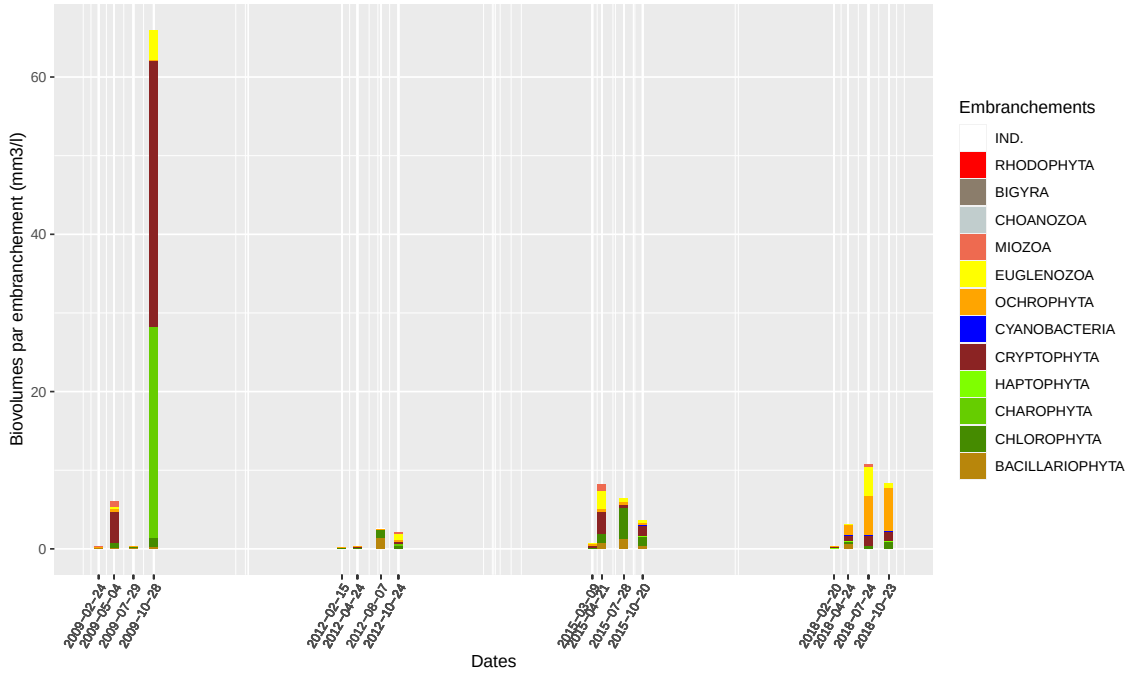


FIGURE 7.38 – Variation des biovolumes annuels moyens des différents embranchements phytoplanctoniques entre 2009 et 2018 sur l'étang du Turc. IND. indique les embranchements indéterminés.

moitié de l'année 2018 semble marquer le pas en baissant de nouveau en dessous de 0.80, annonçant une potentielle dégradation de la structure de la communauté phytoplanctonique de l'étang.

La structure des communautés algales de l'étang illustrée par une NMDS montre des similitudes entre les différentes années (Fig. 7.40). En effet, les polygones, regroupant les échantillons prélevés une même année, se recouvrent pour toute ou partie. Les années 2015 et 2018 ont les plus petits polygones, indiquant des communautés plus homogènes au cours des différentes campagnes contrairement aux années 2012 et surtout 2009. Ces années sont ainsi marquées par une communauté très hétérogène au cours des différentes campagnes, confirmant les résultats observés avec les biovolumes et l'indice de Gini-Simpson. Le polygone de 2015 et celui de 2018 ne se recouvre pas du tout montrant des communautés bien individualisées sur ces deux années. Il semble se dégager du graphique un gradient saisonnier correspondant aux périodes hiver-printemps vers été-automne (d'en bas à gauche vers en haut à droite sur la Fig. 7.40). Ainsi, les communautés semblent se diriger vers des communautés plus spécifiques de la période hiver-printemps au fil des ans.

La projection de la distribution des principaux taxons sur la NMDS permet de noter que les périodes hiver-printemps sont caractérisées par *Pediastrum duplex* (PEDDUP) et *Koliella sp.* (KOLSPX) pour les algues vertes, et le genre *Navicula* (NAVSPX) pour les diatomées (Fig. 7.41). A l'opposé les périodes estivales sont plutôt marquées par la présence de l'algue verte *Tetraedron caudatum* (TEACAU) et la petite diatomée centrique *Cyclotella atomus* (CYCATO). L'année 2015, l'année la plus homogène, est caractérisée par les chrysophycées, *Chrysococcus sp.* (CHSSPX)

et *C. rufescens* (CHSRUF) mais aussi par les algues vertes *Closterium sp.* (CLOSPX) et *Lagerheimia balatonica* (LAGBAL). LA cyanobactérie *Pseudanabaena sp.* (PSESPX) et la diatomée *Gomphonema sp.* (GOMSPX) caractérisent aussi la communauté de cette année.

La campagne d'octobre 2009 est surtout marquée par la diatomée centrique *Cyclostephanos invisitatus* (CYSINV) alors que celle de juillet est plus caractérisée par le genre d'euglenophycées *Phacus* (PHASPX). Enfin le genre *Merismopedia* (MERSPX), petite cyanobactérie coloniale marque les valeurs négatives de l'axe 2 et plus particulièrement la campagne de juillet 2018.

7.2.5.4 Evaluation de l'état écologique : IPLAC

Comme d'autres plans d'eau, quelques données de chlorophylle-a sont disponibles en 2001 mais aucun relevé de phytoplancton correspondant n'existe, empêchant le calcul de l'indice IPLAC sur cette année. De 2009 à 2018, les données de qualité d'eau acquises selon le protocole DCE comprennent des relevés phytoplanctoniques et des mesures de chlorophylle et permettent le calcul de l'indicateur. Cependant ces calculs ne sont possibles que grâce à l'extension de la période acceptée pour la campagne de printemps du 15 avril à fin juin. Cette extension permet de disposer des trois campagnes requises pour le calcul.

Les résultats de l'indice sur l'étang de Soustons varie de 0.45 à 0.66 pour respectivement 2009 et 2012 et affiche une moyenne de 0.56 (Fig. 7.42). Ainsi, l'IPLAC augmente de 2009 à 2012 puis décroit régulièrement jusqu'en 2018. L'étang est alors classé selon les années en état « bon » ou « moyen » ce qui s'avère cohérent avec les observations faites avec les biovolumes et l'indice de diversité.

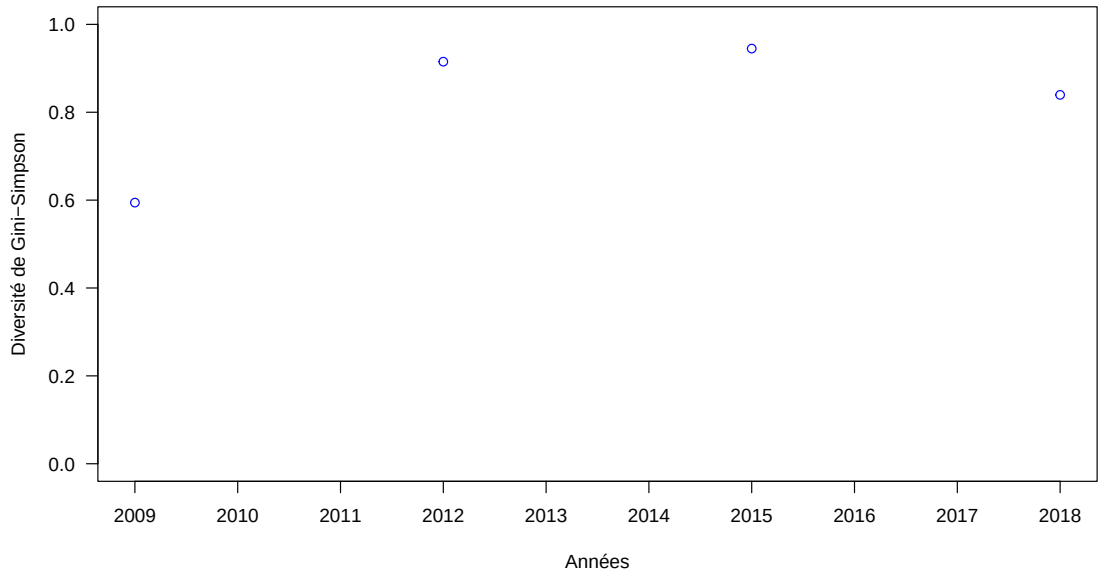
La métrique de composition spécifique (MCS) tend à tirer l'indicateur vers le haut tous les ans. Elle varie de 0.53 à 0.77 soit une moyenne de 0.68 alors que la métrique de biomasse algale (MBA) fluctue de 0.17, état « mauvais » à 0.47 état « moyen », extrêmes mesurées respectivement en 2018 et 2012.

L'observation de la dégradation de la communauté en 2018 semble alors confirmée par l'IPLAC et sa métrique de biomasse qui tire l'indicateur vers le bas. Les meilleures compositions taxonomiques sont celles de 2012 et de 2015, ce qui en 2012 coïncide avec le meilleur résultat de la MBA et donc les plus faibles concentrations en chlorophylle-a. Ces observations sont en accord avec la faible amplitude des biovolumes et leurs faibles concentrations cette année-là.

7.2.5.5 Synthèse

L'étang de Turc possède une communauté phytoplanctonique ayant des richesses faibles à moyennes selon les années. Elles sont associées à des biovolumes moyens, sauf en 2009 où un bloom de cryptophycées et de desmidiées a fortement dégradé l'état et la structure de la communauté. Différents groupes taxonomiques caractérisent le phytoplancton présent : Charophyta,

(a)



(b)

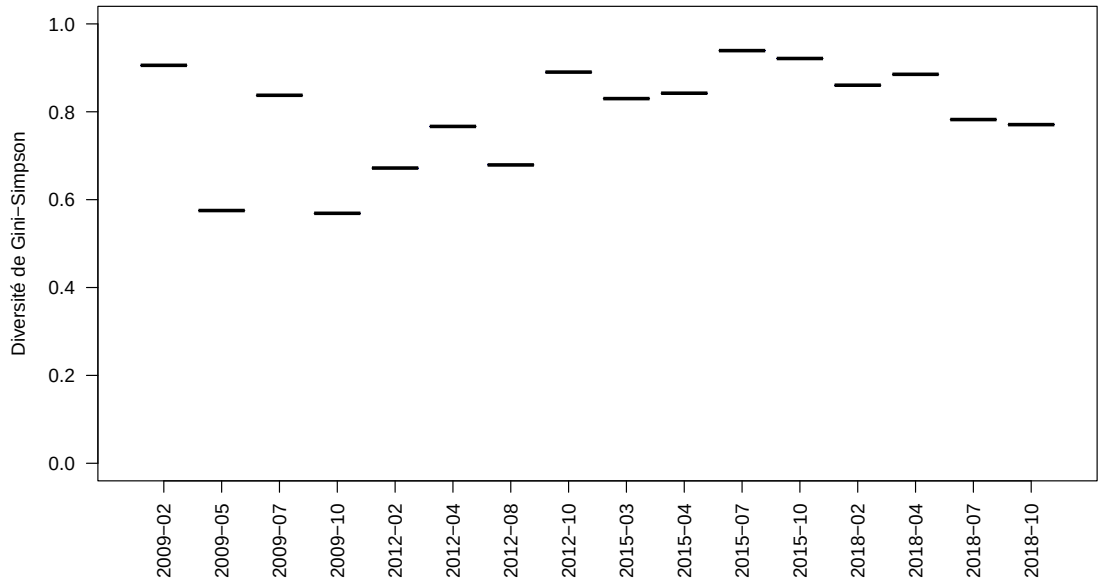


FIGURE 7.39 – Variation de l'indice de diversité de Gini-Simpson entre 2009 et 2018 sur l'étang du Turc par année (a) et par campagne de prélèvement (b).

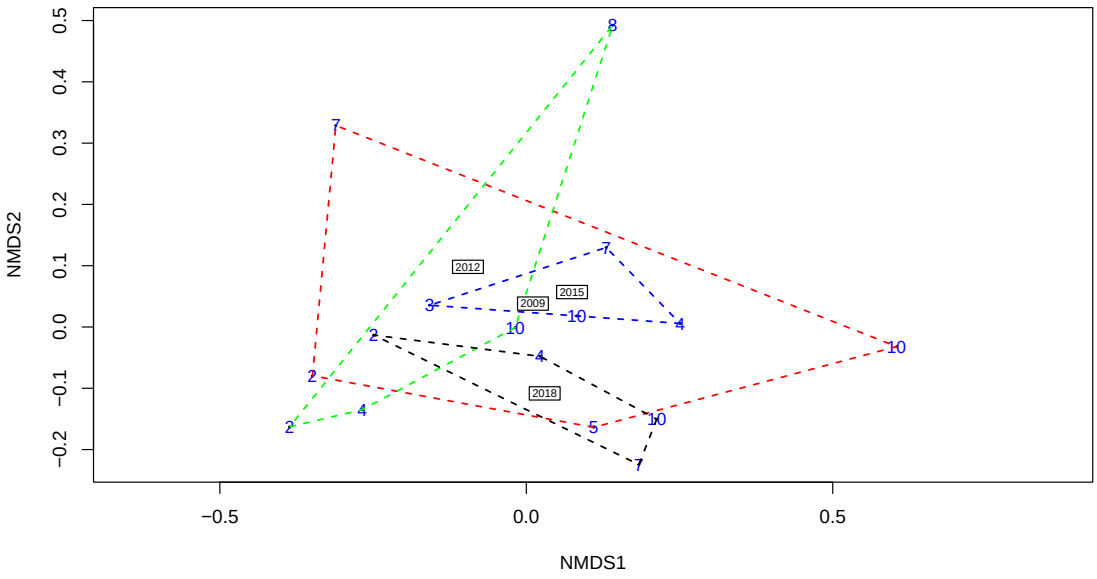


FIGURE 7.40 – Position des échantillons prélevés entre 2009 et 2018 sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang du Turc. Les chiffres indiquent les mois des campagnes de prélèvement, les lignes pointillées le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée. Stress = 0.12.

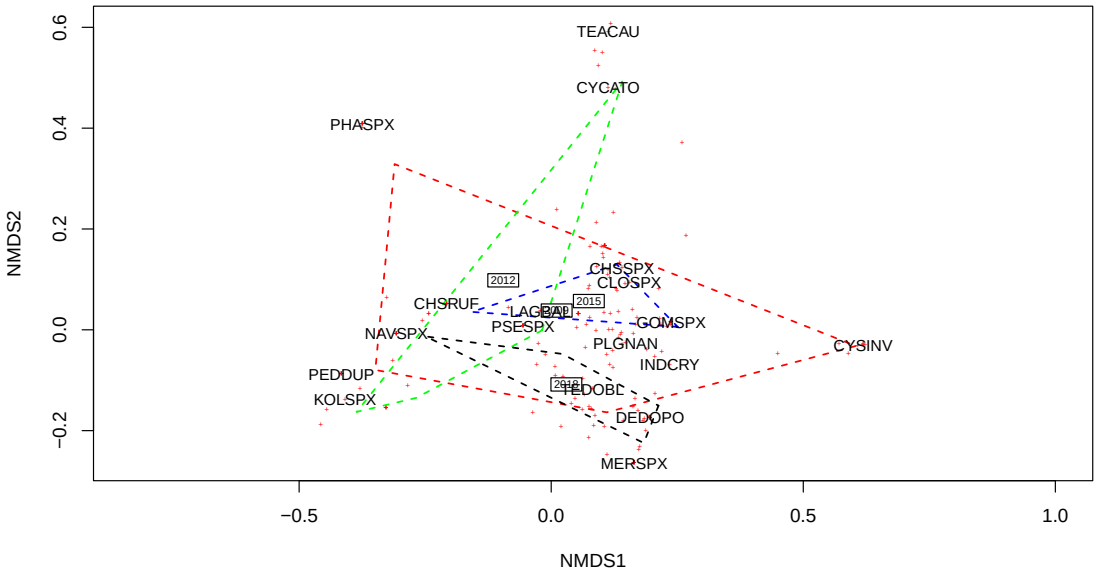


FIGURE 7.41 – Position des taxons sur les deux premiers axes de la NMDS sur l'étang du Turc réalisée à partir des échantillons prélevés entre 2009 et 2018. Le code 6 lettres des principales espèces est indiqué (*i.e.* taxons dont le coefficient de corrélation de Pearson avec un des axes est supérieur à |0.35|), les lignes pointillées représentent le contour des échantillons prélevés une même année et les années représentent la position du centroïde des échantillons de l'année considérée.

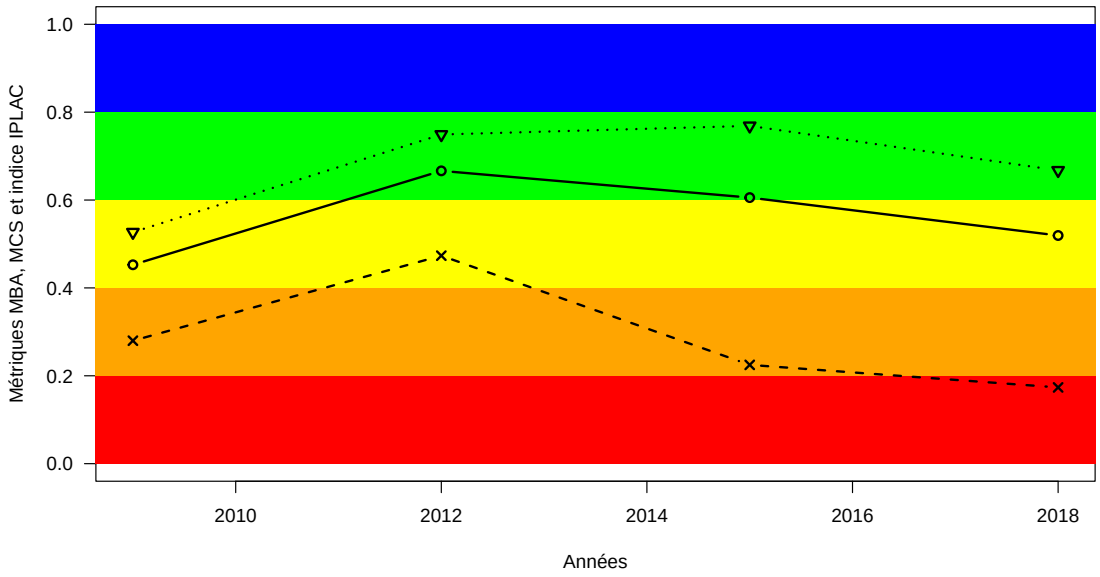


FIGURE 7.42 – Variation de l'indice IPLAC (trait plein avec les ronds) sur l'étang du Turc entre 2009 et 2018. Les valeurs des métriques constitutives sont également représentées : MBA (ligne de tirets avec les croix) et MCS (ligne de pointillée avec les triangles). Les zones colorées représentent les différentes classes d'état de l'indice et des métriques : rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon et bleu = très bon.

Cryptophyta et Ochrophyta. Les cyanobactéries y sont très peu représentées au cours des quatre années de suivi.

L'IPLAC classe l'étang en état « moyen » à « bon » selon les années. Depuis 2012, la régulière décroissance des notes indique une diminution de la qualité de la communauté algale notamment à cause de l'augmentation des concentrations en chlorophylle-a, reflétée par la diminution de la métrique MBA. Dans le même temps la composition de la communauté reste d'un bon niveau avec des MCS en état « bon » et des résultats de l'indice de diversité de Gini-Simpson relativement élevés.

7.2.6 Poissons

7.2.6.1 Les inventaires piscicoles

A notre connaissance, cet étang a fait l'objet d'aucun inventaire piscicole. Cependant, selon l'Association Agrée de Pêche et de Protection du Milieu Aquatique « Lous Pescadous », le peuplement de l'étang est composé de 15 espèces, dont 5 de carnassiers (Tableau 7.9).

La perche soleil (*Lepomis gibbosus*) et le poisson chat (*Ameiurus melas*) sont des espèces allochtones, susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (article R-432- 5 du code de l'environnement). La carpe amour (*Ctenopharyngodon idella*) a été introduite dans le but de créer une pression biologique sur le développement des plantes aquatiques. Le silure (*Silurus glanis*) serait apparu dans le plan d'eau durant les années 1980.

TABLEAU 7.9 – Liste des espèces de poissons présents dans l'étang du Turc.

Nom latin	Nom commun
Abramis brama et/ou *Blicca bjoerkna*	Brème sp
Ameiurus melas	Poisson chat
Anguilla anguilla	Anguille européenne
Ctenopharyngodon idella	Carpe amour
Cyprinus carpio	Carpe
Esox aquitanicus ou *lucius*	Brochet spp.
Gambusia affinis	Gambusie
Gobio gobio	Goujon
Lepomis gibbosus	Perche soleil
Micropterus salmoides	Black bass
Perca fluviatilis	Perche commune
Rutilus rutilus	Gardon
Silurus glanis	Silure
Sander lucioperca	Sandre
Tinca tinca	Tanche

7.2.6.2 La gestion piscicole

D'après les informations fournies par l'AAPPMA, la pression de pêche sur le lac est faible. En 2017, la réglementation nationale a revu la taille minimale de capture des carnassiers, qui a été augmentée de 10 cm et ainsi portée à 60 cm pour le brochet, 50 cm pour le sandre et 40 cm pour le black bass. Malgré la faible pression de pêche, des alevinages ont été réalisés en 2015 : 70 kg de sandres, 80 kg de black bass et 150 kg d'un mélange de gardons et tanches.

De plus, pour améliorer la reproduction naturelle, en 2010, des frayères à black bass ont été aménagées par la mise en place de placettes de gravier. La même année, des tests d'efficacité de frayères à gardons et brèmes constituées de rouleaux couverts de raphia ont aussi été réalisés.

Depuis 2004, des pêches à la nasse et à l'épuisette sont pratiquées annuellement pour réguler la population de poissons chat. Notons enfin qu'une altération du milieu est liée à l'invasion du système par la jussie (*Ludwigia peploides*), plante aquatique exotique envahissante. Des campagnes d'arrachage manuel sont menées afin de limiter sa progression.

Chapitre 8

Dynamique globale sur l'ensemble des bassins versants

8.1 Les pressions sur le bassin versant

8.1.0.1 La population, le tourisme et les activités récréatives

A l'échelle de l'ensemble des lacs et étangs du littoral aquitain, une augmentation forte de la population a été observée au cours des trente dernières années (Fig. 8.1). C'est le bassin versant d'Aureilhan, qui est aussi le plus grand, qui héberge la population la plus importante. Le bassin versant de Moïsan est quant à lui le moins peuplé, mais c'est sur ce dernier que le taux d'accroissement de la population est le plus important. Ces fortes valeurs peuvent être expliquées par un biais statistique lié au fait que chaque nouvel habitant sur le territoire augmente artificiellement le taux d'accroissement de manière plus importante que sur un territoire plus intensément peuplé. La densité d'habitants est relativement faible sur l'ensemble des bassins versants (moins de 100 hab/km^2 en 2017), à l'exception de celui de l'étang du Turc qui affiche une densité extrêmement forte dépassant les 880 hab/km^2 en 2017. Le petite taille de ce bassin versant qui intègre les villes de Seignosse et de Tosse et situé à proximité immédiate de la ville de Bayonne, permet d'expliquer la forte densité observée sur ce territoire.

L'ensemble de la cote atlantique est un territoire extrêmement touristique, et les lacs du littoral contribuent grandement à l'attractivité de ce territoire, qui est l'un des plus attractif de France (Aquitain, 2015). Le nombre de résidences secondaires témoignent de cette attractivité, et depuis 40 ans, les communes du littoral ont multiplié par 5 ces logements (Aquitain, 2015). Par exemple, dans la commune de Moliets-et-Maa, les résidences secondaires représentent 86% du parc de logement (Marensin-Nature, 2010). Ainsi, certaines communes voient leur population être multipliée par plus de 10 pendant la saison estivale. Cette pression touristique a un potentiellement un impact fort sur le milieu naturel, que ce soit de manière direct via les nombreuses activités récréatives exercées sur les lacs, mais aussi de manière indirecte, par la pollution induite par cette surfréquentation estivale (e.g. rejets domestiques).

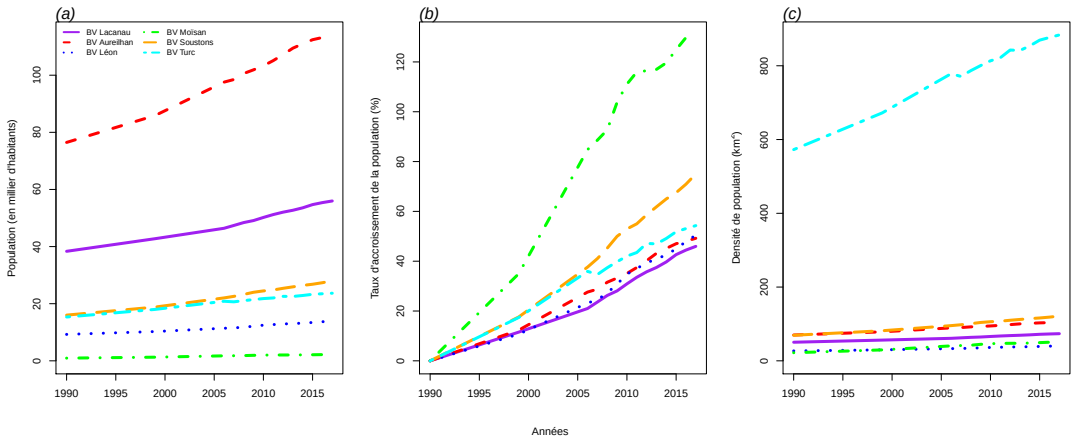


FIGURE 8.1 – Evolution de la population (a), du taux d'accroissement de la population (b) et de la densité de population (c) recensée dans les grands bassins versants des lacs et étangs du littoral aquitain entre 1990 et 2017.

8.1.0.2 Le réseau d'assainissement

L'attraction territoriale du littoral aquitain et le fort accroissement de la population génère des rejets domestiques plus importants. Ainsi, le volume des rejets domestiques traité augmente au cours du temps (Fig. 8.2). Cependant, cette augmentation des volumes ne s'accompagnent pas nécessairement d'une augmentation de la charge polluante journalière : les flux de phosphore semblent ainsi avoir diminué, surtout entre les années 2000 et 2005, même si une légère augmentation semble s'observer ces dernières années ; les flux d'azote tendent à diminuer jusqu'aux alentours de 2005 mais apparaissent eux aussi repartir en légère hausse depuis cette date ; la demande biologique en oxygène diminue progressivement depuis les années 90 alors que la demande chimique en oxygène semble augmenter jusqu'en 2005-2010 mais apparait depuis être en diminution notable (Fig. 8.2). Cependant, les rejets directs liés au dysfonctionnement des stations ou à une surcharge du système apparaissent être en forte diminution depuis les années 90, quelque soit le paramètre physico-chimique d'intérêt.

Depuis les années 2013, on remarque des valeurs de volumes traitées particulièrement importantes, correspondant généralement aux mois de janvier, février et mars 2013, 2014, 2016 et 2018. Bien que l'on puisse globalement observer une relation significative entre les volumes traitées par les stations et les précipitations (Fig. 8.3), le coefficient de régression reste relativement faible, soulignant un faible pouvoir explicatifs des précipitations. Ainsi, les valeurs extrêmes de volume ne semblent pas clairement associées à de forts épisodes pluvieux puisqu'une large gamme de volume rejetée recouvre un total de précipitations situé entre 100 et 200 mm (Fig. 8.3). Les précipitations ne permettent donc pas à elles seule d'expliquer l'augmentation de cette charge. Ces forts volumes étant essentiellement observés en période hivernale, la pression touristique ne semble pas non plus être responsable de ces valeurs extrêmes.

Bien que les volumes et les flux d'azote et de phosphore semblent à nouveau augmenter au cours des dix dernières années, il semble important de souligner que la majorité des stations actuellement en fonctionnement évacue leurs effluents directement par infiltration dans le sol. Il est donc difficile de connaître la part que reçoit réellement l'hydrosystème et l'impact que cela

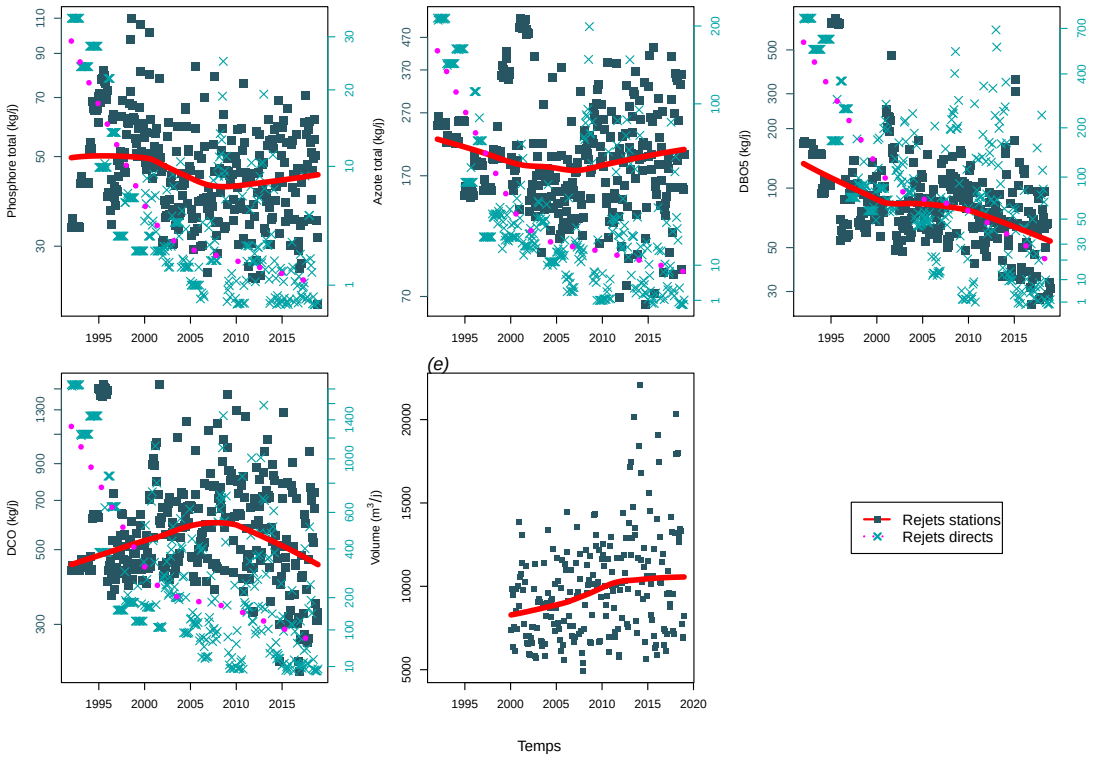


FIGURE 8.2 – Variation temporelle mensuelle de la somme de la charge polluante (kg/jour) rejetée par l'ensemble des stations d'épurations sur les bassins versants des lacs et étangs du littoral aquitain pour les rejets mesurées en sortie de stations (carrés bleus foncés) et les rejets directs estimés ou mesurés (croix bleus clairs) pour (a) le phosphore total, (b) l'azote total, (c) la demande biologique en oxygène (DBO5), (d) la demande chimique en oxygène (DCO) et (e) le volume d'effluents. Les lignes représentent les courbes de régression polynomiale avec pondération locale (*lowess*) pour les valeurs mesurées en sortie de station d'épuration (trait plein) et les rejets directs estimés et mesurés en cas de dysfonctionnement de la station (traits pointillés).

peut avoir sur le milieu naturel. Cette évacuation par infiltration est cependant considérée comme beaucoup moins impactante pour le milieu naturel (REF ?).

8.1.0.3 Le paysage et les changements paysagers

Les bassins versants des lacs et étangs étudiés sont essentiellement occupés par la forêt et notamment les plantations de pins maritimes qui représentent plus de 75 % du paysage actuel (Fig. 8.4). L'agriculture intensive occupe environ 8 % du territoire et les surfaces en eau libre environ 7 %. Les autres typologies d'occupation du sol représentent moins de 5 % du territoire.

Même si la surface dédiée à la sylviculture reste relativement stable au fil du temps (Fig. 8.4 et 8.5), les zones de culture, les espaces urbains et semi-urbains ont fortement augmenté depuis 1945 (Fig. 8.5), en s'étendant essentiellement sur les espaces initialement occupés par la forêt et les plantations de pins (Fig. 8.4). Les centres urbains déjà existants se sont agrandis, les hameaux ou les habitations dispersées au sein des milieux forestiers ont grossi et sont devenus des

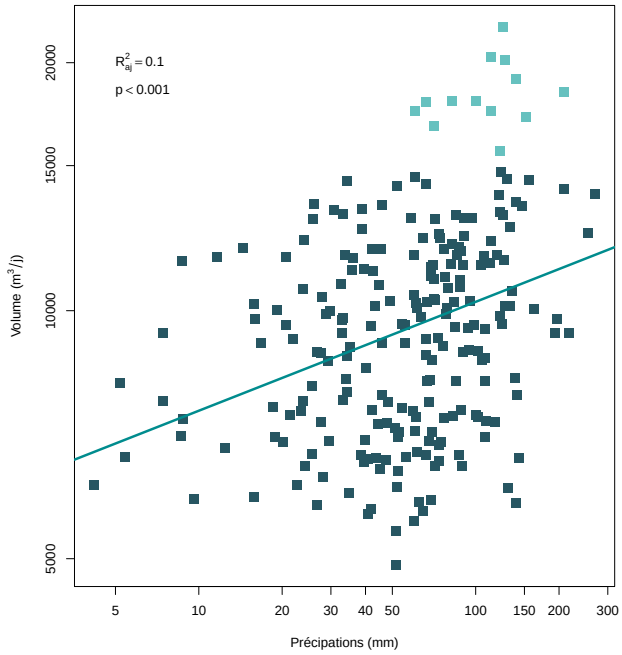


FIGURE 8.3 – Relation entre le volume mensuel d'effluents traité par les stations d'épuration sur les bassins versants des lacs du littoral aquitains et les précipitations mensuelles enregistrées à la station météorologique de Biscarrosse. La droite représente la régression linéaire significative entre ces deux variables, et les points bleux clairs les valeurs de volume extrêmes enregistrées.

villages. Ces résultats sont en accord avec la dynamique observée à l'échelle mondiale (Song et al., 2018), et sont amplifiés, dans notre région d'étude, par la forte attractivité économique de la métropole bordelaise et par l'important développement des activités touristiques et des résidences secondaires sur le littoral tel que précisé précédemment.

A l'inverse, les espaces semi-naturels ont fortement régressé depuis 1945 (Fig. 8.4 et 8.5) et en particulier pour les bassins versants de Carcans-Hourtin et Lacanau (Jamoneau et al., 2021). Dans la région d'étude, cette dynamique est beaucoup plus ancienne que celle observée après la seconde guerre mondiale puisque depuis le XVIIe siècle, la végétation de landes associée aux pratiques agro-pastorales est progressivement remplacée par la culture de pins (Jolivet et al., 2007; Sargos, 1997). Cette conversion s'est fortement accentuée au XIXe siècle suite aux plans de Brémontier et Chambrelent qui ont continué l'assèchement de la lande marécageuse par l'aménagement de canaux de jonction entre les plans d'eau associé à la création d'un réseau dense de crastes, de berles et de fossés connectés aux cours d'eau naturels et reliés, directement ou non, aux plans d'eau (Sargos, 1997). Plus récemment et depuis 1945, l'abandon des pratiques agricoles traditionnelles, en particulier le long des rives est des lacs, a participé à la fermeture naturelle de ces milieux et à sa conversion en végétation forestière (Tourneur, 2012). Nos résultats confirment cette tendance puisque l'on observe que la majorité des espaces semi-naturels de notre zone d'étude a disparu au profit des plantations de pins et de forêt (Fig. 8.4).

On peut cependant souligner que, dans notre étude, la proportion d'habitats semi-naturels ou prairies en 1945 est peut-être légèrement surestimée, en raison des incendies importants qui ont eu lieu à cette période. En Gironde, les incendies ont en effet détruit plus de 500000 ha de forêt entre 1937 et 1947 (Sargos, 1997), et en raison de la qualité des images aériennes à cette période, ces surfaces incendiées ont potentiellement été qualifiées de landes. Néanmoins, des études plus locales confirment la disparition de ces espaces (des Forêts, 2010, 2014; Rabourdin, 2017), suggérant que, même si la proportion de prairies et de milieux ouverts semi-naturels en

1945 est surestimée, la tendance globale observée (i.e. forte diminution de ces surfaces) reste une forte réalité sur les bassins versants des lacs et étangs du littoral aquitain.

La disparition des milieux semi-naturels s'inscrit complètement dans un contexte plus global, à l'échelle nationale, où les milieux ouverts, et notamment les zones humides, disparaissent progressivement suite aux changements d'usage des sols (Bernard, 1994). Outre le fait que ces espaces semi-naturels abritent une diversité biologique importante, ils occupent également un rôle fonctionnel considérable pour les écosystèmes. Ils participent, par exemple, à la régulation des crues en limitant le ruissellement, à la filtration des intrants en provenance du bassin versant, ils forment des habitats temporaires pour certaines espèces (zones de frayères pour les poissons) ou des zones de refuge pour certaines espèces végétales aquatiques. La disparition de ces espaces, observée sur les rives des lacs et étangs aquitains, ne se traduit donc pas seulement par une perte de biodiversité locale, mais influence plus largement le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème aquatique.

À l'échelle du plan d'eau, l'artificialisation des berges et les nombreux aménagements créés pour les activités récréatives (zones de baignade, haltes nautiques, etc.) sont aussi une source importante de modification de l'occupation du sol et d'altération des écosystèmes. Alors que les habitats littoraux des lacs sont reconnus comme étant des « hotspots » de biodiversité (Vadeboncoeur et al., 2011), ces altérations anthropiques modifient l'hydromorphologie et contribuent fortement aux pertes de diversité floristique et faunistique. C'est le cas notamment sur les rives et les zones littorales des lacs aquitains (Fig. 8.5) où les taux de changement d'occupation du sol vers des surfaces urbaines et semi-urbaines à proximité des berges (rayon de 100 m) sont beaucoup plus importants que les taux de changement à l'échelle du bassin versant. Ces altérations peuvent notamment être à l'origine d'une absence totale de végétation aquatique (e.g. plages), ou de la création de zones profondes, protégées des vents et des vagues qui favorisent l'installation et le développement des plantes exotiques à caractère envahissant (Bertrin et al., 2018).

8.2 Physico-chimie

8.2.1 Evolutions décennales des orthophosphates

Les tableaux 8.1 à 8.4 résument l'évolution saisonnière du paramètre « orthophosphates » dissous (unités exprimées par défaut en P et mg/L) pour chaque décennie, en comparaison avec celle de référence (la première décennie pour laquelle une moyenne annuelle a pu être calculée). Par exemple, pour l'étang de Lacanau durant le printemps (Tableau 8.1), la période de référence correspond aux années 1970-1979, alors que pour Aureilhan à la même saison, la référence est associée à la décennie 1990-1999. Les variations sont exprimées en % relatifs en considérant la relation suivante :

$$\frac{(decennie_N - decennie_{référence})}{decennie_{référence}}$$

Ainsi, lorsque la chute est de 100 %, cela signifie que la moyenne des valeurs associée à la décennie N est désormais proche des limites de quantification pour ce paramètre.

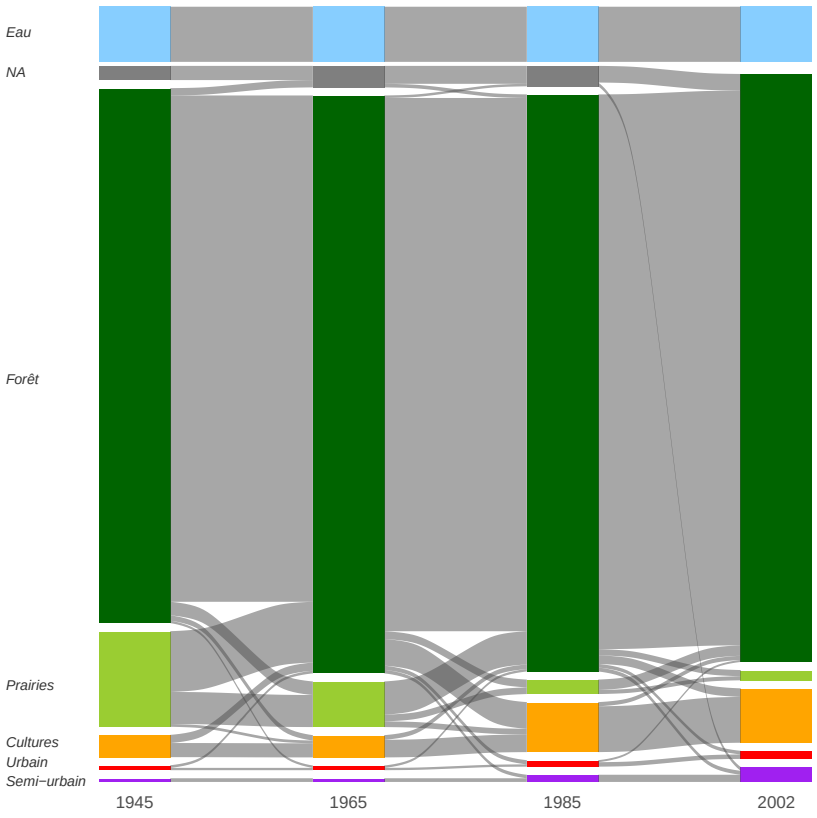


FIGURE 8.4 – Diagramme de Sankey représentant la dynamique paysagère (barres et flux en %) entre les différentes périodes d'étude (1945, 1965, 1985 et 2002). Seuls les flux supérieurs à 0,25 % sont représentés sur la figure. NA indique les surfaces qui n'ont pas pu être digitalisées en raison de l'absence de photographies aériennes sur certaines zones militaires. La plupart de ces zones étant des espaces forestiers.

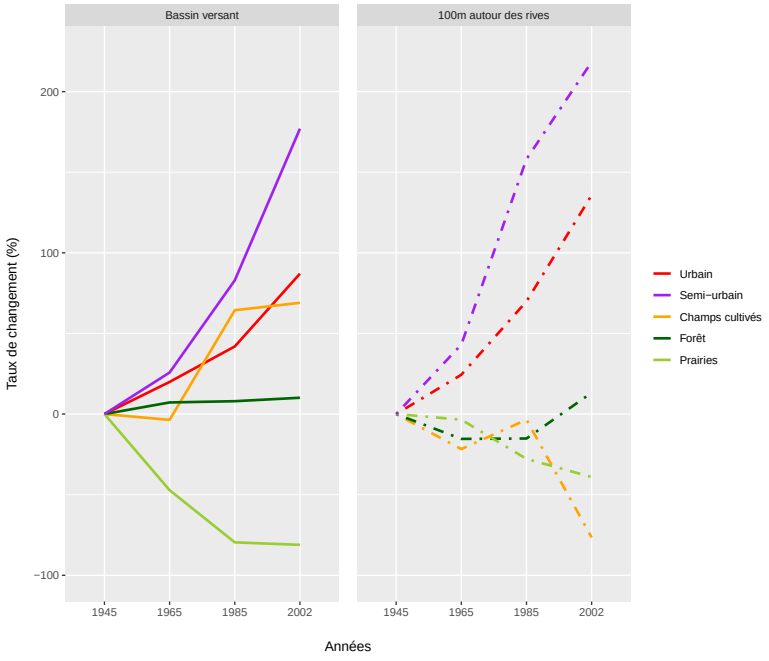


FIGURE 8.5 – Taux de changement (en %) des différentes classes d'occupation du sol par rapport à 1945 en fonction des années sur l'ensemble du bassin versant (gauche) et dans une zone de 100 m autour des rives des lacs (droite).

TABLEAU 8.1 – Variation relative (%) de la concentration en orthophosphates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements au printemps.

		Orthophosphates (PO4) mg(P)/L						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[
Carcans-Hourtin (étang de)	Spring	0.23	-	0.0% =	-	−87.0% ↓	−91.0% ↓	−100.0% ↓
Lacanau (étang de)	Spring	0.18	-	0.0% =	-	−100.0% ↓	−89.0% ↓	−94.0% ↓
Cazaux (étang de)	Spring	0.10	-	0.0% =	-	−90.0% ↓	−100.0% ↓	−100.0% ↓
Biscarrosse (petit étang de)	Spring	0.01	-	-	-	-	0.0% =	0.0% =
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Spring	0.80	0.0% =	−90.0% ↓	116.0% ↑	−99.0% ↓	−99.0% ↓	−99.0% ↓
Aureilhan (étang d')	Spring	0.02	-	-	-	0.0% =	−50.0% ↓	−50.0% ↓
Léon (étang de)	Spring	0.09	-	-	-	0.0% =	−89.0% ↓	−89.0% ↓
Moliets (étang de)	Spring	0.00	-	-	-	-	Inf% ↑	Inf% ↑
Laprade (étang de)	Spring	0.01	-	-	-	-	0.0% =	0.0% =
Moisan (étang de)	Spring	0.09	-	-	0.0% =	156.0% ↑	−78.0% ↓	−89.0% ↓
Noir (étang)	Spring	0.01	-	-	-	-	-	0.0% =
Blanc (étang du)	Spring	0.01	-	-	-	0.0% =	0.0% =	0.0% =
Soustons (étang de)	Spring	0.05	-	-	-	0.0% =	−60.0% ↓	−80.0% ↓
Garros (étang de)	Spring	0.03	-	-	-	0.0% =	−67.0% ↓	−67.0% ↓
Turc (étang du)	Spring	0.01	-	-	0.0% =	200.0% ↑	0.0% =	-

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

D'une manière générale, nous pouvons constater d'importantes diminutions des concentrations, avec des abattements souvent > 80 %, jusqu'au mesures les plus récentes, en particulier lorsqu'on peut se référer aux premières décennies renseignées, soit entre 1860 et 1980.

Par ailleurs, les concentrations initiales sont généralement basses, quelles que soient les saisons, avec 0.01 à 0.28 mg/L (P, unité considérée ici), soit environ 0.03 - 0.86 mg/L (PO_4^{3-}). Seul l'étang de Léon se distingue nettement durant les premières décennies, lors de la saison estivale, avec près de 5.9 mg/L (ou 18 mg/L en PO_4^{3-}). Cette valeur extrême n'apparait pas pour autant être aberrante, puisque nous pouvons observer sur la chronique complète (*cf.* 4.0.4) une tendance progressive à la baisse pour ce paramètre.

8.2.2 Evolutions décennales des nitrates

Les Tableaux 8.5 à 8.8 résument l'évolution saisonnière du paramètre « nitrates » dissous (unités exprimées par défaut en N et mg/L) pour chaque décennie, en comparaison avec celle de

TABLEAU 8.2 – Variation relative (%) de la concentration en orthophosphates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en été.

		Orthophosphates (PO4) mg(P)/L							
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[	NA
Carcans-Hourtin (étang de)	Summer	0.07	-	0.0% =	−71.0% ↓	−57.0% ↓	−71.0% ↓	−100.0% ↓	
Lacanau (étang de)	Summer	0.04	-	0.0% =	50.0% ↑	−75.0% ↓	−75.0% ↓	−75.0% ↓	0.75
Cazaux (étang de)	Summer	0.02	0.0% =	250.0% ↑	100.0% ↑	−50.0% ↓	−50.0% ↓	−50.0% ↓	
Biscarrosse (petit étang de)	Summer	0.01	-	-	-	-	0.0% =	0.0% =	
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Summer	0.12	-	0.0% =	2,642.0% ↑	−58.0% ↓	−83.0% ↓	−92.0% ↓	
Aureilhan (étang d')	Summer	0.04	-	-	-	0.0% =	−75.0% ↓	−75.0% ↓	
Léon (étang de)	Summer	5.90	-	0.0% =	−97.0% ↓	−99.0% ↓	−100.0% ↓	−100.0% ↓	
Moliets (étang de)	Summer	0.04	-	-	0.0% =	−50.0% ↓	−75.0% ↓	-	
Laprade (étang de)	Summer	0.01	-	-	-	0.0% =	0.0% =	-	
Moisan (étang de)	Summer	0.28	-	-	0.0% =	−32.0% ↓	−89.0% ↓	-	
Noir (étang)	Summer	0.25	-	-	0.0% =	−84.0% ↓	−92.0% ↓	-	
Blanc (étang du)	Summer	0.04	-	-	0.0% =	−75.0% ↓	−75.0% ↓	-	
Soustons (étang de)	Summer	0.09	-	0.0% =	−33.0% ↓	−44.0% ↓	−78.0% ↓	−100.0% ↓	
Garros (étang de)	Summer	0.06	-	-	-	0.0% =	−17.0% ↓	−83.0% ↓	
Turc (étang du)	Summer	0.04	-	-	-	0.0% =	0.0% =	−75.0% ↓	

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

TABLEAU 8.3 – Variation relative (%) de la concentration en orthophosphates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en automne.

		Orthophosphates (PO4) mg(P)/L						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[
Carcans-Hourtin (étang de)	Fall	0.20	-	0.0% =	-	−85.0% ↓	−90.0% ↓	−100.0% ↓
Lacanau (étang de)	Fall	0.13	-	0.0% =	-	-	−92.0% ↓	−100.0% ↓
Cazaux (étang de)	Fall	0.06	-	0.0% =	-	−83.0% ↓	−100.0% ↓	−83.0% ↓
Biscarrosse (petit étang de)	Fall	0.00	-	-	-	-	-	Inf% ↑
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Fall	0.09	-	0.0% =	56.0% ↑	−78.0% ↓	−89.0% ↓	−89.0% ↓
Aureilhan (étang d')	Fall	0.02	-	-	-	0.0% =	−50.0% ↓	−50.0% ↓
Léon (étang de)	Fall	0.02	-	-	-	0.0% =	−50.0% ↓	−50.0% ↓
Moliets (étang de)	Fall	0.10	-	-	0.0% =	−90.0% ↓	−90.0% ↓	−90.0% ↓
Laprade (étang de)	Fall	0.12	-	-	0.0% =	−92.0% ↓	−92.0% ↓	−83.0% ↓
Moisan (étang de)	Fall	0.12	-	-	0.0% =	−25.0% ↓	−75.0% ↓	−83.0% ↓
Blanc (étang du)	Fall	0.01	-	-	-	0.0% =	0.0% =	−100.0% ↓
Soustons (étang de)	Fall	0.08	-	-	0.0% =	−75.0% ↓	−88.0% ↓	−88.0% ↓
Garros (étang de)	Fall	0.02	-	-	-	0.0% =	300.0% ↑	-
Turc (étang du)	Fall	0.02	-	-	-	0.0% =	250.0% ↑	-

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

référence (la première pour laquelle une moyenne annuelle a pu être calculée). Par exemple, pour l'étang de Lacanau durant le printemps (Tableau 8.5), la décennie de référence correspond aux années 1970-1979, alors que pour Soustons à la même saison, la référence est associée à la décennie 1960-1969 (Soustons étant d'ailleurs le seul lac en partie renseigné dès 1969, pour ce qui est nutriments azotés).

A la différence du paramètre précédent, l'évolution des concentrations décennales en nitrates est davantage contrastée. Pour environ la moitié des plans d'eau les concentrations ont tendance à nettement baisser. A l'inverse, certains étangs appartenant aux bassins versants de Moïsan, de Soustons ou encore de l'étang du Turc montrent plutôt une probable dégradation, notamment durant la période printanière (Tableau 8.5).

Nous pouvons de plus noter des tendances qui peuvent paraitre extrêmes dans le cas de l'étang de Soustons au printemps (+750 % pour la dernière décennie 2010-2020, Tableau 8.5) ou encore l'étang Blanc (+1100 % pour la dernière décennie également, Tableau 8.8). Toutefois, il est important de se référer aux valeurs initiales, puisqu'elles étaient dans ce cas particulièrement faibles pour un nutriment tels que les nitrates. Ainsi, même avec un accroissement d'un facteur 10 au niveau de l'étang Blanc, la concentration finalement observée entre 2010 et 2019 demeure aux alentours de 1.1 mg/L (soit 4.86 mg/L de NO_3^-). Lorsqu'on se réfère aux seuils du Guide REEE-ESC (2019) pour ce paramètre, une telle valeur apparait dès lors voisine de la limite de bon état définie à 2.2 ou 5.3 mg/L (NO_3^-) en fonction de la profondeur moyenne du plan d'eau étudié.

Si on s'intéresse maintenant aux valeurs initiales uniquement, durant les premières décennies de ces chroniques de suivi, alors on peut observer le fait que l'étang Noir se distingue assez

TABLEAU 8.4 – Variation relative (%) de la concentration en orthophosphates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en hiver.

		Orthophosphates (PO4) mg(P)/L						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[
Carcans-Hourtin (étang de)	Winter	0.09	-	0.0% =	-	−78.0% ↓	−78.0% ↓	−100.0% ↓
Lacanau (étang de)	Winter	0.17	-	0.0% =	-	−94.0% ↓	−94.0% ↓	−100.0% ↓
Cazaux (étang de)	Winter	0.06	-	0.0% =	-	−83.0% ↓	−33.0% ↓	−83.0% ↓
Biscarrosse (petit étang de)	Winter	0.02	-	0.0% =	-	-	−50.0% ↓	−50.0% ↓
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Winter	0.07	-	0.0% =	18,557.0% ↑	−71.0% ↓	−86.0% ↓	−86.0% ↓
Aureilhan (étang d')	Winter	0.01	-	-	-	0.0% =	-	0.0% =
Léon (étang de)	Winter	0.03	-	-	-	0.0% =	-	−67.0% ↓
Moliets (étang de)	Winter	0.02	-	-	-	0.0% =	-	−50.0% ↓
Laprade (étang de)	Winter	0.00	-	-	-	Inf% ↑	-	Inf% ↑
Moisan (étang de)	Winter	0.08	-	-	0.0% =	25.0% ↑	−38.0% ↓	−75.0% ↓
Noir (étang)	Winter	0.07	-	0.0% =	-	-	-	−71.0% ↓
Blanc (étang du)	Winter	0.05	-	0.0% =	-	−60.0% ↓	-	−100.0% ↓
Soustons (étang de)	Winter	0.02	-	-	-	0.0% =	−50.0% ↓	−50.0% ↓
Garros (étang de)	Winter	0.04	-	-	-	0.0% =	-	−50.0% ↓
Turc (étang du)	Winter	0.04	-	-	-	0.0% =	-	−50.0% ↓

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

TABLEAU 8.5 – Variation relative (%) de la concentration en nitrates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements au printemps.

		Nitrates mg(N)/L						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010 2020
Carcans-Hourtin (étang de)	Spring	1.67	-	0.0% =	−46.0% ↓	−93.0% ↓	−78.0% ↓	−58.0% ↓
Lacanau (étang de)	Spring	1.25	-	0.0% =	−44.0% ↓	−83.0% ↓	−86.0% ↓	−71.0% ↓
Cazaux (étang de)	Spring	0.30	-	0.0% =	-	-	−47.0% ↓	−27.0% ↓
Biscarrosse (petit étang de)	Spring	0.18	-	0.0% =	-	-	6.0% ↑	28.0% ↑
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Spring	1.18	-	0.0% =	−43.0% ↓	−92.0% ↓	−82.0% ↓	−78.0% ↓
Aureilhan (étang d')	Spring	0.33	-	0.0% =	900.0% ↑	−88.0% ↓	−39.0% ↓	−9.0% ↓
Léon (étang de)	Spring	1.55	-	0.0% =	-	−99.0% ↓	−96.0% ↓	−85.0% ↓
Moliets (étang de)	Spring	0.05	-	-	-	0.0% =	20.0% ↑	180.0% ↑
Laprade (étang de)	Spring	0.10	-	-	-	-	0.0% =	40.0% ↑
Moisan (étang de)	Spring	0.09	-	-	-	0.0% =	0.0% =	
Noir (étang)	Spring	2.30	-	0.0% =	-	4.0% ↑	−63.0% ↓	−60.0% ↓
Blanc (étang du)	Spring	3.07	-	-	0.0% =	−88.0% ↓	−98.0% ↓	−88.0% ↓
Hardy (étang de)	Spring	0.47	-	-	-	-	0.0% =	13.0% ↑
Soustons (étang de)	Spring	0.06	0.0% =	700.0% ↑	5,783.0% ↑	100.0% ↑	150.0% ↑	750.0% ↑
Garros (étang de)	Spring	0.53	-	-	-	0.0% =	0.0% =	53.0% ↑
Turc (étang du)	Spring	0.60	-	-	-	0.0% =	−8.0% ↓	25.0% ↑

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-23)

nettement avec des concentrations atteignant 2.30 et 5.43 mg/L (soit respectivement près de 10 et 24 mg/L de NO_3^-) durant les saisons printanières (Tableau 8.5) et estivales (Tableau 8.6). En se référant aux seuils de qualité des eaux désormais considérés (REEE-ESC", 2019), il est probable que ce plan d'eau soit passé d'un état moyen à bon en près de 40 ans, pour ce paramètre.

8.2.3 Synthèse évolutions décennales des orthophosphates et nitrates

La Figure 8.6 permet d'avoir une vision synthétique, pour les deux nutriments considérés ici, de l'ensemble des plans d'eau, pour ce qui est des évolutions saisonnières, au fur et à mesure des décennies. A gauche de cette représentation, il s'agit surtout des décennies 1970 et 1980, alors qu'à droite, il est pour l'essentiel question de la période au-delà de 2010. Comme cela a été vu précédemment, nous retrouvons une diminution des phosphates de manière générale,

TABLEAU 8.6 – Variation relative (%) de la concentration en nitrates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en été.

		Nitrates mg(N)/L							
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[	NA
Carcans-Hourtin (étang de)	Summer	0.59	-	0.0% =	−85.0% ↓	−88.0% ↓	−81.0% ↓	−64.0% ↓	0.9(
Lacanau (étang de)	Summer	1.01	-	0.0% =	-	−97.0% ↓	−89.0% ↓	−92.0% ↓	-0.5
Cazaux (étang de)	Summer	1.21	-	0.0% =	-	−69.0% ↓	−95.0% ↓	−98.0% ↓	
Biscarrosse (petit étang de)	Summer	0.06	-	-	-	-	0.0% =	-	
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Summer	0.77	-	0.0% =	−55.0% ↓	−75.0% ↓	−73.0% ↓	−96.0% ↓	
Aureilhan (étang d')	Summer	0.08	-	-	-	0.0% =	−25.0% ↓	-	
Léon (étang de)	Summer	0.29	-	0.0% =	76.0% ↑	−83.0% ↓	−62.0% ↓	−79.0% ↓	
Moliets (étang de)	Summer	0.12	-	-	-	0.0% =	−50.0% ↓	-	
Laprade (étang de)	Summer	0.60	-	-	0.0% =	−87.0% ↓	−90.0% ↓	-	
Moisan (étang de)	Summer	0.90	-	-	0.0% =	−68.0% ↓	−91.0% ↓	-	
Noir (étang)	Summer	5.43	-	-	0.0% =	−96.0% ↓	-	-	
Blanc (étang du)	Summer	0.05	-	-	0.0% =	20.0% ↑	20.0% ↑	40.0% ↑	
Soustons (étang de)	Summer	0.02	0.0% =	8,650.0% ↑	5,100.0% ↑	250.0% ↑	300.0% ↑	200.0% ↑	
Garros (étang de)	Summer	0.33	-	-	-	0.0% =	−61.0% ↓	−24.0% ↓	
Turc (étang du)	Summer	0.24	-	-	-	0.0% =	−67.0% ↓	13.0% ↑	

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-23)

TABLEAU 8.7 – Variation relative (%) de la concentration en nitrates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en automne.

		Nitrates mg(N)/L						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010 2020
Carcans-Hourtin (étang de)	Fall	0.11	-	0.0% =	-	0.0% =	0.0% =	27.0% ↑
Lacanau (étang de)	Fall	0.07	-	0.0% =	-	-	57.0% ↑	−29.0% ↓
Cazaux (étang de)	Fall	0.30	-	0.0% =	-	−30.0% ↓	−43.0% ↓	−97.0% ↓
Biscarrosse (petit étang de)	Fall	0.29	-	-	-	-	0.0% =	321.0% ↑
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Fall	0.89	-	0.0% =	−6.0% ↓	−83.0% ↓	−81.0% ↓	−94.0% ↓
Aureilhan (étang d')	Fall	0.23	-	0.0% =	-	83.0% ↑	13.0% ↑	22.0% ↑
Léon (étang de)	Fall	1.85	-	-	0.0% =	-	−75.0% ↓	−81.0% ↓
Moliets (étang de)	Fall	2.20	-	-	0.0% =	-	−86.0% ↓	−92.0% ↓
Laprade (étang de)	Fall	0.29	-	-	-	-	0.0% =	−24.0% ↓
Moisan (étang de)	Fall	0.18	-	-	-	0.0% =	33.0% ↑	−22.0% ↓
Noir (étang)	Fall	0.56	-	0.0% =	-	-	9.0% ↑	−64.0% ↓
Blanc (étang du)	Fall	0.26	-	-	-	-	0.0% =	73.0% ↑
Hardy (étang de)	Fall	0.17	-	-	-	-	-	0.0% =
Soustons (étang de)	Fall	0.32	0.0% =	-	-	294.0% ↑	19.0% ↑	169.0% ↑
Garros (étang de)	Fall	1.33	-	-	-	0.0% =	−44.0% ↓	−4.0% ↓
Turc (étang du)	Fall	0.43	-	-	0.0% =	172.0% ↑	37.0% ↑	198.0% ↑

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-23)

TABLEAU 8.8 – Variation relative (%) de la concentration en nitrates par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en hiver.

		Nitrates mg(N)/L							
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[	NA
Carcans-Hourtin (étang de)	Winter	1.14	-	0.0% =	-	−86.0% ↓	83.0% ↑	−60.0% ↓	-0.7
Lacanau (étang de)	Winter	0.58	-	0.0% =	−14.0% ↓	−88.0% ↓	-	−55.0% ↓	-0.7
Cazaux (étang de)	Winter	0.79	-	0.0% =	-	−86.0% ↓	-	−89.0% ↓	
Biscarrosse (petit étang de)	Winter	1.04	-	0.0% =	-	-	−72.0% ↓	−11.0% ↓	
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Winter	0.56	-	0.0% =	59.0% ↑	−34.0% ↓	-	−55.0% ↓	
Aureilhan (étang d')	Winter	0.69	-	0.0% =	-	9.0% ↑	-	26.0% ↑	
Léon (étang de)	Winter	2.08	-	-	-	0.0% =	-	−71.0% ↓	
Moliets (étang de)	Winter	1.47	-	-	0.0% =	−84.0% ↓	-	−88.0% ↓	
Laprade (étang de)	Winter	0.59	-	-	0.0% =	−53.0% ↓	-	−69.0% ↓	
Moisan (étang de)	Winter	0.07	-	-	-	0.0% =	129.0% ↑	357.0% ↑	
Noir (étang)	Winter	9.68	-	-	0.0% =	-	−82.0% ↓	−81.0% ↓	
Blanc (étang du)	Winter	0.11	-	0.0% =	-	900.0% ↑	-	1,100.0% ↑	
Hardy (étang de)	Winter	1.37	-	-	-	-	0.0% =	9.0% ↑	
Soustons (étang de)	Winter	0.56	0.0% =	−4.0% ↓	-	279.0% ↑	146.0% ↑	207.0% ↑	
Garros (étang de)	Winter	1.80	-	-	-	0.0% =	−13.0% ↓	−33.0% ↓	
Turc (étang du)	Winter	1.88	-	-	-	0.0% =	−20.0% ↓	−35.0% ↓	

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-23)

ce qui se concrétise par un aplatissement, selon l'axe des ordonnées, de l'ellipse entourant les données de la décennie la plus récente. C'est également le cas des nitrates, à l'exception de certains plans d'eau. En effet, une légère tendance à la dégradation, au niveau de ce paramètre, est observée pour les étangs et lacs dont les étiquettes apparaissent pour chacune des deux périodes considérées. Soit, en fonction des saisons :

- Hiver : Moïsan (MOI40), Laprade (LAP40), Blanc (BLA40) et Aureilhan (AUR40).
- Printemps : Moïsan, Léon (LEO40), Soustons (SOUS40), La Prade, Aureilhan (AUR40), Petit-Biscarosse (BIS40) et Garros (GAR40).
- Eté : Blanc et Turc (TUR40).
- Automne : Carcans-Hourtin (ECH33), La Prade, Garros, Blanc, Petit-Biscarosse et Turc.

Il est à noter qu'il s'agit uniquement d'étangs landais, hormis Carcans-Hourtin. Enfin, bien qu'il y ait un accroissement dans ces cas-là, les concentrations demeurent systématiquement en-dessous du seuil correspondant au passage d'un état bon à moyen, pour la qualité d'eau. Ces observations sont concordantes avec ce qui avait été souligné lors d'études antérieures (Dutartre et al., 2014b), concernant les bassins versants des étangs de Soustons, de Moïsan et du Turc.

8.2.4 La température de l'eau

Lorsqu'on se réfère aux températures de l'air enregistrées en Nouvelle-Aquitaine durant les 60 dernières années (Oracle Nouvelle-Aquitaine, 2018), il a été constaté une augmentation tendancielle de la température de +0,3 °C, soit trois fois plus importante que celle observée sur l'ensemble du XXème siècle (+0,1 °C par décennie). La Figure 8.7 montre par exemple l'évolution au niveau de deux stations météorologiques de la région. Il est à noter un point de bascule des écarts positifs à la normale durant les décennies 1980 et 1990.

Globalement sur l'ensemble des plans d'eau [1] la moyenne des températures annuelles moyennes et maximales sont les plus fortes sur les petits plans d'eau [2] (Fig. 8.8a, c) alors que la moyenne des températures annuelles minimales y est la plus faible (Fig. 8.8b). Ainsi, sur les petits étangs la température moyenne de l'eau de surface se situe autour des 15.5 °C et est inférieure à 15 °C pour les lacs les plus grands, et la moyenne des températures maximales atteint presque les 27 °C pour les plus petits plans d'eau alors qu'elle est de 3 °C moindre pour les plus grands. De manière indirecte, les écarts de températures observés entre les minimales et maximales sont bien plus importantes sur les petits plans d'eau que sur les grands (Fig. 8.8d).

Mais, bien que l'on observe des variations de températures liées à la taille de ces plans d'eau, les résultats des chapitres précédents ont montré que la température de l'eau a augmenté d'environ 0.2 °C tous les 10 ans depuis la fin des années 50. A l'exception des lacs médocains (pour lesquels cette augmentation est moins marquée et uniquement observée au printemps et en été), cette augmentation est extrêmement stable et quasi identique entre tous les plans d'eau. Cette augmentation est légèrement moins forte que celle observée sur les lacs à l'échelle mondiale

1. Analyses effectuées uniquement sur les plans d'eau de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet, Petit-Biscarrosse, Parentis-Biscarrosse, Aureilhan, Léon, Blanc et Soustons. Les données de température de l'eau surfacique estimées sont issues des travaux de Prats and Danis (2019). L'estimation de la température de l'eau est réalisée à partir des données météorologiques intégrées dans le modèle adapté de Ottosson-Kettle pour la France métropolitaine.

2. mesurés ici par la surface. Les résultats sont identiques en utilisant le volume mais l'imprécision de mesure liée à ce dernier nous fait préférer l'utilisation de la surface.

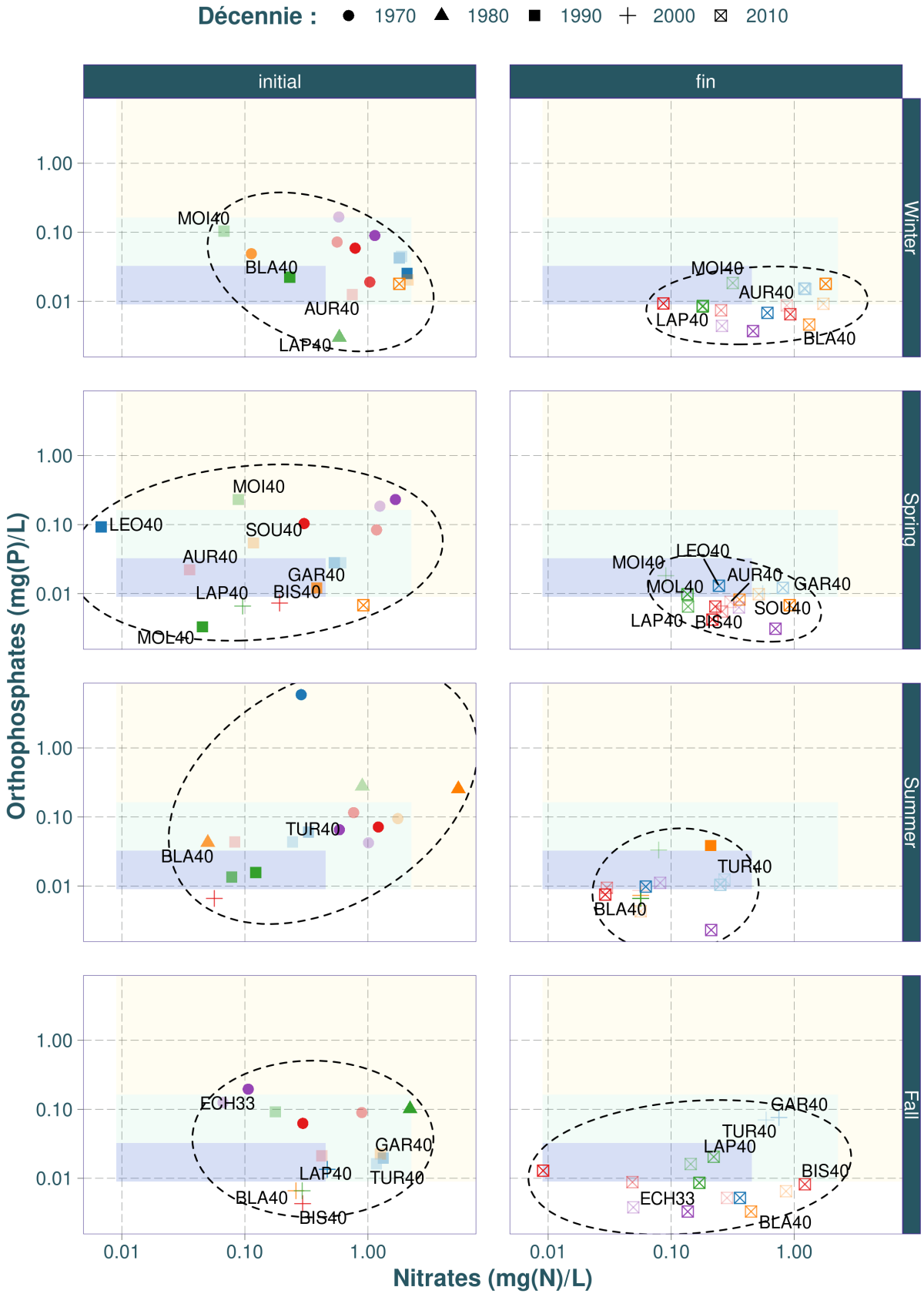


FIGURE 8.6 – Projection des lacs selon les décennies de référence (figures à gauche) et plus récentes (figures à droite), puis selon chaque saison (lignes). Pour indication, les zones bleues, vertes et jaunes rappellent les limites d'états très bon à bon et bon à moyen par rapport aux nitrates et orthophosphates, respectivement.

(0,34 ℃ par décennie d'après O'Reilly et al., 2015), vraisemblablement parce que les lacs situés dans les régions avec un hiver chaud (comme ceux du littoral aquitain) se réchauffent moins vite que ceux subissant des hivers froids (Woolway et al., 2020). En accord avec la littérature (Austin and Colman, 2007; O'Reilly et al., 2015), cette augmentation semble sensiblement plus importante que l'augmentation de la température de l'air, estimée pour Bordeaux à 0,12 ℃ par décennie depuis le début du siècle (Le Treut, 2013) mais dont l'augmentation est plus marquée depuis les années 70 (0,17 ℃ par décennie selon MétéoFrance).

Cette augmentation de la température s'accompagne également de vagues de chaleurs (Hobday et al., 2016) de plus en plus longues, observées sur l'ensemble des plans d'eau du littoral, en accord avec les récents travaux de Woolway et al. (2021) à l'échelle mondiale. L'intensité de ces vagues de chaleurs semble cependant être liée à la surface et au volume du plan d'eau (Fig. 8.9), et étant beaucoup plus intense les pour grands plans d'eau (régression linéaire, $0.16 \times log(volume/surface) + 0.36$, $R^2_{aj} = 0.52$, $pvalue = 0.02$). On observe une relation toute à fait semblable avec la profondeur moyenne (en log) avec des coefficients de régression quasiment identiques. Ces résultats sont également en accord avec ceux de Woolway et al. (2021) qui montraient un lien entre la durée des vagues de chaleur et la profondeur moyenne des plans d'eau, dans le passé et selon les modèles de changements climatiques futurs. Ainsi, sur les plans d'eau Aquitain, les grands lacs profonds de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse sont susceptibles d'être beaucoup plus impactés par les vagues de chaleurs que les petits plans d'eau.

Ce changement climatique observé sur les plans d'eau du littoral aquitain n'est pas sans conséquence sur l'ensemble de l'écosystème lacustre, puisque l'élévation de la température de l'eau modifie l'ensemble du fonctionnement du limnosystème, tel que la stratification thermique (augmentation de la durée de stratification), la concentration en oxygène de l'eau, le marnage ou encore l'évapotranspiration (Woolway et al., 2020). Nos résultats semblent ainsi montrer que tous les plans d'eau ne seront pas nécessairement atteint de manière identique en fonction de la surface, du volume et de la profondeur des plans d'eau, les grands lacs subissant des vagues de chaleur beaucoup plus longues, et les petits étangs atteignant des températures maximales extrêmement importantes.

8.3 Phytoplancton

8.3.1 Changement de la biomasse algale

La concentration en chlorophylle-a varie fortement au sein de chaque plan d'eau depuis les années 70 (Fig. 8.10). Certains plans d'eau, considérés comme oligotrophes ont cependant des concentrations en chlorophylle relativement basses, entre 4 et 7 μg/l pour Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet, Petit-Biscarrosse, Moliets, étang Blanc, Hardy, alors que d'autres affichent des concentrations beaucoup plus élevées, de l'ordre de 29 à 49 μg/l pour Léon, étang Noir, Soustons, Garros et Turc. On peut noter le lien entre la position du plan d'eau sur le bassin

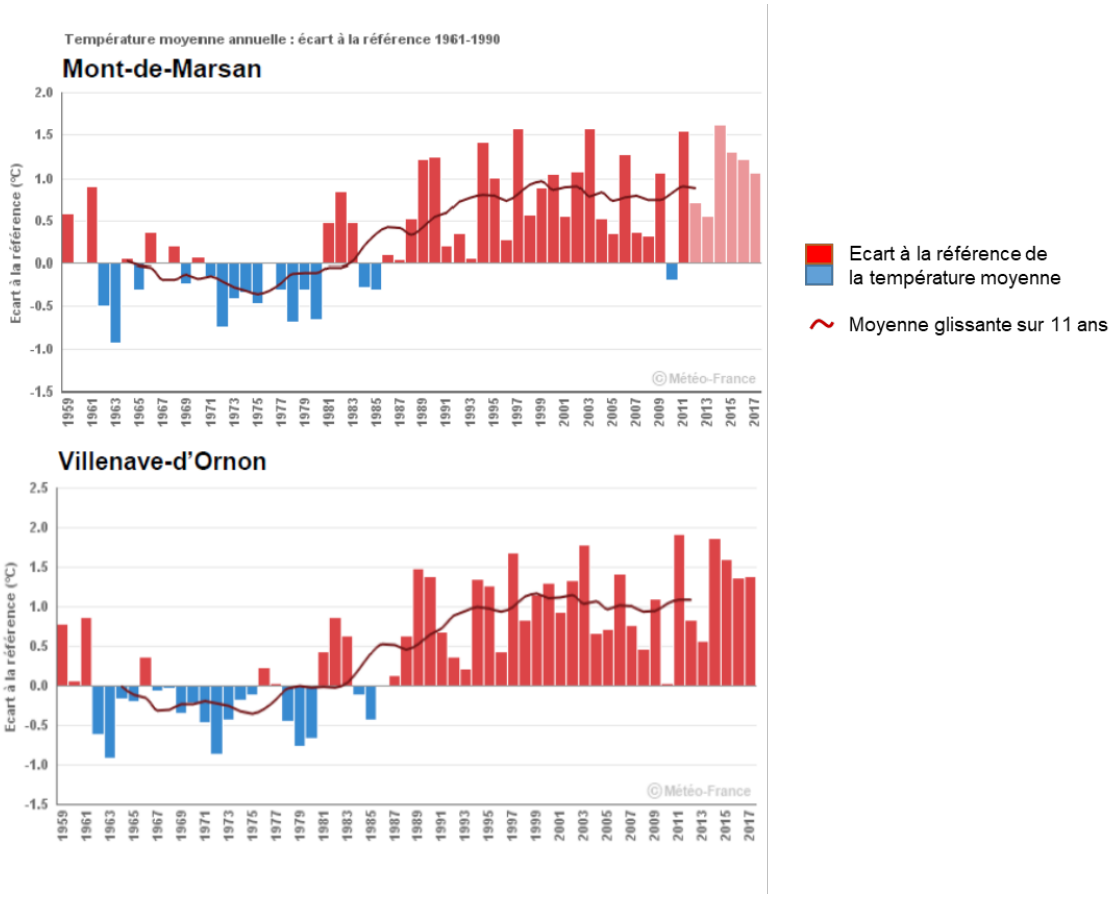


FIGURE 8.7 – Variation des températures moyennes annuelles (moyenne glissante sur 11 ans) et de leurs écarts à la référence entre 1961-1990 (source : Oracle Nouvelle-Aquitaine, 2018).

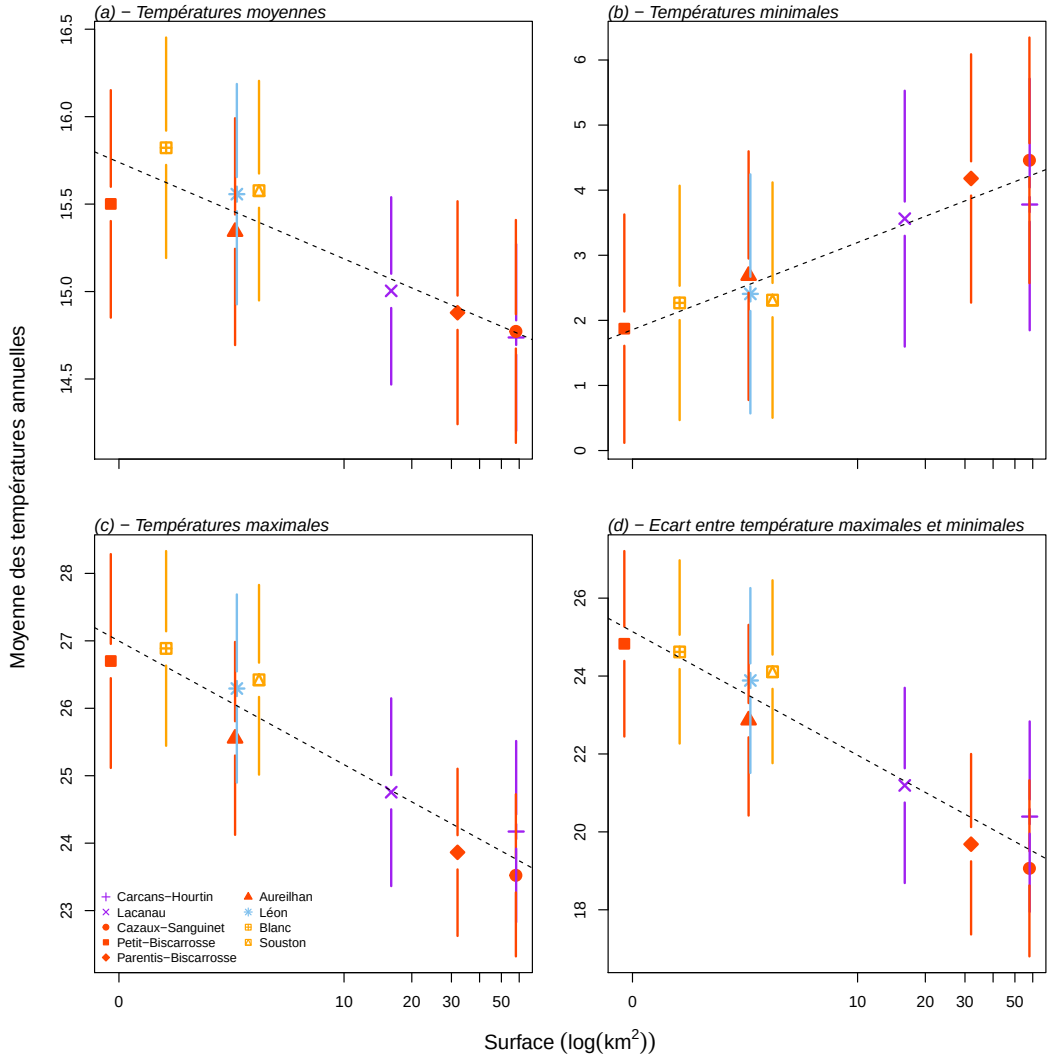


FIGURE 8.8 – Variation de la moyenne des températures annuelles moyennes (a), minimales (b), maximales (c) et des différences de température (max-min, d) sur les plans d'eau du littoral. Les barres d'erreurs représentent les écarts types autour de la moyenne.

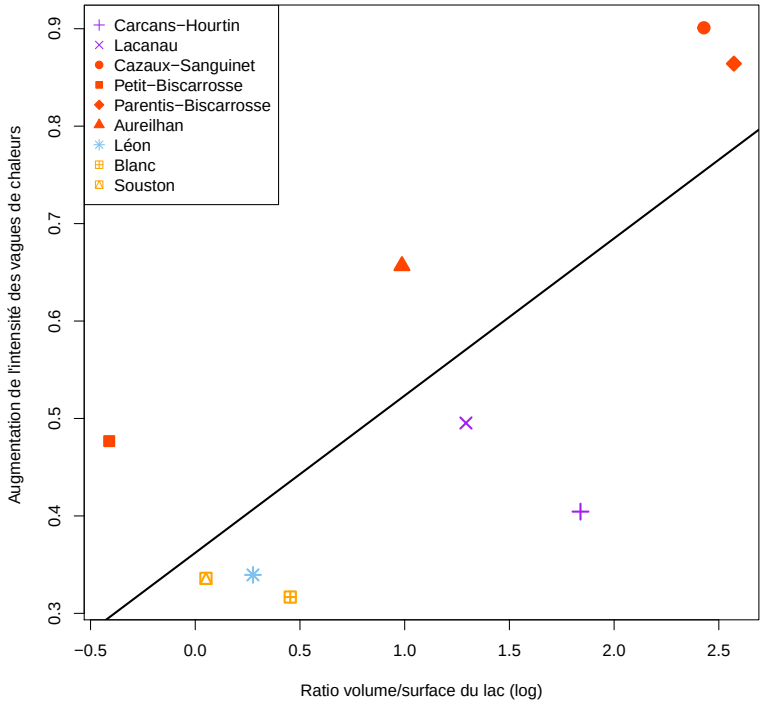


FIGURE 8.9 – Augmentation de l'intensité des vagues de chaleurs, i.e. coefficient des droites de régression des vagues de chaleurs au cours des ans, en fonction du ratio volume/surface des plans d'eau.

versant et la concentration en chlorophylle-a sur les bassins versant d'Aureilhan et de Moïsan, sur lesquels les plans d'eau en aval ont des concentrations bien supérieures à ceux de l'amont (Fig. 8.10). On observe également cette tendance sur les bassins versant de Lacanau et Soustons en faisant abstraction de l'étang de Cousseau et l'étang Noir, écosystèmes particuliers sur ces bassins : l'étang de Lacanau étant directement connecté à l'étang de Carcans-Hourtin via le canal des étangs et l'étang Noir d'une taille beaucoup plus modeste que les plans d'eau situés en aval et justifiant ainsi d'un effet beaucoup moins marqué sur les étangs Blanc et de Hardy.

Les concentrations mesurées sur l'ensemble des plans d'eau sont cependant très variables et semblent montrer une tendance à la diminution depuis 2004 (Fig. 8.11). L'effet saison est relativement négligeable sur ces données dans la mesure ou la majorité des prélèvements a été effectué pendant la saison de végétation (relation non-linéaire significative et similaire).

Cette diminution n'est cependant pas observée sur chacun des plans d'eau (Fig. 8.12). La comparaison des valeurs de chlorophylle-a mesurées avant et après 2004 [3] suggère que seuls les lacs de Carcans-Hourtin, Lacanau et Parentis-Biscarrosse ont une diminution significative des concentrations en chlorophylle-a entre la période pré- et post-2004. A l'inverse, les concentrations en chlorophylle-a augmente significativement entre ces deux périodes sur le lac de Cazaux-Sanguinet, l'étang de La Prade et l'étang Blanc (Fig. 8.12).

3. tests réalisées sur un nombre minimum de 10 valeurs dans chaque groupe

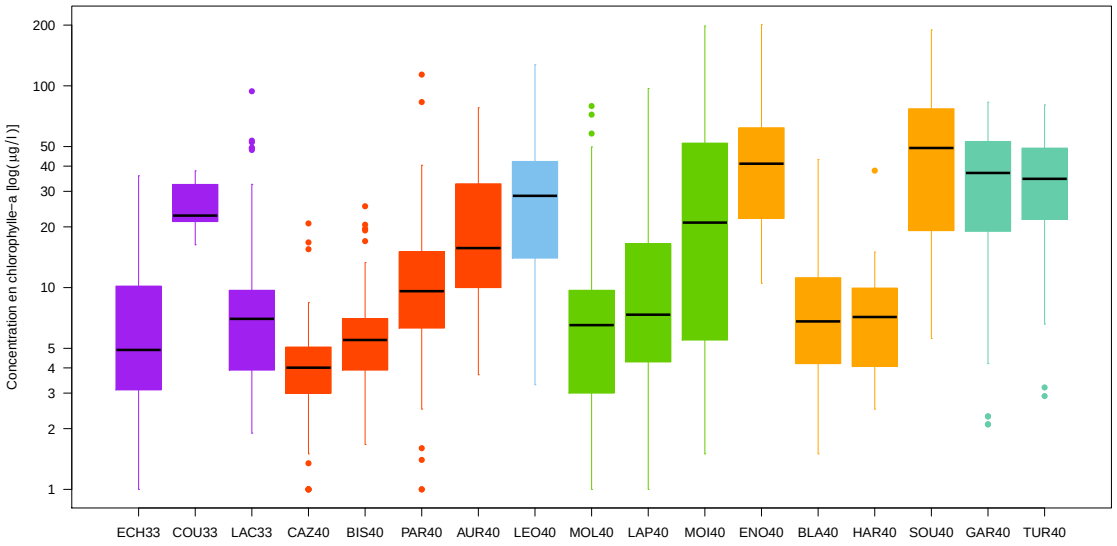


FIGURE 8.10 – Concentration en chlorophylle-a (en log) sur les plans d'eau du littoral aquitain. Les données rassemblent l'ensemble des données disponibles entre 1976 et 2020 pour chaque plan d'eau.

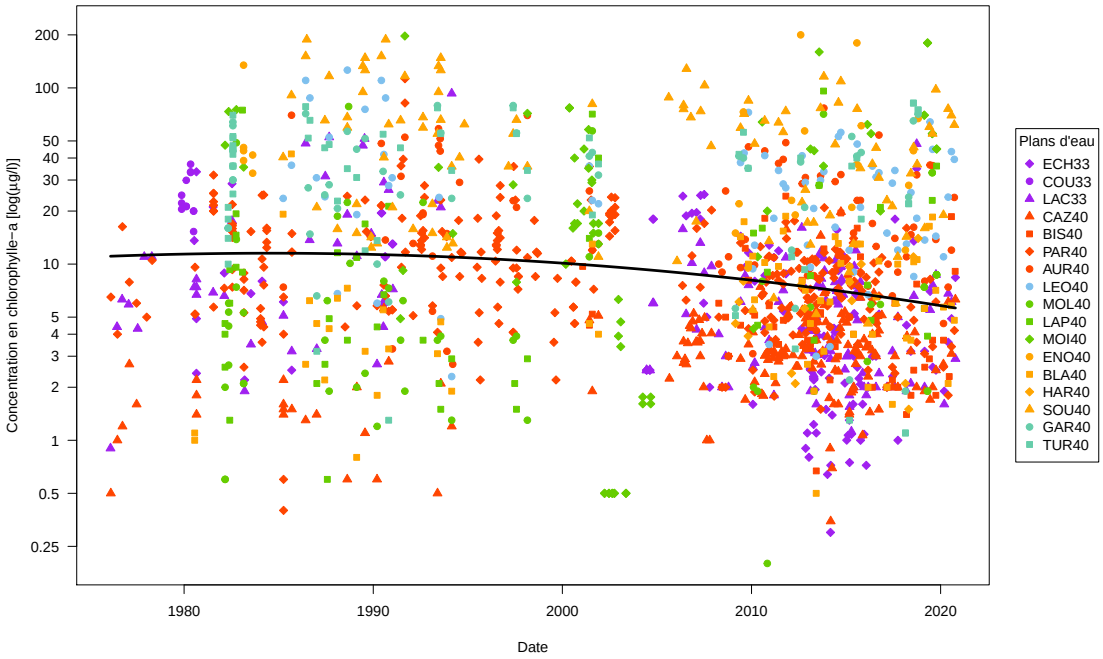


FIGURE 8.11 – Variation de la concentration en chlorophylle-a (en log) sur les plans d'eau du littoral entre 1976 et 2020. La courbe représente l'ajustement non linéaire de la concentration en chlorophylle-a en fonction de la date ($-5.10^{-9}x^2 + 4.37.10^{-5}x - 2.33$, $R^2_{a.j} = 0.02$, $pvalue < 0.001$).

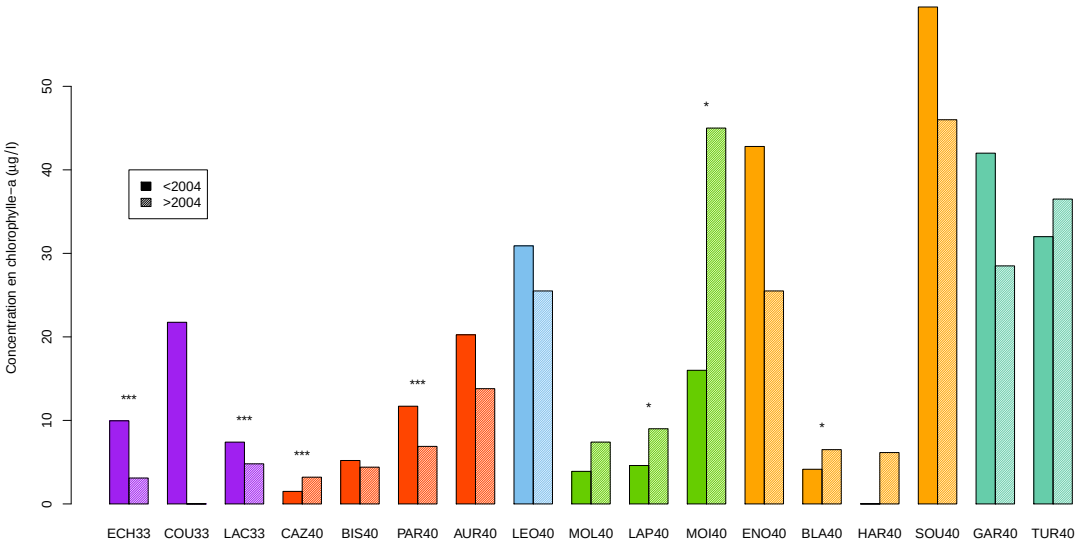


FIGURE 8.12 – Concentrations en chlorophylle-a médianes avant et après 2004 pour chaque plan d'eau du littoral aquitain (si nombre de valeurs > 10). Les valeurs ont été comparées avec un test de Kruskal-Wallis. *** *p<0.001*, ** *p<0.01* et * *p<0.05*.

8.3.2 Changement de la structure et de la composition de la communauté

Le plan d'eau sur lequel le plus de taxons ont été identifié est le plan d'eau de Cazaux-Sanguinet (Fig. 8.13a) en lien avec le nombre d'échantillonnage beaucoup plus important sur ce plan d'eau. Cependant, lorsque l'on standardise la richesse par le nombre d'échantillonnage (Fig. 8.13b), le Petit étang de Biscarrosse, l'étang de Soustons et de Moliets sont ceux qui présentent la plus grande diversité.

La forte diversité observé dans le Petit étang de Biscarrosse est probablement lié au fait que ce dernier reçoit les eaux du lac de Cazaux-Sanguinet et donc potentiellement la diversité phytoplanctonique associée. Cette dernière s'associe à la diversité intrinsèque de l'étang induisant une diversité taxonomique plus importante car soumise à un effet de masse (i.e. présence d'espèces persistant dans un environnement non adapté à leur autoécologie en raison d'une immigration constante, Shmida and Wilson, 1985). C'est potentiellement le cas aussi pour les étangs de Soustons et de Moliets, tous deux situés en aval de bassin versant. Cette effet de masse doit cependant être dépendant à la fois de la taille de l'écosystème récepteur, de l'écosystème émetteur et de la distance entre les entités, car cet effet n'est pas observé sur les bassins versant d'Aureilhan ni sur celui du Turc. En revanche, la diversité du lac de Lacanau tend à être légèrement supérieure à celle de Carcans-Hourtin (Fig. 8.13), respectant ainsi cette tendance.

Les petits étangs les plus méridionaux (Turc, Garros, étang Noir) sont ceux qui présente la diversité la plus faible. Cette richesse ne semble ainsi pas liée à la surface ni au volume des plans d'eau, les plans d'eau les plus vastes et les plus volumineux ne possédant pas la plus grande richesse.

Sur les grands lacs du littoral, Carcans-Hourtin, Lacanau et Parentis-Biscarrose, la diversité taxonomique semble diminuer significativement au cours du temps, avec une diversité plus importante relevée sur les échantillons avant 2010 (Fig. 8.14). Ces résultats semblent être en partie corrélés à la variation de concentration en chlorophylle-a dans les lacs (Fig. 8.12), où une diminution de la concentration en pigments était observée pour ces mêmes lacs. A l'inverse la richesse taxonomique observée sur le Petit étang de Biscarrosse semble augmenter significativement entre les années pré- et post-2010 (voir aussi Fig. 3.39), comme celle des étangs du Turc et de Garros. Cependant, pour ces deux derniers un changement d'opérateur sur les données post-2012 pourrait en partie expliquer cette tendance.

L'analyse de la communauté[4] suggère un changement de la communauté depuis la fin des années 70 sur l'ensemble des plans d'eau du littoral (Fig. 8.15 et 8.16). Ce changement est particulièrement visible le long de l'axe 1 de la NMS sur lequel les trajectoires des différents plans d'eau s'orientent vers les valeurs positives de l'axe. On peut aussi noter que l'ensemble des trajectoires converge dans au cours du temps suggérant une homogénéisation des communautés à l'échelle régionale alors que ces dernière étaient relativement bien différenciées en fonction des plans d'eau dans les années passées.

L'analyse des espèces indicatrices réalisées pour 3 périodes temporelles (avant 1986, entre 1986 et 2015 et après 2015) identifie une proportion de cyanobactéries plus importantes dans les relevés récents que dans les relevés plus anciens (Fig. 8.15b). Les communautés récentes sont aussi caractérisés par un grand nombre de chlorophycées, et notammen celles du genre *Desmodesmus* (Fig. 8.15b). *Desmodesmus* est un genre très cosmopolite et ubiquiste à l'inverse des Desmidiées (Charophycées) retrouvées nombreuses comme espèces indicatrices de la période pré-1986 (Fig. 8.15b). Cette dynamique semble donc indiquer une banalisation des communautés avec une perte des espèces spécialistes des eaux acides (e.g. *Clostridium gracile*, *Staurastrum furcigerum*, John et al., 2011) vers des communautés davantage représentées par des espèces généralistes et cosmopolites (e.g. *Desmodesmus*) avec une forte représentation de l'embranchement des cyanobactéries.

On peut aussi noter la présence de *Ankistrodesmus falcatus* comme espèce indicatrice de la période ancienne. Cette espèce est une espèce reconnue comme tolérante aux pollution et particulièrement abondante dans les rejets et effluents domestiques (John et al., 2011). Sa présence comme espèce indicatrice de la période pré-1986 est peut être à mettre en relation avec l'amélioration du traitement des rejets domestiques depuis cette période (cf. 8.1.0.2). Aussi, on peut remarquer la présence de nombreuses espèces appartenant à l'embranchement des Ochrophytes comme espèces indicatrices de la période récente. Certaines de ces espèces appartiennent à la famille des Chrysophycées, qui sont des espèces reconnues comme caractéristiques de milieu de bonne qualité, plutôt adaptées à une température de l'eau froide. Soit ces espèces sont caractéristiques de certains plan d'eau qui voient la richesse de ces taxons augmenter (e.g. Petit étang de Biscarrosse), soit ces taxons étaient moins bien identifiés dans les relevés des années 70-80-90 réalisés par P. Capdevielle.

En dehors de ce changement temporel des communautés dans le temps, on observe également une variation de la composition sur les axes 2 et 3 de la NMDS (Fig. 8.16a). L'axe 2 semble

4. NMS réalisée sur les données de présence-absence sur les données allant de 1975 à 2020. Les données regroupent la présence des espèces observées sur une année entière, i.e. l'ensemble des espèces de toutes les campagnes d'une année le cas échéant. Les espèces rares (espèces présentent dans moins de 5% des sites) ont été retirées. Une transformation de Hellinger a également été effectuée avant l'analyse des données.

principalement distingué les relevés de 2006 et 2007, i.e. les relevés effectués pendant la thèse de Maria Cellamare (Cellamare, 2009) au cours de laquelle un effort particulier a été mis sur l'analyse des communautés de diatomées, comme en témoigne l'analyse des espèces indicatrices de cette période (Fig. 8.16b). L'axe 3 sépare quant à lui les relevés des années 1983 et de 2008 à 2011 des autres années. A l'exception de l'année 2011, les années 2008, 2009 et 2010 sont des années avec des températures légèrement plus froide que les autres années et les relevés effectués en 1983 ont été réalisé uniquement au mois de février. La variation annuelle du climat semble ainsi influencer la composition de la communauté, les années froides caractérisées par des communautés plutôt hivernale où les diatomées sont bien représentées et les années chaudes où les cyanobactéries et les Miozoa (incluant les dynoflagellés comme *Gymnodinium cnecoides*) sont davantage représentées (Padisák, 2005; Sommer et al., 1986).

8.3.3 Synthèse

A l'échelle régionale la concentration en chlorophylle-a a tendance à diminuer depuis la fin des années 70, pouvant traduire une diminution de l'eutrophisation au cours du temps. Cette diminution reste cependant fortement dépendant du plan d'eau, la biomasse des plus grands lacs (lacs type DCE) ayant tendance a diminuer (à l'exception de Cazaux-Sanguinet et de l'étang Blanc) alors que celle des petits étangs tend davantage à augmenter. Cette diminution de la biomasse tend à s'accompagner d'une diminution de la richesse taxonomique. La richesse taxonomique semble cependant fortement influencer par les processus de dispersion, les plans d'eau situé en amont contribuant à l'apport des espèces des plans d'eau en aval.

Cette baisse de la diversité est associée à une homogénéisation des communautés à l'échelle régionale. Les communautés des plans d'eau, bien différenciées auparavant et supportant des espèces plutôt spécialisées des eaux acides, sont aujourd'hui davantage représentées par des espèces cosmopolites et généralistes. Le climat joue un rôle particulièrement important sur ces changements favorisant le développement de communautés plutôt caractéristiques des saisons estivales. Ainsi, des communautés dans lesquelles les Dinoflagellés et les Cyanobactéries sont aujourd'hui bien représentées tendent à remplacer les communautés de Desmidiées.

8.4 Macrophytes

8.4.1 Changement dans les populations

Les lacs et étangs du littoral aquitain sont localisés sur un sol sableux et sont naturellement des plans d'eau oligotrophes hébergeant des communautés végétales adaptées à ces milieux. En particulier, les végétations à isoétides, regroupant des espèces emblématiques comme *Isoetes boryana* (espèce endémique des plans d'eau Aquitains), *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora*, et *Torilis verticillatinundata* sont caractéristiques de ces milieux. Cependant, l'étude des anciennes flores, des anciens documents et des anciennes données révèle que ces populations ont fortement régressé au cours de ces dernières décennies (Fig. 8.17).

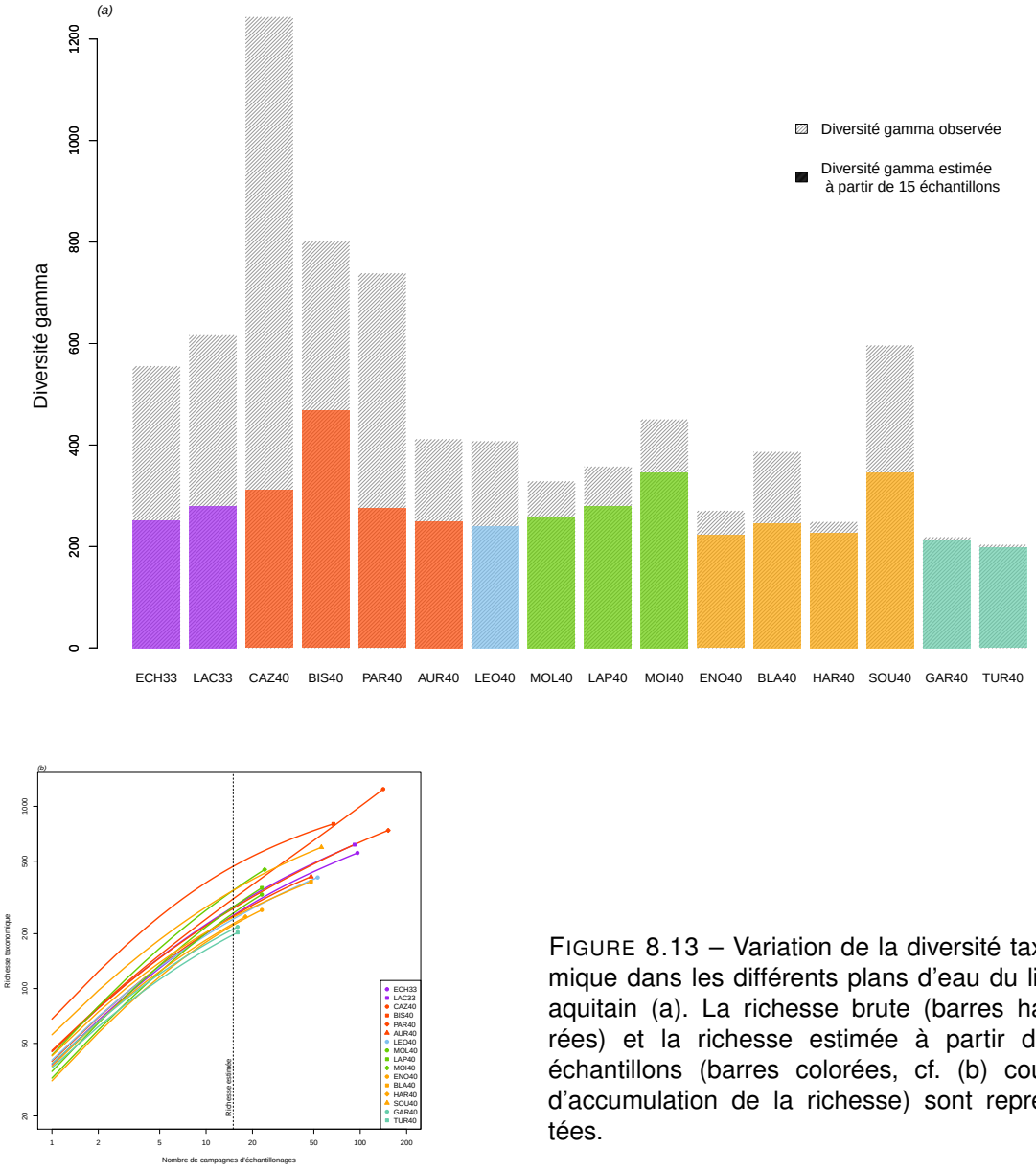


FIGURE 8.13 – Variation de la diversité taxonomique dans les différents plans d'eau du littoral aquitain (a). La richesse brute (barres hachurées) et la richesse estimée à partir de 15 échantillons (barres colorées, cf. (b) courbes d'accumulation de la richesse) sont représentées.

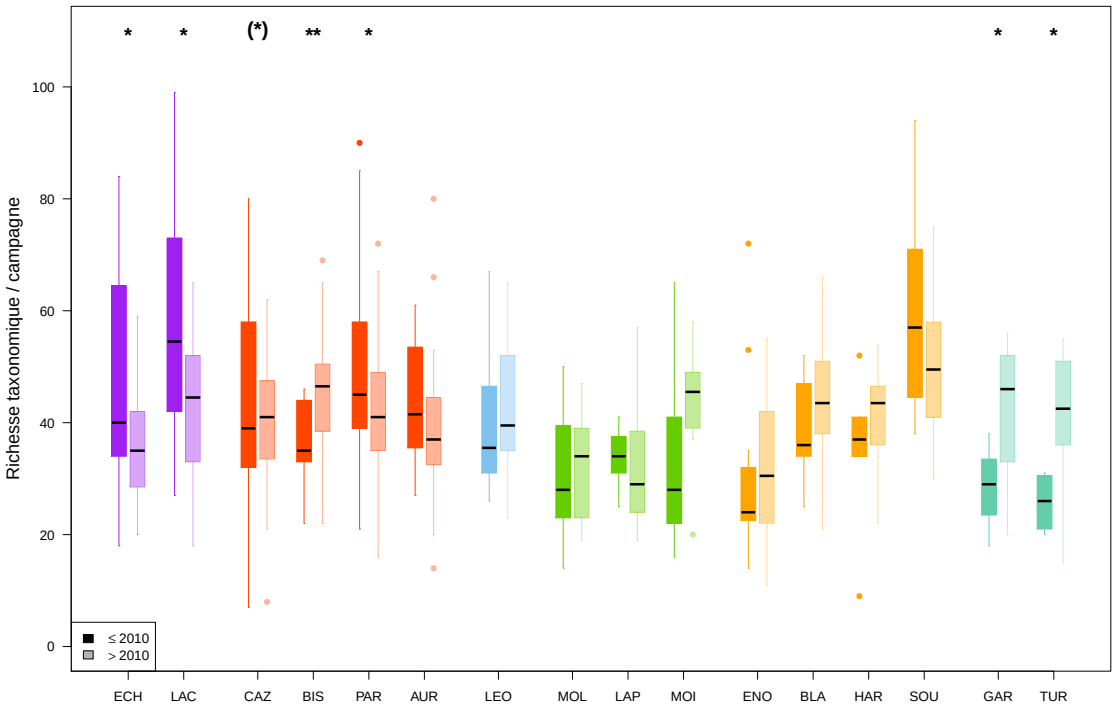


FIGURE 8.14 – Variation de la richesse taxonomique phytoplanctonique entre les années antérieures et postérieures à 2010 sur les plans d'eau du littoral aquitain. Tests de Kruskal-Wallis : ** *p-value < 0.01,* * *p-value* $\leq$ *0.05, (*) p-value < 0.1.*

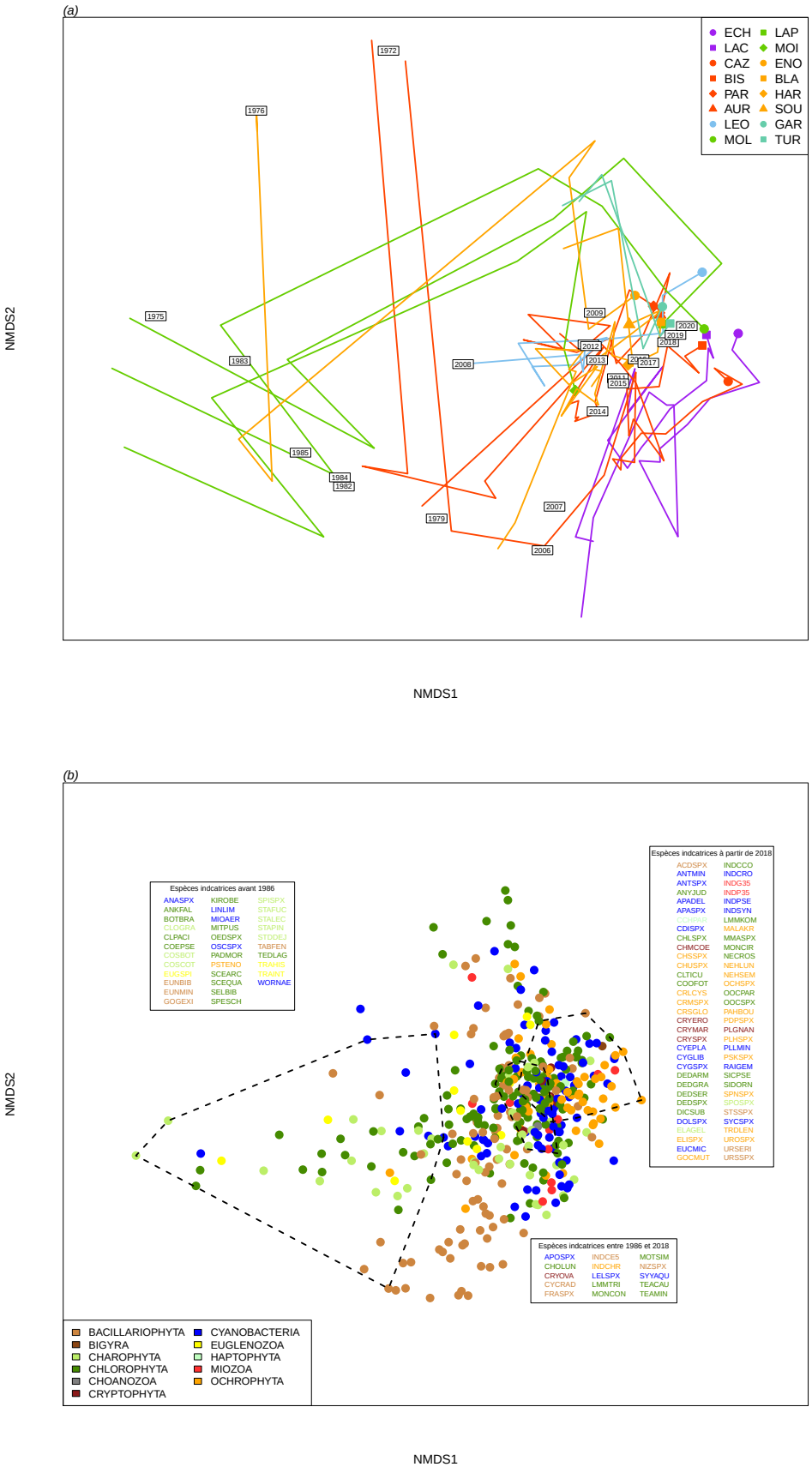


FIGURE 8.15 – Projection des plans d'eau échantillonnés entre 1975 et 2020 (a) et des espèces (b) sur les 2 premiers axes de la NMDS. Stress = 0.15. La liste des codes utilisés pour les espèces figure en annexe 10.10.

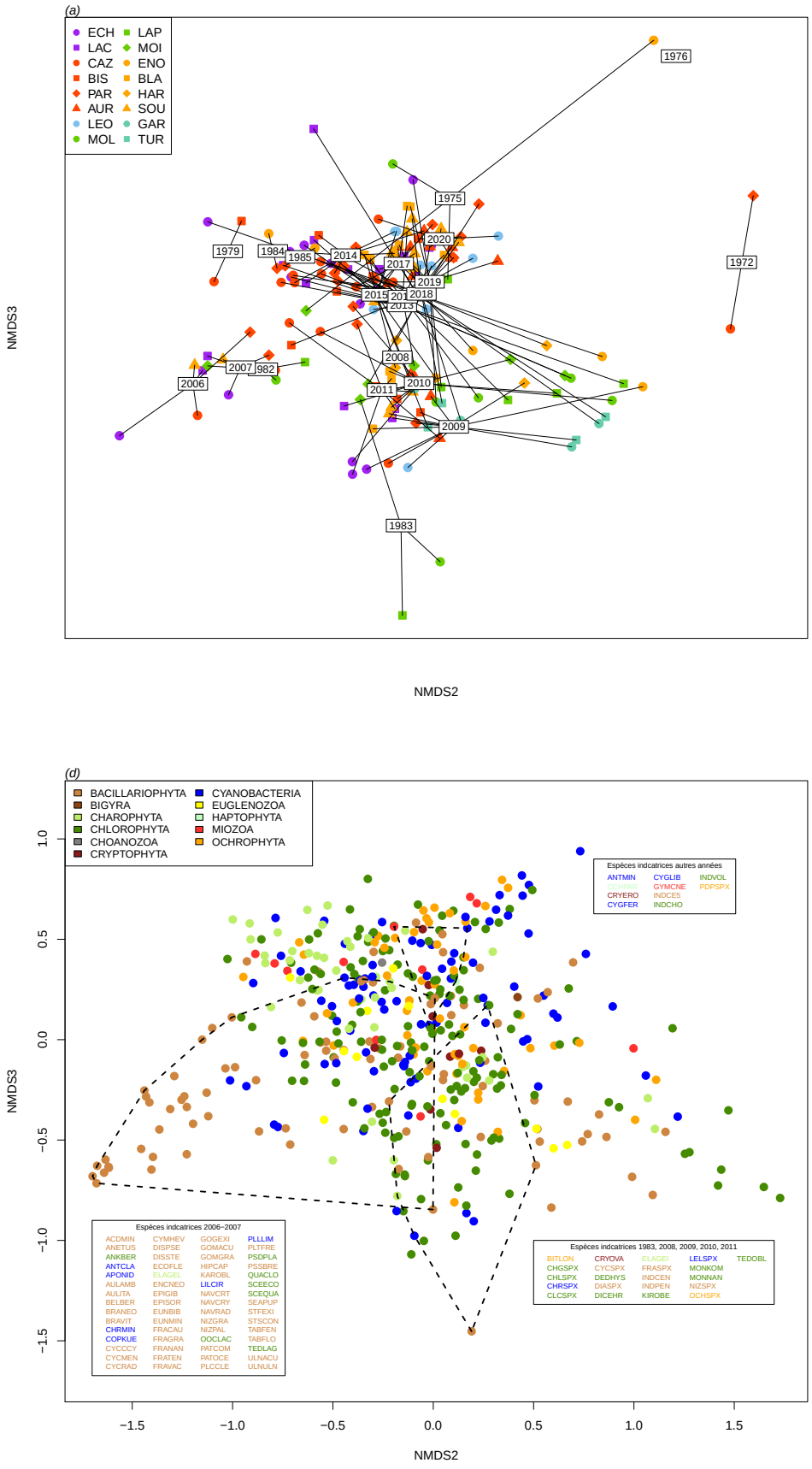


FIGURE 8.16 – Projection des échantillonnages effectués sur les plans d'eau du littoral aquitain entre 1975 et 2020 et des espèces sur les axes 2 et 3 de la NMDS. Stress = 0.15. La liste des codes utilisés pour les espèces figure en annexe 10.10.

L'espèce endémique *I. boryana* était initialement présente sur tous les plans d'eau étudiés, depuis Carcans-Hourtin jusqu'à l'étang de Léon et fut également noté dans l'étang Blanc (Dussaussois, 1994), mais n'est aujourd'hui retrouvé qu'à de rares localités dans le lac de Cazaux-Sanguinet. La lobélie de Dortmann (*L. dortmanna*) était auparavant très répandu dans les plans d'eau du littoral. Belloc (1896) notait ainsi que « *Cette plante se trouve presque partout dans les lacs de la Gironde. Hourtins, Lacanau, Cazau, Biscarrosse-Parentis, Aureilhan, Saint-Julien-en-Born, Soustons, etc., m'en ont donné de très beaux échantillons.* ». Aujourd'hui, on ne la retrouve plus que dans 4 plans d'eau (Fig. 8.17), Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et l'étang Blanc, et dans ce dernier, la population n'est actuellement plus composé que d'une trentaine de pieds. Cette diminution de la distribution des espèces à l'échelle régionale est aussi observée pour la Littorelle (*L. uniflora*) et le faux cresson de Thore (*T. verticillatinundata).* La petite plante carnivore *Aldrovandra vesicula* (bien que n'appartenant pas à la communauté des isoétides) a quant à elle complètement disparu de la région alors qu'elle était auparavant relativement abondante (Labadie and Wolf, 2013; Vanden Berghen, 1969).

Cette étude des flores anciennes dresse un bilan plutôt négatifs sur la dynamique de ces populations, et les données plus récentes semblent également suivre cette tendance. En effet, une comparaison de la proportion de secteurs occupée par ces espèces avant et après l'année 2000 révèle une forte diminution de l'occurrence de ces espèces, à l'exception de *T. verticillatinundata* (Fig. 8.18a). Le faible nombre de plans d'eau concernés ne permet cependant pas de tester statistiquement cette tendance. Seul le faux cresson de Thore apparait dans une dynamique positive qui doit cependant être nuancé par le fait que ce petit taxon est difficilement repérable et qu'il a pu être beaucoup moins recherché et observé dans les relevés du XXe siècle. En outre, il n'est présent sur les plans d'eau étudiés que sur un seul lac, celui de Cazaux-Sanguinet, limitant davantage l'interprétation d'une augmentation de la distribution de cette espèce.

Les espèces communes accompagnant ces communautés patrimoniales sont relativement stable entre le XXe et le XXIe siècle, même si l'on peut observe une légère diminution de l'occurrence du phragmite (Phragmites australis, Fig. 8.18b). Les espèces exotiques envahissantes les plus fréquentes (*Lagarosiphon major*, *Egeria densa* et *Ludwigia grandiflora* ou *peploides*) sont quant à elle dans une dynamique plutôt positive, et en particulier *E. densa* dont l'occurrence à fortement augmentée entre les deux périodes d'étude (Fig. 8.18b). Elle vient d'ailleurs de coloniser récemment le lac de Cazaux-Sanguinet, dans lequel elle était jusqu'à présent absente, puisqu'elle a été observé pour la première fois en dans le port de l'Estey. Sa colonisation y est d'ailleurs assez rapide et il est fort à parier que l'ensemble du lac ne devrait pas tardé à être totalement colonisé.

8.4.2 Dynamique de la diversité

La richesse spécifique et la diversité mesurée avec l'indice de Shannon est assez variable en fonction des plans d'eau et des dates de relevés. Les taxons n'ont aussi pas nécessairement fait l'objet d'une attention identique au fil du temps, rendant difficile l'interprétation des changements éventuels de diversité au cours du temps. Par conséquent, nous avons choisi de ne pas nous basé sur une liste considérée comme exhaustive de l'ensemble des taxons inventoriés mais sur une liste de 68 taxons, sélectionnés a priori, supposément avoir été inventorié de manière régulière au cours du temps (cf. Annexe 10.11).

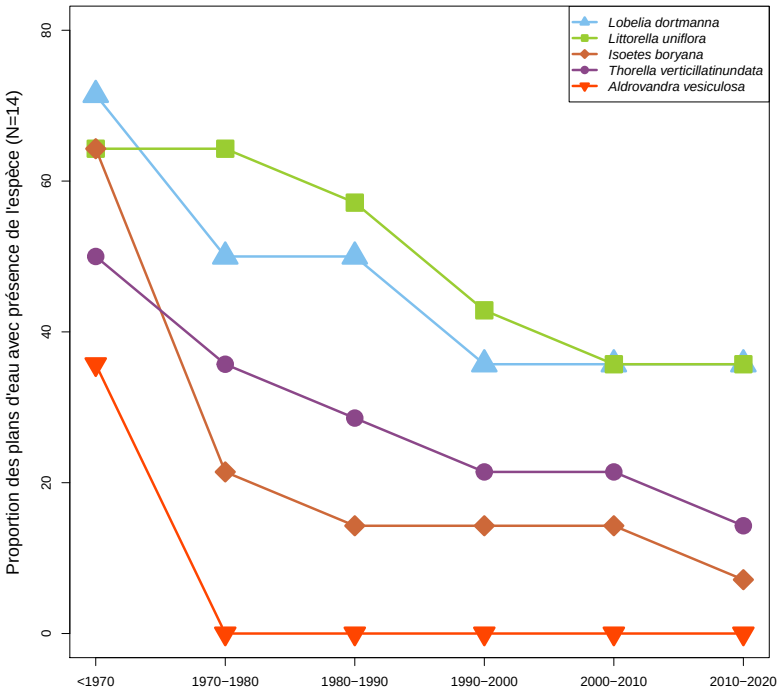


FIGURE 8.17 – Proportion des plans d'eau (sur 14 plans d'eau étudiés) avec présence des espèces patrimoniales par décennie.

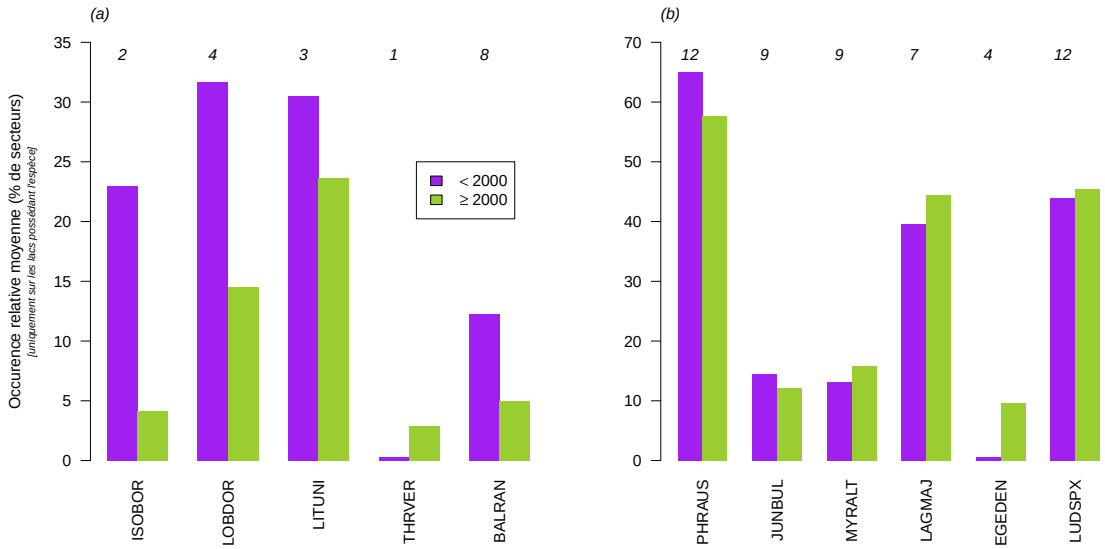


FIGURE 8.18 – Changement de l'occurrence moyenne de quelques espèces (% occupation de secteurs par plans d'eau) entre avant (barres violettes) et après (barres vertes) l'année 2000. Les chiffres au dessus des barres indiquent le nombre de plan d'eau considéré. ISOBOR : *Isoetes boryana*, LOBDOR : *Lobelia dortmanna*, LITUNI : *Littorella uniflora*, THRVER : *Thorella verticillatinundata*, BALRAN : *Baldellia ranunculoides* ; PHRAUS : *Phragmites australis* ; JUNBUL : *Juncus bulbosus*, MYRALT : *Myriophyllum alterniflorum*, LAGMAJ : *Lagarosiphon major* ; EGEDEN : *Egeria densa* et LUDSPX : *Ludwigia grandiflora* ou *peploides*.

Globalement, la richesse spécifique estimée[5], et dans une moindre mesure la diversité mesurées avec l'indice de Shannon, est plus élevé sur les grands lacs de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse (Fig. 8.19 et 8.20). Etant donnée que la richesse a été estimée via des courbes d'accumulation en fonction du nombre de secteurs, il est peu probable que cette valeur soit directement lié à la surface du lac. Cependant, les plus grands lacs supportent un pool d'espèce plus important permettant une colonisation plus facile des espèces entre les différents secteurs et favorisant donc la diversité. Aussi, les plus grands lacs possèdent une plus grande surface de prise au vent, un plus grand 'fetch', reconnu comme ayant un effet majeur sur la composition des communautés de macrophytes (Bertrin, 2018; Bertrin et al., 2018, 2017) permettant de créer des micro-habitats favorables à l'augmentation de la diversité. Cependant, la taille du plan d'eau et ses effets indirects liés au pool d'espèce ou à l'impact du vent et de la remise en suspension des sédiments ne permettent pas d'expliquer tous les patrons de diversité observés. En effet, le lac de Carcans-Hourtin, le plus vaste des plans d'eau étudié à une richesse taxonomique situé plutôt dans la moyenne et un indice de diversité légèrement inférieur à celui de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse. D'autres facteurs, locaux ou historiques participent également à l'explication des patrons de la diversité macrophytique des plans d'eau du littoral aquitain (Jamoneau et al., 2019).

Aussi, on peut noter qu'on ne retrouve pas nécessairement un lien entre les indices de diversité et la trophie des plans d'eau, les plans d'eau les plus oligotrophes comme Cazaux-Sanguinet ou Carcans-Hourtin ayant une diversité similaire à celles de plans d'eau plus eutrophes comme Parentis-Biscarrosse ou Léon.

La richesse spécifique et la diversité semble augmenter au cours du temps sur les lacs de Cazaux-Sanguinet, Parentis-Biscarrosse, La Prade, l'étang Blanc et l'étang du Turc. L'apparition de nouvelles espèces, et en particulier le développement des espèces exotiques envahissantes pourrait expliquer cette augmentation. Aussi, on ne peut pas exclure une plus grande intensité dans les mesures d'inventaire qui évolue au cours du temps avec l'expérience des agents impliqués. C'est particulièrement le cas pour les étangs de Ychoux et Léon pour lesquels la différence de diversité entre le 1er relevé et le ou les suivants suggère qu'un inventaire exhaustif de la végétation n'a pas été effectué à ces dates.

Les indices de diversité semblent diminuer sur le Petit étang de Biscarrosse et Aureilhan. A noter cependant que sur ce dernier, le relevé le plus récent reste très ancien puisque datant de 1993, soulignant la nécessité de retourner faire un inventaire plus récent de ce plan d'eau (c'est le cas aussi sur l'étang Blanc).

8.4.3 Changement de la composition

L'analyse de la dynamique de la composition spécifique des communautés de macrophytes au cours du temps a été effectuée avec la même liste d'espèce que pour l'étude de la diversité (cf.

5. Richesse estimée sur 14 secteurs grâce à la création de courbes d'accumulation de la richesse en fonction des secteurs. Cette méthode permet de comparer des plans d'eau de taille et avec un nombre de secteurs très différents.

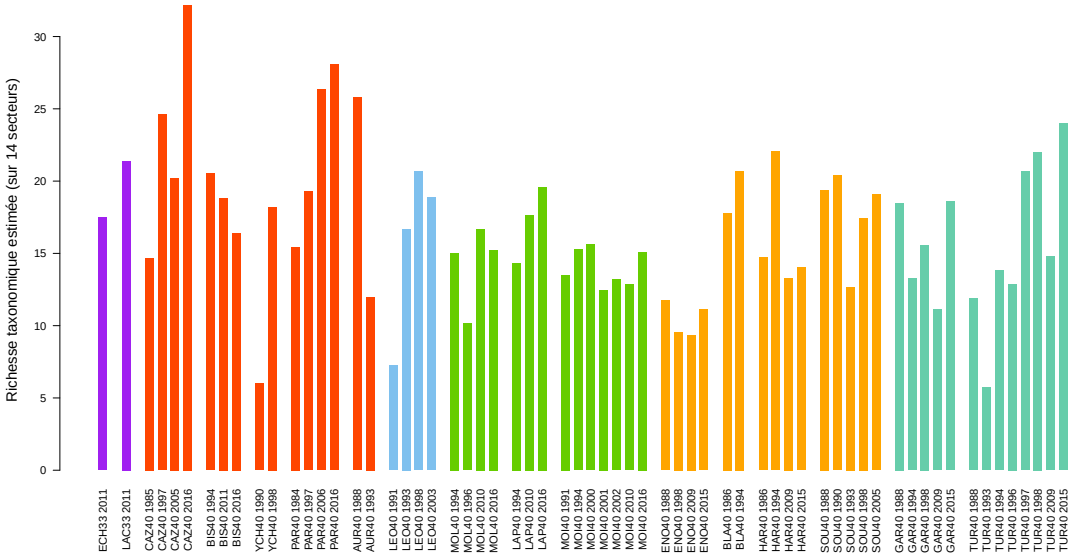


FIGURE 8.19 – Richesse taxonomique macrophytique estimée sur 14 secteurs à partir des courbes d'accumulation pour chaque plan d'eau et chaque date de relevés sur les plans d'eau du littoral aquitain. Code des lacs ECH33 : Carcans-Hourtin, LAC33 : Lacanau, CAZ40 : Cazaux-Sanguinet, BIS40 : Petit étang de Biscarrosse, YCH40 : Ychoux, PAR40 : Parentis-Biscarrosse, AUR40 : Aureilhan, LEO40 : Léon, MOL40 : Moliets, LAP40 : La Prade, MOI40 : Moïsan, ENO40 : Etang Noir, BLA40 : étang Blanc, HAR40 : Hardy, SOU40 : Soustons, GAR40 : Garros et TUR40 : Turc.

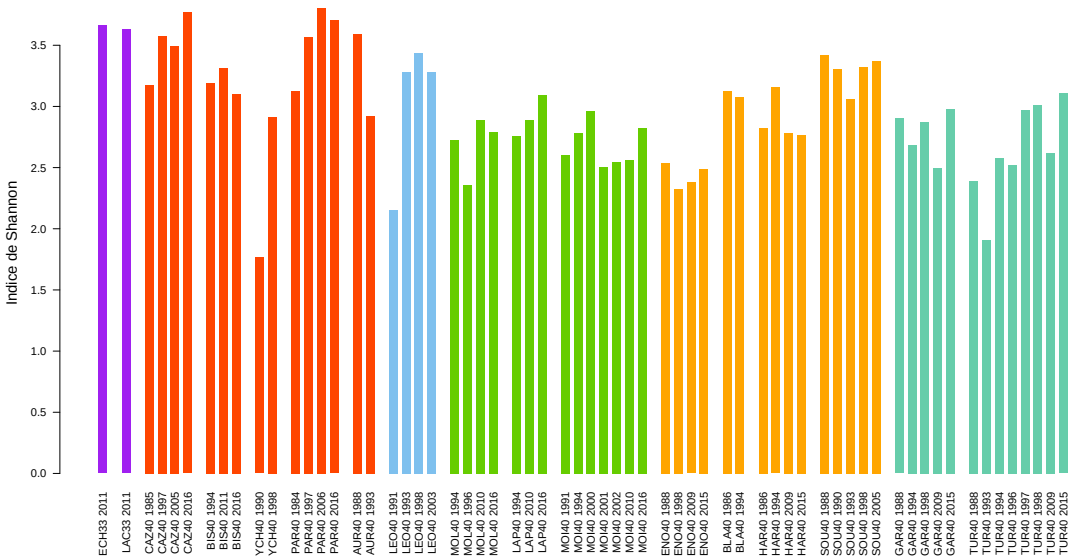


FIGURE 8.20 – Indice de diversité de Shannon des macrophytes pour chaque plan d'eau et chaque date de relevés sur les plans d'eau du littoral aquitain. Pour le nom des plans d'eau, *cf.* légende de la figure 8.19.

Annexe 10.11). Cette analyse [6] révèle des trajectoires particulières sur les plans d'eau du littoral (Fig. 8.21).

L'analyse de la composition révèle que, bien que les plans d'eau ont des communautés relativement bien individualisées, les trajectoires semblent converger vers le centre du graphique lorsque l'on observe la trajectoire des plans d'eau sur les axes 1 et 2 de la NMDS (Fig. 8.21a). Cette analyse semble indiquer que les communautés tendent à se banaliser, à s'homogénéiser en perdant les particularités qui leur sont propres. Ainsi, les communautés s'orientent vers une composition présentant des espèces hélophytes relativement généralistes avec *P. australis*, *Cladium mariscus*, *Lythrum salicaria, Myrica gale*, *Hypericum elodes* et *Mentha aquatica* dans lesquelles l'espèce exotique envahissante *E. densa* commence à apparaître (Fig. 8.21).

En dehors de ces trajectoires, les axes 1 et 2 semblent être fortement lié à un gradient de turbidité et de trophie. On retrouve en effet dans les valeurs positives des axes 1 et 2 les plans d'eau les plus turbides et les plus riches en nutriments (étangs de Turc, Garros, Soustons et Noir) caractérisé par la présence des lentilles d'eau (*Lemna sp., Azolla filiculoides*), de *Potamogeton crispus* ou encore *Najas marina*, espèces très tolérantes à des hautes teneurs en nutriements. A l'inverse, les communautés à isoétides se retrouvent dans les valeurs négatives des axes 1 et 2, où les lacs de Carcans-Hourtin, Lacanau et Cazaux-Sanguinet sont positionnés.

A noter que l'on retrouve dans les valeurs positive de l'axe 2 des espèces à feuilles flottantes, représentées par exemple par *Trapa natans*, *Menyanthes trifoliata* ou encore *Luronium natans* qui caractérisent notamment les étangs de Léon et de Soustons.

L'axe 3 de la NMDS semble lui séparer les communautés occupant les berges plutôt à pentes douces sableuses caractérisées par les communautés à isoétides (dans les valeurs négatives) et les communautés caractérisant les berges plus abruptes des zones plus organiques, avec des espèces comme *Osmunda regalis, Carex paniculata, L. salicaria, Lysimachia vulgaris* ou *Hibiscus palustris*. L'étang de Ychoux et l'étang Noir sont bien caractérisés par ces dernières communautés mais d'autres plans d'eau semblent évoluer dans cette direction : les étangs de Moïsan, Moliets et Hardy.

8.4.4 Synthèse

Les communautés de macrophytes des plans d'eau du littoral aquitain ont fortement évolué au cours des dernières décennies. C'est le cas des communautés à isoétides, caractérisées par des espèces emblématiques protégées à l'échelle nationale et régionale (*Isoetes boryana, Lobelia dortmanna* et *Littorella uniflora*). Ainsi, alors que ces espèces étaient par le passé largement répandues sur l'ensemble des lacs et étangs du littoral, elles sont aujourd'hui devenues rares et représentées uniquement sur quelques plans d'eau : *I. boryana* présent uniquement sur le lac de Cazaux-Sanguinet, *L. dortmanna* présente uniquement sur 4 plans d'eau et *L. uniflora* sur 5 d'entre eux. D'autres espèces, comme *Aldrovanda vesiculosa,* historiquement présente sur plusieurs lacs du littoral est aujourd'hui considérée comme disparue de la région et de la France.

La disparition de ces espèces s'accompagne de l'installation des espèces exotiques envahissantes sur les lacs et en particulier le *Lagarosiphon major* et *Egeria densa* qui continuent à étendre leur distribution. Bien que la richesse taxonomique et la diversité change relativement peu au

6. NMDS (Non-Metric Multdimensional Scaling) réalisé sur 3 dimensions. Stress = 0.14.

cours du temps ce n'est pas le cas de la composition des communautés. Dans l'ensemble, les plans d'eau tendent à perdre leur spécificité et les communautés de macrophytes s'orientent vers des compositions plus homogènes entre les différents lacs et étangs, caractérisées par des espèces plus généralistes et cosmopolites. Les pressions anthropiques qui s'accroissent de façon exponentielle ces dernières décennies sur les plans d'eau aquitains ont des conséquences fortes sur les communautés de macrophytes et il apparait urgent d'agir rapidement pour limiter ces effets et préserver les populations restantes d'une disparition annoncée.

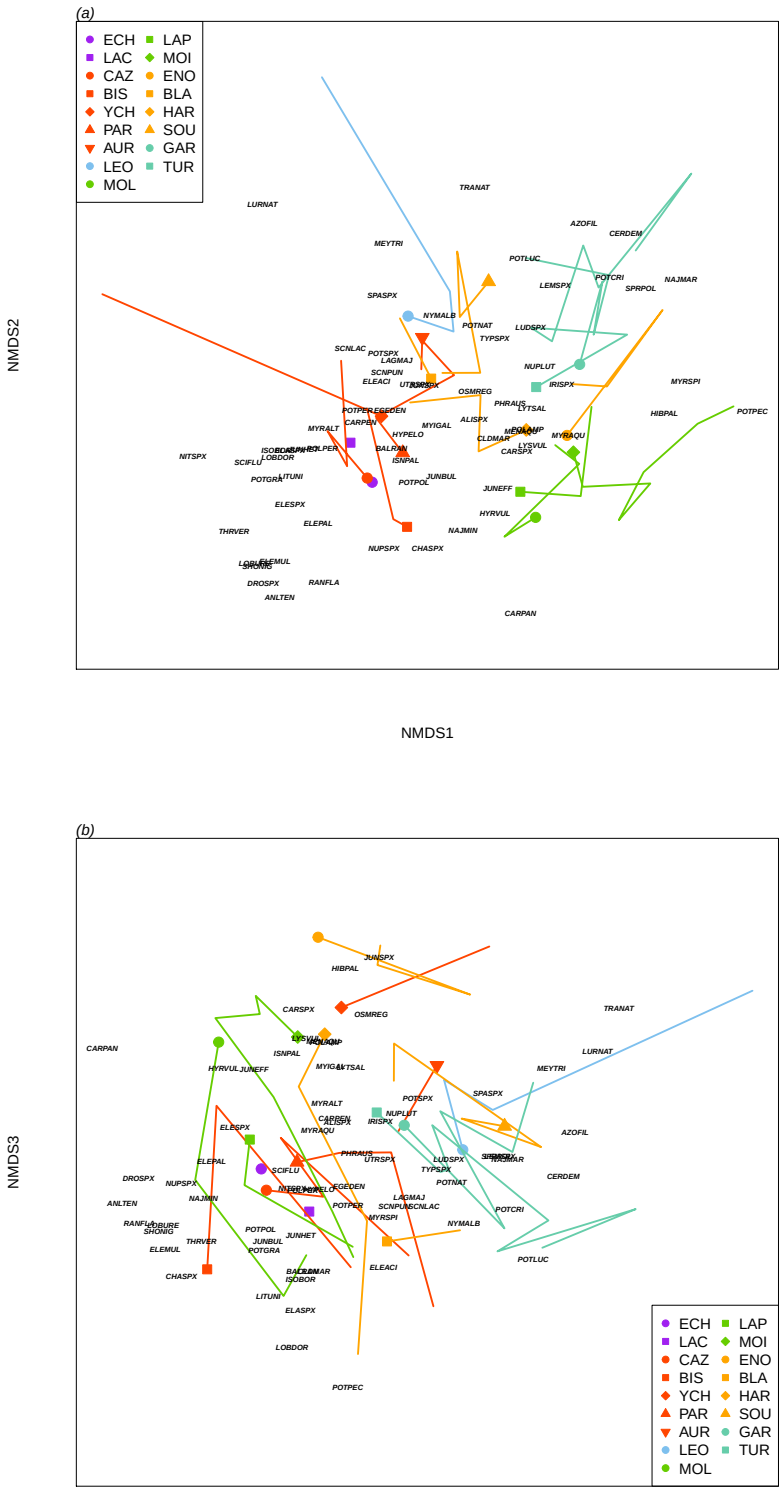


FIGURE 8.21 – Projection des plans d'eau par date et des espèces sur les 2 premiers axes de la NMDS (stress = 0.14) (a) et sur l'axe 2 et 3 (b). Pour le nom des plans d'eau, *cf.* légende de la figure 8.19. Les couleurs représentent les différents grands bassins versants. Les lignes représentent les trajectoires temporelle des plans d'eau, les symboles représentant la position du plan d'eau lors de l'inventaire le plus récent, alors que le début de la ligne représente la position du plan d'eau lors de son 1er inventaire.

Chapitre 9

Bibliographie

Anses (2012). Avis du 25 avril relatif à un plan de surveillance de la contamination par le mercure des poissons des lacs médocains et landais (réf : 2012-SA-0066).

Anses (2013). AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à la contamination par le mercure des poissons des lacs médocains et landais (2013-SA-0064 liées n° 2012-SA-0066 ; 2009-SA-0118).

Aquatiques, S. P. E. . M. (2012). Programme de surveillance des plans d'eau du bassin Adour-Garonne. Echantillonnage piscicole aux filets multimailles de l'étang de Soustons. Rapport Etude, SARL Pedon Environnement & Milieux Aquatiques.

Aquitain, G. L. (2015). Littoral aquitain - Synthèse des enjeux organisation de l'espace. Rapport d'étude, Mérignac, France.

Argillier, C., Cadic, N., Irz, P., Schlumberger, O., and Proteau, J.-P. (2004). Etude de la dynamique du peuplement piscicole de la retenue hydroélectrique d'Eguzon (36) - Rapport final. Rapport technique, Cemagref Montpellier.

Argillier, C. and Pronier, O. (1998). Enquête "gestion piscicole des plans d'eau" - synthèse nationale. Rapport technique, Cemagref, Montpellier.

Austin, J. A. and Colman, S. M. (2007). Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures : A positive ice-albedo feedback. *Geophysical Research Letters*, 34(6).

Barreau, J. J. (1996). Développements des herbiers de Lagarosiphon major sur le lac de Lacanau. Etat de la situation en juillet 1996.

Belloc, E. (1896). Flore et faune des lacs littoraux d'eau douce du golfe de Gascogne. In *Comptes rendus du congrès des sociétés savantes de Paris et des départements*, Section des sciences, pages 114–118. Imprimerie Nationale, Paris, ministère de l'instruction publique et des beaux-arts edition.

Bernard, P. (1994). Les zones humides. Rapport d'évaluation, Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques - Premier ministre - Commissariat général du plan, Paris.

Bertrin, V. (2018). *Écologie et déterminisme physique des peuplements de macrophytes dans les lacs naturels peu profonds - Application aux grands lacs du littoral aquitain de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse (Gironde, Landes)*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, Bordeaux.

Bertrin, V., Boutry, S., Alard, D., Haury, J., Jan, G., Moreira, S., and Ribaudo, C. (2018). Prediction of macrophyte distribution : The role of natural versus anthropogenic physical disturbances. *Applied Vegetation Science*, 21(3) :395–410.

Bertrin, V., Boutry, S., Dutartre, A., and Lambert, E. (2013). Communautés de Characées des lacs médocains (Sud-Ouest de la France). Eléments d'écologie et de distribution. *Acta Botanica Gallica*, 160(2) :131–140.

Bertrin, V., Boutry, S., Jan, G., Ducasse, G., Grigoletto, F., and Ribaudo, C. (2017). Effects of wind-induced sediment resuspension on distribution and morphological traits of aquatic weeds in shallow lakes. *Journal of Limnology*, 76(s1) :84–96.

Bertrin, V. and Dutartre, A. (2011). Evaluation de l'impact du faucardage sur les plantes aquatiques envahissantes de l'Etang Blanc (Landes). REBX Cemagref, Rapport Géolandes Compte rendu 2011.

Bertrin, V., Dutartre, A., Caro, A., Boutry, S., Moreira, S., and Jan, G. (2012). Communautés végétales aquatiques des lacs médocains. Rapport technique, Irstea, REBX, Carma.

Bertrin, V., Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., and Mazella, N. (2011a). Système d'Evaluation de la Qualité (SEQ - Plans d'eau) - Etang de Moisan (Landes) - Suivi 2010. REBX Cemagref, Rapport Géolandes.

Bertrin, V., Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., and Mazzella, N. (2011b). Système d'Evaluation de la Qualité (SEQ) Plans d'eau : étang de Moliets (Landes) - suivi 2009. Rapport technique, CEMAGREF, Unité de recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux.

Bertrin, V., Lanoiselée, C., Dutartre, A., Guibert, A., Holley, J.-F., Philippe, M., Barbe, J., and Argillier, C. (2007). Application de l'outil SEQ PE sur différents lacs situés dans la circonscription du district Adour-Garonne. Rapport Cemagref Bordeaux, Montpellier et Lyon. Rapport scientifique, Cemagref, Bordeaux, Montpellier, Lyon.

Bertrin, V., Vandenhende, M., Laplace-Treyture, C., Moreira, S., and Dutartre, A. (2009). Diagnostic écologique des milieux aquatiques du Palus de Molua : Projet de Réserve Naturelle Nationale des dunes et marais d'Hourtin. report, Irstea.

Beuffe, H. (2002). Bilan trophique des lacs et étangs landais. Campagne 2001. Rapport technique 133, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux.

Beuffe, H., Carbone, R., Coste, M., Dutartre, A., Operie, B., Roqueplo, C., and Torre, M. (1985). Etude écologique des étangs de Moliets, Laprade, Moisan (Landes) - Propositions d'aménagement de l'étang de Moisan. Rapport technique 22, Cemagref Bordeaux, Section qualité des eaux pêche et pisciculture.

Beuffe, H., Laplana, R., and Gaillard, B. (1994). Bilan trophique des plans d'eau landais et quantification des apports nutritifs aux étangs d'Aureilhan et Soustons. Rapport technique 67, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux.

Bouraï, L. (2018). Influence de l'histoire du paysage sur les communautés aquatiques des lacs aquitains du littoral. Rapport de fin d'études, AgroSup Dijon, Institut national supérieur des sciences agronomiques, de l'alimentation et de l'environnement, Dijon.

Boutry, S., Bertrin, V., and Dutartre, A. (2015). Indice Biologique Macrophytique Lac (IBML). Rapport technique.

Bruslé, J. and Quignard, J. P. (2001). *Biologie des poissons d'eau douce européens*. Tec & Doc. Lavoisier Tec & Doc, Paris.

Buquet, D. (2017). *Cycle des éléments biogènes dans les lacs côtiers en Gironde*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux.

Caillaud, M.-V. and Le Fouler, A. (2018). Evaluation et suivi de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire des étangs arrière-littoraux d'Aquitaine. Analyse diachronique 2012-2018 et grille d'évaluation. Rapport technique, Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.

Capdevielle, P. (1979). *Recherches écologiques et systématiques sur le phytoplancton du lac de Cazaux - Sanguinet - Biscarrosse*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux.

Capdevielle, P. (1988). Petit étang de Biscarrosse Landes - Milieu Tampon - Etude des variantes de la microflore algale en fonction des modifications physico-chimiques de la qualité de l'eau. Rapport technique, CRESS, Sanguinet.

Capdevielle, P., Cens, B., Darre, P., Dussaussois, G., and Grocq, P. (1976). Réserve naturelle de l'étang Noir. Rapport d'étude, SEPANSO - Société pour l'étude, la protection et l'aménagement de la nature dans le sud-ouest.

Castagnos, E. and Dutartre, A. (2001). Evolutions récentes des peuplements de plantes aquatiques exotiques dans les lacs et les étangs landais. Rapport technique 66, CEMAGREF Bordeaux, Département Gestion des Milieux Aquatiques.

Cellamare, M. (2009). *Evaluation de l'état écologique des plans d'eau Aquitain à partir des communautés de producteurs primaires*. Thèse de doctorat, Bordeaux, Bordeaux.

Cemagref (1982). Etude écologique des étangs de Moliets, Laprade, Moisan (Landes), 1982-1983. Rapport technique.

CEMAGREF (1986). Les plans d'eau du littoral aquitain - origine et caractéristiques. page 16, Le Teich, Gironde.

CEMAGREF (2008). Pêche scientifique sur l'étang Blanc. Compte rendu d'exécution, Cemagref.

C.E.N. (2005). Qualité de l'eau - Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. Rapport technique NF EN 14757.

Chappaz, R., Brun, G., and Olivari, G. (1989). Contribution à l'étude du régime alimentaire, de la croissance et de la fécondité de la perche (Perca fluviatilis L.) dans un lac oligotrophe de région tempérée. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2 :95–107.

Clement, B. and Aidoud, A. (2009). *Resistance against eutrophication based on 40-year diachronic study (1966-2006) on marginal wetlands of oligotrophic shallow lakes in south-west of France.*

Clus-Auby, C. (2003). Chapitre II. Les mesures de l'évolution des rivages. In *La gestion de l'érosion des côtes : l'exemple Aquitain*. Pessac, presses universitaires de bordeaux edition.

concept, H. (2015a). Pêche d'inventaire pisciocole aux filets multimailles sur le petit étang de Biscarrosse. Rapport d'étude du peuplement piscicole du petit etang de Biscarrosse, Hydro Concept.

concept, H. (2015b). Rapport d'étude du peuplement piscicole de l'étang d'Aureilhan Mimizan. Rapport d'étude du peuplement picicole de l'étang d'Aureilhan Mimizan.

concept, H. (2015c). Rapport d'étude du peuplement piscicole de l'étang de Parentis Biscarrosse (40). Rapport d'étude, Hydro Concept.

CTGREF (1974a). Les petits étangs landais - Aureilhan, Léon, Soustons - Constat de l'état actuel - Qualité de l'eau - Comblement - 1973-1974. Rapport pour la Mission Interministérielle pour l'Aménagement de la Cote Aquitaine Etude n°5, CTGREF.

CTGREF (1974b). Les petits étangs landais - Constat de l'état actuel - Programme de lutte et de prévention contre le comblement - Etang d'Aureilhan. Rapport pour la Mission Interministérielle pour l'Aménagement de la Cote Aquitaine Etude n°9, CTGREF.

Darblade, S. and Ducailar, C. (2018a). Plan de gestion 2017-2026. Annexes. Rapport technique, Réserve Naturelle ZEtang Noir & Syndicat Mixte de Gestion des Milieux Naturels, Seignosse.

Darblade, S. and Ducailar, C. (2018b). Plan de gestion 2017-2026. Section A : Diagnostic de la Réserve Naturelle Nationale de l'Etang Noir. Rapport technique, Réserve Naturelle Etang Noir & Syndicat Mixte de Gestion des Milieux Naturels, Seignosse.

Dartau (2014). Site Index Anguille Soustons – Suivi 2014. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dartau (2017). Site Index Anguille Soustons – Suivi 2017. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dartau (2018). Site Index Anguille Courant de Soustons – Campagne de suivi 2018. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dartau, B. (2012). Site Index Anguille Soustons – Mise en place et suivi 2011-2012. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dartau, B. (2013). Site Index Anguille Soustons – Suivi 2013. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dartau, B. (2015). Site Index Anguille Soustons – Suivi 2015. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dartau, B. (2016). Site Index Anguille Soustons – Suivi 2016. Rapport technique Migradour, Migradour.

Dauba, F. and Biro, P. (1992). Growth of bream, abramis brama l., in two outside basins of different trophic state of lake Balaton. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie*, 77(2) :225–235.

Daupagne, L., Rolan-Meynard, M., Dublon, J., and Argillier, C. (2019). Enquête sur la gestion piscicole des plans d'eau français - synthèse nationale. Rapport d'étude, Irstea, Aix-en-Provence.

Dauzats, G. (1878). Note sur le littoral d'Arcachon à Bayonne. *Bulletin de la société de géographie commerciale de Bordeaux*, 2 :233–238.

de Bordeaux), G. U., de microbiologie de l'université de Bordeaux, L., and CTGREF (1979). Etude écologique de l'étang du Cousseau 1979 - 1980. Rapport technique.

de Crespin de Billy, V. and Ditche, J. M. (1996). *Etude hydrobiologique du Gour de Tazenat : la qualité de ses eaux, son plancton, sa faune ichtyologique et son bassin versant*. Thèse de doctorat, Blaise Pascal - Clermont Ferrand II, Clermont Ferrand.

de Géodynamique de l'Université de Bordeaux 3, I. (1987). Le Lac de Parentis-Biscarrosse et son environnement en 1984-1985 - Tome 1 - Synthèse des résultats - 1987. Rapport technique, Institut de Géodynamique de l'Université de Bordeaux III.

de la guerre Section économique de la 18e région Comité consultatif d'action économique, M. (1917). *Enquête sur la reprise et le développement de la vie industrielle dans la région landaise*. G. Delmas, Bordeaux, 2eme édition edition.

de l'Eau Adour Garonne, A. (2016). Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Adour-Garonne 2016-2021. Rapport technique, Agence de l'Eau Adour Garonne, Toulouse, France.

d'Elbée, R., Bernard, J., and Meyer, E. (2018). Suivi décennal de la faune piscicole sur la RNN de L'Etang de Cousseau. Rapport FDAAPPMA33 - SEPANSO-Réserve Naturelle Etang de Cousseau.

Denys, G., Dettai, A., Persat, H., Hautecoeur, M., and Keith, P. (2014). Morphological and molecular evidence of three species of pikes Esox Spp. (Actinopterygii, Esocidae) in France, including the description of a new species. *Comptes Rendus Biologies*, 337(9) :521–534.

des Forêts, O. N. (2010). Réserve biologique dirigée de Vire Vieille, Vignotte et Batejin (Gironde). Rapport de présentation en vue de la création de la réserve et premier plan de gestion, ONF, Bruges, France.

des Forêts, O. N. (2014). Plan de gestion de la réserve naturelle des dunes et marais de Hourtin (Hourtin, Gironde). Plan de gestion, ONF, Bruges, France.

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

Duffard, C. (1897). Les embouchures et les lits anciens de l'Adour avant le XVIe siècle. *Bulletin de la société de géographie commerciale de Bordeaux*, (1-2) :65–83.

Dussaussois, G. (1994). Prospections floristiques en Gironde 3. *Bulletin de la société linnéenne de Bordeaux*, 22(3) :133–140.

Dutartre, A. (1988a). Flore aquatique de l'étang de Hardy - Reconnaissance du 25 juillet 1986. Compte rendu 55, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux.

Dutartre, A. (1988b). Répartition d'une plante récemment introduite dans le lac de Lacanau (Gironde) : Lagarosiphon major. Observations du 16/10/198. Compte rendu N° 58, Cemagref, Groupement de Bordeaux, Division Qualité des Eaux.

Dutartre, A. (2006). Les plantes aquatiques des lacs et des étangs du littoral aquitain : des plantes rares aux plantes envahissantes. Les "rencontres" littéraires et artistiques d'Hossegor, page 21, Hossegor.

Dutartre, A., Bertrin, V., Delest, B., Eon, M., Fournier, A., Jan, G., Laplace-Treyture, C., Madarassou, K., Moreira, S., Morin, S., and Rosebery, J. (2014a). Evaluation de l'impact de la moisson de Lagarosiphon major dans l'Etang Blanc (Landes). Compte rendu 2013, Irstea, CARMA, Géolandes.

Dutartre, A., Bertrin, V., Jan, G., Labrousse, B., Lagrola, M., Laplace-Treyture, C., Mazzella, N., and Moreira, S. (2014b). Système d'évaluation de la qualité (SEQ) Plans d'eau littoraux landais (2009-2010). Rapport technique, Irstea, Unité de Recherche Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux.

Dutartre, A., Beuffe, H., Carbone, R., Coste, M., Laffont, A. I., Roqueplo, C., Torre, M., Gross, F., Rofes, G., and Jeoffre, E. (1987). Le Lac de Parentis-Biscarrosse et son environnement en 1984-1985 - Tome 3 - Qualité des eaux du système lacustre - Bilan de matières - Hydrobiologie et évolution de l'état du lac - 1987. Rapport technique, Institut de Géodynamique de l'Université de Bordeaux III ; Cemagref Bordeaux.

Dutartre, A., Beuffe, H., Carbone, R., Coste, M., Operie, B., Roqueplo, C., and Torre, M. (1985). Etude écologique des étangs de Moliets, Laprade, Moïsan (Landes) 1982-1983. Propositions d'aménagement de l'étang de Moïsan. Etude n°22. Etude Etude n°22, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux ; SRAE Aquitaine ; GEREA ; MIACA, Bordeaux.

Dutartre, A., Beuffe, H., Delarche, A., Gardes, C., Roqueplo, C., and Torre, M. (1986). Qualité des plans d'eau du littoral landais. Synthèse réalisée dans le cadre d'une évaluation de l'impact des projets de développement touristique sur les lacs et étangs landais Etude n°28, CEMAGREF.

Dutartre, A., Castagnos, E., and Laplace-Treyture, C. (1999). Suivi du développement des plantes aquatiques exotiques sur quatre étangs landais (Garros, Léon, Soustons, Ychoux) - Propositions d'interventions. Rapport technique 38, CEMAGREF.

Dutartre, A., Codhant, H., Fournier, L., and Oyarzabal, J. (1993). Retenue des forges Ychoux (Landes) - Développement de végétaux aquatiques - Bilan des opérations de controle - Propositions. Rapport technique 87, CEMAGREF.

Dutartre, A., Delarche, A., and Dulong, J. (1989). Plan de gestion des la végétation aquatique des lacs et étangs landais. Rapport technique 38, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux et Université de Bordeaux I, Groupe d'Etudes et de Recherches en Ecologie Appliquée.

Dutartre, A., Gérard, L., and Laplace-Treyture, C. (2003). Etang de Léon (40) - Suivi du développement des plantes aquatiques exotiques - Propositions de gestion. Rapport d'étude 83, CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, Unité de recherche Qualité des Eaux, Cestas.

Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., Bertrin, V., and Madigou, C. (2006). Suivi des communautés de macrophytes de l'étang d'Aureilhan (Landes) en relation avec le dragage du plan d'eau. Rapport technique, CEMAGREF, Unité de recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux.

Dutartre, A., Leveau, D., and Moreau, A. (1997). Suivi du développement des plantes aquatiques exotiques - Propositions d'interventions - Lacs de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarosse. Géolandes 35, CEMAGREF Bordeaux, Division Qualité des Eaux.

Dutartre, A., Oyarzabal, J., and Fournier, L. (2005). Interventions du Syndicat mixte Géolandes dans la régulation des plantes aquatiques envahissantes des lacs et des étangs du littoral landais. *aestuaria*, 6 :79–97.

Européenne, C. (2000). Directive 2000/60/ce du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000.

FDAAPPMA (1999). Plan départemental pour la protection du milieu aquatique et la gestion des ressources piscicoles (PDPG). Rapport technique.

FDAAPPMA (2017). Plan de gestion piscicole local lac de parentis-biscarrosse-gastes-ste eulalie (pgpl) années 2017-2021. Rapport technique.

FDAAPPMA33 (2009). Etat des lieux de la faune piscicole de l'étang et du marais de Cousseau - inventaires piscicoles 2008 dix ans après la reconnexion hydraulique. Rapport.

FDAAPPMA33 (2010). Plan départemental pour la protection du milieu aquatique et la gestion des ressources piscicoles de la Gironde. Rapport méthodologique PDPG 33.

FDAAPPMA33 (2012). Plan de gestion piscicole local (PGPL) des AAPPMA des lacs médocains : 2012-2016. Rapport technique.

FDAAPPMA33 (2015). Etude sur le comportement alimentaire du silure glane (Silurus glanis) sur les lacs médocains. Rapport technique.

FDAAPPMA40 (2017a). Association Agréée pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique de Léon et ses Environs - PLAN DE GESTION PISCICOLE LOCAL (PGPL) - Années 2017 - 2021. Rapport technique, Tartas.

FDAAPPMA40 (2017b). Plan de gestion piscicole contexte cazaux-sanguinet années 2017-2021. Rapport technique.

François, Y. (1948). Recherches sur l'hydrobiologie piscicole des étangs des landes. L'étang de Lacanau. *Annales de la Station Centrale d'Hydrobiologie Appliquée*, pages 129–142.

Gabignon, Y. (1978). Réserve naturelle de l'étang de Cousseau (Gironde) - Premier inventaire hydrobiologique de l'étang (été 1978) - Paramètres physico-chimiques et biologiques. Rapport technique.

Gabignon, Y. (1979). Petit lac de Biscarrosse (Landes) - Constat de l'état actuel. Paramètres physico-chimiques et biologiques. - Mars 1978 à Mars 1979 -. Rapport technique.

Garcia-Berthou, E. and Moreno-Amich, R. (2000). Food of introduced pumpkinseed sunfish : ontogenetic diet shift and seasonal variation. *Journal of Fish Biology*, 57 :29–40.

Gaubert, G. (1945). Heures canadiennes sur nos étangs landais. *Bulletin de la société de géographie de Toulouse*, (165) :113–120.

Géolandes (2013a). SAGE Etangs littoraux Born et Buch. SAGE, Syndicat Mixte Géolandes, Mont-de-Marsan.

Géolandes (2013b). SAGE Etangs littoraux Born et Buch - Diagnostic. Rapport technique, Syndicat Mixte Géolandes, Mont-de-Marsan.

Géolandes (2013c). SAGE Etangs littoraux Born et Buch - Etat initial. Rapport technique, Syndicat Mixte Géolandes, Mont-de-Marsan.

GEREA (2021). Plan de gestion (2022-2031) de la réserve Naturelle du Courant d'Huchet. Rapport technique, Syndicat Intercommunal d'Aménagement et de Gestion de la Réserve Naturelle du Courant d'Huchet Léon, Moliets et Maâ, Vielle-Saint-Giron.

Giraux, P. (1999). Etude préalable à une démarche de gestion intégrée sur le bassin versant des lacs médocains. Etat des lieux et proposition d'un outil pour une gestion globale de l'eau. Rapport technique.

Goursaud (1878). Les landes et les dunes de Gascogne. *Revue des Eaux et des Forêts*, 17 :289–297.

Grandjean, C. (1896). Les landes et les dunes de Gascogne. *Bulletin de la société de géographie commerciale de Bordeaux*, pages 129–138.

Hammami, B. (2020). Identification des pressions anthropiques sur les bassins versants des lacs littoraux aquitains. Mémoire de fin d'étude, École Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse, Toulouse, France.

Hobday, A. J., Alexander, L. V., Perkins, S. E., Smale, D. A., Straub, S. C., Oliver, E. C. J., Benthuysen, J. A., Burrows, M. T., Donat, M. G., Feng, M., Holbrook, N. J., Moore, P. J., Scannell, H. A., Sen Gupta, A., and Wernberg, T. (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, 141 :227–238.

Hoestlandt, H. (1980). La perche en France : biologie et nanisme. *La pisciculture française*, 60 :39–48.

Hölker, F. and Thiel, R. (1998). Biology of Ruffe (Gymnocephalus cernuus (L.)) - A review of selected aspects from European Literature. *Journal of Great Lakes Research*, 24(2) :186–204.

Irz, P., Argillier, C., Sgliocco, M., Cadic, N., Schlumberger, O., and Proteau, J.-P. (2002). Régulation du peuplement ichtyologique de l'étang des aulnes (13). Rapport d'étude, Cemagref Montpellier.

Jacquart, A. (2006). Les facteurs déterminants la croissance de la perche (Perca fluviatilis) : une méta-analyse à l'échelle de l'aire de distribution de l'espèce. Rapport technique, Université des Sciences et Technologie de Lille 1, Lille.

Jamet, J.-L. and Desmolles, F. (1994). Growth, reproduction and condition of Roach (Rutilus rutilus (L.)), Perch (Perca fluviatilis (L.)) and Ruffe (Gymnocephalus cernuus (L.)) in eutrophic lake Aydat (France). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie*, 79(2) :305–322.

Jamoneau, A., Bouraï, L., Devreux, L., Percaille, L., Queau, A., and Bertrin, V. (2019). Rôle de l'histoire du paysage sur la diversité des macrophytes dans les lacs du littoral Aquitain. *Dynamiques environnementales. Journal international de géosciences et de l'environnement*, (43-44) :32–51.

Jamoneau, A., Bouraï, L., Devreux, L., Percaille, L., Queau, A., and Bertrin, V. (2021). Influence of historical landscape on aquatic plant diversity. *Journal of Vegetation Science*, 32(1) :e12839.

John, D., Whitton, B., and Brook, A. (2011). *The freshwater algal flora of the British Isles : an identification guide to freshwater and terrestrial algae. Second Edition*. Cambridge University Press, Cambridge.

Jolivet, C., Augusto, L., Trichet, P., and Arrouays, D. (2007). Forest soils in the Gascony Landes Region : formation, history, properties and spatial variability. *Revue Forestière Française*, LIX(1) :7–30.

Jullien, J.-L. (1968). *Etude hydrogéologique du plio-quaternaire de la région de Soustons (Landes)*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, Bordeaux.

Kangur, P. (1996). On the biology of bream, Abramis brama (L.) in lake peipsi in 1994. *Hydrobiologia*, 338 :173–177.

Kohler, A. (1978). Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Susswasserbiotopen. *Landschaft und Stadt*.

Labadie, A. and Wolf, A.-E. (2013). *Un pêcheur-batelier sur l'étang de Léon et le courant d'Huchet - Souvenirs d'André Labadie, illustrés de documents naturalistes*. Léon, bureau des bateliers edition.

Laplace-Treyture, C. and Moreira, S. (2016). Rapport d'activité du suivi scientifique des plans d'eau de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarosse - Année 2014. Rapport technique, Irstea, Unité de Recherche Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux.

Laplace-Treyture, C., Moreira, S., Eon, M., and Jan, G. (2017). Rapport d'activité du suivi scientifique des plans d'eau de Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse – Année 2016. Rapport d'activité, Irstea, Unité de Recherche Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux, Bordeaux.

Laplace-Treyture, C. and Prévost, E. (2014). Rapport d'activité du suivi scientifique des plans d'eau de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse : année 2013. Rapport technique.

Le Treut, H. (2013). Les impacts du changement climatique en Aquitaine : un état des lieux scientifique. *Pessac : Presses Universitaires de Bordeaux : LGPA-Editions*, page 365.

Lloyd, J. and Foucaud, J. (1886). Flore de l'Ouest de la France. In *Société des sciences naturelles de la Charente inférieure - Annales de 1885*, volume 2, page 454. La Rochelle, académie de la rochelle edition.

Logez, M., Maire, A., and Argillier, C. (2015). Principes et méthodes de calcul de l'indice ichtyofaune lacustre, IIL. Rapport technique, Irstea, pôle Onema-Irstea.

Maiz'Europ' (2017). Plein phare sur le maïs en région Aquitaine.

Marensin-Nature (2010). Documents d'objectifs des zones humides du Marensin - Tome 1. Rapport technique, Préfecture des Landes, Mont-de-Marsan.

Maury-Brachet, R., Anschutz, P., Baudrimont, M., Bertrin, V., Boutry, S., Buquet, D., Charbonnier, C., Feurtet-Mazel, A., Gassie, C., Gentes, S., Guyoneaud, R., Jan, G., Legeay, A., Moreira, S., Pedrero-Zayas, Z., Poirier, D., and Ribaudo, C. (2020). Contamination polymétallique des Lacs AQuitains et impacts Humains (CLAQH). Rapport technique.

Miguet, P., Logez, M., and Argillier, C. (2018). Incertitudes liées à l'échantillonnage - Effet de la date de la campagne de pêche sur l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau par l'ichtyofaune. Rapport AQUAREF, Irstea Aix-en-Provence.

Mooij W. M., Van Densen W. L. T., Lammens E. H. R. R. (1996). Formation of year-class strength in the bream population in the shallow eutrophic lake tjeukemeer. *Journal of Fish Biology*, 48(1) :30–39.

Moreira, S., Laplace-Treyture, C., Eon, M., and Jan, G. (2016). Rapport d'activité du suivi scientifique des plans d'eau de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis- Biscarrosse - Année 2015. Rapport d'activité, Irstea, Unité de Recherche Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux, Bordeaux.

Nouvelle-Aquitaine", O. (2018). Etat des lieux sur le changement climatique et ses incidences agricoles en région Nouvelle-Aquitaine. Rapport technique, Chambre régionale d'agriculture Aquitaine.

O.C.D.E. (1982). Eutrophisation des eaux : méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte. Rapport technique, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris.

Onema (2008). Protocole inventaire piscicole dans l'Etang Noir : espèce recherchée principalement le Sandre. Rapport technique, Rapport Onema, Fédération départementale 40, Réserve Naturelle.

O'Reilly, C. M., Sharma, S., Gray, D. K., Hampton, S. E., Read, J. S., Rowley, R. J., Schneider, P., Lenters, J. D., McIntyre, P. B., Kraemer, B. M., Weyhenmeyer, G. A., Straile, D., Dong, B., Adrian, R., Allan, M. G., Anneville, O., Arvola, L., Austin, J., Bailey, J. L., Baron, J. S., Brookes, J. D., de Eyto, E., Dokulil, M. T., Hamilton, D. P., Havens, K., Hetherington, A. L., Higgins, S. N., Hook, S., Izmest'eva, L. R., Joehnk, K. D., Kangur, K., Kasprzak, P., Kumagai, M., Kuusisto, E., Leshkevich, G., Livingstone, D. M., MacIntyre, S., May, L., Melack, J. M., Mueller-Navarra, D. C., Naumenko, M., Noges, P., Noges, T., North, R. P., Plisnier, P.-D., Rigosi, A., Rimmer, A., Rogora, M., Rudstam, L. G., Rusak, J. A., Salmaso, N., Samal, N. R., Schindler, D. E., Schladow, S. G., Schmid, M., Schmidt, S. R., Silow, E., Soylu, M. E., Teubner, K., Verburg, P., Voutilainen, A., Watkinson, A., Williamson, C. E., and Zhang, G. (2015). Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, page 2015GL066235.

Padisák, J. (2005). Phytoplankton. In *The lakes handbook - Lake restoration and rehabilitation*, volume 1. O'Sullivan P. E. and Reynolds C. S., blackwell publishing edition.

Percaille, L. (2015). Effet de l'histoire du paysage sur la diversité macrophytique des lacs Aquitains. Rapport de fin d'étude, ENSEGID, Bordeaux.

Peron, N. (1997). Bilan piscicole de l'étang de Cousseau. Raport DESS Dynamique des écosystèmes asuatiques, Université de Pau et des Pays de l'Adour.

Prats, J. and Danis, P.-A. (2019). An epilimnion and hypolimnion temperature model based on air temperature and lake characteristics. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (420) :8.

Queau, A. (2016). L'occupation du sol passée : Influence sur la composition des communautés végétales aquatiques des lacs Aquitains du littoral. Rapport de fin d'étude, Université de Lorraine.

Rabourdin, M. (2017). Évolution historique de l'occupation du sol de la Réserve Naturelle du Courant d'Huchet. Rapport technique, Syndicat Intercommunal d'Aménagement et de Gestion Léon, Moliets-et-Maâ, Vielle-Saint-Girons.

Reclus, É. (1864). LE LITTORAL DE LA FRANCE : IV. LES LANDES DE BORN ET DU MARENSIN. *Revue des Deux Mondes (1829-1971)*, 53(1) :191–217.

REEE-ESC", G. (2019). Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). Rapport technique, Ministère de la Transition écologique et solidaire, Paris.

Renard (2012). Espèce cible : Le sandre. Suivi des alevinages et de l'halieutisme sur le lac de Mimizan. Rapport technique, Fédération des Landes pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique.

Renard, V. (2011). Espèce cible : Le sandre. Suivi des alevinages et de l'halieutisme sur le lac de Mimizan. Rapport technique, Fédération des Landes pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique.

Ribaudo, C., Jan, G., and Bertrin, V. (2016). Distribution spatiale des herbiers d'hydrophytes exotiques dans les grands lacs aquitains. Research Report, irstea.

Rigaud, C., Beaulaton, L., Briand, C., Charrier, F., Feunteun, E., Mazel, V., Pozet, F., Prévost, E., Tréguier, A., and Verreault, G. (2015). Expertise du repeuplement de civelles en France de 2011 à 2013. Rapport GRISAM.

Roqueplo, C. (2000). Synthèse des observations réalisées de 1979 à 1998 sur les populations de poissons de l'étang de Cousseau. Etude n°61, Cemagref Bordeaux.

Saint-Olympe, L. (2007). Rapport d'étude du peuplement de l'étang de Hourtin-Carcans (33). Rapport d'étude, ONEMA.

Saint-Olympe, L. (2008a). Rapport d'étude du peuplement de l'étang d'aureilhan-mimizan (40). Rapport d'étude, ONEMA.

Saint-Olympe, L. (2008b). Rapport d'étude du peuplement de l'étang de Parentis-Biscarosse (40). Rapport d'étude, ONEMA.

Saint-Olympe, L. (2012). Rapport d'étude du suivi piscicole de l'étang de Lacanau (33). Rapport d'étude, ONEMA.

Saint-Olympe, L. (2014). Rapport d'étude du peuplement de l'étang de Hourtin-Carcans (33). Rapport d'étude, ONEMA.

Saint Olympe, L. (2018). Rapport d'etude du peuplement de l'Etang de Petit-Biscarrosse (40). Rapport Onema, Onema.

Sargos, J. (1997). *Histoire de la Forêt Landaise - Du désert à l'âge d'or*. Toulouse, France, l'horizon chimérique edition.

Schlumberger, O. and Elie, P. (2008). *Poissons des lacs naturels français - écologie des espèces et évolution des peuplements*. Quae edition.

SEPANSO (2015). Plan de gestion de la réserve naturelle de l'étang de Cousseau 2015-2019. Rapport technique.

Shmida, A. and Wilson, M. V. (1985). Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12(1) :1–20.

SIAEBVELG (2013). Schéma d'aménagement et de gestion des eaux - Documents d'objectifs Natura 2000 des lacs Médocains. Rapport technique.

SIAEBVELG (2014). Historique des niveaux d'eau sur le bassin versant des lacs médocains 1978 - 2013. Rapport technique.

SIAEBVELG (2015). Plan d'actions pour la préservation et la valorisation des zones humides des lacs médocains. Rapport technique, Carcans.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W., and Duncan, A. (1986). The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol*, 106(4) :433–471.

Song, X.-P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., and Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560 :639–643.

Sourisseau, B. (1967). *Etude hydrogéologique du Plio-Quaternaire de la région de l'étang de Léon*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, Bordeaux, France.

Tastet, J.-P., Lalanne, R., Maurin, B., and Dubos, B. (2008). Geological and archaeological chronology of a late Holocene coastal enclosure : The Sanguinet lake (SW France). *Geoarchaeology*, 23(1) :131–149.

Thiveaud, J.-M. (1993). *La compagnie des Landes - Duex siècles d'aménagement d'une région*. PAU, p.a.u. litt. edition.

Tiberghien, G. (1980). Zones humides en position de lisière dans l'espace et dans le temps - Analyse comparative de deux étangs d'Aquitaine. Rapport définitif de fin de contrat, Unité d'Etudes Ecologiques Régionales d'Aquitaine (U.E.E.R.A / O.P.I.E), INRA Centre d'Hydrobiologie de Biarritz-St-Pée.

Timmermans, J. A. (1989). Données sur la croissance de quelques espèces de poissons dans des étangs de Campine. *Travaux de la Station de Recherches Forestières et Hydrobiologiques, Groenendaal*, 56 :3–34.

Tourneur, P. (2012). Document d'objectifs du site Natura 2000 FR200681 "Zones humides de l'arrière dune du littoral girondin". Rapport technique, Office National de Forêts, Bordeaux, France.

Touron, J.-M. (2016). Rapport d'étude du peuplement de l'étang Noir à Seignosse (40). Adapté du protocole NF EN 14 757. Rapport technique, Onema.

Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., and Vander Zanden, M. J. (2011). Borders of Biodiversity : Life at the Edge of the World's Large Lakes. *BioScience*, 61(7) :526–537.

Vanden Berghen, C. (1964). La végétation des rives du lac de Hourtin (Gironde, France). *Bulletin du Jardin botanique de l'État a Bruxelles*, 34(2) :243–267.

Vanden Berghen, C. (1967). Notes sur la végétation du sud-ouest de la France. V - Les peuplements de Scirpus americanus Pers. dans le département des Landes. *Bulletin du Jardin botanique National de Belgique*, 37 :335–355.

Vanden Berghen, C. (1968). Notes sur la végétation du sud-ouest de la France. VI - La végétation de la rive orientale de l'étang de Lacanau (Gironde, France). *Bulletin du Jardin botanique National de Belgique*, 38(3) :255–276.

Vanden Berghen, C. (1969). La végétation amphibie des rives des étangs de la Gascogne. *Bull. Cent. Etud. Rech. Sci. Biarritz*, 7(4) :893–963.

Verdeil (1920). Les déplacements de l'embouchure de l'Adour. *Revue de géographie commerciale*, pages 123–131.

Vernier, J. (1979). Analyse de la fréquence des sécheresses ete des crues sur les lacs médocains. Rapport technique, CTGREF, Auzeville Tolosane.

Woolway, R. I., Jennings, E., Shatwell, T., Golub, M., Pierson, D. C., and Maberly, S. C. (2021). Lake heatwaves under climate change. *Nature*, 589(7842) :402–407.

Woolway, R. I., Kraemer, B. M., Lenters, J. D., Merchant, C. J., O'Reilly, C. M., and Sharma, S. (2020). Global lake responses to climate change. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(8) :388–403.

Wright, R. (1990). Aspects of the ecology of bream, Abramis brama (L.), in a gravel pit lake and the effects of reducing the population density. *Journal of Fish Biology*, 37(4) :629–634.

Chapitre 10

Annexes

10.1 Données et méthodes pour l'analyse de la population

Les données sont issues de l'Institut National de La Statistique et Etudes Economiques (INSEE) et couvrent la période de 1990 à 2017.

La population de chaque bassin versant a été déterminée en prenant la somme de la populations des communes incluses dans le bassin versant.

Pour chaque année *n*, le taux d'accroissement de la population du bassin versant par rapport à l'année 1990 a été calculé avec la formule suivante :

$$Tx = \frac{NbH_n - NbH_{1990}}{NbH_{1990}} \times 100$$

avec NbH le nombre d'habitants sur le bassin versant.

10.2 Données et méthodes pour l'analyse du réseau d'assainissement

Cette méthodologie est issue du travail de (Hammami, 2020).

Les stations d'épuration traite les eaux usées et assurent leur dépollution par différents précédés. Ces effluents sont ensuite rejetés dans le milieu naturel, soit directement dans l'hydrosystème soit par infiltration dans le sol. Afin de protéger le milieu aquatique, la qualité de ces rejets est suivi de manière réglementaire. Les maîtres d'ouvrage des stations d'épurations sont ainsi obligés de mettre en place une auto-surveillance des systèmes de collecte et de traitement des eaux, avec une fréquence et une qualité qui dépend de la capacité de l'ouvrage.

Dans un premier temps nous avons identifié les points de rejets localisés sur le territoire des bassins versants des lacs d'intérêt. Au total 40 stations possédant un point de rejet dans les bassins versant des plans d'eau ont été identifiés. L'identification et la géolocalisation se sont également inspirées des dires des experts et de la documentation disponible au niveau des SAGE lacs Médocains et Born et Buch (Géolandes, 2013a; SIAEBVELG, 2013).

Les données temporelles quantitatives caractérisant les rejets de chaque STEP sont disponibles dans une base de données de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG). Ces données sont disponibles sous forme de valeurs mensuelles de flux de polluants, en kg par jour. Les données manquantes ont été estimées à l'aide de formules d'estimation fournies par l'AEAG. Les données mensuelles caractérisant la charge polluante rejetée, sont exprimées par plusieurs paramètres :

- Le phosphore total (PT) ;
- L'azote total (NGL) correspond à la somme de l'azote réduit (NTK qui correspond lui même à la somme de l'ammonium et de l'azote organique) et l'azote minéral (nitrates et nitrites) ;
- La demande biologique en oxygène (DBO5) correspond à la quantité d'oxygène consommée en 5 jours par les organismes aquatiques. Elle permet de caractériser la charge polluante composée de matières biodégradables dans un milieu ;
- La demande chimique en oxygène (DCO) représente l'ensemble des matières oxydables, organiques et minérales.

Dans le cadre de ce travail nous nous sommes intéressés aux valeurs de flux disponibles en sortie de station mais aussi aux rejets dit 'directs', i.e. les rejets qui passent par un système de *by-pass* en cas de dysfonctionnement de la station ou de saturation du réseau suite à de forte précipitations. Les données de rejet analysées sont celles inclues entre 1992 et 2018.

Afin de tester le lien entre les volumes traitées et les conditions météorologiques, les données de pluviométrie mensuelle fournies par Météo France pour la station météorologique de Biscarrosse ont été utilisées.

10.3 Données pour l'analyse diachronique du paysage

Ces données sont issues du travail de Percaille (2015), Queau (2016), Devreux (2017) et Bouraï (2018).

L'occupation du sol a été reconstruite visuellement grâce aux photos aériennes disponibles aux environs des années 1945, 1965, 1985 (géoréférencées avec une transformation polynomiale) et 2002 (BD Alti IGN® ; http ://professionnels.ign.fr/bdalti) sur l'ensemble des bassins versants.

Huit typologies ont été retenues pour la digitalisation :

— les 'forêts' représentant à la fois les forêts décidues et les plantations de pins maritimes caractéristiques des départements du Sud-Ouest de la France,
— les 'prairies' représentant les espaces semi-naturels tels que les végétations types 'landes',
— les zones humides et les pâtures,
— les espaces en eau libre,
— les 'champs cultivés' représentant les espaces caractérisés par une agriculture plutôt intensive,
— les zones de sables ou roches nues,
— les espaces 'urbains' représentant les surfaces complètement urbanisées telles que les bâtiments, les routes et les chemins,
— les espaces 'semi-urbains' incluant par exemple les jardins, les parcs, les campings ou les golfs et les surfaces en eau libre majoritairement représentées par nos lacs d'étude.

La digitalisation a été réalisée à une échelle inférieure au 1 :5000. Quelques photographies aériennes étaient manquantes sur certaines zones du territoire, i.e. les zones militaires, représentant environ 2.9%, 4.1%, 3.6% et 0.1% de la surface d'étude en 1945, 1965, 1985 and 2002 respectivement. Toutes ces zones sont essentiellement forestières et l'ont vraisemblablement toujours été.

Afin de réduire l'incertitude liée à la précision des images les plus anciennes et à leur interprétation, l'information géographique a été dégradée à la maille du pixel de 20x20 m avant d'être intégrée dans la suite des analyses. La surface et le pourcentage d'occupation du sol a ensuite été déterminée pour chaque bassin versant, en supprimant, pour chaque bassin versant la surface en eau correspondant au lac étudié.

10.4 Données pour l'analyse de la surface agricole déclarée

Les données des surfaces agricoles déclarées sont issues des couches du Registre Parcellaire Graphique téléchargées à partir du site de l'IGN. Ces données inclues les données de la première version du RPG (RPG1 de 2010 à 2014) et de la deuxième version du RPG (RPG2 2015 à 2020). Les données du RPG1 représentent des déclarations à l'échelle de l'îlot (ensemble de parcelles contigües exploitées par un seul agriculteur), i.e. seule la culture majoritaire était déclarée à cette échelle, alors que les données du RPG2 représentent des déclarations à l'échelle de la parcelle.

Dans la version 1 du RPG, 28 grands groupes de cultures étaient associés à l'îlot alors que dans la version 2 seuls 24 grands groupes de cultures sont associés à la parcelle. Les surfaces gelées étaient notamment dissociées en 3 groupes dans la version 1 alors qu'un seul groupe n'est représenté dans la version 2. On peut aussi noter la suppression du groupe 'arboriculture' et de celui des 'semences'.

Pour l'analyse des surfaces déclarées dans les bassins versants des lacs et étangs du littoral aquitain, nous n'avons conservé que 14 grands groupes de cultures, en fusionnant certains groupes entre eux (voir le tableau 10.1 pour le détail). Il convient de bien préciser que les données issues du RPG sont des données déclaratives et concernent les surfaces déclarées dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC). Certaines surfaces, non déclarées auprès de la PAC, sont donc manquantes.

TABLEAU 10.1 – Grands groupes culturaux issues du registre parcellaire graphique utilisés pour l'analyse des données dans les bassins versant des lacs et étangs du littoral aquitain.

Groupes culturaux retenus	Groupes culturaux du RPG1	Groupes culturaux du RPG12
Blé	Blé tendre	Blé tendre
Maïs	Maïs grain et ensilage	Maïs grain et ensilage
Autres céréales	Orge + Autres céréales	Orge + Autres céréales
Oléagineux - Protéagineux	Tournesol + Autres oléagineux + Protéagineux	Tournesol + Autres oléagineux + Protéagineux
Plantes à fibres	Plantes à fibres	Plantes à fibres
Semences	Semences	–
Jachère	Gel + Gel industriel + Autres gels	Gel
Fourrage	Fourrage	Fourrage
Prairies permanentes	Estives landes + prairies permanentes	Estives landes + prairies permanentes
Prairies temporaires	Prairies temporaires	Prairies temporaires
Vergers-Vignes	Vergers + Vignes	Vergers + Vignes
Fruits à coques	Fruits à coques	Fruits à coques
Légumes-fleurs	Autres cultures industrielles + Légumes-fleurs	Autres cultures industrielles + Légumes-fleurs
Divers	Divers	Divers

NB : les cultures de riz et canne à sucre présentes dans le RPG ne sont pas présentes sur le territoire d'étude.

10.5 Variation des limites de quantifications des paramètres physico-chimiques dans le temps

FIGURE 10.1 – Variation des limites de quantifications des paramètres physico-chimiques en fonction des années.

TABLEAU 10.2 – Paramètres physico-chimiques des éléments nutriment et transparence et calculs des valeurs seuils.

Paramètres physico-chimiques des éléments nutriment et transparence et calculs des valeurs-seuils

Paramètres physico-chimiques	Unité	Limite	Paramètres de calcul				Calcul	
			a	b	c	d	Z_{moy} = profondeur moyenne (m)	
Phoshore total (médiane[1])	µg $P.L^{-1}$	Très bon-Bon	44,174	-0,315	57,744	-0,324	minimum entre [**a***Z_{moy}^**b**] et [**c***(Z_{moy}+1)^**d**]	
		Bon-Moyen	61,714	-0,310	95,841	-0,267		
		Moyen-Médiocre	86,234	-0,306	159,92	-0,210		
		Médiocre-Mauvais	120,63	-0,302	268,66	-0,153		
Ammonium (valeur maximale)	µg $NH_4.L^{-1}$	Très bon-Bon	223,58	-0,248	199,25	-0,223		
		Bon-Moyen	290,91	-0,245	283,69	-0,185		
		Moyen-Médiocre	378,71	-0,241	404,53	-0,145		
		Médiocre-Mauvais	494,03	-0,238	578,19	-0,106		
Profondeur du disque de Secchi (médiane)	m	Très bon-Bon	1,1741	0,284	0,9989	0,277	maximum entre [**a***Z_{moy}^**b**] et [**c***(Z_{moy}+1)^**d**]	
		Bon-Moyen	0,8703	0,279	0,6492	0,228		
		Moyen-Médiocre	0,6447	0,275	0,4208	0,180		
		Médiocre-Mauvais	0,4766	0,271	0,2722	0,131		
							$Z_{moy} \leq 15$	$Z_{moy} > 15$
Nitrates[2] (valeur maximale)	µg $NO_3.L^{-1}$	Très bon-Bon					2 200	1 200
		Bon-Moyen					5 300	2 600
		Moyen-Médiocre					12 600	5 600
		Médiocre-Mauvais					30 100	12 100

[1] Pour le Phosphore total, le fait de prendre en compte la valeur médiane peut parfois conduire, selon les mesures disponibles, à des valeurs faibles et non déclassantes en contradiction avec la valeur de l'indice IPLAC. Dans ces cas, une expertise sur la distribution des valeurs de phosphore total est à réaliser et les valeurs-seuils de phosphore total calculées pourront être considérées à titre indicatives.

10.6 Paramètres physico-chimiques des éléments nutriment et transparence et calculs des valeurs seuils

10.7 Evolution décennale des températures de l'eau à partir des données mesurées sur le terrain

L'évolution des températures moyennes relatives aux étangs et lacs abordés dans ce rapport a été traitée de la même manière que ce qui a été fait auparavant avec les nutriments (*cf.* 8.2). La plupart des relevés de températures remontent à la décennie de 1970 qui constitue dès lors la période de référence. Aussi, nous constatons des accroissements pour chacune des saisons qui sont de l'ordre de +10 à +20 % en général, sur une durée de 50 ans. Ainsi, le réchauffement observé pendant l'été, au niveau de l'étang de Lacanau, se traduit par une augmentation de la température moyenne de 19.4 à 23.5°C (Tableau 10.3). De la même manière, en hiver et pour l'étang de Cazaux (Tableau 10.6), le réchauffement serait de 7.05 à 8.4°C. Sur la base de ces exemples, on serait tenté de penser qu'il existerait un écart absolu plus important en été qu'en hiver, ce qui toutefois ne se vérifie pas de manière plus générale, et que nous développerons par la suite avec l'exemple d'une sélection de 7 plans d'eau suffisamment documentés dans le temps (Fig. 10.2).

Les données remontant avant les années 2000 sont souvent disparates et renseignées de manière épisodiques, ce qui rend difficile l'observation d'une possible accélération du réchauffement des eaux de surface, de la plupart des plans d'eau, vers 1980-1990, comme c'était le cas pour les relevés météorologiques. D'autre part, les évolutions reportées dans ces tableaux semblent parfois indiquer une baisse des températures au niveau des lacs appartenant aux bassins versants de Léon, de Moïsan ou du Turc durant certaines saisons (par ex. baisses de -10 à -20 % pour Moliets, Laprade et Moïsan durant les étés après 2000, Tableau 10.4). Ce phénomène paradoxal serait à considérer avec beaucoup de précautions pour ces bassins versants, du fait de l'hétérogénéité probable des stations d'échantillonnages avant la mise en place de protocoles standardisés dans le cadre de suivis DCE (soit à partir de la décennie 2000-2010). Il est en effet fréquent de ne pas avoir d'indications quant à la zone de prélèvement (bordure ou centre du lac), ni quant à la profondeur pour les étangs de Léon, Moliets, Laprade, Moïsan, Noir, Blanc, Hardy, Garros et Turc.

Dans la Figure 10.2, nous avons considéré uniquement les lacs et étangs pour lesquels nous disposions de suffisamment de relevés de température avant les années 2000, ceci afin de pouvoir établir des moyennes annuelles pour cette période. Ceci réduit ainsi l'illustration des résultats aux plans d'eau de Carcans-Hourtin, Lacanau, Cazaux-Sanguinet, Petit étang de Biscarrosse, Parentis-Biscarrosse, Aureilhan et Soustons. Il apparait de manière générale un réchauffement a priori équivalent en hiver comme en été, d'après le sens des flèches pour 4 plans d'eau sur 7. Aussi, les différences d'amplitudes (+1 à 2°C par rapport à la période de référence) sont à considérer au regard des fortes variabilités autour des moyennes représentées par les barres d'erreurs grisées. Cette variabilité pouvant être attribuée à la dispersion interannuelle ainsi que spatiale des zones de relevés.

Une autre représentation de ces données (Fig. 10.3) montre la tendance globale du réchauffement de l'ensemble des sept lacs retenus ici, en fonction que l'on se trouve avant l'an 2000 (moyennes correspondant généralement aux décennies fin 1970 à mi-1990) ou après cette date (2 décennies de 2000 à 2020). En considérant cet ensemble de mesures de températures, il apparaitrait un réchauffement général (hiver comme été) de +0,2°C/décennie, ce qui semble en accord avec les conclusions formulées auparavant (cf. 8.2).

TABLEAU 10.3 – Variation relative (%) de la température de surface par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements au printemps.

		Température de l'Eau °C						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020
Carcans-Hourtin (étang de)	Spring	19.17	-	0.0% =	−47.0% ↓	10.0% ↑	−6.0% ↓	−4.0% ↓
Lacanau (étang de)	Spring	18.43	-	0.0% =	−36.0% ↓	16.0% ↑	0.0% =	2.0% ↑
Cazaux (étang de)	Spring	17.00	0.0% =	−4.0% ↓	-	-	−3.0% ↓	−3.0% ↓
Biscarrosse (petit étang de)	Spring	16.19	-	0.0% =	-	-	25.0% ↑	24.0% ↑
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Spring	15.99	-	0.0% =	−16.0% ↓	17.0% ↑	5.0% ↑	4.0% ↑
Aureilhan (étang d')	Spring	20.33	-	0.0% =	−48.0% ↓	−3.0% ↓	−7.0% ↓	−11.0% ↓
Léon (étang de)	Spring	19.32	-	-	-	0.0% =	16.0% ↑	−2.0% ↓
Moliets (étang de)	Spring	18.90	-	-	0.0% =	3.0% ↑	0.0% =	−25.0% ↓
Laprade (étang de)	Spring	21.93	-	-	0.0% =	-	−4.0% ↓	−27.0% ↓
Moisan (étang de)	Spring	23.50	-	-	0.0% =	−8.0% ↓	−13.0% ↓	−29.0% ↓
Noir (étang)	Spring	20.00	-	0.0% =	-	−32.0% ↓	−1.0% ↓	−19.0% ↓
Blanc (étang du)	Spring	10.00	-	-	0.0% =	-	133.0% ↑	93.0% ↑
Hardy (étang de)	Spring	17.49	-	-	-	-	-	0.0% =
Soustons (étang de)	Spring	9.70	-	-	0.0% =	105.0% ↑	123.0% ↑	105.0% ↑
Garros (étang de)	Spring	15.75	-	-	0.0% =	26.0% ↑	33.0% ↑	2.0% ↑
Turc (étang du)	Spring	15.50	-	-	0.0% =	34.0% ↑	36.0% ↑	13.0% ↑

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

TABLEAU 10.4 – Variation relative (%) de la température de surface par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en été.

		Température de l'Eau °C							
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020[	NA
Carcans-Hourtin (étang de)	Summer	19.76	-	0.0% =	3.0% ↑	21.0% ↑	15.0% ↑	18.0% ↑	0.13
Lacanau (étang de)	Summer	19.43	-	0.0% =	3.0% ↑	26.0% ↑	22.0% ↑	21.0% ↑	
Cazaux (étang de)	Summer	22.29	-	0.0% =	−1.0% ↓	-	−1.0% ↓	0.0% =	
Biscarrosse (petit étang de)	Summer	23.88	-	0.0% =	-	-	0.0% =	2.0% ↑	
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Summer	21.43	-	0.0% =	−4.0% ↓	0.0% =	0.0% =	−4.0% ↓	
Aureilhan (étang d')	Summer	20.25	-	-	0.0% =	16.0% ↑	12.0% ↑	9.0% ↑	
Léon (étang de)	Summer	20.80	-	-	0.0% =	21.0% ↑	9.0% ↑	9.0% ↑	
Moliets (étang de)	Summer	22.06	-	-	-	0.0% =	−10.0% ↓	−3.0% ↓	
Laprade (étang de)	Summer	23.97	-	-	-	0.0% =	−10.0% ↓	−2.0% ↓	
Moisan (étang de)	Summer	30.00	0.0% =	-	-	−21.0% ↓	−20.0% ↓	−13.0% ↓	
Noir (étang)	Summer	22.42	-	-	0.0% =	8.0% ↑	10.0% ↑	11.0% ↑	
Blanc (étang du)	Summer	21.20	-	-	0.0% =	-	14.0% ↑	11.0% ↑	
Hardy (étang de)	Summer	25.31	-	-	-	-	-	0.0% =	
Soustons (étang de)	Summer	19.94	-	-	0.0% =	25.0% ↑	23.0% ↑	20.0% ↑	
Garros (étang de)	Summer	19.46	-	-	0.0% =	25.0% ↑	26.0% ↑	17.0% ↑	
Turc (étang du)	Summer	21.17	-	-	0.0% =	15.0% ↑	18.0% ↑	15.0% ↑	

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

TABLEAU 10.5 – Variation relative (%) de la température de surface par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en automne.

		Température de l'Eau °C						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010-2020
Carcans-Hourtin (étang de)	Fall	11.21	-	0.0% =	-	66.0% ↑	31.0% ↑	40.0% ↑
Lacanau (étang de)	Fall	11.70	-	0.0% =	-	-	26.0% ↑	35.0% ↑
Cazaux (étang de)	Fall	15.01	-	0.0% =	-	-	7.0% ↑	6.0% ↑
Biscarrosse (petit étang de)	Fall	13.98	-	0.0% =	-	-	14.0% ↑	23.0% ↑
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Fall	17.68	-	0.0% =	−20.0% ↓	9.0% ↑	−14.0% ↓	−9.0% ↓
Aureilhan (étang d')	Fall	8.35	-	-	-	0.0% =	77.0% ↑	96.0% ↑
Léon (étang de)	Fall	9.75	-	-	0.0% =	-	32.0% ↑	67.0% ↑
Moliets (étang de)	Fall	17.67	-	-	0.0% =	-	−43.0% ↓	−1.0% ↓
Laprade (étang de)	Fall	17.20	-	-	0.0% =	-	−41.0% ↓	3.0% ↑
Moisan (étang de)	Fall	13.95	-	-	0.0% =	-	−1.0% ↓	23.0% ↑
Noir (étang)	Fall	16.59	-	-	-	-	-	0.0% =
Blanc (étang du)	Fall	12.77	-	-	-	-	0.0% =	24.0% ↑
Hardy (étang de)	Fall	15.70	-	-	-	-	-	0.0% =
Soustons (étang de)	Fall	8.00	-	-	0.0% =	18.0% ↑	86.0% ↑	121.0% ↑
Garros (étang de)	Fall	9.00	-	-	-	-	0.0% =	75.0% ↑
Turc (étang du)	Fall	9.45	-	-	-	-	0.0% =	74.0% ↑

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

TABLEAU 10.6 – Variation relative (%) de la température de surface par rapport à la valeur de référence, pour des prélèvements en hiver.

		Température de l'Eau °C						
Nom du lac	saison	Valeur de référence	[1960-1970[	[1970-1980[	[1980-1990[	[1990-2000[	[2000-2010[	[2010 2020
Carcans-Hourtin (étang de)	Winter	5.40	-	0.0% =	-	44.0% ↑	9.0% ↑	64.0% ↑
Lacanau (étang de)	Winter	6.15	-	0.0% =	-	35.0% ↑	−3.0% ↓	52.0% ↑
Cazaux (étang de)	Winter	7.05	-	0.0% =	-	-	12.0% ↑	19.0% ↑
Biscarrosse (petit étang de)	Winter	8.77	-	0.0% =	-	-	3.0% ↑	21.0% ↑
Parentis-Biscarrosse (étang de)	Winter	7.10	-	0.0% =	4.0% ↑	23.0% ↑	5.0% ↑	21.0% ↑
Aureilhan (étang d')	Winter	9.86	-	-	-	0.0% =	-	3.0% ↑
Léon (étang de)	Winter	8.60	-	-	-	0.0% =	-	23.0% ↑
Moliets (étang de)	Winter	8.93	-	-	0.0% =	19.0% ↑	-	4.0% ↑
Laprade (étang de)	Winter	9.22	-	-	0.0% =	20.0% ↑	-	5.0% ↑
Moisan (étang de)	Winter	10.50	-	-	0.0% =	26.0% ↑	2.0% ↑	−6.0% ↓
Noir (étang)	Winter	6.10	-	-	0.0% =	-	-	49.0% ↑
Blanc (étang du)	Winter	9.81	-	-	-	-	-	0.0% =
Hardy (étang de)	Winter	9.49	-	-	-	-	-	0.0% =
Soustons (étang de)	Winter	10.89	-	-	-	0.0% =	−47.0% ↓	1.0% ↑
Garros (étang de)	Winter	10.20	-	-	-	0.0% =	-	−6.0% ↓
Turc (étang du)	Winter	10.50	-	-	-	0.0% =	-	−7.0% ↓

[1] (source BDD Dylaq requête du 2022-09-19)

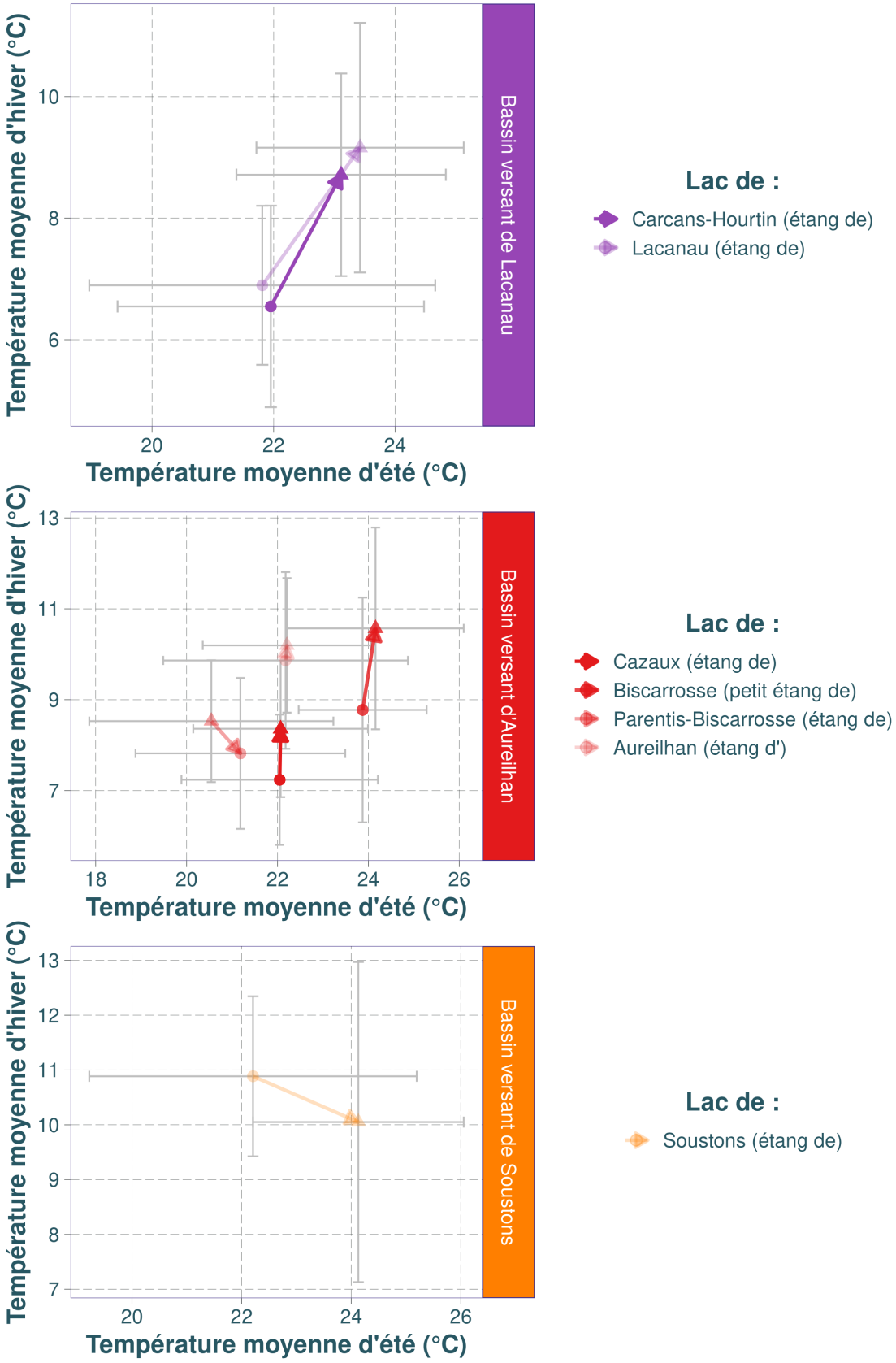


FIGURE 10.2 – Projection de sept lacs selon leurs bassins versants. La température moyenne hivernale (ordonnée) ou estivale (abscisse) correspond à la décennie de référence (rond), puis la plus récente (triangle). La flèche indique l'évolution temporelle des températures moyennes.

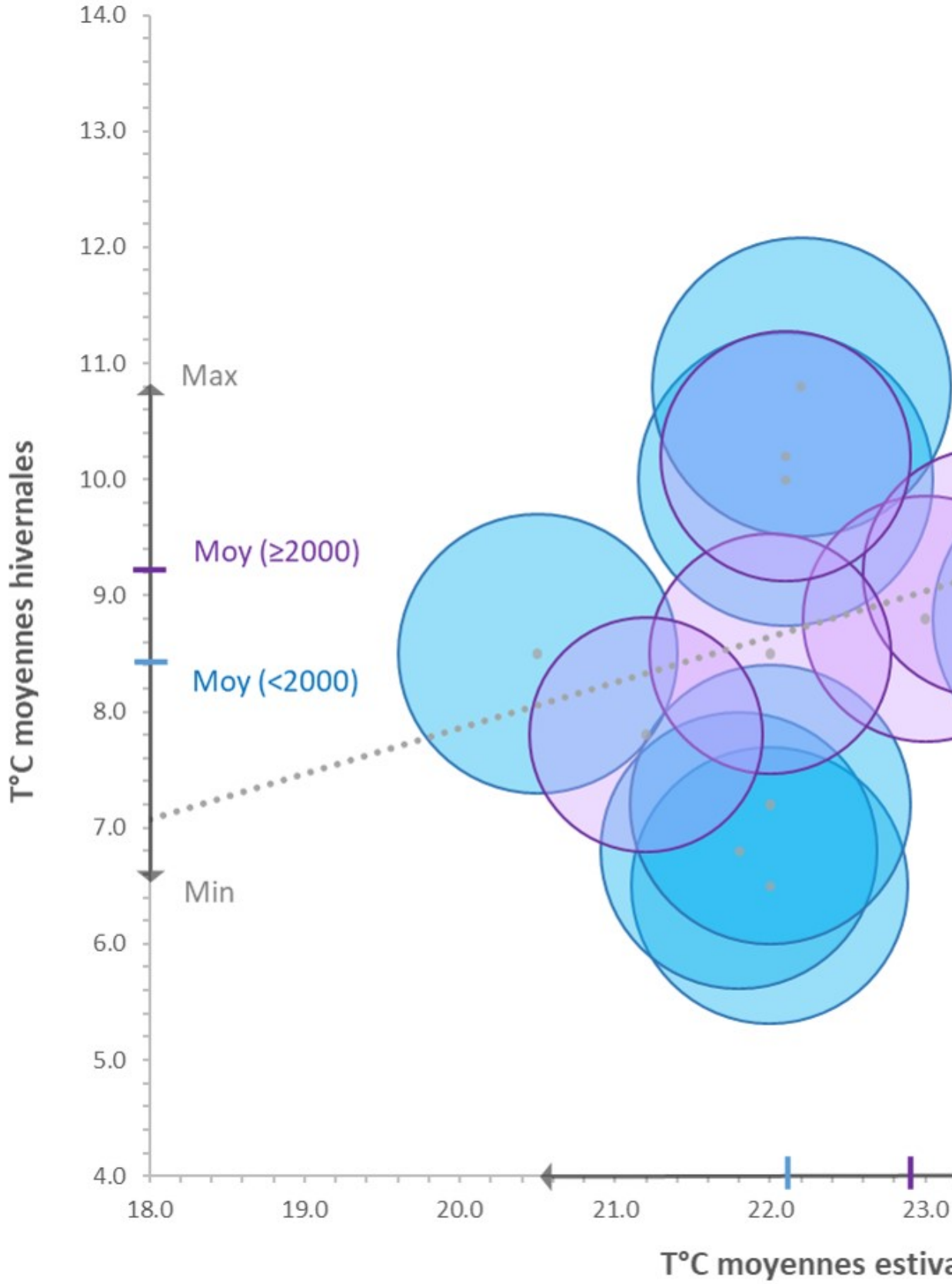


FIGURE 10.3 – Projection de sept plans d'eau tous bassins versants confondus. L'amplitude ainsi que les moyennes des températures par périodes (avant ou après 2000) sont reportées en abscisse pour l'été et en ordonné pour l'hiver.

10.8 Matériels & Méthodes de l'étude des communautés des macrophytes

L'analyse diachronique de la dynamique des communautés de macrophytes dans les lacs et étangs du littoral aquitain a été réalisée à partir de données floristiques acquises *in situ* à l'aide de deux protocoles d'échantillonnage :

1. la norme XP T90-328 appliquée dans les réseaux de suivi de la Directive Cadre sur l'Eau,
2. les relevés de secteurs de rives initiés par le Cemagref/Irstea/INRAE depuis le début des années 1980.

Ces protocoles sont considérés comme stabilisés et leur application a été répétée dans le temps laissant envisager une interprétation de ces données sur le temps long. D'autres types de données sont disponibles pour ces plans d'eau (données obtenues à différents grains (quadrats, transects, etc) lors de différents programmes de recherche en écologie aquatique sur ces plans d'eau), mais elles n'ont pas pu être exploitées car leur application est particulière à une question de recherche souvent isolée dans le temps.

10.8.1 Échantillonnage standardisé des macrophytes en plans d'eau : norme XP T90-328

La norme d'échantillonnage XP T90-328 est utilisée dans les réseaux nationaux de suivi de l'état écologique des plans d'eau pour répondre aux préconisations de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Cette méthode est appliquée aux plans d'eau du territoire métropolitain dont la superficie est supérieure à 50 ha. L'objectif est de fournir les données standardisées nécessaires au calcul de l'Indice Biologique Macrophytique en Lac (IBML, Boutry et al., 2015) qui permet une évaluation de l'état écologique des plans d'eau à l'aide des communautés de macrophytes.

Neuf plans d'eau du littoral aquitain ont fait l'objet de tels relevés. Ceux-ci ont été effectués par différents opérateurs de terrain d'une campagne à l'autre suite à différents appels d'offre émis par les Agence de l'Eau depuis 2007. La composition spécifique et l'abondance des phanérogames (hydrophytes, amphibies et hélophytes), des bryophytes, des ptéridophytes, des characées et des algues coloniales macroscopiques sont étudiées.

La localisation des stations d'étude des macrophytes, nommées unités d'observation (UO), est identique d'une campagne à l'autre. Leur positionnement géographique a été établi durant la première campagne d'étude à l'aide d'une méthode mathématique (méthode de Jensen) afin d'éviter toute subjectivité. Le choix final des unités d'observation à étudier s'appuie sur une description des types d'habitats naturels ou anthropisés présents en zone riveraine, à proximité de la bordure des eaux des lacs : présence de zones humides, d'une végétation arbustive, arborescente ou de surfaces artificialisées. De 3 à 8 UO sont étudiées suivant la superficie du plan d'eau. Chaque UO intègre un linéaire de rives de 100 m de longueur (Fig. 10.4) sur lequel sont réalisés :

1. un relevé de zone littorale permettant l'observation de la végétation aquatique présente entre la limite des plus hautes eaux sur la rive et 1 m de profondeur dans l'eau (ou 10 m de la bordure des eaux quand la pente des fonds est très faibles),
2. trois profils perpendiculaires à la rive d'une longueur comprise entre 20 à 100 m selon la pente des fonds et la transparence des eaux.

TABLEAU 10.7 – Évaluation de l'indice d'abondance sur les secteurs de rives (Kohler, 1978).

Indice d'abondance	Description
1	Quelques pieds
2	Quelques petits herbiers
3	Petits herbiers assez fréquents
4	Grands herbiers discontinus
5	Herbiers continus

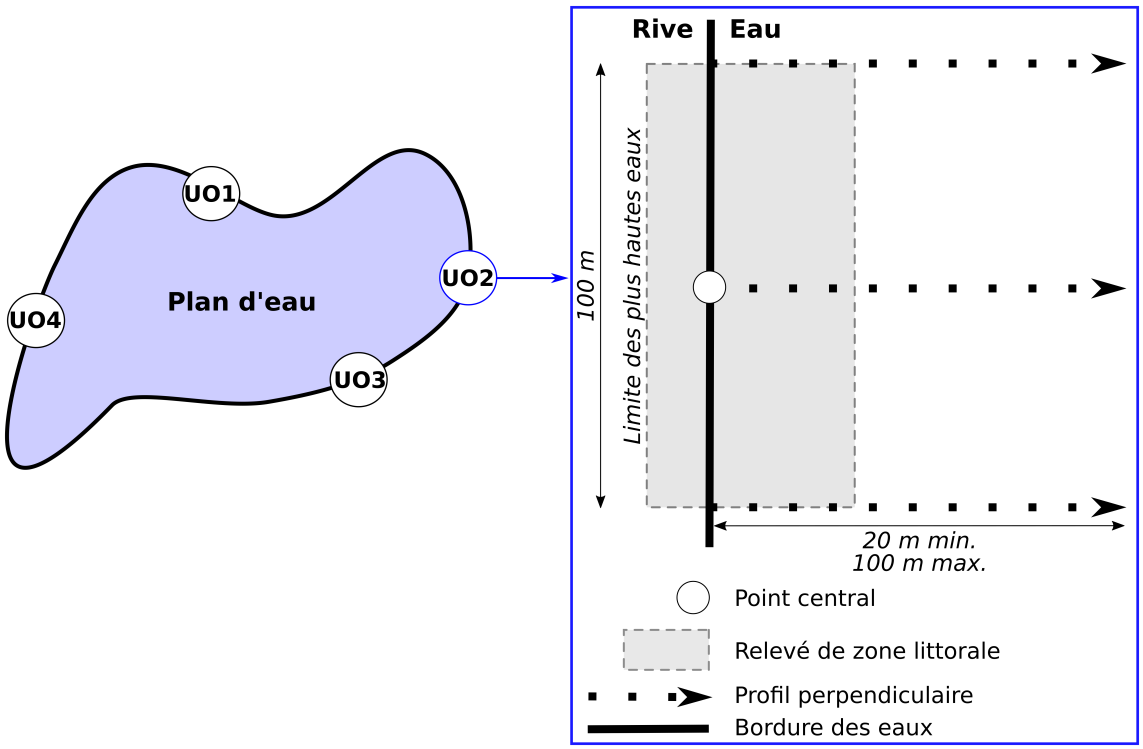


FIGURE 10.4 – Schéma représentant la localisation des unités d'observation et les relevés effectués sur chacune de ces UO dans le cadre du protocole IBML.

Ces profils font l'objet de prélèvements par points-contacts réalisés à intervalle régulier à l'aide d'un râteau à manche télescopique. Les données acquises sont la composition spécifique (détermination taxinomique au niveau de l'espèce) et l'abondance relative (indice de 1 à 5, cf. Tableau 10.7) de tous les taxons observés dans le relevé de zone littorale et les points-contact sur les profils.

10.8.2 Inventaires floristiques sur les secteurs de rives des plans d'eau

Une méthode d'observation, de quantification et de cartographie des macrophytes a été développée par le Cemagref au début des années 1980 pour répondre à la fois aux questions de gestion des plantes exotiques envahissantes et aux besoins de connaissances générales sur le

fonctionnement de l'ensemble des communautés de végétaux aquatiques des plans d'eau aquitains. Depuis, cette méthode a été appliquée régulièrement (environ tous les 10 ans) pour évaluer les dynamiques spatio-temporelles de ces communautés (Bertrin, 2018; Bertrin et al., 2012, 2007; Dutartre et al., 2014b, 1989, 1997).

Ces relevés ont pour objectif l'observation de la végétation aquatique dans la zone littorale des lacs, là où se développent les premières ceintures de végétation formées par les roselières, les plantes amphibies et certains hydrophytes. La méthode comporte un positionnement géoréférencé de secteurs de rives sur un fond cartographique ou photographique, réalisé préalablement aux campagnes de terrain (Fig. 10.5). Ces secteurs contigus sont de longueur identique, généralement 100 m, répartis sans discontinuité le long de la périphérie totale du lac. La zone d'étude des macrophytes s'étend de la bordure des eaux, intégrant sur la rive la partie mouillée par les vagues et la limite supérieure de développement des hélophytes, jusqu'à une profondeur ne dépassant généralement pas un mètre dans la zone aquatique, correspondant à la zone inférieure de développement des hélophytes. Les observations de terrain sont réalisées à pied ou en bateau (suivant l'accessibilité aux différents biotopes) afin d'effectuer un relevé global de la végétation aquatique comportant, par secteur, une liste des taxons repérés et une note d'abondance relative pour chacun de ces taxons. L'abondance relative, notée sur une échelle de 1 à 5, est évaluée selon l'échelle similaire à celle établie par Kohler (1978) et présentée dans le tableau 10.7. Le niveau de détermination est l'espèce dans la majorité des cas, mais il se limite parfois au genre pour les espèces aux floraisons précoces ou tardives (e.g. *Carex spp.*, *Elatine spp.* et certaines macro-algues Characées). Enfin, les données sont bancarisées et introduites dans un système d'informations géographiques.

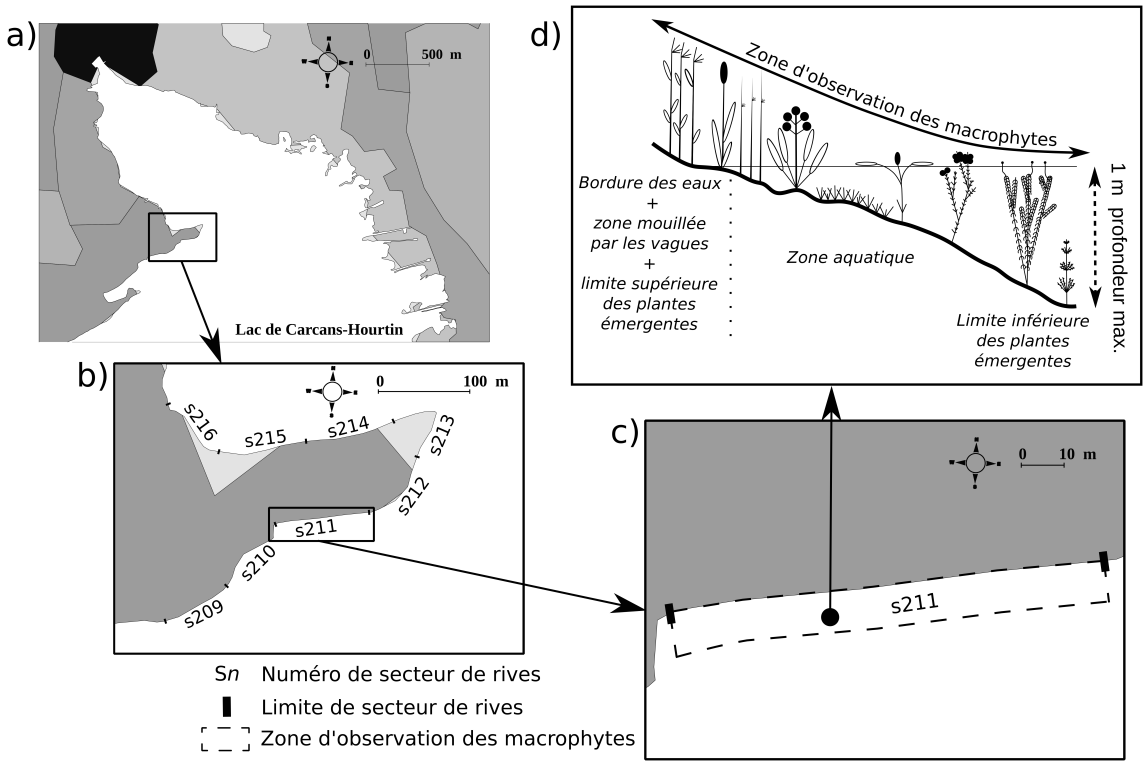


FIGURE 10.5 – Exemple de répartition des secteurs de rives pour le lac de Carcans-Hourtin (a et b) et structure simplifiée d'un relevé de secteur de rives (c et d). La distribution des plantes dans la zone d'observation des macrophytes (d) est présentée à titre indicatif.

10.9 Données disponibles sur l'observation des macrophytes

10.9.1 Le lac de Carcans-Hourtin

10.9.2 Le lac de Lacanau

10.9.3 L'étang de Ychoux

10.9.4 L'étang de Moliets

10.9.5 L'étang de La Prade

10.9.6 L'étang de Moïsan

10.9.7 L'étang de Hardy

10.9.8 L'étang de Garros

TABLEAU 10.8 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur le lac de Carcans-Hourtin.

Observations des macrophytes : Carcans-hourtin (étang de) [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	Schéma
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1885	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1896	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1913	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1963	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Relevés phytosociologiques	1964	Multi-sites (majoritairement orientale)	69	l'ensemble des macrophytes	indice d'abondance dominance (+,1,2,3,4 et 5)	macrophyte_lake
Relevés phytosociologiques	1968	Rive est	9	l'ensemble des macrophytes	indice d'abondance dominance (+,1,2,3,4 et 5)	macrophyte_lake
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2007	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Relevés phytosociologiques	2010	rive nord, rive sud	17	l'ensemble des macrophytes	indice d'abondance dominance (+,1,2,3,4 et 5)	macrophyte_lake
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2010	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Relevés de secteurs de rives	2011	Périphérie totale	626	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2011	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2014	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2016	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.9 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur le lac de Lacnau.

Observations des macrophytes : Lacanau [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	Schéma
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1882	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1884	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1885	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1896	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1913	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1963	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Relevés phytosociologiques	1968	Multi-sites (majoritairement orientale)	32	l'ensemble des macrophytes	indice d'abondance dominance (+,1,2,3,4 et 5)	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1973	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2008	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Relevés phytosociologiques	2010	non déterminé	10	l'ensemble des macrophytes	indice d'abondance dominance (+,1,2,3,4 et 5)	macrophyte_lake
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2011	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Relevés de secteurs de rives	2011	Périphérie totale	368	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2014	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2016	Stations (UO)	8	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.10 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur l'étang de Ychoux.

Observations des macrophytes : Ychoux		
Mode d'observation	Année	Localisation
Relevés de secteurs de rives	1990	Périphérie totale
Relevés de secteurs de rives	1998	Périphérie totale

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.11 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur l'étang de Moliets.

Observations des macrophytes : Moliets [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	
Relevés phytosociologiques	1982	non déterminé	1	l'ensemble des macrophytes	classe (+,++,+++)	macr
Relevés de secteurs de rives	1994	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Relevés de secteurs de rives	1996	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Relevés de secteurs de rives	2010	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2010	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2013	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2016	Stations (UO)	4	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Relevés de secteurs de rives	2016	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.12 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur l'étang de La Prade.

Observations des macrophytes : Laprade [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	
Relevés phytosociologiques	1982	non déterminé	1	l'ensemble des macrophytes	classe (+,++,+++)	m
Relevés de secteurs de rives	1994	Périphérie totale	35	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	ma
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2010	Stations (UO)	4	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Relevés de secteurs de rives	2010	Périphérie totale	35	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	ma
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2013	Stations (UO)	4	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2016	Stations (UO)	4	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Relevés de secteurs de rives	2016	Périphérie totale	35	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	ma

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.13 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur l'étang de Moïsan.

Observations des macrophytes : Moisan [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	Schéma
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1966	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1982	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Relevés de secteurs de rives	1991	Périphérie totale	27	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Relevés de secteurs de rives	1994	Périphérie totale	27	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Relevés de secteurs de rives	2000	Périphérie totale	53	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	2001	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Relevés de secteurs de rives	2010	Périphérie totale	27	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2010	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2013	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2016	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Relevés de secteurs de rives	2016	Périphérie totale	27	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.14 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur l'étang de Hardy.

Observations des macrophytes : Hardy [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	Schéma
Archives (excursions naturalistes, des bulletins de sociétés savantes et flores)	1980	non déterminé	1	*Baldellia ranunculoides, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Aldrovanda vesiculosa, Isoetes boryana, Thorella verticillatinundata*	présence	macrophyte_lake
Relevés de secteurs de rives	1986	Périphérie totale	25	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Relevés de secteurs de rives	1994	Périphérie totale	25	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Relevés de secteurs de rives	2009	Périphérie totale	25	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2009	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2012	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau
Relevés de secteurs de rives	2015	Périphérie totale	25	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macrophyte_circle
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2015	Stations (UO)	4	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	plan_deau

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

TABLEAU 10.15 – Liste des données disponibles concernant l'observation des macrophytes sur l'étang de Garros.

Observations des macrophytes : Garros (étang de) [1]

Mode d'observation	Année	Localisation	Nombre de relevés	Plantes observées	Evaluation quantitative	Schém
Relevés de secteurs de rives	1988	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Relevés de secteurs de rives	1994	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Relevés de secteurs de rives	1998	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Relevés de secteurs de rives	2009	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2009	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2012	Stations (UO)	3	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Protocole IBML (Indice Biologie Macrophytique Lac)	2015	Stations (UO)	4	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	
Relevés de secteurs de rives	2015	Périphérie totale	29	l'ensemble des macrophytes	Abondance relative	macro

[1] (source BDD Dylaq requête du 2021-11-08)

10.10 Code et nom des taxons phytoplanctoniques

ACAZAC Acanthosphaera zachariasii Lemmermann

ACDCAT Achnanthidium catenatum (Bily & Marvan) Lange-Bertalot

ACDMIN Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki

ACDSPX Achnanthidium Kützing

ACHSPX Achnanthes Bory de Saint Vincent

ACNZAC Acanthoceras zachariasii (Brun) Simonsen

ACONOR Actinocyclus normanii (Gregory ex Greville) Hustedt

ACSHAN Actinastrum hantzschii Lagerheim

ACUACU Acutodesmus acuminatus (Lagerheim) Tsarenko

AMPSPX Amphora Ehrenberg ex Kützing

ANASPX Anabaena Bory de St Vincent

ANETUS Aneumastus tuscula (Ehrenberg) Mann & Stickle

ANKARC Ankistrodesmus arcuatus Korshikov

ANKBER Ankistrodesmus bernardii Komárek

ANKFAL Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs

ANKFUS Ankistrodesmus fusiformis Corda

ANKSPI Ankistrodesmus spiralis (Turner) Lemmermann

ANKSPX Ankistrodesmus Corda

ANTCLA Anathece clathrata (West & G.S. West) Komárek, Kastovsky & Jezberová

ANTMIN Anathece minutissima (West) Komárek, Kastovsky & Jezberová

ANTSMI Anathece smithii (Komárková-Legnerová & Cronberg) Komárek, Kastovsky & Jezberová

ANTSPX Anathece (Komárek & Anagnostidis) Komárek, Kastovsky & Jezberová

ANYJUD Ankyra judayi (Smith) Fott

APADEL Aphanocapsa delicatissima West & G.S. West

APAELA Aphanocapsa elachista West & G.S. West

APAHOL Aphanocapsa holsatica (Lemmermann) Cronberg & Komárek

APAINC Aphanocapsa incerta (Lemmermann) Cronberg & Komárek

APASPX Aphanocapsa Nägeli

APHFLS Aphanizomenon flos-aquae Ralfs ex Bornet & Flahault

APHGRA Aphanizomenon gracile Lemmermann

APHSPX Aphanizomenon Morren

APHYEZ Aphanizomenon yezoense Watanabe

APOELA Aphanothece elabens (Brébisson) Elenkin

APOFLO Aphanothece floccosa (Zalessky) Cronberg & Komárek

APONID Aphanothece nidulans Richter

APOSPX Aphanothece Nägeli

APOSTA Aphanothece stagnina (Sprengel) Braun

ASTFOR Asterionella formosa Hassall

AULAMB Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen

AULANG Aulacoseira granulata var. angustissima (Müller) Simonsen

AULDIS Aulacoseira distans (Ehrenberg) Simonsen

AULGRA Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

AULITA Aulacoseira italica (Ehrenberg) Simonsen

AULPUS Aulacoseira pusilla (Meister) Tuji & Houki

AULSPX Aulacoseira Thwaites

AULSUB Aulacoseira subarctica (Müller) Haworth

BELBER Belonastrum berolinense (Lemmermann) Round & Maidana

BIOSPX Bicosoeca Clark

BITCHO Bitrichia chodatii (Reverdin) Chodat

BITLON Bitrichia longispina (Lund) Bourrelly

BOTBRA Botryococcus braunii Kützing

BRANEO Brachysira neoexilis Lange-Bertalot

BRAVIT Brachysira vitrea (Grunow) Ross

CARSPX Carteria Diesing

CBIPAR Cyanobium parvum (Migula) Komárek, Kopeck & Cepák

CCHPAR Chrysochromulina parva Lackey

CDIPLA Cyanodictyon planctonicum Meyer

CDISPX Cyanodictyon Pascher

CELPUS Coelomoron pusillum (Van Goor) Komárek

CERHIR Ceratium hirundinella (Müller) Bergh

CHGSPX Chlorogonium Ehrenberg

CHLGLO Chlamydomonas globosa Snow

CHLSPX Chlamydomonas > 20 µm Ehrenberg

CHMCOE Chroomonas coerulea (Geitler) Skuja

CHMSPX Chroomonas Hansgirg

CHOGLA Chlorolobion glareosum (Hindák) Komárek

CHOLUN Chlorolobion lunulatum Hindák

CHRDIS Chroococcus dispersus (Keissler) Lemmermann

CHRMIN Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli

CHRSPX Chroococcus Nägeli

CHRTUR Chroococcus turgidus Nägeli

CHSRUF Chrysococcus rufescens Klebs

CHSSPX Chrysococcus Klebs

CHUSPX Chromulina Cienkowski

CLCSPX Chlorococcum Meneghini

CLIELL Chloroidium ellipsoideum (Gerneck) Darienko, Gustavs, Mudimu, Menendez, Schumann, , Friedl & Proschold

CLLCHL Chlorella chlorelloides (Naumann) Bock, Krienitz & Pröschold

CLLSPX Chlorella Beijerinck

CLLVUL Chlorella vulgaris Beijerinck

CLOACI Closterium aciculare West

CLOACU Closterium acutum Brébisson

CLOACV Closterium acutum var. variabile (Lemmermann) Krieger

CLOGRA Closterium gracile Brébisson ex Ralfs

CLOINC Closterium incurvum Brébisson

CLOPAR Closterium parvulum Nägeli

CLOPRO Closterium pronum Brébisson

CLOSPX Closterium Nitzsch Ex Ralfs

CLPACI Closteriopsis acicularis (Chodat) Belcher & Swale

CLTICU Chlorotetraedron incus (Teiling) Komárek & Kovácik

COCPLA Cocconeis placentula Ehrenberg

COEAST Coelastrum astroideum De Notaris

COEMIC Coelastrum microporum Nägeli

COEPSE Coelastrum pseudomicroporum Korshikov

COEPUL Coelastrum pulchrum Schmidle

COESPH Coelastrum sphaericum Nägeli

COESPX Coelastrum Nägeli

COOFOT Coenochloris fottii (Hindák) Tsarenko

COPKUE Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli

COSBOT Cosmarium botrytis Meneghini ex Ralfs

COSCOT Cosmarium contractum Kirchner

COSLAE Cosmarium laeve Rabenhorst

COSMAJ Cosmarium majae Strom

COSORN Cosmarium ornatum Ralfs

COSPHA Cosmarium phaseolus Brébisson ex Ralfs

COSSPX Cosmarium Corda

COSTEN Cosmarium tenue Archer

COSTIC Cosmarium tinctum Ralfs

COUPLA Coenococcus planctonicus Korshikov

CRCAPI Crucigeniella apiculata (Lemmermann) Komárek

CRCIRR Crucigeniella irregularis (Wille) Tsarenko & John

CRCSPX Crucigeniella Lemmermann

CRLCYS Chloridella cystiformis Pascher

CRMSPX Chrysamoeba Klebs

CRSGLO Chrysostephanosphaera globulifera Scherffel

CRYCUR Cryptomonas curvata Ehrenberg

CRYERO Cryptomonas erosa Ehrenberg

CRYMAR Cryptomonas marssonii Skuja

CRYOVA Cryptomonas ovata Ehrenberg

CRYSPX Cryptomonas Ehrenberg

CSOMIN Chrysosporum minor (Kisselev) Komárek

CUSISS Cuspidothrix issatschenkoi (Usacev) Rajaniemi, Komárek, Willame, Hrouzek, Katovská, n & Sivonen

CYCCCY Cyclotella cretica var. cyclopuncta (Hakansson & Carter) Schmidt

CYCMEN Cyclotella meneghiniana Kützing

CYCRAD Cyclotella radiosa (Grunow) Lemmermann

CYCSPX Cyclotella (Kützing) Brébisson

CYEPLA Cyanocatena planctonica Hindák

CYGFER Cyanogranis ferruginea (Wawrik) Hindák

CYGLIB Cyanogranis libera Hindák

CYGSPX Cyanogranis Hindák

CYKSKU Chrysoikos skujae (Nauwerck) Willén

CYMHEV Cymbella helvetica Kützing

CYMSPX Cymbella Agardh

CYSDUB Cyclostephanos dubius (Fricke) Round

CYSINV Cyclostephanos invisitatus (Hohn & Hellerman) Theriot, Stoermer & Hakansson

CYYPLA Chrysolykos planctonicus Mack

DEDABU Desmodesmus abundans (Kirchner) Hegewald

DEDACU Desmodesmus aculeolatus (Reinsch) Tsarenko

DEDARL Desmodesmus armatus var. longispina (Chodat) Hegewald

DEDARM Desmodesmus armatus (Chodat) Hegewald

DEDBIC Desmodesmus bicaudatus (Dedusenko) Tsarenko

DEDCOM Desmodesmus communis (Hegewald) Hegewald

DEDDEN Desmodesmus denticulatus (Lagerheim) An, Friedl & Hegewald

DEDGRA Desmodesmus grahneisii (Heynig) Hegewald

DEDGRL Desmodesmus granulatus (West & G.S. West) Tsarenko

DEDHYS Desmodesmus hystrix (Lagerheim) Hegewald

DEDINT Desmodesmus intermedius (Chodat) Hegewald

DEDLEF Desmodesmus lefevrei (Deflandre) An, Friedl & Hegewald

DEDMAG Desmodesmus magnus (Meyen) Tsarenko

DEDOPM Desmodesmus opoliensis var. mononensis (Chodat) Hegewald

DEDOPO Desmodesmus opoliensis (Richter) Hegewald

DEDSER Desmodesmus serratus (Corda) An, Friedl & Hegewald

DEDSPI Desmodesmus spinosus (Chodat) Hegewald

DEDSPX Desmodesmus (Chodat) An, Friedl & Hegewald

DEDSUB Desmodesmus subspicatus (Chodat) Hegewald & Schmidt

DIASPX Diatoma Bory de St Vincent

DIAVUL Diatoma vulgaris Bory

DICEHR Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli

DICSPX Dictyosphaerium Nägeli

DICSUB Dictyosphaerium subsolitarium Van Goor

DIDINE Didymocystis inermis (Fott) Fott

DIDINS Didymocystis inconspicua Korshikov

DIDSPX Didymocystis Korshikov

DINAME Dinobryon sociale var. americanum (Brunnthaler) Bachmann

DINBAV Dinobryon bavaricum Imhof

DINCRE Dinobryon crenulatum West & G.S. West

DINDIV Dinobryon divergens Imohf

DINSER Dinobryon sertularia Ehrenberg

DINSOC Dinobryon sociale Ehrenberg

DINSPX Dinobryon Ehrenberg

DINSUE Dinobryon suecicum Lemmermann

DISPSE Discostella pseudostelligera (Hustedt) Houk & Klee

DISSTE Discostella stelligera (Cleve & Grunow) Houk & Klee

DOLFLO Dolichospermum flos-aquae (Brébisson ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann &

DOLSPI Dolichospermum spiroides (Klebahn) Wacklin, Hoffmann & Komárek

DOLSPX Dolichospermum (Ralfs ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann & Komárek

DOLVIG Dolichospermum viguieri (Denis & Frémy) Wacklin, Hoffmann & Komárek

ECOFLE Eucocconeis flexella (Kützing) Meister

ELAGEI Elakatothrix gelifacta (Chodat) Hindak

ELAGEL Elakatothrix gelatinosa Wille

ELASPX Elakatothrix Wille

ELISPX Ellipsoidion Pascher

ENCNEO Encyonema neogracile Krammer

EPIGIB Epithemia gibba (Ehrenberg) Kützing

EPISOR Epithemia sorex Kützing

EPPSPX Epipyxis Ehrenberg

EUALAC Euastrum lacustre (Messikommer) Coesel

EUCAPH Eucapsis aphanocapsoides (Skuja) Komárek & Hindák

EUCMIC Eucapsis microscopica (Komárková-Legnerová & Cronberg) Komárek & Hindák

EUGSPI Euglena spirogyra Ehrenberg

EUGSPX Euglena Ehrenberg

EUNBIB Eunotia bilunaris var. bilunaris (Ehrenberg) Mills

EUNMIN Eunotia minor (Kützing) Grunow

EUNSPX Eunotia Ehrenberg

FRACAU Fragilaria capucina Desmazières

FRACLV Fragilaria crotonensis subsp. lacus-vulcani Lange-Bertalot & Ulrich

FRACRO Fragilaria crotonensis Kitton

FRAGRA Fragilaria gracilis Oestrup

FRALON Fragilaria longifusiformis Siver, Morales, Van de Vijver, Smits, Hamilton, Lange-t, & Hains

FRANAN Fragilaria nanana Lange-Bertalot

FRASPX Fragilaria Lyngbye

FRATEN Fragilaria tenera (Smith) Lange-Bertalot

FRAVAC Fragilaria capucina var. vaucheriae Desmazieres (Kützing) Lange-Bertalot

FRNSPX Franceia Lemmermann

GCYHEL Granulocystis helenae Hindák

GLUSPX Glaucospira Lagerheim

GOCMUT Goniochloris mutica (Braun) Fott

GOCSPX Goniochloris Geitler

GOGEXI Gogorevia exilis (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek

GOKSPX Golenkiniopsis Korshikov

GOLPAU Golenkinia paucispina West & G.S. West

GOLRAD Golenkinia radiata Chodat

GOMACU Gomphonema acuminatum Ehrenberg

GOMGRA Gomphonema gracile Ehrenberg

GOMSPX Gomphonema Ehrenberg

GOTSEM Gonyostomum semen (Ehrenberg) Diesing

GRCCOR Granulocystopsis coronata (Lemmermann) Hindák

GYMCNE Gymnodinium cnecoides Harris

GYMSPX Gymnodinium Stein

HAESPX Haematococcus Agardh

HARPOL Hariotina polychorda (Korshikov) Hegewald

HARRET Hariotina reticulata Dangeard

HIDTET Hindakia tetrachotoma (Printz) Bock, Pröschold & Krienitz

HIPCAP Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski

INDCCO Chlorophycées coloniales indéterminées Reichenbach

INDCE5 Diatomées centriques indéterminées < 10 µm A remplir

INDCEN Diatomées centriques indéterminées > 10 µm A remplir

INDCHO Chlorococcales indéterminées A remplir

INDCHR Chrysophycées indéterminées Pascher

INDCRO Chroococcales indéterminées Schaffner

INDDIN Dinophycées indéterminées Fritsch

INDFL2 Chlorophycées flagellées indéterminées diam 2 - 5 µm Reichenbach

INDFL5 Chlorophycées flagellées indéterminées diam 5 - 10 µm Reichenbach

INDG35 Gymnodiniales indéterminées 20 - 50 µm (Apstein) Entz

INDOSC Oscillatoriales indéterminées Schaffner

INDP35 Peridiniales indéterminées 20 - 50 µm Haeckel

INDPEN Diatomées pennées indéterminées 30 - 100 µm A remplir

INDPSE Pseudanabaenales indéterminées Hoffmann, Komárek & Kastovsky

INDSYN Synechococcales indéterminées Hoffmann, Komárek & Kastovsky

INDTAX Taxons indéterminés A remplir

INDVOL Volvocales indéterminées Oltmanns

INDXAN Xanthophycées indéterminées Allorge ex Fritsch

ISTLOB Isthmochloron lobulatum (Nägeli) Skuja

KAROBL Karayevia oblongella (Oestrup) Aboal

KEPLIT Kephyrion littorale Lund

KEPRUB Kephyrion rubri-claustri Conrad

KEPSPX Kephyrion Pascher

KEPWEL Kephyrion welshii (Juris) Starmach

KIRIRR Kirchneriella irregularis (Smith) Korshikov

KIRLUN Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius

KIROBE Kirchneriella obesa (West) Schmidle

KIRSPX Kirchneriella Schmidle

KOLLON Koliella longiseta (Vischer) Hindák

KOLSPX Koliella Hindák

KOMSKU Komvophoron skujae Anagnostidis & Komárek

LACGRA Lacunastrum gracillimum (West & G.S. West) McManus

LAGGEN Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat

LANSPA Lanceola spatulifera (Korshikov) Hindák

LELSPX Leptolyngbya Anagnostidis & Komárek

LEMFLE Lemmermanniella flexa Hindák

LEPACS Lepocinclis acus (Müller) Marin & Melkonian

LEPSPX Lepocinclis Perty

LIDCOT Lindavia comta (Kützing) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson

LILCIR Limnolyngbya circumcreta (West) Li & R. Li

LIMRED Limnothrix redekei (Van Goor) Meffert

LIMSPX Limnothrix Meffert

LINLIM Limnococcus limneticus (Lemmermann) Komárková, Jezberová, Komárek & Zapomelová

LMMKOM Lemmermannia komarekii (Hindák) Bock & Krienitz

LMMTET Lemmermannia tetrapedia (Kirchner) Lemmermann

LMMTRI Lemmermannia triangularis (Chodat) Bock & Krienitz

MALACA Mallomonas acaroides Perty

MALAKR Mallomonas akrokomos Ruttner

MALINS Mallomonas insignis Penard

MALSPX Mallomonas Perty

MALTON Mallomonas tonsurata Teiling

MERSPX Merismopedia Meyen

MERTEN Merismopedia tenuissima Lemmermann

MIOAER Microcystis aeruginosa Kützing

MIOFLO Microcystis flos-aquae (Wittrock) Kirchner

MIOICH Microcystis ichthyoblabe Kützing

MIOSMI Microcystis smithii Komárek & Anagnostidis

MIOSPX Microcystis Kützing

MIOWES Microcystis wesenbergii Komárek

MISFUR Micrasterias furcata Agardh ex Ralfs

MITPUS Micractinium pusillum Fresenius

MMASPX Monomastix Scherffel

MOASTI Monallantus stichococcoides Pascher

MONCIR Monoraphidium circinale (Nygaard) Nygaard

MONCON Monoraphidium contortum (Thuret) Komárkova-Legnerova

MONGRI Monoraphidium griffithii (Berkeley) Legnerova

MONIRR Monoraphidium irregulare (Smith) Komarkova-Legnerova

MONKOM Monoraphidium komarkovae Nygaard

MONMIN Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárková-Legnerová

MONNAN Monoraphidium nanum (Ettl) Hindák

MONTOR Monoraphidium tortile (West & G.S. West) Komárkova-Legnerova

MOTSIM Monactinus simplex (Meyen) Corda

MOUGRA Mougeotia gracillima (Hassall) Wittrock

MOUSPX Mougeotia Agardh

MSSGRA Messastrum gracile (Reinsch) Garcia

MUCPUL Mucidosphaerium pulchellum (Wood) Bock, Proschold & Krienitz

MYCHOM Mychonastes homosphaera (Skuja) Kalina & Puncochárová

NAVCRT Navicula cryptotenella Lange-Bertalot

NAVCRY Navicula cryptocephala Kützing

NAVRAD Navicula radiosa Kützing

NAVSPX Navicula Bory de Saint Vincent

NECROS Nephrochlamys rostrata Nygaard

NEGSOL Neglectella solitaria (Wittrock) Stenclová & Kastovsky

NEHLUN Nephrodiella lunaris Pascher

NEHSEM Nephrodiella semilunaris Pascher

NEHSPX Nephrodiella Pascher

NESOLI Nephroselmis olivacea Stein

NIZACI Nitzschia acicularis (Kützing) Smith

NIZGRA Nitzschia gracilis Hantzsch

NIZPAL Nitzschia palea (Kützing) Smith

NIZSPX Nitzschia Hassall

OCHSPX Ochromonas Wyssotski

OEDSPX Oedogonium Link

OOCLAC Oocystis lacustris Chodat

OOCMAR Oocystis marssonii Lemmermann

OOCPAR Oocystis parva West & G.S. West

OOCSPX Oocystis Nägeli

OSCSPX Oscillatoria Vaucher

PADMOR Pandorina morum Bory

PAHBOU Paraphysomonas bourrellyi (Takahashi) Preisig & Hibberd

PATCOM Pantocsekiella comensis (Grunow) Kiss & Ács

PATOCE Pantocsekiella ocellata (Pantocsek) Kiss & Ács

PAVUMB Parvodinium umbonatum (Stein) Carty

PDPSPX Pseudopedinella Carter

PEDANG Pediastrum angulosum (Ehrenberg) ex Meneghini

PEDDUP Pediastrum duplex Meyen

PERCIN Peridinium cinctum (Müller) Ehrenberg

PERSPX Peridinium Ehrenberg

PERWIL Peridinium willei Huifelt-Kaas

PHASPX Phacus Dujardin

PHOSPX Phormidium Kützing ex Gomont

PINSPX Pinnularia Ehrenberg

PINVIR Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg

PLAAGA Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis & Komárek

PLASPX Planktothrix Anagnostidis & Komárek

PLCCLE Placoneis clementis (Grunow) Cox

PLGLAC Plagioselmis lacustris (Pascher & Ruttner) Javornick

PLGNAN Plagioselmis nannoplanctica (Skuja) Novarino, Lucas & Morrall

PLHSPX Pleurochloris Pascher

PLKGEL Planktosphaeria gelatinosa Smith

PLLCON Planktolyngbya contorta (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek

PLLLIM Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komarkova-Legnerova

PLLMIN Planktolyngbya minor (Geitler & Ruttner) Komárek & Cronberg

PLLSPX Planktolyngbya Anagnostidis & Komárek

PLTFRE Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot

PPEBOR Pseudopediastrum boryanum (Turpin) Hegewald

PSDFIN Pseudodidymocystis fina (Komárek) Hegewald & Deason

PSDINC Pseudodidymocystis inconspicua (Korshikov) Hindák

PSDPLA Pseudodidymocystis planctonica (Korshikov) Hegewald & Deason

PSECAT Pseudanabaena catenata Lauterborn

PSELIM Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek

PSEMUC Pseudanabaena mucicola (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe

PSESPX Pseudanabaena Lauterborn

PSKKLA Pseudokephyrion klarnetii Bourrelly

PSKPSE Pseudokephyrion pseudospirale Bourrelly

PSKSPX Pseudokephyrion Pascher

PSSBRE Pseudostaurosira brevistriata (Grunow) Williams & Round

PSTENO Pseudostaurastrum enorme (Ralfs) Chodat

QUACLO Quadrigula closterioides (Bohlin) Printz

RAIGEM Radiocystis geminata Skuja

RDODAN Raphidocelis danubiana (Hindák) Marvan, Komárek & Comas

RDPRAC Raphidiopsis raciborskii (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, ue & Salerno

RGLSMI Rhabdogloea smithii (Chodat & F. Chodat) Komárek

RHALIN Rhabdoderma lineare Schmidle & Lauterborn em. Hollerbach

ROMELE Romeria elegans Woloszynska

ROMLEO Romeria leopoliensis (Raciborski) Koczwara

ROMSPX Romeria Koczwara

SALSPX Salpingoeca Clark

SCEARC Scenedesmus arcuatus (Lemmermann) Lemmermann

SCEECO Scenedesmus ecornis (Ehrenberg) Chodat

SCEOBT Scenedesmus obtusus Meyen

SCEQUA Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brebisson

SCESMI Scenedesmus smithii Chodat

SCESPX Scenedesmus Meyen

SCRSET Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann

SEAPUP Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowksy

SELBIB Selenastrum bibraianum Reinsch

SICPSE Siderocystopsis pseudoblonga (Hindák) Hindák

SIDKOL Siderocelis kolkwitzii (Naumann) Fott

SIDOBL Siderocelis oblonga (Naumann) Fott

SIDORN Siderocelis ornata (Fott) Fott

SNOLAC Snowella lacustris (Chodat) Komárek & Hindák

SNOSPX Snowella Elenkin

SPEPLA Sphaerocystis planctonica (Korshikov) Bourrelly

SPESCH Sphaerocystis schroeteri Chodat

SPESPX Sphaerocystis Chodat

SPISPX Spirogyra Link

SPNSPX Spiniferomonas Takahashi

SPOPLA Spondylosium planum (Wolle) West & G.S. West

SPOSPX Spondylosium Brébisson

SRITET Stauridium tetras (Ehrenberg) Hegewald

STAANA Staurastrum anatinum Cooke & Wills

STAARC Staurastrum arctiscon (Ehrenberg) Lundell

STACHA Staurastrum chaetoceras (Schröder) Smith

STAFUC Staurastrum furcigerum Brébisson

STALEC Staurastrum leptocladum var. cornutum Wille

STALUN Staurastrum lunatum Ralfs

STAPIN Staurastrum pingue Teiling

STAPLA Staurastrum planctonicum Teiling

STASPX Staurastrum Meyen

STATET Staurastrum tetracerum (Kützing) Ralfs

STCBAC Stichococcus bacillaris Nägeli

STDCUS Staurodesmus cuspidatus (Brébisson) Teiling

STDDEJ Staurodesmus dejectus (Brébisson) Teiling

STDSPX Staurodesmus Teiling

STEHAN Stephanodiscus hantzschii Grunow

STESPX Stephanodiscus Ehrenberg

STFEXI Stauroforma exiguiformis (Lange-Bertalot) Flower, Jones & Round

STSCON Staurosira construens Ehrenberg

STSSPX Staurosira Ehrenberg

STSVEN Staurosira venter (Ehrenberg) Cleve & Moeller

SURLIN Surirella linearis Smith

SYCCAP Synechococcus capitatus Bailey-Watts & Komárek

SYCNID Synechococcus nidulans (Pringsheim) Komárek

SYCSPX Synechococcus Nägeli

SYUSPX Synura Ehrenberg

SYYAQU Synechocystis aquatilis Sauvageau

TABFEN Tabellaria fenestrata (Lyngbye) Kützing

TABFLO Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing

TABSPX Tabellaria Ehrenberg ex Kützing

TEACAU Tetraedron caudatum (Corda) Hansgirg

TEAMIN Tetraedron minimum (Braun) Hansgirg

TEASPX Tetraedron Kützing

TEATRI Tetraedron triangulare Korshikov

TEDDIM Tetradesmus dimorphus (Turpin) Wynne

TEDLAG Tetradesmus lagerheimii Wynne & Guiry

TEDOBL Tetradesmus obliquus (Turpin) Wynne

TEEJOV Tetraëdriella jovetti (Bourrelly) Bourrelly

TEIGRA Teilingia granulata (Roy & Bisset) Bourrelly

TERSPX Tetrastrum Chodat

TERSTA Tetrastrum staurogeniaeforme (Schröder) Lemmermann

TRAGRA Trachelomonas granulosa Playfair

TRAHIS Trachelomonas hispida (Perty) Stein

TRAINT Trachelomonas intermedia Dangeard

TRARUG Trachelomonas rugulosa Stein

TRASPX Trachelomonas Ehrenberg

TRAVOC Trachelomonas volvocinopsis Svirenko

TRAVOL Trachelomonas volvocina Ehrenberg

TRDLEN Trachydiscus lenticularis Ettl

TRDMIN Trachydiscus minutus (Bourrelly) Ettl

TRDSPX Trachydiscus Ettl

TRETRI Treubaria triappendiculata Bernard

TROPLA Trochiscia planctonica Lind & Pearsall

ULNACU Ulnaria acus (Kützing) Aboal

ULNDAN Ulnaria delicatissima var. angustissima (Smith) Aboal & Silva

ULNULN Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère

UROSPX Uroglena Ehrenberg

URSERI Urosolenia eriensis Round & Crawford

URSLON Urosolenia longiseta (Zacharias) Bukhtiyarova

URSSPX Urosolenia Round & Crawford

VERVER Verrucodesmus verrucosus (Roll) Hegewald

VITSPX Vitreochlamys Batko

VOLAUR Volvox aureus Ehrenberg

WILCRU Willea crucifera (Wolle) John, Wynne & Tsarenko

WILREC Willea rectangularis (Braun) John, Wynne & Tsarenko

WORNAE Woronichinia naegeliana (Unger) Elenkin

WORSPX Woronichinia Elenkin

WOZSPX Woloszynskia Thompson

XANANT Xanthidium antilopaeum (Brébisson) Kützing

10.11 Code et nom des taxons macrophytes

Code Taxon - Nom latin

ALISPX - *Alisma sp.* généralement *Alisma plantago-aquatica*

ANLTEN - *Anagallis tenella*

AZOFIL - *Azolla filiculoides*

BALRAN - *Baldellia ranunculoides* et *Baldellia repens*

CARPAN - *Carex paniculata*

CARPEN - *Carex pendula*

CARSPX - *Carex sp.* regroupant l'ensemble des Carex à l'exception de *pendula* et *paniculata.*

CERDEM - *Ceratophyllum demersum*

CHASPX - *Chara sp.* regroupant toutes les espèces de *Chara*

CLDMAR - *Cladium mariscus*

DROSPX - *Drosera sp.* regroupant *D. rotundifolia* et *D. intermedia*

EGEDEN - *Egeria densa*

ELASPX - *Elatine sp.* généralement *E. hexandra*

ELEACI - *Eleocharis acicularis*

ELEMUL - *Eleocharis multicaulis*

ELEPAL - *Eleocharis palustris*

ELESPX - *Eleocharis sp.*

HIBPAL - *Hibiscus palustris*

HYPELO - *Hypericum elodes*

HYRVUL - *Hydrocotyle vulgaris*

IRISPX - *Iris sp.* généralement *I. pseudacorus*

ISNPAL - *Isnardia palustris*

ISOBOR - *Isoetes boryana*

JUNBUL - *Juncus bulbosus*

JUNEFF - *Juncus effusus* ou *conglomeratus*

JUNHET - *Juncus heterophyllus*

JUNSPX - *Juncus sp.*

LAGMAJ - *Lagarosiphon major*

LEMSPX - *Lemna sp.* regroupant l'ensemble des espèces de *Lemna*

LITUNI - *Littorella uniflora*

LOBDOR - *Lobelia dortmanna*

LOBURE - *Lobelia urens*

LUDSPX - *Ludwigia sp.* regroupant *L. grandiflora* et *L. peploides*

LURNAT - *Luronium natans*

LYSVUL - *Lysimachia vulgaris*

LYTSAL - *Lythrum salicaria*

MENAQU - *Mentha aquatica*

MEYTRI - *Menyanthes trifoliata*

MYIGAL - *Myrica gale*

MYRALT - *Myriophyllum alterniflorum*

MYRAQU - *Myriophyllum aquaticum*

MYRSPI - *Myriophyllum spicatum*

NAJMAR - *Najas marina*

NAJMIN - *Najas minor*

NITSPX - *Nitella sp* regroupant l'ensemble des espèces de *Nitella*

NUPLUT - *Nuphar lutea*

NUPSPX - *Nuphar sp.* regroupant les *Nuphar* et les *Nymphaea* horticoles

NYMALB - *Nymphaea alba*

OSMREG - *Osmunda regalis*

PHRAUS - *Phragmites australis*

POLAMP - *Polygonum amphibium*

POLPER - *Polygonum persicaria*

POTCRI - *Potamogeton crispus*

POTGRA - *Potamogeton gramineus*

POTLUC - *Potamogeton lucens*

POTNAT - *Potamogeton natans*

POTPEC - *Potamogeton pectinatus*

POTPER - *Potamogeton perfoliatus*

POTPOL - *Potamogeton polygonifolius*

POTSPX - *Potamogeton sp.* pour les Potamogeton non identifiés au niveau de l'espèce

RANFLA - *Ranunculus flammula*

SCIFLU - *Scirpus fluitans*

SCNLAC - *Schoenoplectus lacustris*

SCNPUN - *Schoenoplectus pungens*

SHONIG - *Schoenus nigricans*

SPASPX - *Sparganium sp.* regroupant *S. erectum, S. emersum, S. minimum* et *S. natans*

SPRPOL - *Spirodela polyrhiza*

THRVER - *Thorella verticillatinundata*

TRANAT - *Trapa natans*

TYPSPX - *Typha sp.* regourpant *T. angustifolia* et *T. latifolia*

UTRSPX - *Utricularia sp.* généralement *U. minor*

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