



Evaluation de l'impact
de la moisson de
Lagarosiphon major
dans l'Etang Blanc
(Landes)

Rapport 2011-2013

Mai 2014

EABX, CARMA

Vincent Bertrin, Alain Dutartre, Brigitte Delest,
Mélissa Eon, Audrey Fournier, Gwilherm Jan,
Christophe Laplace-Treyture, Karine
Madarassou, Sylvia Moreira, Soizic Morin,
Juliette Rosebery



Sommaire

INTRODUCTION	1
1 LAGAROSIPHON MAJOR	1
2 DÉROULEMENT DES CAMPAGNES DE TERRAIN ET STATIONS SUIVIES...	3
2.1 Déroulement des campagnes	3
2.2 Stations d'étude.....	3
3 MÉTHODOLOGIES MISES EN ŒUVRE	4
3.1 Physicochimie de l'eau et des sédiments.....	4
3.1.1 Eau.....	4
3.1.2 Sédiments	5
3.1.3 Mesures et analyses réalisées	5
3.2 Observations, mesures et analyses sur les plantes.....	5
3.2.1 Echosondages	5
3.2.2 Architecture et biomasse des pieds de lagarosiphon	5
3.2.3 Composition chimique des pieds de lagarosiphon	6
3.2.4 Phytoplancton et pigments chlorophylliens	6
3.2.5 Périphyton	6
3.2.6 Activité physiologique des plantes.....	7
3.2.7 Invertébrés	7
4 RÉSULTATS	7
4.1 Conditions météorologiques et niveaux des eaux	7
4.1.1 Conditions météorologiques	7
4.1.2 Niveaux des eaux.....	8
4.2 Physicochimie.....	9
4.2.1 Eaux.....	9
4.2.2 Sédiments	10
4.3 Les plantes.....	13
4.3.1 Relevés à l'échosondeur	13
4.3.2 Architecture et biomasse des pieds de lagarosiphon	16
4.3.3 Composition chimique des plantes	18
4.4 Phytoplancton et pigments chlorophylliens.....	19
4.4.1 Pigments chlorophylliens.....	22

4.5	Périphyton.....	26
4.6	Activité physiologique des plantes	28
4.7	Invertébrés	29
5	SYNTHÈSE ET COMMENTAIRES GÉNÉRAUX	29
5.1	Conditions météorologiques et niveaux des eaux	29
5.2	Physicochimie des eaux et des sédiments.....	29
5.3	Les plantes : relevés à l'échosondeur, mesures et analyses	30
5.4	Phytoplancton et pigments chlorophylliens.....	30
5.5	Phytobenthos.....	30
5.6	Remarques finales.....	30
	BIBLIOGRAPHIE	32

Introduction

Depuis 1989, le Syndicat Mixte Géolandes met en œuvre dans l'étang Blanc une intervention mécanique annuelle de moisson du lagarosiphon (*Lagarosiphon major*) sur une superficie de l'ordre de 40 hectares.

Elle a été rendue nécessaire par une colonisation extrêmement rapide de cette plante immergée sur le plan d'eau sur une superficie de plus d'une centaine d'hectares à la fin des années 1980. Cette colonisation cause des nuisances importantes pour la pratique des usages développés sur le plan d'eau (activités nautiques, pêche, etc.) particulièrement durant la saison estivale.

La plante bénéficie de conditions environnementales très favorables sur une grande partie de l'étang aux sédiments organiques riches en nutriments et de faible profondeur d'eau (2 mètres maximum), ce qui permet un développement potentiel d'herbiers très denses depuis le fond jusqu'en surface.

Les dépenses liées à cette intervention annuelle ont régulièrement augmenté au fil du temps. Les volumes annuels extraits par cette moisson ont longtemps été variables d'une année à l'autre, ne présentant aucune évolution perceptible. Toutefois, depuis quelques années, ces volumes se sont notablement réduits alors que les superficies moissonnées restaient du même ordre.

Cette évolution a conduit Géolandes à mettre en place une étude destinée à tenter d'expliquer les processus en cause dans la régression observable de la colonisation végétale.

Le présent rapport est la synthèse des résultats obtenus lors des 3 campagnes de terrain effectuées en 2011, 2012 et 2013. Il a été rédigé en incorporant des éléments d'analyses et d'interprétation des résultats issus du mémoire de stage d'Audrey Fournier (Fournier 2013).

1 *Lagarosiphon major*

Lagarosiphon major (Ridley) Moss. est une plante vasculaire immergée de la famille des hydrocharitacées, d'origine africaine, que l'on peut retrouver dans les lacs du littoral aquitain. Introduit accidentellement dans le lac de Cazaux-Sanguinet vers 1965, le lagarosiphon est actuellement présent dans la majorité des lacs et étangs naturels situés sur la frange Atlantique au sud de l'estuaire de la Gironde, du lac de Carcans-Hourtin à l'extrémité nord à l'étang de Garros plus au sud. Cette espèce est considérée comme invasive en métropole et son extension vers le nord se poursuit.

Les éléments descriptifs de la morphologie, de la biologie et l'écologie du lagarosiphon présentés ci-dessous sont issus de la synthèse rédigée par .

Morphologie :

- Hydrophyte fixé entièrement immergé
- Morphologie variable selon le cycle de la plante
- Tige grêle pouvant atteindre 5 m de long pour 3 à 5 mm de diamètre
- Enracinement pouvant dépasser 80 cm de profondeur dans les sédiments fluides
- Feuilles alternes recourbées à marge dentée
- Fleurs de petite taille se développant en surface à l'extrémité d'un long pédoncule (seuls des pieds femelles sont observés en France)

Biologie, écologie :

- Colonisation essentiellement par bouturage, par fragmentation de la tige
- Milieu stagnant ou à faible courant
- Photosynthèse très efficace et grande capacité à coloniser les grandes profondeurs, peu sensible à la turbidité
- Grande amplitude vis-à-vis des exigences trophiques

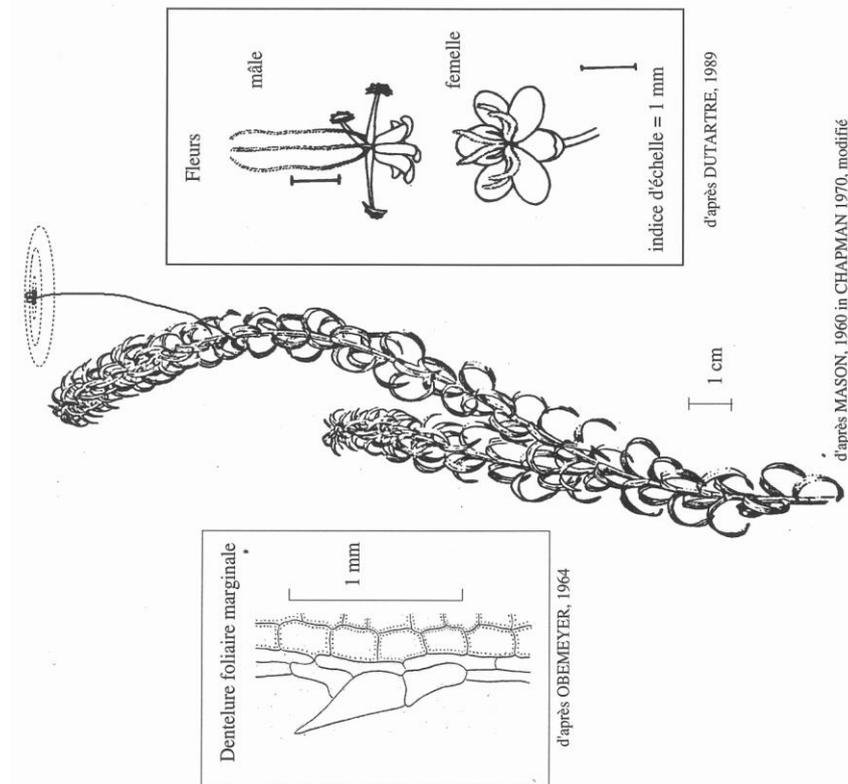


Figure 1 : Quelques critères d'identification du *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss.

Une synthèse bibliographique détaillée rédigée par Audrey Fournier dans son rapport de stage est disponible en Annexe 1.

Afin d'essayer d'expliquer les processus en cause dans la régression observée de la colonisation du lagarosiphon sur l'étang Blanc, nous nous sommes intéressés aux caractéristiques de son développement et aux conditions environnementales, biotiques et abiotiques, dans différents secteurs du plan d'eau caractérisés par des historiques de gestion différents.

2 Déroulement des campagnes de terrain et stations suivies

2.1 Déroulement des campagnes

Les campagnes de terrain ont eu lieu aux dates présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Détail et dates de déroulement des campagnes

Année	Date	Opération(s) effectuée(s)
2011	23, 24 et 31 mai	Prélèvements eau + plantes
2012	17 avril	Reconnaissance pour les échosondages
	09 mai	Prélèvements eau + plantes
	15 mai	Echosondages
	23 août	Echosondages
2013	21 mai et 3 juin	Prélèvements eau + plantes
	13 mai	Echosondages

L'ensemble de ces prélèvements et mesures sur le terrain a été réalisé par Vincent Bertrin, Alain Dutartre, Audrey Fournier, Gwilherm Jan, Geoffroy Séveno, Mélissa Eon, Thibaut Feret, Sandrine Lorient, Thomas Cuizinaud, (Bac Pro GMNF, Maison Familiale et Rurale de La Ferté Bernard) et Alexis Beven (Polytech Nantes). L'équipe a été assistée par Andoni Zuazo du Conseil Général des Landes. Les analyses de laboratoire ont été réalisées par Brigitte Delest, Mélissa Eon et Karine Madarassou. Les déterminations et analyses du phytoplancton et du périphyton ont été réalisées par Soizic Morin, Juliette Rosebery et Christophe Laplace-Treytore.

2.2 Stations d'étude

Les principales caractéristiques de l'étang Blanc sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Principales caractéristiques de l'étang Blanc (d'après Castagnos et Dutartre 2001)

Superficie bassin versant	Superficie plan d'eau	Profondeur maximale	Profondeur moyenne	Volume moyen	Volume annuel entrant	Taux de renouvellement annuel
17,9 km ²	1,83 km ²	2 m	0,66 m	1,22 millions de m ³	7,3 millions de m ³	6

La Figure 2 présente la localisation approximative des stations étudiées dans chacune des zones définies (O0, O1, O2, O3, E1 et E0). Elles ont été précisément localisées par GPS afin de permettre de réaliser les observations, mesures et prélèvements dans les mêmes endroits. Les coordonnées GPS des stations sont disponibles en Annexe 2. Nous les avons situées dans la mesure du possible assez loin des limites des différentes zones pour éviter d'éventuels effets de lisières. Les stations des zones O0 à O3 ont toutefois été rapprochées, en tenant compte du précédent critère, pour se trouver dans le secteur central du plan d'eau dont la qualité des sédiments pouvait, a priori, être constante.

Pour des raisons liées à l'évolution du plan de moissonnage en 2012, le point de prélèvements et d'observations de la zone O1 a été légèrement déplacé et renommé O1b.

Les stations étudiées se trouvent dans les zones suivantes :

- zone O0 : zone jamais moissonnée (environ 60 hectares)

- zone O1 et O1b : zone moissonnée annuellement depuis 1989 (20 hectares)
- zone O2 : zone moissonnée annuellement sur la période 1989-2009 et non traitée depuis 2010 (15 hectares)
- zone O3 : zone moissonnée une année sur deux depuis 1996 (5 hectares)
- zone E0, représentée par 2 stations (E0a et Eb) : zone jamais moissonnée (environ 75 hectares)
- zone E1 : zone moissonnée une année sur deux depuis 1996 (5 hectares)

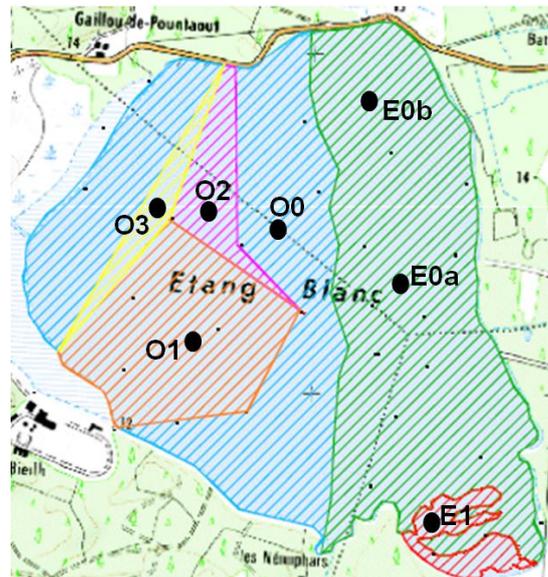


Figure 2 : Localisation des stations de suivi

3 Méthodologies mises en œuvre

3.1 Physicochimie de l'eau et des sédiments

3.1.1 Eau

Sur chaque station, des mesures *in situ* ont été effectuées et des échantillons d'eau ont été prélevés pour les analyses au laboratoire. La profondeur maximale et la transparence des eaux ont été mesurées à l'aide d'un disque de Secchi et les paramètres physico-chimiques à l'aide d'une sonde multi-paramètres WTW multi 350i et MPP 350.

Des prélèvements intégrés de la colonne d'eau ont été réalisés à l'aide d'une bouteille à clapets. Après mélange et homogénéisation dans un seau, un échantillon représentatif de la colonne d'eau était transporté au laboratoire pour des analyses ultérieures.

3.1.2 Sédiments

En 2011, les prélèvements de sédiments ont été réalisés à l'aide d'une benne de type Van Veen. Un carottier a ensuite permis, en 2012 et 2013, de prélever et différencier différentes couches de sédiments sur chaque station. Ces carottages n'ont pas pu être mis en œuvre sur les substrats durs sableux des stations E0a et E0b.

3.1.3 Mesures et analyses réalisées

- Eau (*in situ*) : température, pH, conductivité électrique, O₂ dissous et % de saturation
- Eau (laboratoire) : orthophosphate, phosphore total, nitrite, nitrate, ammonium, azote Kjeldahl, matières en suspension, demande chimique en oxygène, demande biologique en oxygène à 5 jours, carbone organique total, carbone organique dissous, concentration en pigments chlorophylliens
- Sédiments (phase solide) : teneur en eau, perte au feu, phosphore total, azote Kjeldahl
- Sédiments (eau interstitielle) : orthophosphate, phosphore total, azote Kjeldahl, ammonium

3.2 Observations, mesures et analyses sur les plantes

3.2.1 Echosondages

Le recours à des relevés de terrain à l'échosondeur permet d'évaluer la densité et la hauteur des plantes de manière continue et sur de longues distances si nécessaire. Les observations de la végétation aquatique sur ces profils ont été réalisées à l'aide d'un échosondeur combiné à un capteur GPS (dans le cas présent, le matériel utilisé était un appareil Humminbird® modèle 1197c SI Combo). Pour chaque profil, la visualisation subaquatique de la morphologie des fonds et le positionnement GPS des observations ont été enregistrés en continu, ce qui permet d'archiver les informations recueillies et de les utiliser ensuite pour l'interprétation des résultats.

3.2.2 Architecture et biomasse des pieds de lagarosiphon

Lagarosiphon major se développe en tiges allongées et très ramifiées pouvant dépasser plusieurs mètres de longueur dans des conditions très favorables de lumière et de calme des eaux. Ces tiges fragiles se cassent facilement, par exemple sous l'impact des vagues, et produisent de nouvelles ramifications qui rendent les herbiers denses de cette espèce particulièrement touffus car les tiges peuvent occuper tout le volume d'eau disponible. C'est d'ailleurs ce qui explique les difficultés de déplacement des bateaux dans les herbiers.

A chaque campagne de terrain, 5 prélèvements de plantes ont été réalisés sur chaque station (plusieurs pieds complets, tiges et racines, par prélèvement). Entre 5 et 10 pieds, selon la quantité de plantes disponible, ont été sélectionnés au hasard parmi ces 5 prélèvements de manière à constituer un échantillon intégré jugé représentatif de la station. Les mesures de l'architecture des plantes portent sur l'agencement des tiges principales et secondaires (ramifications), les longueurs de chacun des segments de tiges, les longueurs des rhizomes et les longueurs maximales des racines (Figure 3).

Une attention particulière est portée aux extrémités des tiges (ou apex) de manière à identifier les extrémités intactes (apex non cassés, intacts) qui sont les sites de croissance les plus importants des plantes, les extrémités brisées déclenchant la production de ramifications.

Les pieds prélevés ont été ensuite passés en étuve pour la mesure de leur biomasse sèche.

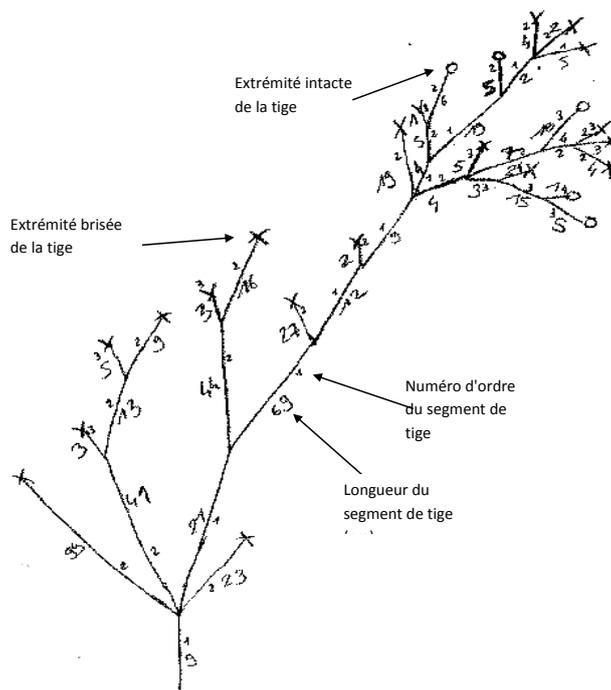


Figure 3 : Exemple des mesures de l'architecture d'un pied de lagarosiphon

3.2.3 Composition chimique des pieds de lagarosiphon

Afin de permettre des comparaisons entre stations, les extrémités intactes des plantes nous ont par ailleurs servi en tant que "segments index" pour réaliser les analyses de nutriments.

3.2.4 Phytoplancton et pigments chlorophylliens

Un échantillon d'eau destiné à l'analyse taxinomique du phytoplancton a été prélevé à l'aide d'une bouteille intégratrice sur l'ensemble de la colonne d'eau, lors de chaque campagne et sur chaque station. Chacun des échantillons est conservé dans un flacon en polyéthylène de 180 ml et fixé avec une solution de Lugol. Ainsi 21 échantillons pour analyse des communautés algales ont été prélevés de 2011 à 2013.

La méthode de comptage phytoplanctonique d'Utermöhl (NF 15204, 2006) est appliquée à chaque échantillon. Le logiciel PHYTOBS v2.2 développé à Irstea (Hadoux et al., 2013) est employé pour réaliser les comptages et les bancariser. Dans la mesure du possible les déterminations sont effectuées au niveau spécifique (à l'aide des ouvrages de taxinomie disponibles) et sont exprimées en abondance (nombre de cellules ou filaments par millilitre) et en biomasse (milligramme par litre). Cette méthode permet l'analyse qualitative (liste des espèces ou genres rencontrés) et quantitative des peuplements phytoplanctoniques.

3.2.5 Périphyton

Les échantillons de périphyton ont été constitués à partir de plusieurs "expressions" des plantes, obtenues en prélevant les plantes et en les nettoyant de leur couverture biologique microscopique qui est ensuite récupérée dans un flacon de transport pour une analyse ultérieure au microscope.

3.2.6 Activité physiologique des plantes

Elle a été évaluée par des mesures de l'activité photosynthétique foliaire à l'aide d'un fluorimètre utilisant la technique de fluorescence modulée (type PAM). Ces mesures ont été réalisées sur des échantillons de feuilles extraites de l'extrémité de tiges intactes des plantes de manière à pouvoir comparer les données obtenues entre les échantillons des différentes stations.

3.2.7 Invertébrés

Les invertébrés présents sur les pieds prélevés pour les mesures en laboratoire ont été récupérés lors des nettoyages des échantillons ayant précédé les mesures sur les plantes. Un échantillonnage spécifique au filet surber a été réalisé dans chaque station après les prélèvements de plantes.

4 Résultats

4.1 Conditions météorologiques et niveaux des eaux

4.1.1 Conditions météorologiques

La Figure 5 présente 3 paramètres météorologiques mesurés entre 2011 et 2013. Il s'agit des températures moyennes mensuelles, des vitesses du vent moyennes mensuelles et des durées d'insolation moyennes mensuelles. Les encadrés correspondent à la période où les campagnes ont été réalisées. L'année 2011 présente des températures moyennes plus faibles (21,9°C en juillet) mais plus stables durant la période des relevés. A l'inverse, l'année 2013 présente des températures moyennes plus élevées (24,3°C en juillet) en constante hausse sur la période. L'année 2012 est marquée par des faibles températures hivernales (3,8°C en février). La vitesse des vents moyenne est relativement stable (entre 2 et 3 m/s) avec des épisodes de fort vent plus fréquents en 2012. Enfin, les valeurs d'insolation mensuelle sont relativement proches en 2011 et 2012 à l'exception d'une forte baisse en mai 2012, avec environ 50 h d'insolation déficitaire par rapport aux mois d'avril et juin de la même année. Le printemps 2011 est plus ensoleillé que l'été, la situation est inversée en 2012 et 2013.

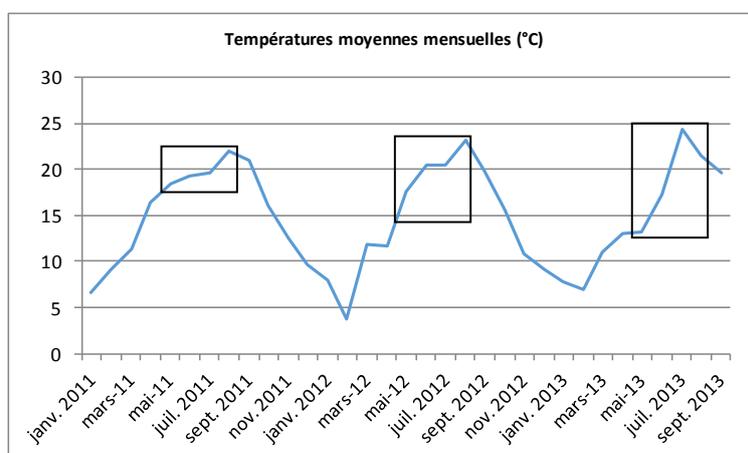


Figure 4 : Données climatiques issues de la station de Dax (données Météo-France, licence recherche, convention DIRSO/2014/NC/04) (2011-2013)

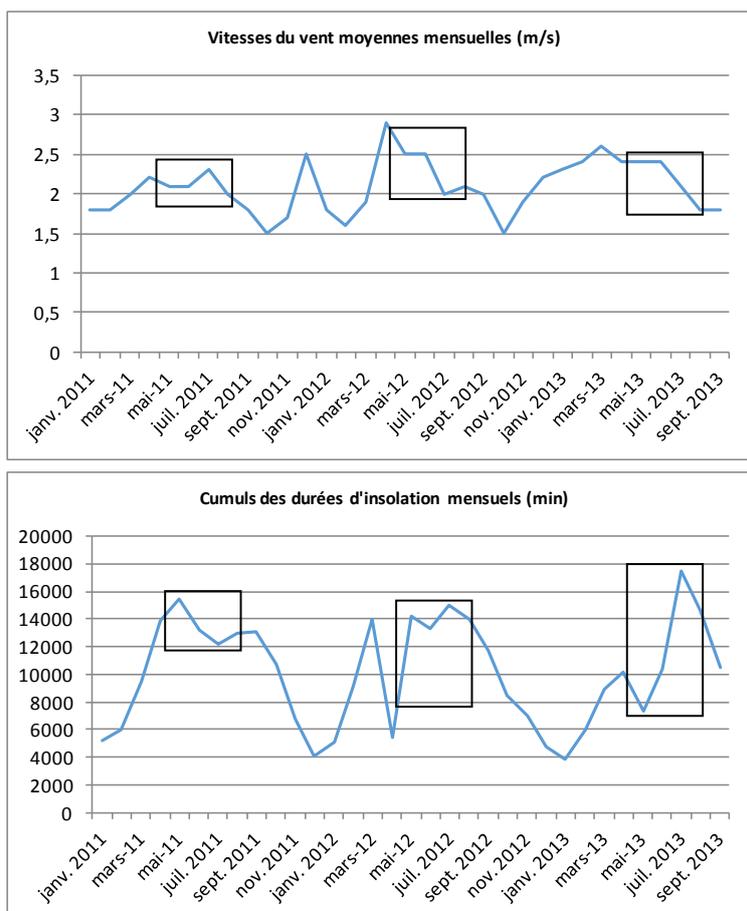


Figure 5 (suite) : Données climatiques issues de la station de Dax (données Météo-France, licence recherche, convention DIRSO/2014/NC/04) (2011-2013)

4.1.2 Niveaux des eaux

La Figure 6 présente les variations du niveau des eaux entre 2011 et 2013 (données fournies par Géolandes). Les encadrés correspondent à la période où les campagnes ont été réalisées. Les niveaux de 2011 et 2012 sont proches et sont en baisse assez régulière tandis que les niveaux de 2013 sont plus élevés et en augmentation jusqu'à mi-juin.

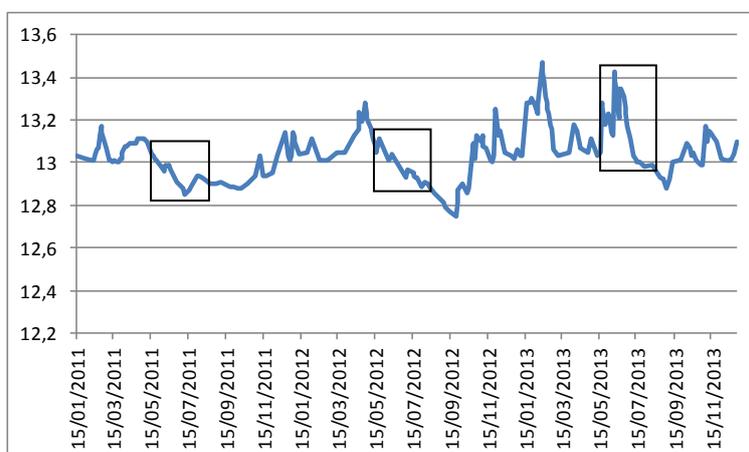


Figure 6 : Niveaux des eaux NGF de l'étang Blanc (correspondant au niveau des eaux de l'étang Noir dont on a soustrait 7 cm) (2011-2013)

4.2 Physicochimie

4.2.1 Eaux

Les variations de qualité physicochimique des eaux entre les différentes stations étudiées ont été très faibles pour toutes les campagnes.

Lors des campagnes, les températures des eaux diminuent entre surface et fond, avec un maximum de 3,5°C observé une fois sur la station E1 en 2011. Ceci peut être expliqué par la forte densité de plantes mais la température évolue très rapidement notamment en fonction des conditions météorologiques (ensoleillement, vent). Cette différence était généralement comprise en 0,5 et 2°C. Aucune différence notable entre les stations n'a été observée durant les 3 campagnes.

Les eaux sont très oxygénées, avec des saturations pouvant atteindre 140 % dans l'après-midi, par exemple sur la station O0 en 2012, le pH alors observé était de 9,6. Un léger déficit en oxygène a été observé en 2012 et 2013 sur la même station à proximité du fond, mais des saturations supérieures à 80 % pour ces deux dates, ne permettent cependant pas de parler d'anoxie. Le pH et la saturation en oxygène varient peu d'une station à l'autre et, en particulier, aucune différence significative n'a été observée sur les stations E0a et E0b qui n'abritent aucun herbier de lagarosiphon. Plus généralement, les pH s'échelonnent de 8 à 9 avec des saturations en oxygène de 100 à 120 %.

Les teneurs en matières en suspension des eaux varient peu d'une station à l'autre (de 3,2 à 11,2 mg/L), sauf à la station E0b où 38 mg/L ont été mesurés une fois en 2013. Ces matières en suspension contiennent de 60 à 100 % de matières organiques. Les valeurs de ce paramètre sont également fortement dépendantes des conditions climatiques (vent, précipitations) pouvant expliquer les écarts observés entre les différentes campagnes.

La Figure 7 et la Figure 8 présentent à titre d'illustration les concentrations en phosphore total et en azote Kjeldahl des eaux des différentes stations lors des trois campagnes.

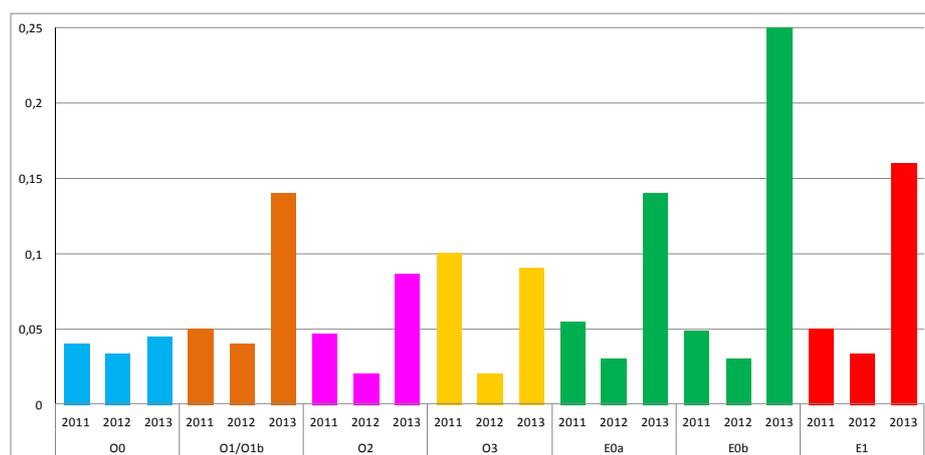


Figure 7 : Concentrations (mg P/L) en phosphore total des eaux (2011–2013)

Pour ces deux nutriments, la composition chimique des eaux de l'étang a beaucoup varié sur les 3 années. Les teneurs en phosphore de l'eau de la station O0 sont restées stables sur les trois années avec des taux faibles (<0,05 mg P/L). L'eau de cette station est d'ailleurs la

plus pauvre en phosphore en 2011 et 2013. Les autres stations présentent des teneurs en phosphore moyennes en 2011 (0,05 mg P/L en moyenne) à faibles en 2012 (<0,05 mg P/L). Des pics de phosphore total sont observés en 2013 atteignant parfois 0,25 mg P/L, tel que pour la station E0 exempte de macrophytes. Ces fortes concentrations sont également mesurées sur les stations E1 et O1 présentant de fortes densités de plantes le jour des prélèvements. Les concentrations en phosphates ne permettent pas d'améliorer cette interprétation, elles restent toujours faibles avec une valeur maximum de 0,016 mg P/L, aucune variation entre les stations n'est observée.

Sur la majorité des stations, une diminution des concentrations en azote Kjeldhal a été observée au cours des 3 années, la plus importante étant celle de la station O0. Dans des proportions identiques, une augmentation de l'azote Kjeldhal a été observée uniquement sur la station E0b.

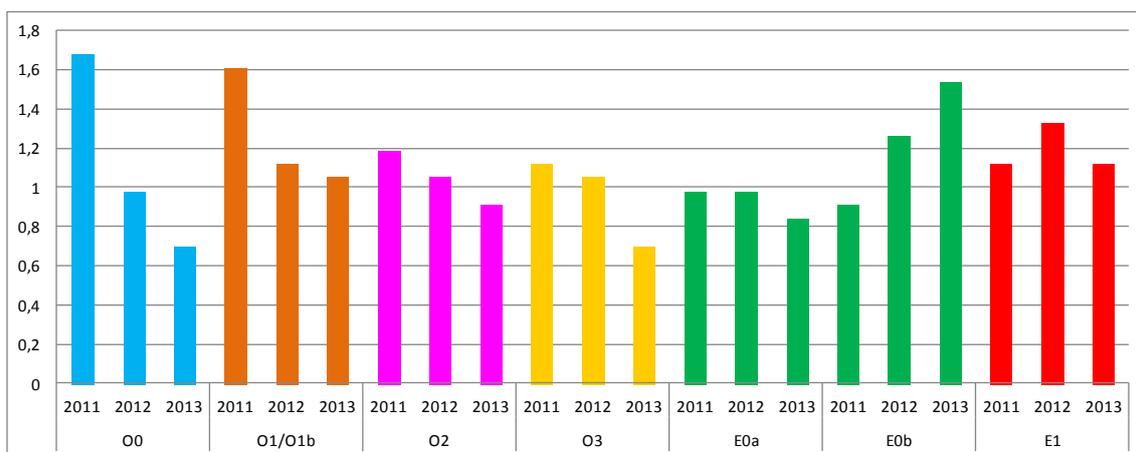


Figure 8 : Concentrations (mg N/L) en azote Kjeldahl de l'eau (2011–2013)

Les teneurs en nitrates sont nulles à moyennes (de 0 à 0,6 mg N/L) et peu variables entre les stations. Les valeurs les plus élevées ont été mesurées au printemps 2012.

Les concentrations en nitrites sont faibles. Une forte augmentation a été observée de 2011 à 2012 pour l'ensemble des stations puis se stabilise à l'exception des stations situées à l'est, E0a et E1.

4.2.2 Sédiments

Les carottes prélevées présentaient des longueurs variant entre 40 et 70 cm. Sur chaque carotte des prélèvements d'échantillons ont été fait dans les couches visuellement différenciables de ces sédiments (maximum 3 couches distinctes).

Les teneurs en eau de ces échantillons sont très variables, entre 80 à 90 % pour les couches superficielles et 50 à 60 % pour les couches les plus profondes.

La Figure 9 présente les valeurs de la fraction minérale des différents échantillons prélevés. Les différentes couches de sédiments sont numérotées de la surface vers la profondeur.

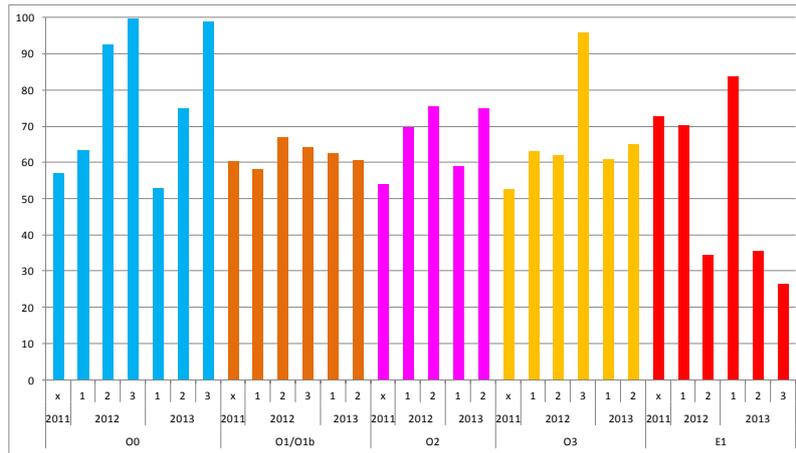


Figure 9 : Fractions minérales des sédiments (%) prélevés (2011–2013)

La station O0 présente une fraction minérale la plus élevée sur les différents horizons de sédiments prélevés au carottier. En revanche, la station E1 est celle dont la fraction minérale est généralement la plus faible.

La Figure 10 et la Figure 11 présentent les concentrations en azote Kjeldhal et phosphore total des sédiments. Les différentes couches de sédiments sont numérotées de la surface vers la profondeur.

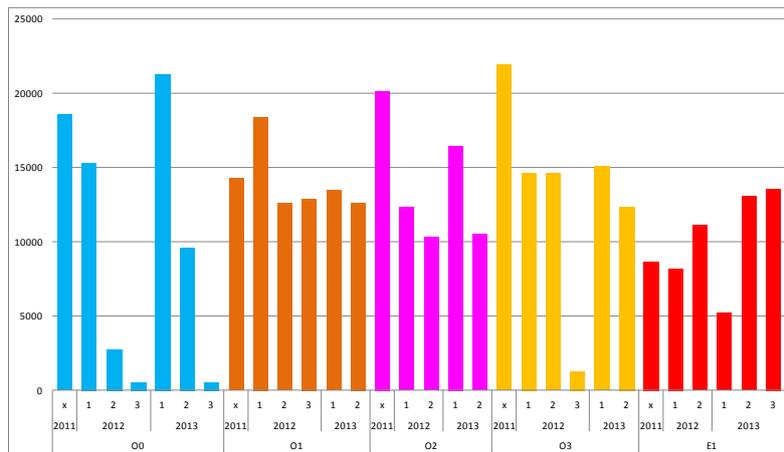


Figure 10 : Concentrations (mg N/kg sec) en azote Kjeldahl des sédiments (2011–2013)

Les teneurs maximales en azote Kjeldahl sont atteintes dans les couches superficielles des sédiments, que ce soit à l'aide de la benne en 2011 ou avec le carottier en 2012 et 2013. Ces valeurs sont élevées à très élevées pour l'ensemble des stations et dépassent très souvent les 10000 mg N/kg sec. Les concentrations en N Kjeldahl diminuent dans les horizons de sédiments plus profonds sur les stations O0, O2 et O3, elles sont stables sur tous les horizons pour O1 et augmentent avec la profondeur pour E1. A noter que pour cette dernière station, l'épaisseur des sédiments organiques pénétrables à l'aide d'une barre métallique est l'une des plus élevées mesurées avec O0 (> 3 m d'épaisseur) et qu'un horizon constitué de débris végétaux proche d'un substrat tourbeux a été mise à jour à l'aide du carottier dans les couches les plus profondes.

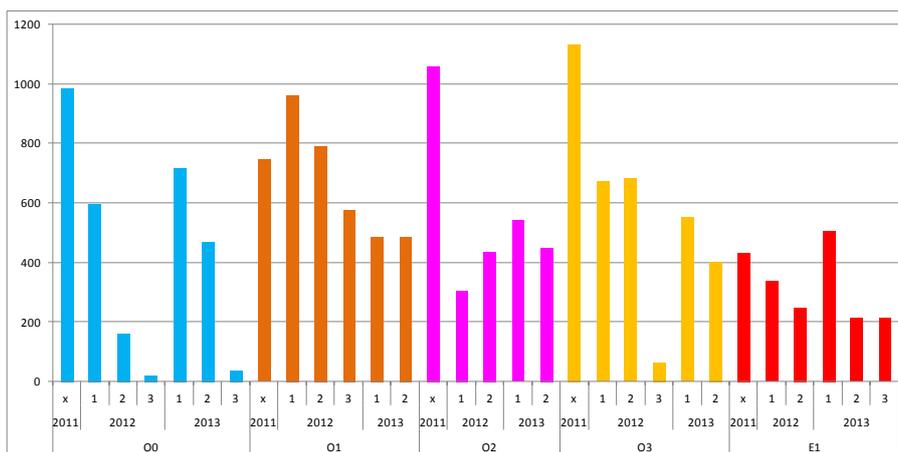


Figure 11 : Concentrations (mg P/kg sec) en phosphore total des sédiments (2011–2013)

Les teneurs maximales en phosphore total dans les sédiments sont atteintes dans les couches superficielles des sédiments, que ce soit à l'aide de la benne en 2011 ou avec le carottier en 2012 et 2013. Ces concentrations diminuent dans les couches profondes, ou sont stables, à l'exception de la station O2. Les concentrations sont relativement faibles pour toutes les stations.

La Figure 12 et la Figure 13 présentent les concentrations en azote Kjeldahl et phosphore total des eaux interstitielles des sédiments lors des trois campagnes de prélèvement. Les différentes couches de sédiments sont numérotées de la surface vers la profondeur.

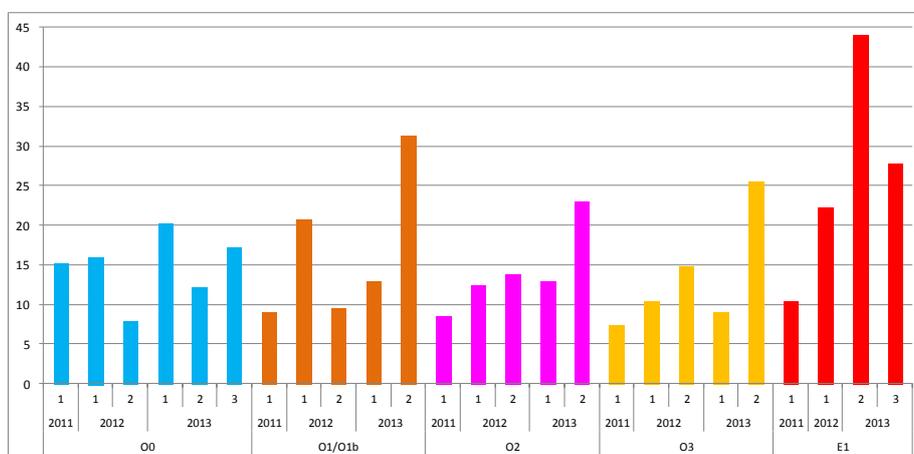


Figure 12 : Concentrations (mg N/L) en azote Kjeldahl des eaux interstitielles des sédiments (2011–2013)

Les concentrations les plus élevées en azote Kjeldahl sont le plus souvent mesurées dans les couches profondes des sédiments. Dans ces couches, ces concentrations sont relativement élevées, dépassant fréquemment 15 mg N/L, voire très élevées en 2013 sur la station E1 par exemple.

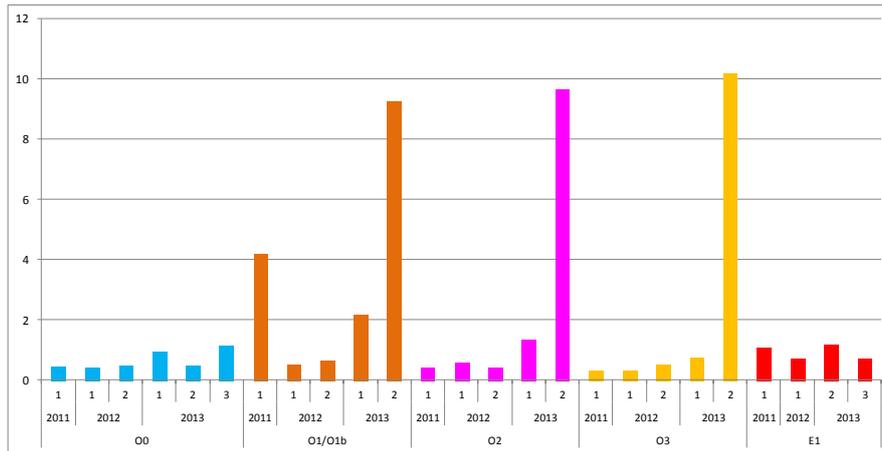


Figure 13 : Concentrations (mg P/L) en phosphore total des eaux interstitielles des sédiments (2011-2013)

Les concentrations les plus élevées en phosphore total sont également le plus souvent mesurées dans les couches profondes des sédiments. Ces teneurs sont faibles dans les couches supérieures (< 1mg P/L) et peuvent atteindre des valeurs très élevées dans les horizons profonds pour atteindre 10mg P/L sur la station O3 par exemple. Seules les concentrations des stations O0 et E1 sont stables.

4.3 Les plantes

4.3.1 Relevés à l'échosondeur

A la suite des investigations de 2011 et afin de compléter ces relevés stationnels, nous avons réalisé en 2012 et 2013 des échosondages sur des profils traversant les différentes zones d'intervention afin d'évaluer la densité des herbiers à l'échelle d'une zone et non plus d'une station.

- Sur les stations

Les relevés à l'échosondeur sur les différentes stations étudiées ne montrent pas d'évolution notable entre 2011 et 2013.

- Profils complémentaires

Ils ont été réalisés en mai et août 2012 et mai 2013 sur les mêmes parcours afin de pouvoir évaluer les impacts de la moisson dans les zones concernées par les interventions et les développements de lagarosiphon sur ces linéaires. Pour faciliter leur positionnement nous avons choisi de les positionner entre différentes tonnes de chasse (qui servent également de repères pour les différentes zones d'interventions). La numérotation des tonnes de chasse est présentée dans la Figure 14.

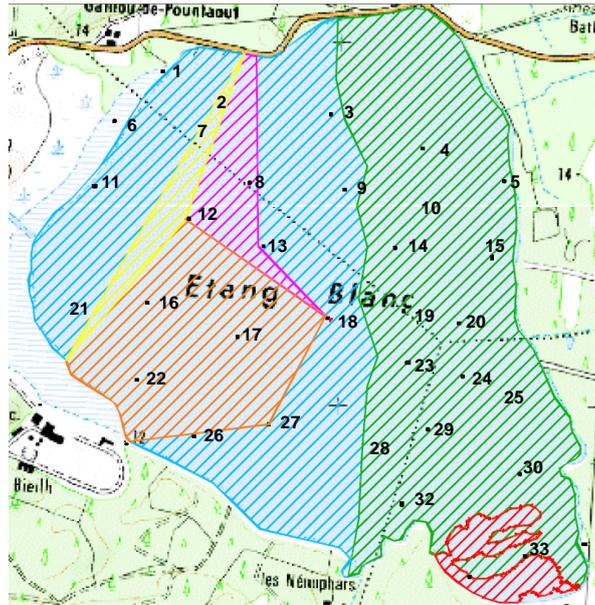


Figure 14 : Numérotation des tonnes chasse pour la réalisation des profils d'échosondeur

A titre d'illustration la Figure 15 présente l'échosondage entre les tonnes de chasse numéros 27 et 31 montrant des herbiers denses sur plus des trois quarts du profils et une zone présentant quelques touffes isolées de lagarosiphon.

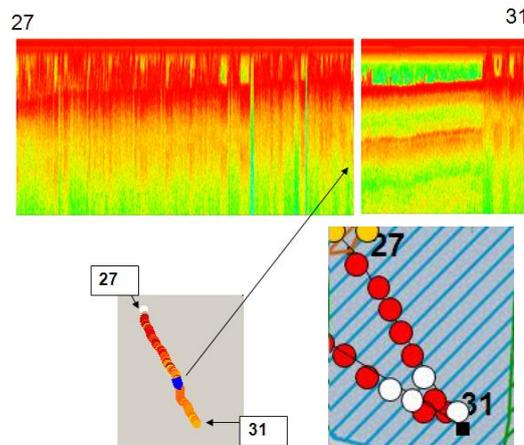
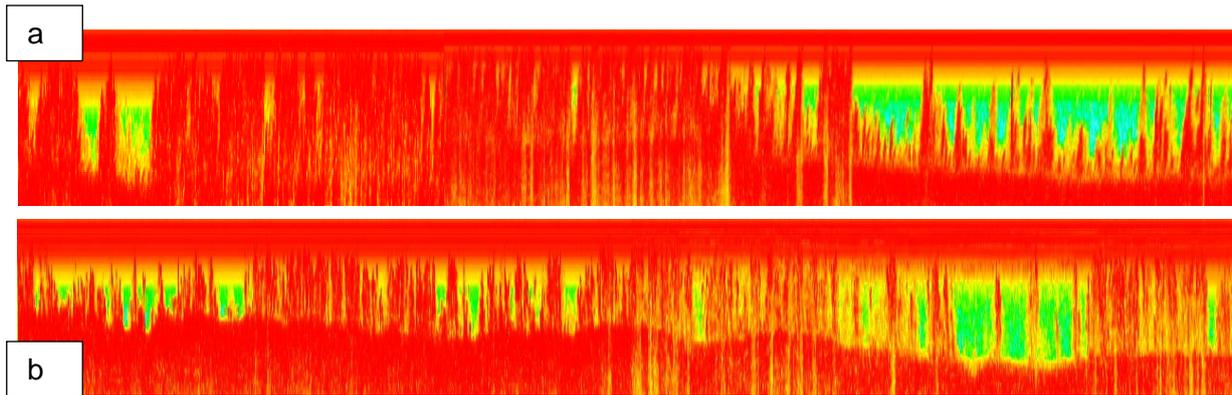
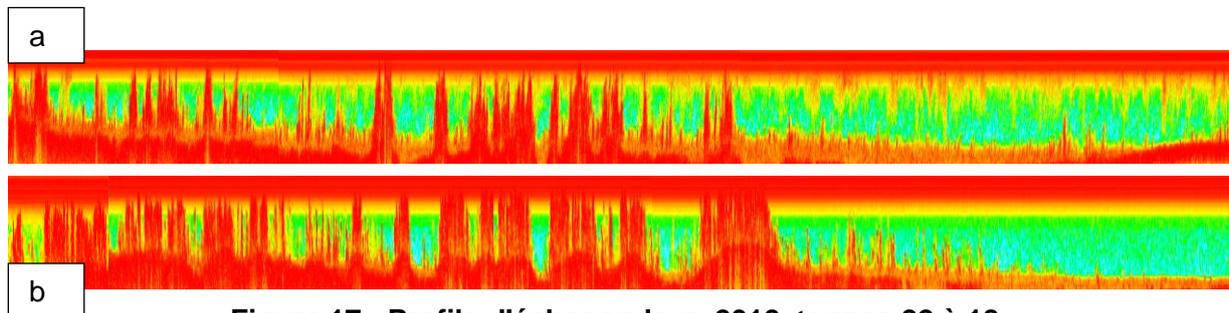


Figure 15 : Exemple de profil d'échosondeur, campagne du 15 mai 2012

La Figure 16 et la Figure 17 présentent les relevés des deux campagnes de 2012 (mai et août) sur les mêmes profils, entre les tonnes 11 et 12 pour la Figure 16 et entre les tonnes 22 à 18 pour la Figure 17.



**Figure 16 : Profils d'échosondeur, 2012, tonnes 11 à 12
(a : campagne de mai, b : campagne d'août)**



**Figure 17 : Profils d'échosondeur, 2012, tonnes 22 à 18
(a : campagne de mai, b : campagne d'août)**

Ces relevés ont été réalisés sur les mêmes parcours mais pas nécessairement de manière absolument précise, ils ne peuvent donc permettre des comparaisons absolues d'une campagne à une autre. En effet la navigation est toujours soumise à diverses contraintes extérieures, telles que la force et la direction du vent ou les aléas de navigation dans les herbiers denses, les masses végétales prises dans l'hélice pouvant ralentir le déplacement voire même obliger à stopper pour les retirer.

La Figure 18 présente de manière schématique les évaluations de la colonisation par lagarosiphon estimée sur ces différents profils lors des deux campagnes de mai 2012 et 2013. Y sont différenciés les linéaires présentant des herbiers denses souvent continus, considérés comme "zone saturée", ceux abritant des touffes de plantes fréquentes ou isolées et, enfin, les linéaires sans plante repérable à l'échosondeur.

Ils autorisent toutefois des comparaisons globales des développements végétaux.

Un examen des deux cartes montre une progression notable des développements de lagarosiphon de 2012 à 2013, avec des évaluations d'abondance passant très souvent de "touffes isolées" à "touffes fréquentes", voire même dans quelques cas de "touffes isolées" à "zone saturée" (tonnes n°8, 12, 16 et 22 par exemple). Sur le profil entre les tonnes n°17 à n°18, le relevé indique même l'apparition de "touffes isolées" sur un linéaire où, en 2012, aucun herbier n'avait été repéré par l'échosondeur. Seule la zone située au sud de la tonne n°26 montre une relative régression, d'une situation de saturation par les plantes à seulement la présence de touffes fréquentes.

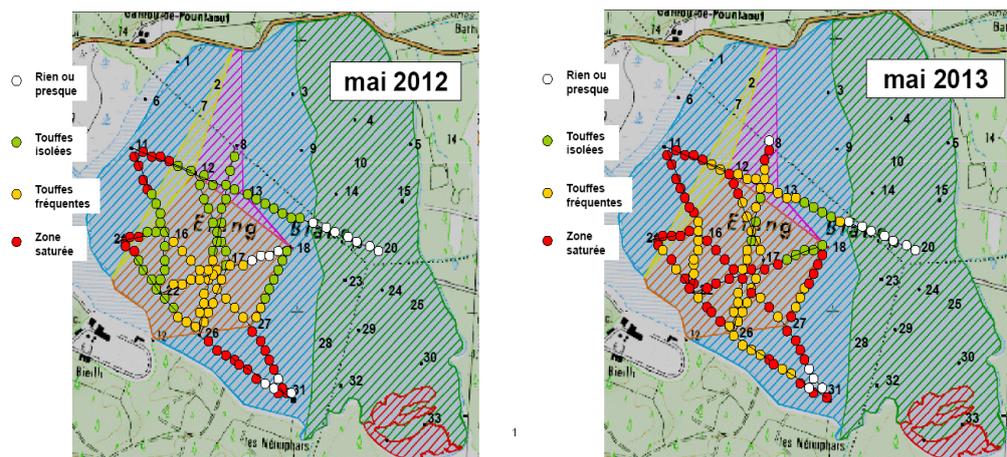


Figure 18 : Profils d'échosondeur et évaluation de la colonisation par lagarosiphon, campagnes de mai 2012 et 2013.

4.3.2 Architecture et biomasse des pieds de lagarosiphon

La Figure 19 présente, pour les trois années de l'étude, les données de longueurs et les écart-types correspondants des pieds de lagarosiphon prélevés sur chaque station.

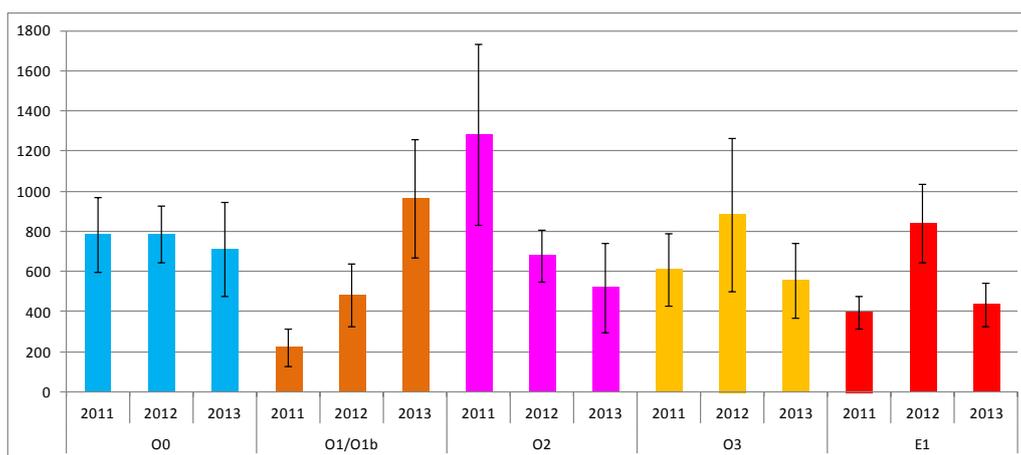


Figure 19 : Longueurs moyennes (cm) des pieds de lagarosiphon (2011-2013)

Les données de longueur moyenne des pieds montrent d'importantes disparités au fil des années et entre les stations. Une nette diminution de ce paramètre est notée entre 2011 et 2013 par exemple dans la station O2. Cette station présentait pourtant, la première année, une longueur moyenne des pieds de 1283 cm, la valeur la plus élevée mesurée, quelles que soient la campagne ou la station. A l'opposé, de 2011 à 2013, la station O1/O1b présente une nette augmentation des longueurs moyennes, de près de 200 à 1000 cm.

La Figure 20 présente pour les trois années de l'étude le pourcentage moyen d'apex intacts des tiges par rapport au nombre total d'apex. Les variations de ce paramètre entre les stations et au cours des années sont assez importantes avec des valeurs s'étendant en général entre 20 et 60 %.

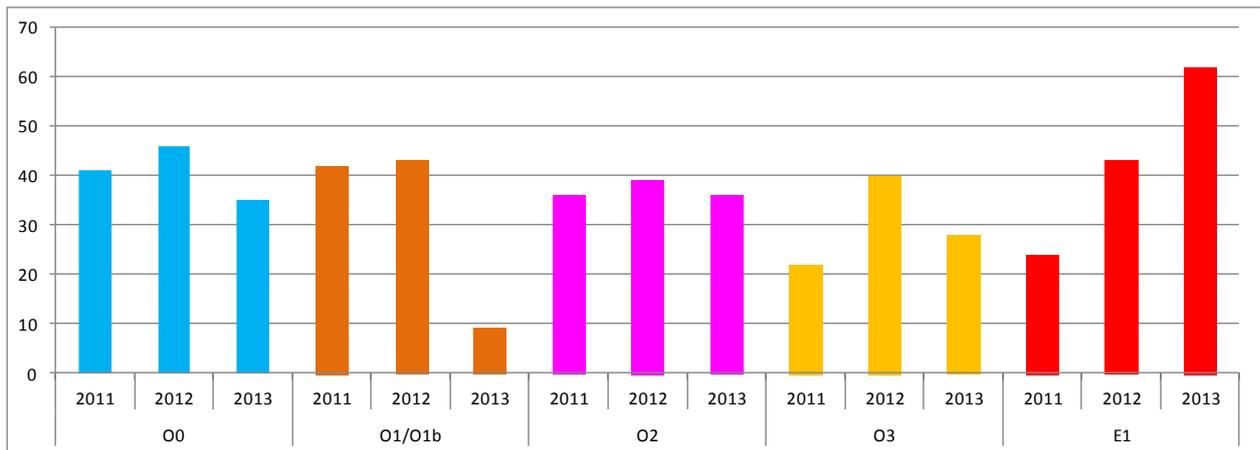


Figure 20 : Proportions moyennes d'apex entiers par rapport au nombre total d'apex (%) (2011-2013)

Lors de la campagne de terrain du 21 mai 2013, les plantes de la station E1 semblaient plus vertes et en meilleur état que celles des autres stations. Cette observation est confirmée par les résultats des mesures avec un pourcentage d'apex intacts sur cette station nettement plus élevé cette année-là que sur les autres stations : près de 60 % contre un maximum de 35 % pour les autres stations. C'est d'ailleurs la seule station présentant une augmentation sur les trois années. Les autres stations présentent toutes des valeurs en diminution en 2013. La station O1/O1b se distingue des autres avec une très forte diminution (42 % en 2012 contre 9 % en 2013).

La Figure 21 présente, pour les trois années de l'étude, les données de biomasses sèches moyennes des pieds de lagarosiphon prélevés sur chaque station.

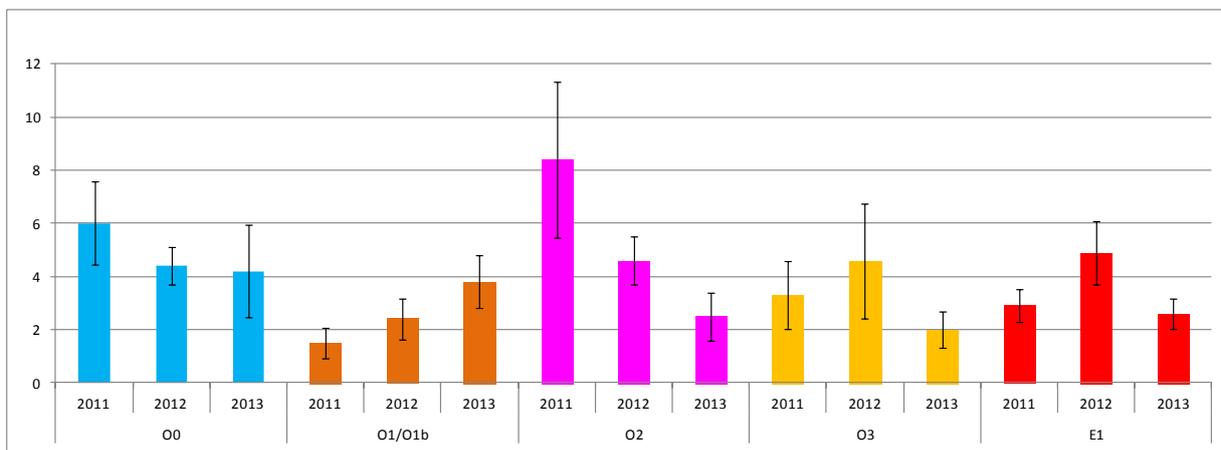


Figure 21 : Biomasses moyennes (g) des pieds de lagarosiphon (2011-2013)

Comme en 2012, les biomasses sèches unitaires par pied varient de 1 g à près de 12 g.

Les variations des valeurs moyennes par station sont très similaires à celles observées pour les longueurs moyennes des pieds (**Figure 19**).

4.3.3 Composition chimique des plantes

Exprimées en % des matières sèches, les teneurs en matières organiques sont de l'ordre de 85 à 90 % et celles de carbone organique varient d'environ 70 à 85 %. Les variations sont faibles entre les différentes stations.

La Figure 22 et la Figure 23 présentent les teneurs en azote Kjeldahl et en phosphore total des segments index des plantes sur les différentes stations au cours des 3 années.

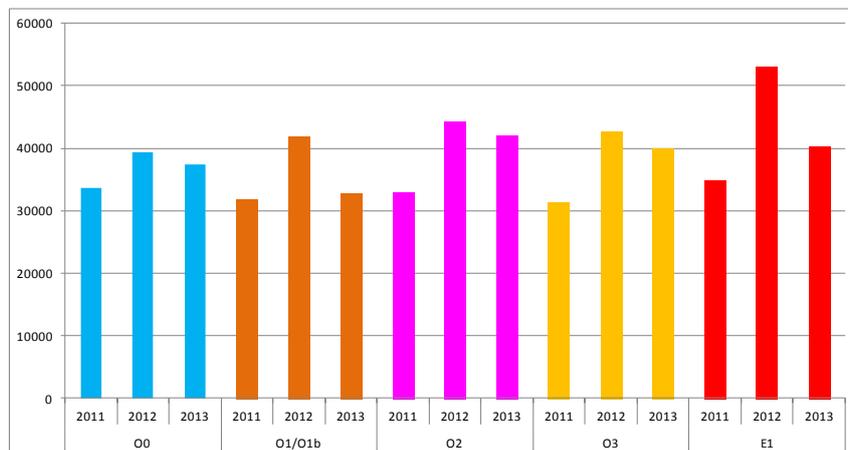


Figure 22 : Concentrations (mg N/kg sec) en azote Kjeldahl des apex de lagarosiphon (2011-2013)

A l'exception de la station O0, une augmentation des teneurs en azote Kjeldahl des segments index de lagarosiphon sur l'ensemble des stations entre 2011 et 2012 est observable. Ces valeurs sont très supérieures à celles mesurées en 1979 sur le lagarosiphon du lac de Cazaux-Sanguinet à la même saison (mai). Ces valeurs s'échelonnaient alors de 4700 mg N/kg à 7900 mg N/kg. Les concentrations en azote mesurées au printemps sur le lagarosiphon de l'étang Blanc sont en revanche assez proches des valeurs mesurées en août 1978 et juillet 1979 sur le lagarosiphon des anses d'Ispe ou de Curepipe du lac de Cazaux-Sanguinet (de 26100 à 32300 mg N/kg). Les concentrations en azote Kjeldahl mesurées sur le lagarosiphon de l'étang Blanc se situent dans la partie haute de la fourchette donnée dans la littérature (5200-42900 mg N/kg selon Muller et al. 1998).

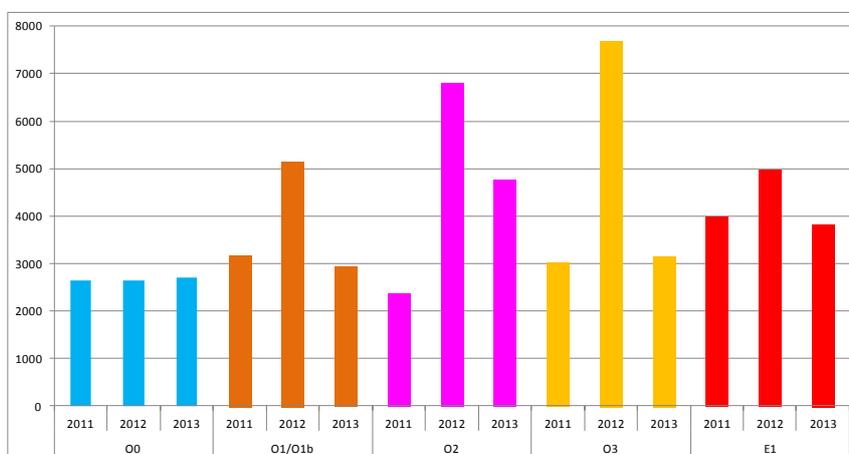


Figure 23 : Concentrations (mg P/kg sec) en phosphore total des apex de lagarosiphon (2011-2013)

Les concentrations en phosphore présentent une dynamique relativement similaire à celles en azote Kjeldahl, particulièrement élevées en 2012. Ces valeurs sont stables pour la station O0. Les concentrations en phosphore total sont proches de celles mesurées au printemps 1979 dans le lac de Cazaux-Sanguinet (Dutartre 1979), de 1200 à 2600 mg P/kg, à l'exception de 2012 plus proches de celles mesurées en juillet 1979. Les concentrations en phosphore total mesurées sur le lagarosiphon de l'étang Blanc se situent dans la partie moyenne de la fourchette donnée dans la littérature (1200-11200 mg P/kg selon Muller et al. 1998).

4.4 Phytoplancton et pigments chlorophylliens

Les échantillons peuvent tout d'abord être analysés en termes de richesse taxinomique, c'est-à-dire en nombre de taxons rencontrés dans chaque échantillon. Le Tableau 3 montre les résultats obtenus.

Tableau 3 : Richesses du phytoplancton (2011 – 2013)

Station	Réf. échant.	Date			Richesse moyenne
		23/05/11	09/05/12	21/05/13	
Est	0a	40	54	29	41
	0b	40	52	35	42
	1	42	38	42	41
Ouest	0	41	46	39	42
	1	47	57	26	43
	2	41	48	30	40
	3	46	49	26	40

Les stations jamais moissonnées sont surlignées

Les richesses varient de 26 taxons présents (en 2013) sur les zones Ouest 1 et 3 à 57 taxons (en 2012) sur la zone Ouest 1. Elles varient assez fortement d'une année à l'autre, l'année 2012 présente globalement les plus fortes et 2013 les plus faibles. Par contre les différences entre stations restent faibles. Les richesses moyennes sur chaque station varient de 40 à 43 taxons respectivement pour Ouest 2, 3 et Ouest 1. Les stations qui n'ont jamais fait l'objet de moissonnage (Est 0a, 0b et Ouest 0, surlignées dans le Tableau 3) ont des moyennes de 41 et 42 taxons sur les 3 années d'étude. En regardant plus en détail les résultats sont fluctuants. En 2011, les stations jamais moissonnées présentent les richesses les plus faibles (écarts de quelques taxons seulement) aussi bien en zone Est qu'en zone Ouest. Mais en 2012, c'est l'inverse en zone Est alors que la zone Ouest conserve cette distinction. Puis en 2013, les zones jamais moissonnées sont moins riches en zone Est alors qu'elles sont plus riches en zone Ouest. En ce qui concerne les richesses de la communauté algale, lors des trois campagnes, le moissonnage ne semble donc présenter aucun effet notable.

Il est également utile d'analyser les résultats en termes de biomasse exprimée en milligramme de phytoplancton par litre (biomasse totale) mais aussi en biomasse répartie au sein des différents embranchements algaux.

Les graphes suivants (Figure 24) indiquent les différentes biomasses totales mesurées sur les stations échantillonnées au cours des trois années d'étude.

L'échelle des ordonnées étant la même pour chaque année, ces graphes montrent nettement un gradient décroissant de productivité phytoplanctonique de 2011 à 2013. Les

moyennes de biomasse annuelle sont de 3, 1,5 et 1,1 mg/l pour respectivement 2011, 2012 et 2013. La zone de prélèvement a peu d'influence sur la production primaire qui s'avère peu différente entre zone Est ou Ouest. Les stations positionnées sur les zones du plan d'eau jamais moissonnées (Est 0a, 0b et Ouest 0) ne présentent pas de biomasses significativement différentes des zones plus ou moins régulièrement moissonnées. En zone Est, la station 0b, jamais moissonnée, présente la plus forte moyenne de biomasse, 2,36 mg/l alors que c'est la station Ouest 1, régulièrement moissonnée depuis 1989, qui présente la plus forte biomasse avec 2,43 mg/l en zone Ouest.

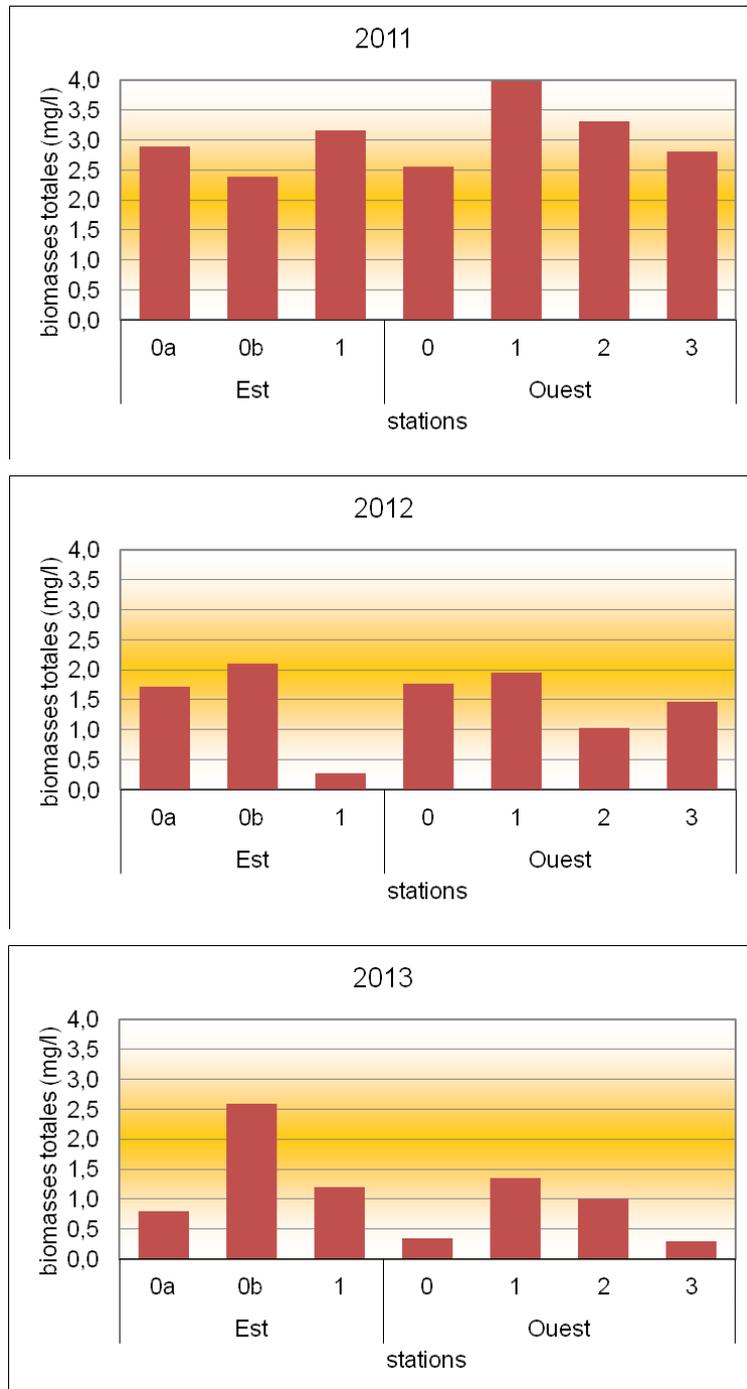


Figure 24 : Biomasses totales de phytoplancton (2011-2013)

Le détail des communautés algales, réparties dans les différents embranchements algaux rencontrés, est présenté dans la Figure 25. Cette dernière montre une grande disparité entre les années mais beaucoup de similitude entre les stations pour une date donnée. En 2011, les cyanobactéries (Cyanobacteria) étaient très présentes sur l'ensemble des stations, de 27 à 65 % de la biomasse totale pour respectivement Ouest 1 et Est 0b. Les taxons *Aphanizomenon klebahnii* Elenkin ex Pecharet et *Synechocystis aquatilis* Sauvageau sont responsables de ces fortes proportions et fortes biomasses (jusqu'à des valeurs individuelles de 924 µg/l). Les algues vertes (Chlorophyta) sont ensuite assez présentes de 14 à 42 %. L'espèce *Desmodesmus armatus* (Chodat) Hegewald est l'espèce largement dominante dans les stations considérées, accompagnée de certaines espèces de *Pediastrum* pour 2 stations.

En 2012, avec des biomasses plus faibles dans l'ensemble, les algues vertes prédominent dans toutes les stations. Il s'agit de *Coenochloris fottii* (Hindák) Tsarenko et de 3 espèces de *Tetraedron* (*T. caudatum*, *T. incus* et *T. minimum*). Les cyanobactéries sont peu présentes et moins fréquentes que les diatomées (Bacillariophyta), comportant notamment des espèces des genres *Fragilaria* et *Cyclostephanos*.

Enfin en 2013, les répartitions dans les différents embranchements sont très différentes. Les diatomées dominent largement avec des proportions de 11 à 82 % pour respectivement les stations Est 0a et Ouest 2. Les cyanobactéries sont quasi absentes et ne dépassent pas 10 % de la biomasse totale. Les algues vertes sont moyennement présentes de 4 à 35 % selon les stations. Les diatomées sont essentiellement représentées par les taxons *Fragilaria* et *Cocconeis* et les algues vertes par *Desmodesmus* et *Coenochloris fottii* (Hindák) Tsarenko.

La répartition au sein des embranchements algaux ne montre pas de patron type entre zones jamais moissonnées et zones moissonnées. De même les zones Est 0a et 0b qui ne présentent pas de développement de *Lagarosiphon* n'ont pas de communautés algales significativement différentes des stations colonisées en zone Ouest.

Les variations, essentiellement de biomasses (quantités) puisque la liste des taxons rencontrés sur les différentes stations et au cours des 3 campagnes est très similaire, s'expliquent probablement plus par les conditions météorologiques que par la régulation par moissonnage sur une partie du plan d'eau. Le printemps 2011 a été plus chaud et ensoleillé que celui de 2013 très pluvieux peu favorable à de forts développements de phytoplancton, notamment cyanobactéries. Les conditions environnementales de 2011 ont nettement favorisé la production primaire phytoplanctonique favorisant le développement de biomasses.

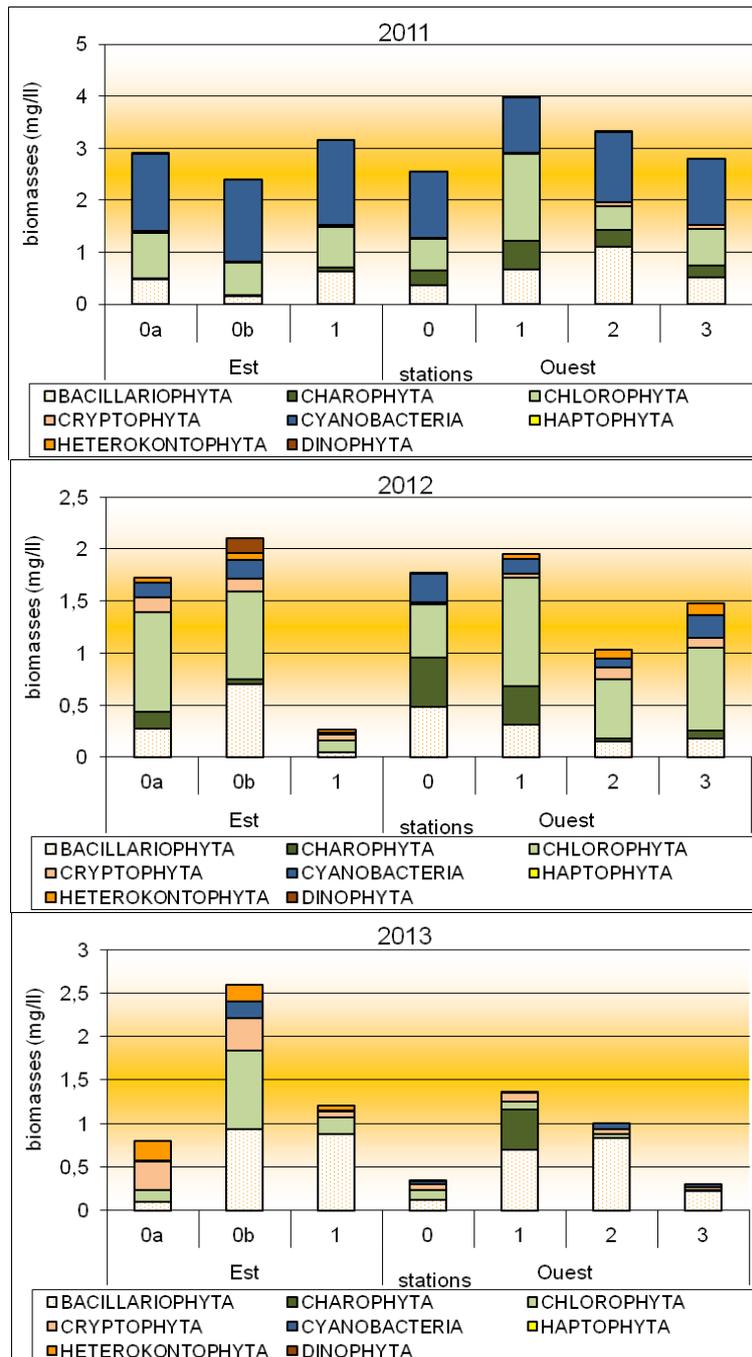


Figure 25 : Répartitions en embranchements algaux de la biomasse des échantillons (2011-2013)

4.4.1 Pigments chlorophylliens

Les concentrations en pigments chlorophylliens des eaux sont régulièrement mesurées dans les suivis destinés à évaluer le niveau de trophie des plans d'eau. Ces pigments extraits des algues du phytoplancton permettent une autre estimation de la biomasse de ces algues.

Les mesures des concentrations en chlorophylles ont été réalisées de deux manières au cours des 3 campagnes et ce sur chaque station :

- analyses en laboratoire sur un prélèvement d'eau équivalent à celui pour l'analyse du phytoplancton

- mesures sur le terrain à l'aide d'une sonde Fluoroprobe permettant l'acquisition d'un plus grand nombre de mesures *in situ*

Les valeurs obtenues sont présentées dans la Figure 26.

En 2011, les teneurs varient entre un peu plus de 7 jusqu'à près de 13 $\mu\text{g/l}$, avec des teneurs plus élevées dans les eaux des stations Est 0a et Est 1 et des teneurs plus faibles dans les stations Ouest 2 et 3. Les analyses de pigments réalisées selon la méthode de Lorenzen permettent également d'évaluer les concentrations en phéopigments, pigments correspondant à la partie de la biomasse phytoplanctonique en cours de sénescence. Les teneurs en phéopigments sont très faibles sur l'ensemble des stations indiquant des communautés algales en pleine croissance.

En 2012, Les valeurs de chlorophylle a sont généralement très inférieures à celles de 2011 (sauf pour la station Est 0b), avec une valeur moyenne toutes stations confondues de 4,7 $\mu\text{g/l}$ contre 9,8 en 2011. Les valeurs extrêmes de concentrations sont de 2,0 et 7,8 $\mu\text{g/l}$ en 2012 (contre 7,5 et près de 13 $\mu\text{g/l}$ en 2011).

En 2013, les valeurs de chlorophylle sont encore différentes des deux années précédentes. La station Est 0b présente la valeur maximale avec 25,4 $\mu\text{g/l}$ et la station Ouest 3 la valeur minimale avec 2,2 $\mu\text{g/l}$. En moyenne sur les stations la concentration est de 8,4 $\mu\text{g/l}$. Les phéopigments sont beaucoup plus présents avec 2,8 $\mu\text{g/l}$ en moyenne, un minimum de 0,05 et un maximum de 4,58 $\mu\text{g/l}$ respectivement sur les stations Est 0a et 0b. Cela dénote des communautés algales en partie sénescentes sauf pour la station Est 0a.

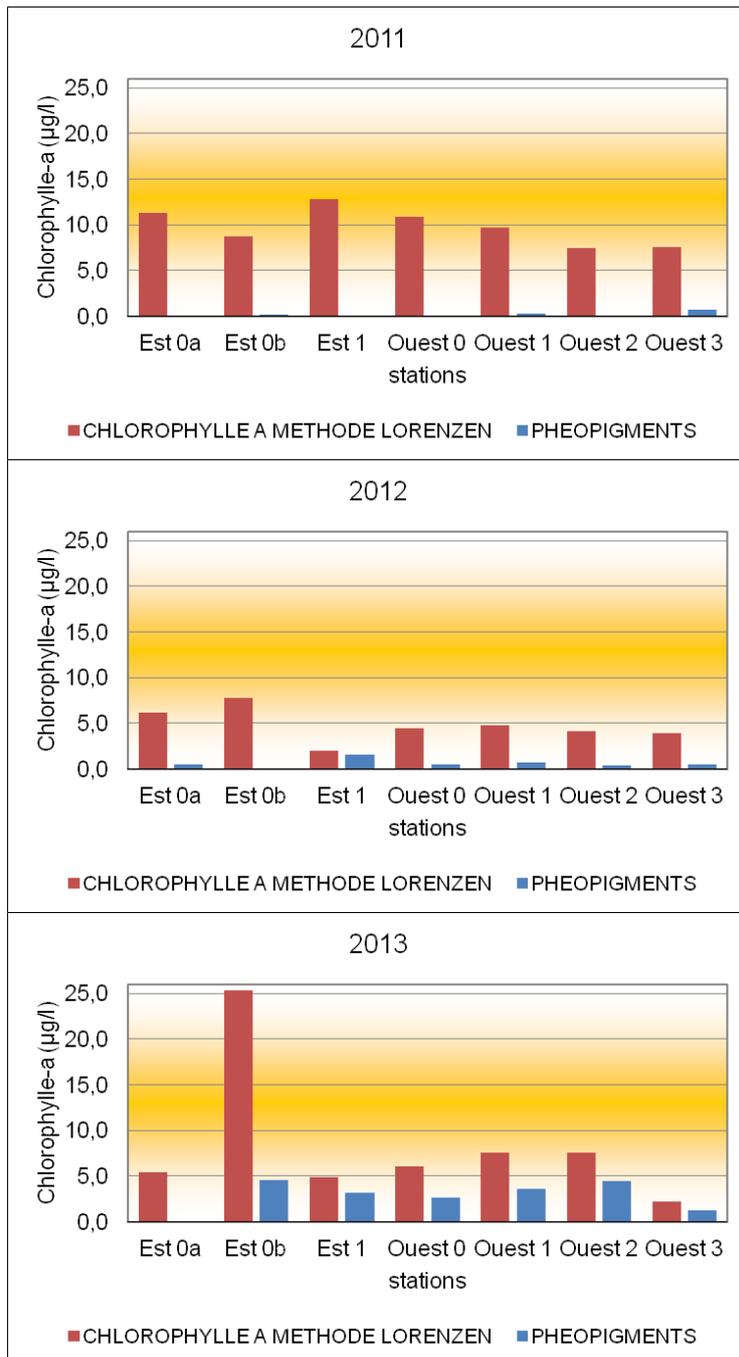


Figure 26 : Teneurs en chlorophylle-a (Lorenzen) (2011-2013)

Dans l'ensemble les biomasses algales exprimées par la méthode de Lorenzen sont comparables aux biomasses totales obtenues lors des comptages phytoplanctoniques (des différences subsistent néanmoins, elles sont dues à la variabilité des méthodes de calcul tant au microscope qu'au spectrophotomètre). Les stations jamais moissonnées ne se différencient pas des stations moissonnées en terme de biomasse algale totale mesurée par la méthode Lorenzen, ce qui corrobore l'analyse des comptages phytoplanctoniques.

Les mesures de chlorophylle réalisées sur le terrain à l'aide de la sonde Fluoroprobe sont indiquées pour les 3 campagnes sur la Figure 27. Il faut noter que les courbes données par

la Fluoroprobe sont ici « nettoyées », c'est-à-dire que les valeurs pour lesquelles la transmission du signal de l'appareil était jugée trop faible (d'après le fabricant) ont été supprimées. Ces valeurs sont en fait considérées comme non valables. C'est aussi pour cette raison que les graphiques s'arrêtent à - 1,6 m de profondeur, car au-delà les données de transmissions sont extrêmement mauvaises, influencées par la présence de matières en suspension et des macrophytes.

Comme pour la chlorophylle avec la méthode de Lorenzen, les 3 campagnes ne se ressemblent pas. L'année 2013 présente des concentrations plus élevées et plus homogène entre les stations. Les valeurs de l'année 2012 sont plus faibles et beaucoup plus variables avec la station Ouest 0 qui présente les plus fortes valeurs (jusqu'à 20 µg/l). Les teneurs en 2013 sont encore plus faibles en moyenne et semblent assez variables. En fait ces variations sont surtout dues au fait qu'elles sont proches des seuils de quantifications de l'appareil sur lesquels l'imprécision est plus grande. Selon cette méthode de mesure, les teneurs moyennes en chlorophylle de chaque campagne sont alors de 10,8, 6,4 et 5 µg/l de 2011 à 2013.

Les stations Est 0a et 0b ainsi que Ouest 1 se démarquent en 2012 avec les plus fortes concentrations voisines de 10 µg/l alors qu'en 2011 et 2013 elles sont parmi les stations les moins productives.

L'image des communautés algales données par ces mesures est très similaire à celles obtenues avec les comptages phytoplanctoniques et avec la méthode Lorenzen. Les stations jamais moissonnées ne se différencient pas de manière significative des stations moissonnées.

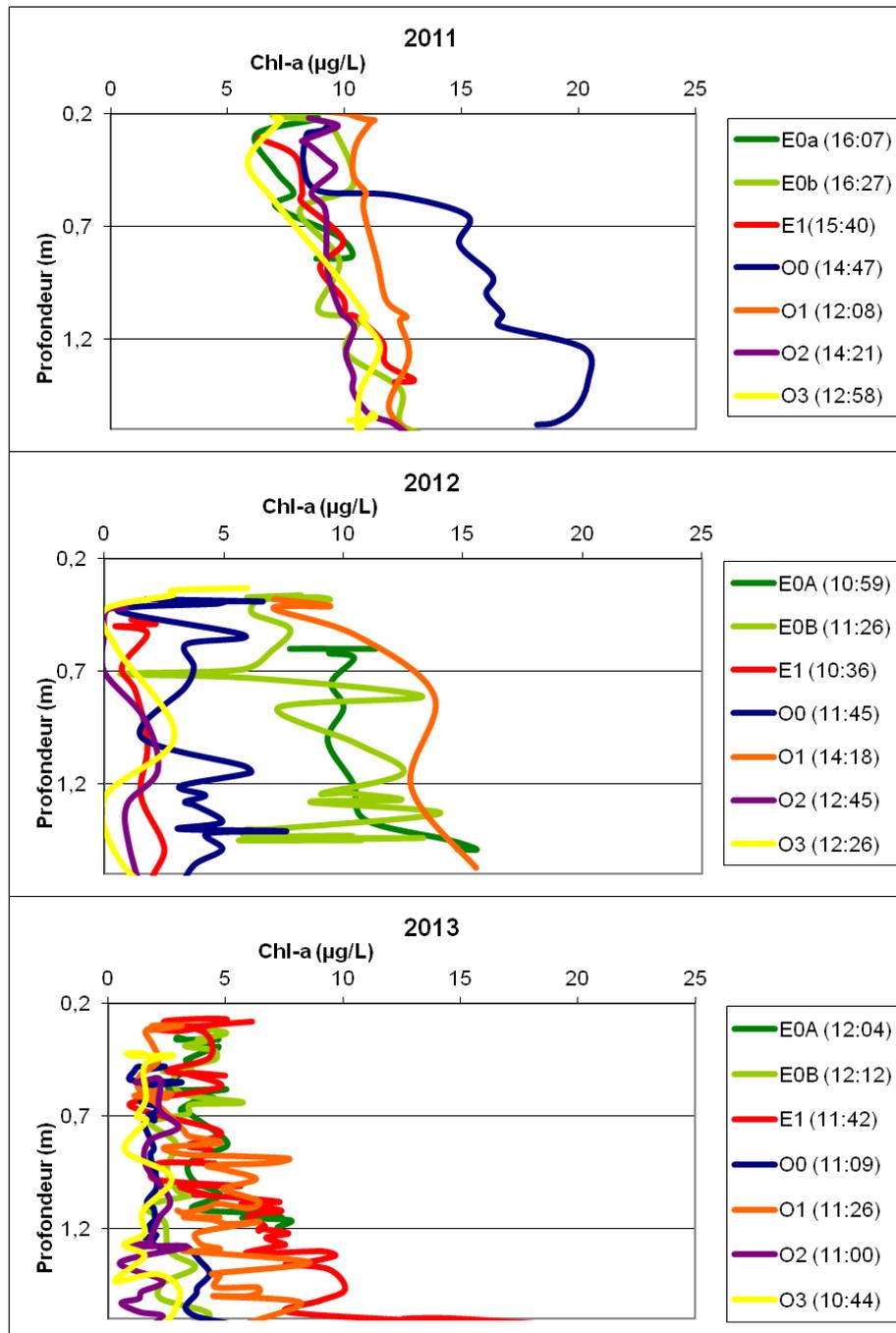


Figure 27 : Teneurs en chlorophylle-a (Fluoroprobe) (2011-2013)

4.5 Périphyton

Le groupe d'algues retenu pour évaluer la composition du périphyton est celui des diatomées dont l'utilisation dans les protocoles d'évaluation d'état écologique des plans d'eau dans le contexte DCE est en cours d'évaluation.

Comme les déterminations taxinomiques précises sont réalisées après des traitements des échantillons conduisant à ne conserver que les frustules (squelettes) siliceuses des diatomées, des observations sont réalisées sur l'échantillon avant sa préparation pour permettre de différencier les diatomées vivantes des mortes, ce qui donne une indication importante sur l'état de santé des populations.

La Figure 28 présente les résultats des comptages de diatomées mortes dans les échantillons de 2011, 2012 et 2013.

Toutes données confondues, les pourcentages de mortalité varient entre 15 et 30 %.

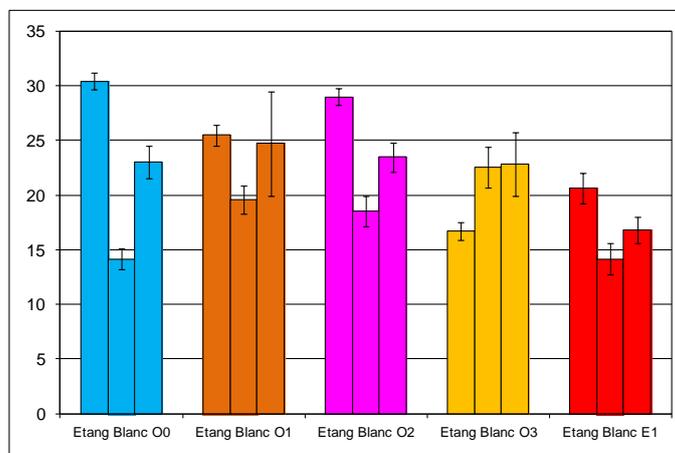


Figure 28 : Pourcentages de diatomées mortes dans les échantillons (2011-2013)

Les évolutions sur les trois campagnes sont très variables selon les stations avec des pourcentages minimaux en 2012 pour toutes les stations sauf O3. Les résultats de la station E1 se différencient de ceux des autres stations par des valeurs relativement faibles en 2012 et 2013.

La station O0 présente les résultats les plus divergents, avec un peu moins de 15 % en 2011 et un peu plus de 30 % en 2012. Elle est aussi la seule qui n'a jamais été moissonnée, ce qui peut permettre de la considérer comme un site de référence "non perturbé".

Les données recalculées en prenant les pourcentages observés sur cette station comme base de référence 100 % sur les deux années donnent les résultats présentés sur la Figure 29. Ils montrent pour 2012 une mortalité relative augmentant notablement sur quatre stations sur cinq, seule la valeur mesurée pour la station E1 restant proche de la référence. Cette station est d'ailleurs celle qui présente des résultats négatifs pour les deux autres années.

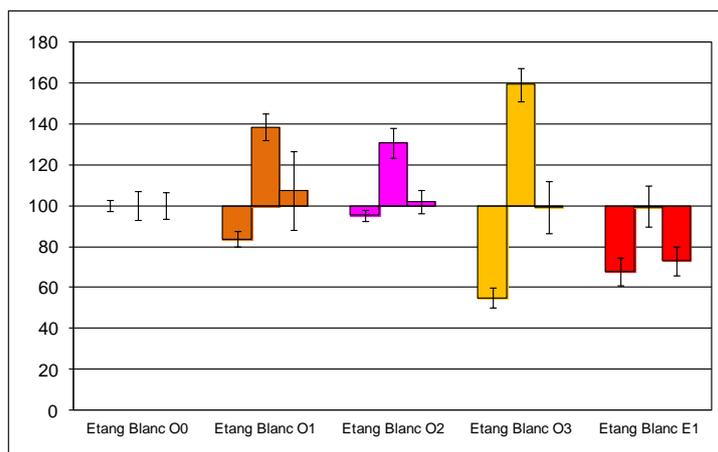


Figure 29 : Ecart en % de diatomées mortes dans les échantillons normalisés par O0 (2011-2013)

Un peu plus d'une centaine de taxons de diatomées ont été déterminés sur les différentes stations durant les 3 campagnes. Les espèces les plus représentées dans les échantillons présentent des affinités avec les eaux acides. Les richesses spécifiques sont relativement faibles par échantillon (de 29 à 48 espèces), des variations inter-annuelles ont été observées, avec notamment la présence d'*Eolimna minima* en 2013, espèce inféodée aux milieux riches en nutriments. Les variations entre les stations sont très faibles.

4.6 Activité physiologique des plantes

La Figure 30 présente les valeurs moyennes et extrêmes des mesures.

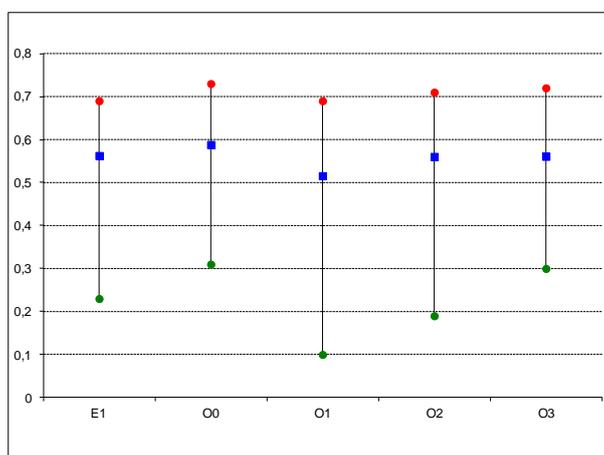


Figure 30 : Mesures de fluorimétrie (moyennes des yields à gain =13, PAR = 64) sur les feuilles de lagarosiphon aux différentes stations (2011)

Les valeurs mesurées sont peu différentes entre les stations et les moyennes semblent correspondre à des valeurs assez classiques correspondant à des plantes en bon état physiologique. C'est pourquoi ces analyses ont été réalisées uniquement pour la campagne 2011.

4.7 Invertébrés

L'analyse des invertébrés a été réalisée uniquement en 2011. La diversité des taxons est faible quelle que soit la station et les nombres d'individus prélevés restent généralement très faibles. Parmi les taxons prélevés figuraient des oligochètes et des diptères chironomidés, peuplant normalement les couches supérieures des sédiments, de très rares mollusques appartenant aux genres *Planorbis* et *Physa* et quelques larves de lépidoptère du genre *Paraponyx*. Ces larves phytophages avaient été déjà observées sur lagarosiphon dans le lac de Cazaux-Sanguinet (Dutartre, 1979). La population de cette espèce de papillon aux adultes de petite taille avait été fortement favorisée dans l'étang Blanc par le développement de lagarosiphon puisqu'à l'époque, le restaurateur installé à l'ouest du plan d'eau s'était plaint d'une prolifération de petits papillons venant gêner ses clients certains soirs. Cette manifestation s'est assez vite arrêtée.

Faible diversité et faible nombre d'individus ne permettent aucune interprétation entre stations. A la suite des prélèvements et observations de 2011, il avait été conclu que, pour espérer obtenir des résultats pouvant éventuellement permettre une analyse de ces communautés, des investigations spécifiques, non prévues dans la présente étude, seraient nécessaires.

5 Synthèse et commentaires généraux

5.1 Conditions météorologiques et niveaux des eaux

Compte tenu de ses capacités importantes de colonisation des eaux vers la profondeur (l'espèce est présente jusqu'à 7 m de profondeur dans le lac de Cazaux-Sanguinet), lagarosiphon ne semble pas particulièrement sensible à ces variations de niveaux des eaux.

Il en est apparemment de même pour les conditions d'ensoleillement et de température : cette espèce peut s'installer dans des régions au climat moins doux et moins ensoleillé que l'Aquitaine.

5.2 Physicochimie des eaux et des sédiments

Souvent faibles, les concentrations en nutriments sont très variables d'une année à l'autre, elles atteignent parfois des valeurs élevées comme, par exemple, pour le phosphore total en 2013. Pour une même campagne, les teneurs en nutriments sont relativement similaires entre les stations. Les variations des paramètres physicochimiques sont faibles et ne présentent pas de différenciations évidentes selon les stations : le fait que le plan d'eau soit peu profond par rapport à sa superficie et facilement soumis au vent doit faciliter le mélange de ses eaux.

Les données obtenues sur les teneurs en nutriments des sédiments sont relativement variables et ne permettent pas de proposer d'interprétation des processus de sédimentation en cours dans le plan d'eau, dont au moins une partie doit être la conséquence de la production végétale importante de lagarosiphon.

Une des hypothèses que nous avons formulées sur la régression des développements de lagarosiphon dans le plan d'eau était que la moisson régulière des plantes pouvait avoir modifié la qualité des sédiments dans les zones traitées, en y réduisant les teneurs en nutriments puisque la biomasse produite, consommant des nutriments contenus dans les eaux interstitielles des sédiments, était extraite par les interventions. L'ensemble des données obtenues au cours de ces trois campagnes ne permet pas de confirmer cette

hypothèse et, en particulier, les données de nutriments de la station n'ayant jamais fait l'objet de moisson ne permettent pas de différencier la qualité de ses sédiments par rapport aux autres.

5.3 Les plantes : relevés à l'échosondeur, mesures et analyses

Les relevés de terrain à l'échosondeur réalisés à la même période de l'année en 2012 et 2013 montrent des augmentations des densités des herbiers sur une part importante des linéaires sondés, sans "patron explicatif" clair, ce qui rend difficile l'interprétation d'un tel développement d'une année à l'autre.

Les mesures d'architecture des plantes ont été réalisées à la suite des trois campagnes. Elles illustrent la très grande diversité de morphologie des pieds de lagarosiphon prélevés. Les biomasses unitaires des pieds prélevés sont également assez variables, entre moins de 1 g et 12 g de matières sèches.

Les teneurs en nutriments (azote et phosphore) des segments index des plantes étaient généralement plus élevées et plus variables entre les stations en 2012 que les deux autres années. Les teneurs des plantes de la station O0, n'ayant fait l'objet d'aucune moisson de lagarosiphon, sont parmi les plus faibles et sont très similaires les trois années. Cette station est la seule où les plantes n'ont jamais été moissonnées, elle pourrait servir de référence en matière de composition chimique des plantes.

Les valeurs opposées de longueurs des pieds et de biomasses observées en 2011 pour les stations O1 et O2, pourraient correspondre à un impact du moissonnage annuel (O1) et celle du moissonnage annuel interrompu récemment (O2). Cependant, la variabilité observée au cours des trois campagnes entre les deux stations ne permet pas de valider cette hypothèse, les valeurs de la station O2 ayant progressivement diminué d'une année à l'autre tandis que celles d'O1 augmentaient.

5.4 Phytoplancton et pigments chlorophylliens

Les teneurs en chlorophylles sont faibles et marquées par une forte variabilité interannuelle. Les données de phytoplancton sont également variables d'une année sur l'autre et peu de différences entre les stations ont été observées. Le moissonnage ne semble présenter aucun impact sur les richesses ou sur les compositions spécifiques. Les variations observées dans les biomasses s'expliquent probablement plus par les conditions météorologiques que par la régulation des plantes par moissonnage.

5.5 Phytobenthos

En prenant comme référence les données de la station O0 n'ayant jamais fait l'objet de moisson, la station E1 présente les plus faibles pourcentages de diatomées mortes dans les échantillons prélevés. Aucune différence significative n'a été observée dans la composition des peuplements de diatomées d'une station à l'autre, les variations inter-annuelles sont plus importantes.

5.6 Remarques finales

Le protocole mis en place pour tenter d'expliquer la régression apparente de la colonisation par lagarosiphon dans les zones moissonnées comportait diverses approches, portant à la fois sur la plante elle-même, la qualité physicochimique des eaux et des sédiments, les

relations avec les communautés de périphyton et de phytoplancton. Cette "multiplication" d'approches nous avait semblé être garante d'un meilleur résultat en matières d'interprétation, voire d'explication, que le seul examen de l'une ou l'autre d'entre elles.

L'examen des séries de données montre des évolutions erratiques de la plupart des paramètres mesurés, des variabilités ou, à l'inverse, des conjonctions de valeurs entre les stations toutes difficiles à expliquer. Il ne permet pas de tirer des enseignements précis sur les relations entre les conditions environnementales à l'échelle des stations étudiées, le développement de lagarosiphon et les modalités de moisson.

La faible profondeur du plan d'eau, son exposition au vent, peuvent expliquer la relative constance de qualité des eaux (physicochimie et phytoplancton) entre les stations, qu'elles soient à l'ouest ou à l'est. La densité des herbiers ne semble donc pas être suffisante pour empêcher ce mélange.

Enfin, les grandes épaisseurs de sédiments organiques aux eaux interstitielles assez chargées en éléments nutritifs de la zone colonisée par lagarosiphon, ainsi que les caractéristiques des systèmes racinaires de la plante, c'est-à-dire des longueurs de plusieurs décimètres et des nombres important de racines, peuvent peut-être expliquer l'absence de réponse aux diverses modalités de moisson.

La réalisation d'une campagne annuelle n'est peut-être pas la meilleure stratégie pour comprendre les conditions de développement de lagarosiphon : lors de contacts antérieurs au présent protocole, nous avons envisagé de réaliser au moins trois campagnes la même année pour observer plus précisément ces conditions, mais cette proposition n'avait pas été retenue.

Dans tous les cas, comme l'indiquent clairement les attendus du programme de moisson de lagarosiphon, il a pour objectif de permettre le maintien des usages touristiques, principalement estivaux, du plan d'eau et, à ce titre, les résultats que l'on peut juger décevants de la présente étude n'ont pas d'influence directe sur la poursuite du programme de gestion.

Bibliographie

Bertrin V., Dutartre A., Caro A., Boutry S., Moreira S., Jan G., 2012. Communautés végétales aquatiques des lacs médocains. 54 p.

Castagnos E., Dutartre A., 2001. Evolutions récentes des peuplements de plantes aquatiques exotiques dans les lacs et les étangs landais (Landes, France). Cemagref, 227 p.

Dutartre A., 1979. Recherches préliminaires sur *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss. - Hydrocharitacée - dans le lac de Cazaux-Sanguinet-Biscarrosse. Université Bordeaux III, 73 p.

Dutartre A., 1982. Répartition actuelle de quelques végétaux vasculaires aquatiques introduits dans le Sud-Ouest de la France. *Royal Botanical Society of Belgium*: 390-393.

Dutartre A., Haury J., Peltre M. C., 2009. Rôles de la végétation aquatique. In *Aestuaria*, ed. Ecrevisses invasives et respect de la directive cadre sur l'eau, 67-90.

Fournier A., 2013. Etude de l'impact des moissons sur une Hydrocharitacée envahissante de l'Etang Blanc : *Lagarosiphon major*. Université de Bordeaux 1, Licence 3 "Biologie des Organismes et des Ecosystèmes", 32 p.

Muller S., Peltre M. C., Ollivier M., Petitdidier D., Thiébaud G., Dutartre A., Moreau A., Mutterlein C., Barbe J., Lagrange C., 1998. Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France.

Annexe 1

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE : *LAGAROSIPHON MAJOR*

Audrey Fournier, 2013 (stage Licence 3 "Biologie des organismes et des écosystèmes",
Université de Bordeaux 1)

Table des matières

I. INTRODUCTION.....	2
II. BIOLOGIE	2
1. Morphologie.....	2
2. Reproduction	3
III. ORIGINE ET RÉPARTITION.....	4
1. Dans le Monde	4
2. En France	4
IV. ECOLOGIE.....	4
1. Paramètres physiques	4
2. Paramètres chimiques.....	6
V. RELATION AVEC LES AUTRES ORGANISMES.....	7
1. Flore aquatique.....	7
2. Faune aquatique	7
VI. IMPACTS SUR LE MILIEU	8
VII. MESURES DE GESTION	9
1. Action directe sur les plantes :	9
2. Modification des paramètres de développement des plantes.....	11
VIII. CONCLUSION.....	11

6 INTRODUCTION

Une espèce invasive est une espèce vivante exotique, animale ou végétale, qui devient un agent de perturbation [nuisible](#) à la biodiversité [autochtone](#) des [écosystèmes](#) naturels ou semi-naturels parmi lesquels elle s'est établie. Les phénomènes d'[invasion biologique](#) sont aujourd'hui considérés par l'[ONU](#) comme une des grandes causes de régression de la [biodiversité](#). Depuis quelques années, le *Lagarosiphon major* fait partie de ces espèces introduites en France. Ses proliférations causent d'importantes nuisances pour les autres organismes mais surtout pour les Hommes dont les activités sont limitées.

Aujourd'hui, les chercheurs tentent de comprendre le fonctionnement de cette espèce, sa biologie, son écologie afin de proposer des solutions de gestion adaptées.

7 Biologie

1. Morphologie



Lagarosiphon major (Ridley Moss) appartient à la famille des Hydrocharidacées. Cette famille comprend actuellement 15 genres dont 3 marins et se retrouve sur tous les continents. Comme toutes les plantes immergées, *Lagarosiphon major* peut présenter des morphologies variées selon le milieu dans lequel il se développe. Dans le Sud-ouest de la France, il a été observé avec une longueur maximale de 5 mètres (DUTARTRE, 1979) et dans le bassin de Loire –Bretagne, la longueur maximale observée était de 6 mètres (HAURY & al, 2010).

Cette plante possède des tiges feuillées grêles et très ramifiées (tous les 10 à 15 nœuds environ (HAURY & al, 2010)) qui se développent à partir d'un rhizome vivace (OBERMEYER, 1964). Comme d'autres espèces de la même famille, *Elodea canadensis* par exemple, cette hydrophyte forme des herbiers très denses qui remontent à la surface recouvrant parfois totalement le plan d'eau colonisé.

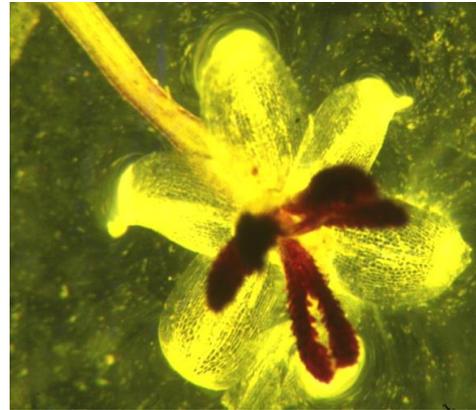
Photographie 1 : Lagarosiphon major prélevé sur l'Étang Blanc (FOURNIER A., 2013)

Ses tiges âgées sont dures et cassantes tandis que les tiges les plus jeunes sont très souples et s'écrasent facilement. Elles présentent des cannelures longitudinales, profondes chez les tiges âgées, qui deviennent de moins en moins marquées au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'extrémité des rameaux.

Les feuilles sont alternes, sessiles et recourbées vers l'arrière. Selon DUTARTRE (1979), elles sont espacées de 30 à 40mm maximum à la base des tiges et sont très denses à l'extrémité des rameaux où elles forment de petites « rosettes ». Leur longueur maximale est de 20mm et leur largeur de 2mm environ (DUTARTRE, 1979). Elles possèdent

également une marge dentée : ces petites dents (entre 50 et 100 selon SYMOENS & TRIEST (1938) sont un critère important de distinction des différentes espèces de Lagarosiphon (OBERMEYER, 1964).

Cette espèce est dioïque (SYMOENS & TRIEST, 1938) et possède donc des pieds mâles et des pieds femelles. Les fleurs mâles sont nombreuses (jusqu'à 50 d'après SYMOENS & TRIEST (1938)) et sont enfermées dans une spathe ovale. Une fois mures, elles sont libérées directement dans l'eau (SELL, 1968). Les fleurs femelles, elles, sont solitaires. Elles sont portées par un long pédoncule floral qui peut atteindre 15cm de long au maximum (COLLECTIF, 1997). Ces fleurs sont de couleur blanchâtre ou rosée et se développent lorsque les tiges feuillées sont proches de la surface (quelques cm). Chaque extrémité de rameau peut porter jusqu'à 3 fleurs qui viennent affleurer la surface (DUTARTRE, 1979).



Photographie 2 : Fleur de *L. major* observée à la loupe binoculaire (DUTARTRE, 2006)

Chez les hydrophytes, la proportion d'organes souterrains est en général inférieure à 10% (SCULTHORPE, 1967). Le système racinaire du Lagarosiphon major présente des morphologies différentes selon le type de substrat dans le lequel il est ancré. Lorsqu'il s'agit de sable, il se constitue de deux types de racines : l'une qui s'étend horizontalement sous 2 à 5cm de sédiments et l'autre qui s'enfonce dans le substrat. Dans les vases, les racines semblent toutes s'enfoncer à la verticale dans le sol. Selon DUTARTRE (1979), cette variabilité peut être liée à la pénétrabilité du substrat dans lequel la plante se développe.

La biomasse de cette espèce est très variable. Dans certains sites où la transparence des eaux n'est pas limitante, cette espèce immergée peut coloniser la totalité de la tranche d'eau. Comme la plante est capable de développer des tiges très longues, la biomasse présente peut être importante et peut atteindre des records parmi les hydrophytes. Dans les plans d'eau du Sud-ouest de la France, la biomasse sèche de cette espèce a été mesurée entre 185 et 1075g/m² (DUTARTRE, 1980) et dans le lac Rotoma de Nouvelle-Zélande, elle a été mesurée à plus de 3500g/m² (CLAYTONT, 1982) !

2. Reproduction

Seuls des pieds femelles semblent s'être implantés dans les plans d'eau étudiés jusqu'à présent (COOK, 1990). Par conséquent, la plante se reproduit exclusivement de façon végétative grâce au développement des rhizomes (SYMOENS & TRIEST, 1938) et au bouturage (Brown & Dromgoole, 1977).

Au cours du développement de la plante, certaines tiges perdent leur capacité à flotter puis évoluent horizontalement au fond du plan d'eau tout en prenant la fonction de rhizome. Cette propriété permet également à la plante de prendre un caractère envahissant (Brown & Dromgoole, 1977).

Pour le bouturage, la fragmentation s'effectue en général au sommet de la tige, où elles sont plus fragiles et où les feuilles s'organisent de façon plus dense, en rosette. Ces rosettes présentent des racines adventives à certaines époques de l'année qui vont leur permettre de se développer pour former un individu entier (CAPDEVIELLE, 1977).

Les boutures, même de très petite taille sont capables de reconstruire un pied viable en développant progressivement des racines adventives et des tiges « filles ».

8 Origine et Répartition

1. Dans le Monde

Cette plante est originaire d'Afrique du Sud (OBERMEYER, 1964) où elle se trouve de la province du Cap à la Rhodésie du sud. Elle a été observée hors de sa région d'origine, dans diverses régions du globe : Elle s'est implantée dans le moyen Atlas au Maroc (FRANCOIS, 1951), à Madagascar (COOK & al, 1974) en Nouvelle-Zélande (Chapman, 1970), en Europe, en particulier en France, Grande-Bretagne, Irlande (CAFFREY, 2010) , Suisse (HESS & al, 1967), Autriche, Allemagne et Italie (CEMAGREF Bordeaux, 1978 ; SCULTHORPE, 1974) mais également en Australie et au Japon (Pierterse & Murphy, 1990).

2. En France

En France, son introduction s'est effectuée dans le bassin parisien, puis dans le Sud-ouest. La cause probable de son introduction serait son intérêt en aquariophilie (RATAJ, HOREMAN, 1978), en particulier pour ses capacités d'oxygénation et sa résistance en aquarium. Il semble que *L. major* ait été introduit délibérément au jardin botanique de Paris quelques années avant 1938 (EICHHORN, 1943 in Triest, 1982) puis en 1945 à Montesson, Seine et Oise (DUPLESSIS, 1960). De nature envahissante dans un premier temps, cette plante est dite naturalisée dans le bassin parisien en 1959 (DUPLESSIS, 1960)

- Dans le Bassin Loire-Bretagne :

Elle est présente en Bretagne dans quelques sites dont deux plans d'eau situés dans l'agglomération de Rennes à Montgermont (COLLECTIF, 1997) où une prolifération importante fait actuellement l'objet d'un projet d'intervention (CALDERAN & al, 1997).

- Dans le Bassin Adour-Garonne :

Dans le Sud-ouest, on la retrouve en particulier au niveau de la frange littorale où se trouvent de nombreux plans d'eau de dimensions variables. Ainsi, *L. major* a été observé la première fois dans le lac de Cazaux-Sanguinet en 1965 où il a été volontairement disséminé à une époque où les hydrophytes immergés étaient en voie de régression (CAPDEVIELLE, 1977).

D'autres études ont montré l'extension de cette espèce dans les plans d'eau en communication avec ce lac puis dans une grande part des milieux aquatiques de la frange océanique de la région (COLLECTIF, 1997) : lacs de Parentis-Biscarrosse (1976), Biscarrosse-Aureilhan (1978), lac de Lacanau (1988), Etang Blanc (1983), étangs de Soustons et de Hardy (1986), étang de Léon (1991) (DUTARTRE, 1992), et plus récemment, l'étang du Turc. Elle est également présente dans des milieux lotiques de la région, dont au moins une retenue sur le fleuve de l'Adour en aval de Tarbes et une partie réduite du cours de ce fleuve (COLLECTIF, 1997).

9 Ecologie

1. Paramètres physiques

a) Vent, courants :

La fragilité des tiges de *L. major* en fait une plante qui préfère de loin se développer dans des eaux stagnantes ou à faible courant. Ainsi, dans des zones sous influence directe des vents et des vagues, l'espèce ne s'établit que vers 2m de profondeur, par exemple près du port de Sanguinet (DUTARTRE, 1979). Il arrive parfois que la plante se développe dans des cours d'eau au niveau de zones protégées des courants par des obstacles ou par des herbiers denses d'autres macrophytes : des herbiers de renoncules (DELATTRE & REBILLARD, 1996) ou même des roselières denses à *Phragmites communis* sont des protections idéales qui permettent à *Lagarosiphon major* de s'enraciner dans 0.8 à 1m d'eau (DUTARTRE, 1979).

b) Nature des substrats :

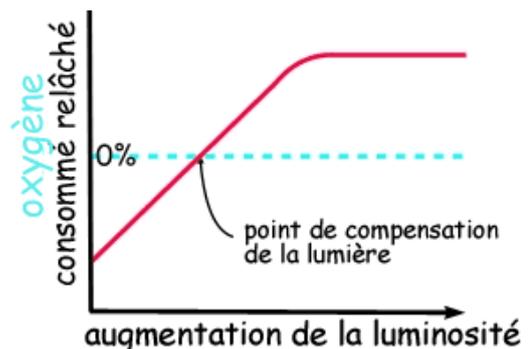
Il semble que, contrairement à la qualité des eaux, la nature du substrat joue un rôle prépondérant dans la répartition de *L. major* qui préfère se développer dans des substrats vaseux (DUTARTRE, 1979, 1980). Dans le sable, ses racines sont plus courtes que dans la vase. De plus, les sédiments semblent avoir également une influence directe sur la composition chimique de la plante. Cette concordance semble démontrer la prédominance de la voie nutritionnelle racinaire sur les échanges directs entre les eaux et la plante au travers des tissus des tiges et des feuilles (Patterson & al. 1979).

En effet, les racines jouent un rôle extrêmement important dans l'assimilation des nutriments tels que le phosphore, l'azote, le manganèse et le fer. Le calcium et le magnésium sont quand à eux, principalement absorbés par les feuilles (RATTRAY, 1995). BARKO & al (1991) confirment ces résultats et les élargissent à l'échelle des hydrophytes en général, ajoutant que l'assimilation par les feuilles concerne également le sodium, le potassium, les sulfates et le chlore.

c) Eclairage et turbidité de l'eau:

Selon Brown & al (1974), *L. major* montre une grande efficacité de sa photosynthèse par rapport à la photorespiration. Cette caractéristique va permettre à la plante d'être compétitive dans les biotopes où l'éclairage est faible.

L'intensité de lumière à laquelle la quantité d'oxygène nette produite est nulle s'appelle le point de compensation de la lumière. À ce point, la consommation d'oxygène de la plante durant la respiration cellulaire est égale à la quantité d'oxygène produite par la photosynthèse. Le point de compensation de la lumière de *L. major* est égal à $22 \mu\text{mol Quanta. m}^2.\text{s}^{-1}$ selon Brown & al et est compris entre $1,0$ et $12,0 \mu\text{mol Quanta. m}^2.\text{s}^{-1}$ pour Coffey & Chu Kar Wah (1988).



Cette propriété serait liée à la production importante d'acides malique et aspartique qui permettrait une meilleure adaptation de la plante aux conditions de stress (turbidité, manque de lumière...) ou de débuter sa photosynthèse dès le lever du soleil.

Selon HAURY & al (2010), *Lagarosiphon major* peut se développer jusqu'à une profondeur de 7m (son expansion est ensuite inhibée par la profondeur), car ses besoins en lumière sont faibles et il présente une faible sensibilité à la turbidité.

d) Profondeur :

La pression hydrostatique joue un rôle déterminant dans le développement de racines de fixation puisqu'elle l'inhibe au-delà de 1,7 bar soit au-delà d'une profondeur de 7 mètres (COFFEY & Chu Kar Wah, 1988). Lorsque la plante est bien protégée du vent et des courants et que les conditions sont optimales, elle est capable de se développer même lorsque la profondeur est très faible.

e) pH et concentration en CO₂ :

D'après JAMES & al (1999), Lagarosiphon major semble être plus tolérant aux variations de pH et aux faibles concentrations en CO₂ que ses concurrentes les Elodées. Son taux de photosynthèse globale étant plus important en condition de stress, il est donc capable de croître à des vitesses plus élevées. Lorsque la concentration en CO₂ est insuffisante à sa survie, l'hydrophyte va alors utiliser le bicarbonate (HCO₃⁻) pour éviter de trop limiter sa photosynthèse. C'est le cas par exemple dans le lac Taupo en Nouvelle-Zélande (SCHWARZ & al, 1993). Cette adaptation permet à L. major d'être une plante très compétitive, cause éventuelle de ses proliférations dans certains plans d'eau.

f) Température :

La température optimale de croissance de cette plante est de 18°C mais l'espèce est capable de se développer dans une plage comprise entre 10 et plus de 25°C (CAPDEVIELLE, 1997). L. major semble donc être une espèce eurytherme, tolérant assez bien les variations de température.

2. Paramètres chimiques

a) Niveau trophique :

Le degré trophique du milieu ne semble pas être un critère prépondérant dans l'installation de Lagarosiphon major (BROWN & DROMGOOLE, 1977). Par exemple dans le Sud-ouest de la France, il colonise les lacs et des plans d'eau de niveau trophique très différents (de l'oligo-mésotrophie au lac de Cazaux-Sanguinet à l'eutrophie voire la dystrophie dans d'autres plans d'eau).

Cependant, leur croissance semble dépendre des apports de nutriments de l'eau et du substrat constitué par la plante qui filtre les matières en suspension. Le phosphore en particulier, influencerait sur la taille des plantes (RAVERA & al, 1984, RATTRAY & al, 1991).

b) Composition chimique :

Des données sur les teneurs en chlorophylle a, carbone azote, phosphore, potassium, calcium, magnésium, sodium et fer de Lagarosiphon major sont présentées par de nombreux auteurs (RATTRAY, 1995 ; FISH & WILL, 1966 ; DUTARTRE, 1979 ; SCHWARZ & HOWARD-WILLIAMS, 1993). Les teneurs en phosphore, azote et potassium peuvent être particulièrement variables et limitent la proposition de FISH & WILL sur une valorisation commerciale de la plante (pour l'alimentation animale par exemple).

Selon les auteurs, les teneurs en matière organique des tiges feuillées varie entre 84 et 91%. L'âge de la plante semble faire varier ces teneurs puisque les analyses réalisées sur L. major dans le lac de Cazaux-Sanguinet (DUTARTRE, 1979) montraient une augmentation

notable de la matière organique pouvant dépasser les 10% entre les racines et les apex des tiges.

Cette incidence de l'âge de la plante se retrouve peut être aussi dans certains résultats de dosages des nutriments (COLLECTIF, 1997) : par exemple, les teneurs en azote peuvent varier de 0.5 à près de 4.7% et celles du phosphore de 0.1 à 1.1% ce qui est relativement large comme gamme de variations.

D'autres auteurs comme LANCASTER & al (1971), GOMMES & MUNTAU (1975) et GUILIZZONI (1991) ont étudié la capacité de la plante à accumuler certains métaux comme le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc, le manganèse ou l'arsenic. Ils ont montré que *L. major* présente une affinité particulière pour l'arsenic et le manganèse.

10 Relation avec les autres organismes

1. Flore aquatique

Peu de données sont disponibles sur les relations existant entre cette espèce et les autres espèces végétales peuplant les milieux aquatiques. Quelques auteurs ont noté la raréfaction ou la disparition de certaines espèces végétales indigènes colonisant les mêmes habitats. Dans certains lacs du Sud-ouest de la France (Cazaux-Sanguinet- Biscarosse), *Lagarosiphon major* occupe une position intermédiaire entre les peuplements à *M. alterniflorum* et les peuplements à *Naias* sp et à Characées. Il est probable que *L. major* empiète sur les deux zones colonisées par ces deux peuplements et empêchent les autres plantes, moins compétitives, de se développer (CAPDEVIELLE, 1978). En revanche, d'autres auteurs ont constaté que *L. major* semble mal s'adapter dans des étangs où il entre en compétition avec des algues planctoniques (Mc NABB & TIERNEY, 1972).

2. Faune aquatique

Certains invertébrés peuplant ces herbiers ont été mis en évidence dans des travaux comme ceux de DUTARTRE en 1979. Par exemple, on trouve en abondance des oligochètes et des diptères, des éphéméroptères... En plus faible proportion, on peut observer des mollusques comme *Planorbis*, des Lépidoptères, des Crustacés, des Hirudinées, des Odonates, des Coléoptères ainsi que des Planaires. Pour ces macro-invertébrés, la plante va jouer le rôle de support de ponte, source de nourriture, substrat, matériau de construction pour les fourreaux ou les cocons...



Photographie 3 : De gauche à droite : Chironome (larve de diptère), Oligochète et petit crustacé prélevés dans l'Etang Blanc et observés à la loupe binoculaire (FOURNIER A., 2013)

Certaines espèces de Lépidoptères (comme *P. stratiotata*) qui se nourrissent de ces plantes peuvent avoir une influence importante sur le développement de *L. major*, car elles consomment avec une intensité remarquable les parties des plantes poussant le plus rapidement (SOSZKA, 1975).

En ce qui concerne les relations entre les poissons et *L. major*, les observations sont encore peu nombreuses. Les macrophytes peuvent jouer vis-à-vis des populations piscicoles les rôles de support de ponte, source de nourriture (BICKEL & CLOSS, 2008), abris pour les alevins, zones de chasse pour les prédateurs (DUTARTRE, 1979)...

Ces macrophytes constituent également une source de nourriture pour les oiseaux herbivores qui consomment leurs tiges feuillées. Ces oiseaux sont susceptibles de favoriser l'extension de la plante en créant des boutures, c'est par exemple, le cas des foulques (*Fulica atra*) (CAPDEVIELLE, 1977).

11 Impacts sur le milieu

Du fait des variétés d'usage et des modalités de fonctionnement des milieux aquatiques, les impacts du développement de *L. major* sont divers et gardent généralement une portée locale (CAPDEVIELLE, 1977 ; DUTARTRE, 1988). Cette hydrocharitacée va former rapidement des populations denses sur plusieurs mètres de profondeur grâce à sa capacité de reproduction végétative. Ces massifs induisent une altération rapide du milieu aquatique aussi bien physico-chimique que biotique.

Il semble que la prolifération de cette espèce conduise à une diminution de la richesse écologique en causant la raréfaction voire même la disparition d'espèces végétales indigènes colonisant les mêmes habitats. D'après CARPENTER & LODGE (1986), *Lagarosiphon major* est susceptible d'effectuer les multiples fonctions bénéfiques des autres macrophytes dans les écosystèmes lacustres. Ces fonctions comprennent le soutien d'une forte densité d'invertébrés (BIGGS & MALTHUS, 1982; KELLY & HAWES, 2005) et la fourniture de l'habitat et de la nourriture pour les poissons et autres vertébrés aquatiques (Crowder & Cooper, 1982; Diehl, 1993; PERSSON, 1993; Bickel & Closs, 2008). En cas de prolifération et de disparition d'espèces indigènes, *Lagarosiphon major* pourrait donc remplir les mêmes fonctions que les anciennes plantes vis-à-vis de la faune locale.

L. major est une plante qui préfère les milieux stagnants. S'il se développe à outrance, ses herbiers denses peuvent entraîner des problèmes d'accumulation de

sédiments. Lorsque les tiges meurent, à la fin de leur cycle de vie, elles provoquent une accumulation de matière organique putrescible dans l'eau. Ce processus accélère le processus d'envasement des plans d'eau ainsi que le phénomène d'eutrophisation. Il crée également des gênes vis-à-vis des pratiques de loisirs (pêche, nautisme...); son développement excessif limite le déplacement des baigneurs et des embarcations. Le cas le plus marquant dans le Sud-ouest de la France est celui de l'Etang Blanc dans les Landes où les herbiers denses s'étendant sur plus de 80 hectares d'un plan d'eau de 180 hectares causent d'importantes gênes vis-à-vis des activités nautiques estivales (DUTARTRE, 1992).

Il est également probable que ces proliférations engendrent des modifications notables des cycles oxygène/pH dans les plans d'eau (COLLECTIF, 1997). Le couvert végétal à la surface va empêcher la diffusion de l'oxygène de l'air : le pH de l'eau va alors augmenter et ce manque d'oxygène risque de créer des conditions anaérobiques dans le milieu aquatique qui sont directement préjudiciables pour la faune.

Enfin, de par sa capacité à s'étaler à la surface des eaux en fin de croissance, L. major est également la cause d'une dégradation esthétique des milieux qui s'enlaidissent et deviennent beaucoup moins attrayant pour les usagers (COLLECTIF, 1997).



Photographie 4 : Etang Blanc recouvert par un herbier de Lagarosiphon major (DUTARTRE, 2006)

12 MESURES DE GESTION

1. Action directe sur les plantes :

a) Lutte mécanique :

- Travaux manuels :

La lutte la plus efficace et la moins nocive pour tout l'écosystème lacustre est l'arrachage manuel. Ces méthodes sont préconisées lorsque les étangs sont de petite taille où quand l'accès aux matériels lourds est impossible. Cette méthode va être employée lorsque la végétation émergente vient de s'implanter ou lorsque la surface à nettoyer est limitée. Pour la végétation émergente, on procède à un arrachage manuel et à une fauche. Pour les végétaux submergés, le ratissage est une méthode plus efficace (CALDERAN & al, 1997)

- Travaux mécanisés :

Les solutions de lutte mécanisées diffèrent en fonction du lieu et des moyens mis à disposition :

Dans le sud-ouest de la France, le faucardage est très utilisé : son efficacité va dépendre de la hauteur de coupe et de l'époque à laquelle elle est effectuée. La période la plus favorable est celle qui précède la floraison de la plante. La première opération doit avoir lieu avant le développement des bourgeons d'hiver et il est préférable de répéter l'opération de mai à novembre, en évitant ainsi les perturbations pendant les jours les plus froids. Il ne faut pas hésiter à multiplier les interventions puisqu'elles semblent affaiblir la végétation

au fur et à mesure des coupes (CALDERAN & al, 1997).



Photographie 5 : Fauçardeuse au travail sur l'Étang Blanc (FOURNIER L., 1999)

En revanche, les végétaux ne doivent pas être éparpillés dans l'étang. Ils doivent être ramassés efficacement sinon chaque morceau non récolté risque de bouturer. Les déchets de coupe peuvent être brûlés ou compostés (CALDERAN & al, 1997). D'après une étude effectuée par BICKEL & al (2008), les moissons effectuées dans les lacs de Nouvelle-Zélande n'ont eu aucun effet sur la biodiversité des invertébrés : cette méthode est donc pour l'instant, la plus employée pour contrôler les proliférations de *L. major*.

Il existe d'autres méthodes pour gérer ou même supprimer le *Lagarosiphon major* d'un plan d'eau : Le dragage est une technique de contrôle indirect des plantes aquatiques. L'extraction des sédiments s'accompagne de l'enlèvement des végétaux qui y sont implantés. Les travaux de dragages ont une durée d'action plus longue que le faucardage puisque la plante entière est arrachée, racines comprises. Cette méthode est également plus coûteuse et donc beaucoup moins utilisée que les moissons (CALDERAN & al, 1997).

Enfin, il y a la possibilité d'assécher entièrement le plan d'eau mais cette méthode pose deux gros problèmes : Tout d'abord, assécher complètement un étang est très difficile puisqu'ils sont parfois alimentés par des rivières souterraines. Puis, pour éviter de détruire entièrement la faune piscicole, un transfert de toute cette faune doit être effectué afin de les placer, le temps de l'intervention, dans un autre plan d'eau. Cette méthode n'est donc employée que pour de très petits plans d'eau.

b) Lutte chimique :

L'utilisation d'herbicides en milieu aquatique est une technique régulièrement employée en France (PELTRE & al, 2002). L'emploi de ces substances peut être extrêmement dangereux à la fois pour le milieu et pour les espèces qui l'habitent. Le traitement doit donc être effectué avec la plus grande prudence et uniquement dans des milieux fermés pour éviter tout risque de toxicité.

Plusieurs produits ont déjà été testés en laboratoire ou sur le terrain :

Le diquat qui agit par pénétration en étant absorbé par le feuillage. Il entraîne une dessiccation et un flétrissement de la plante. Le problème, c'est qu'il semblerait que cette substance soit toxique pour le gibier et pour l'environnement entier. Certaines plantes

immergées comme le *Potamogeton crispus* par exemple, seraient détruites après l'apport de ce produit (CALDERAN & al, 1997)

Le dichlobénil qui est absorbé par les racines et qui bloque la croissance. Il agit sur les méristèmes, inhibe la levée des jeunes plants puis entraîne une apparition de nécroses de couleur noire sur les tissus. D'un point de vue de sa toxicité, cette substance détruira certaines espèces végétales actuellement présentes comme *Glyceria plicata*. Lorsque l'on dépasse une certaine dose (160Kg/Ha), ce produit devient toxique également pour les poissons (DUTARTRE & OYARZABAL, 1993 ; CALDERAN & al, 1997)

Le Fluridone (DUBERNET et al. 1992 ; DUTARTRE & OYARZABAL, 1993) qui n'a pas donné de bon résultats sur les substrats vaseux riches en matières organiques, substrat de prédilection du *L. major*.

Bien que souvent importante, l'efficacité des traitements chimiques n'est pas aussi parfaite que le laissent supposer une partie des informations disponibles et divers exemples montrent les limites de ce type de méthode. L'une de ces limites est la durée d'action dépassant rarement deux ou trois périodes estivales ; par exemple, lors des traitements expérimentaux réalisés dans l'étang Blanc (Landes), un des herbicides avait montré une très grande efficacité et avait fait régresser la biomasse de *Lagarosiphon* à une valeur inférieure à 15 g de matières sèches par m²: deux ans après, cette biomasse moyenne dépassait 100 g et, la troisième année, l'herbier était reconstitué avec des biomasses de l'ordre de 1 kg (DUTARTRE & OYARZABAL, 1993).

De plus, l'utilisation de ces produits rencontre des réticences et suscite diverses polémiques dans la plupart des pays où elle est permise. Hormis les risques toxicologiques à court et à moyen terme vis-à-vis des organismes non visés par les applications, et en particulier des poissons, des incidences secondaires notables lui sont reprochées. Il s'agit en particulier des risques de désoxygénation du milieu, liés à la consommation d'oxygène nécessaire à la dégradation bactérienne des plantes mortes, et des modifications d'habitats quelquefois radicales qu'elle peut engendrer dans certains écosystèmes (DUTARTRE, 1992).

c) Lutte biologique :

La lutte biologique consiste à utiliser des organismes vivants en vue de limiter ou de supprimer le développement de certaines plantes. Dans le cas de la lutte contre la prolifération de plantes aquatiques, l'introduction de poissons est le remède le plus étudié (CALDERAN & al, 1997). Il existe des poissons herbivores comme la carpe chinoise (*Ctenopharyngodon idella* Val.) qui peuvent consommer *L. major* mais leur introduction est impossible pour différentes raisons : on ne peut pas contrôler les conséquences d'une telle introduction, la carpe chinoise est sensible au gel, elle risquerait mettre en danger les autres espèces indigènes ou de consommer les autres plantes.

BAARS & al ont découvert en 2010 de nouveaux ennemis biologiques de *L. major* présents dans les lacs de son aire d'origine. Parmi eux figure une mouche du genre *Hydrellia* (Ephydriidae), deux espèces de charançons du genre *Bagous* (Curculionidae) et quelques lépidoptères (comme *Synclita* sp) de la famille des Nymphulinae. Ces insectes qui se nourrissent des feuilles de *L. major* et certains de l'intérieur des tiges au stade larvaire, ont un impact significatif sur le développement de la plante. Ces auteurs envisagent d'utiliser ces insectes, en particulier les mouches *Hydrellia pakistanae* et *Hydrellia balciunasi*, comme contrôleurs biologiques des populations de *L. major* en Europe, puisqu'elles se nourrissent, à première vue, exclusivement de *Lagarosiphon major*, ne posant ainsi aucune menace pour les plantes indigènes.



Photographie 6 : De Gauche à Droite : *Bagous sp* – *Hydrellia sp* - Larve de *Synclita sp* (BAARS & al. 2010)

2. Modification des paramètres de développement des plantes

Cette méthode qualifiée d'indirecte consiste en la modification ou la manipulation de l'habitat. Ce sont des méthodes préventives qui tentent d'empêcher ou de limiter le développement des plantes (PELTRE & al, 2002).

Dans le lac Lough Corrib en Irlande, les gestionnaires ont utilisé des nattes de jute « Jute matting » qu'ils ont déposé sur les plantes envahissantes et ce, afin de les priver entièrement de lumière. Cette méthode s'est d'ailleurs révélée être un franc succès dans ce lac (CAFFREY & al, 2010) ; au bout de quelques mois, de nouvelles plantes, des Charophytes en particulier, ont commencé à se développer à travers les nattes de jute. Le Lagarosiphon quant à lui, a complètement disparu du lac.

13 CONCLUSION

Cette plante présente des caractéristiques biologiques et écologiques ainsi qu'un mode de reproduction parfaitement adapté à la compétition et à la multiplication rapide dans les biotopes. Elle prolifère au détriment des espèces indigènes qui ne possèdent pas les mêmes capacités de colonisation.

BIBLIOGRAPHIE

- BAARS J.-R., COETZEE J. A., MARTIN G., HILL M. P., CAFFREY J. M.** – 2010 - Natural enemies from South Africa for biological control of *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss ex Wager (Hydrocharitaceae) in Europe – *Hydrobiologia* - 656:149–158
- BARKO J.W., GUNNISON D., CARPENTER S.R.** – 1991 – Sediment interactions with submersed macrophytes growth and community dynamics – *Aquatic Botany* – 41: p 41-65.
- BIGGS BJF, MALTHUS T.J.** – 1982 – Macroinvertebrates associated with various aquatic macrophytes in the backwaters and lakes of the upper Clutha Valley, New Zealand – *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* – 55: p 299–311.
- BICKEL T.O., CLOSS G.** – 2008 – Fish distribution and diet in relation to the invasive macrophyte *Lagarosiphon major* in the littoral zone of Lake Dunstan, New Zealand – *Ecology of Freshwater Fish* – 17: p 10–19.
- BICKEL T.O., CLOSS G.** – 2009 – Impact of partial removal of the invasive macrophyte *Lagarosiphon major* (hydrocharitaceae) on invertebrates and fish - *River. Res. Applic.* 25: p 734–744.
- BROWN J.M.A., DROMGOOLE F.I., TOWSEY M.W., BROWES J.** – 1974 – Photosynthesis and photorespiration in aquatic macrophytes – *R. soc. N.Z. bull.* – 12: p 243-249.
- BROWN J.M.A & DROMGOOLE F.I.** – 1977 – The ecophysiology of *Lagarosiphon* in the Rotorua lakes – Botany Department – Auckland University – p 130-134.
- CAFFREY J., EVERS S., MILLANE M., MORAN H., SAYED S.** – 2010 – Control of *Lagarosiphon major* & Restoration of Native Communities using Jute Matting, A Novel Approach - *Inland fisheries Ireland, Swords* – 37 diapos.
- CALDERAN P, CLEMENT P, FULLENWARTH I, MENGUY S.** – 1997 - Gestion des étangs: Prolifération du *Lagarosiphon major* dans deux étangs de la commune de Montgermont - *Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Renne* - 25p
- CAPDEVIELLE P.** – 1977 – La plante *Elodea crispa* (Hort.) – Rapport – 7 p.
- CAPDEVIELLE P.** – 1978 – Recherches écologiques et systématiques sur le phytoplancton du lac de CAZAUX – SANGUINET – BISCAROSSE – Thèse Université BORDEAUX I – 304 p. + annexes.
- CHAPMAN V.J** – 1970 – A history of the lake weed infestation of the Rotorua lakes and the lakes of the Waikato hydroelectric system – *New Zealand Department of Scientific and Industrial Research – Information Series 78* – 52 p.
- CLAYTONT J.S.** – 1982 – Effect of fluctuations in water level and growth of *Lagarosiphon major* on the aquatic vascular plants in Lake Rotoma – 1973–80 – *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* – 16 :1 – p 89-94.
- COFFEY B.T, CHU KAR WAH** – 1988 – Pressure inhibition of anchorage – root production in *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss: a possible determinant of its depth range – *Aquatic Botany* – 29: p289-301.

- COLLECTIF** – 1997 – Biologie et Ecologie des espèces végétales proliférant en France – Synthèse bibliographique – Les études de l'Agence de l'eau – N°68 : 99p.
- COOK C.D.K & al** – 1974 – Water plants of the world – A manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes – Dr. W. JUNK Publ. – The Hague.
- COOK C.D.K** – 1990 – Origin, autecology, and spread of some of the world's most troublesome aquatic weeds –pp 31-39 – In: Pieterse A & Murphy K. – aquatic weeds, the ecology and management of nuisance aquatic vegetation – University Press, Oxford.
- CROWDER L.B., COOPER W.E.** – 1979 – Effects of macrophyte removal on the feeding efficiency and growth of sunfishes; evidence from pond studies. In Proceedings: Aquatic plants, Lake Management, and Ecosystem Consequences of Lake Harvesting, Breck JE, Pretzki RT, Louks OL (eds) – Institute of Environmental Studies – University of Wisconsin: Madison, WI – p 251–268.
- C.E.M.A.G.R.E.F** (anciennement C.T.G.R.E.F) BORDEAUX – 1978 – Végétation aquatique: Plantes exotiques du sud-ouest: répartition actuelle et risques d'extension – Compte-rendu N°45 – Bordeaux – 24 p.
- C.T.G.R.E.F Section QEPP** – 1979 – Composition chimique de Lagarosiphon major (RIDLEY) MOSS. (Hydrocharidaceae) dans l'anse d'ISPE (lac de CAZAUX-SANGUINET) et étude succincte du milieu – Compte-rendu N°69 – 24p.
- DELATTRE L. & REBILLARD J.P.** – 1996 – La végétation aquatique de l'Adour de Bagnères de Bigorre à Saint Sever. Rapport d'étude du CEPEE pour le compte de l'Agence de l'Eau Adour Garonne – Toulouse – 69 p + annexes.
- DIEHL S** – 1993 – Effects of habitat structure on resource availability, diet and growth of benthivorous perch, *Perca fluviatilis* – Oikos – 67: p 403–414.
- DUBERNET J.F., DUTARTRE A., REBILLARD J.P.** – 1991 – Suivi en laboratoire de l'influence de la nature des sédiments sur l'efficacité du contrôle d'une plante aquatique (Lagarosiphon major) par le Fluridone (Sonar 5P) – CEMAGREF, Groupement de Bordeaux – Division Qualité des Eaux – 20 p.
- DUPLESSIS L.** – 1960 – *Helodea crispa* = *Lagarosiphon crispus* à Montesson – Société des Sciences Naturelles de Seine et Oise, 2ème série, N°21, p4-5
- DUTARTRE A.** - 1979, Recherches préliminaires sur Lagarosiphon major dans le lac de CAZAUX-SANGUINET-BISCAROSSE - DEA Université de Bordeaux - 73p.
- DUTARTRE A.** – 1980 - Etudes préliminaires d'une plante aquatique adventice des lacs du littoral aquitain : Lagarosiphon major (RIDLEY) MOSS. - C.T.G.R.E.F - 5p.
- DUTARTRE A.** – 1992 – Lac de Saint Pée sur Nivelle (64) : Diagnostic limnologique 1991 – Compte-rendu N°82 – CEMAGREF Bordeaux – 16 p.
- DUTARTRE A., OYARZABAL J.** – 1993 – Gestion des plantes aquatiques dans les lacs et étangs landais – Hydroécol. Appl. – 5 : p 43-60.
- DUTARTRE A et al.** – 2012 – Evaluation de l'impact du faucardage sur les plantes aquatiques envahissantes de l'Etang Blanc (Landes) – IRSTEA, CARMA, Géolandes, Compte-rendu 2012, 19p.

FISH G.R, WILL G.M – 1966 - Fluctuation in the chemical composition of two lakeweeds from New Zealand - Marine Department and Forest Research Institute - 6:p346-349.

FRANCOIS M. – 1951 – Décors exotiques et plantes d'aquarium – M. FRANCOIS Ed.

GOMMES R., MUNTAU H. – 1975 – La distribution de quelques métaux lourds (ZN, CU, Cr, Ni, Mn, Co) dans la zone littorale des bassins sud et de Pallanza du lac Majeur – Mem. Ist. Ital. Idrobiol – 32 : p 245-259.

GUILIZZONI P. – 1991 – The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes – Aquatic Botany – 41: p 87-109.

HAURY J, MATRAT R, ANRAS L & al – 2010 - Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne - Fédération des conservatoires d'espaces naturels - 136p.

HESS & al – 1967 – Flora der Schweiz – Tome 1.

JAMES C. S., EATON J. W. & HARDWICK K. - 1999 - Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.)St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss - School of Biological Sciences, Jones Building, University of Liverpool – Hydrobiologia - 415: 35–40.

KELLY DJ, HAWES I. – 2005 – Effects of invasive macrophytes on littoral zone productivity and foodweb dynamics in a New Zealand high-country lake – Journal of the North American Benthological Society – 24: p 300–320.

LANCASTER R.J., COUP M.R., HUGUES M.R. – 1971 – Toxicity of arsenic present in lake weed – N.Z. j. sci. – 19: p 141-145

Mc NABB C. & TIERNEY D.P. – 1972 – Growth and mineral accumulation of submersed vascular hydrophytes in pleioeutrophic environs – Techn. Rept. N°26 – Inst Water Res. – Michigan State Univ – East Lansing, Michigan – 33 p.

OBERMEYER A.A. – 1964 – The south African species of *Lagarosiphon* – *Bothalia* – 8 – p. 139 – 146.

PATTERSON K.J, BROWN J.M.A – 1979 - Growth and elemental composition of the aquatic macrophyte, *Lagarosiphon major*, in response to water and substrate nutrients. - Botany Department, University of Auckland - vol 11, n°6 p231-246.

PELTRE M.C., MULLER S., DUTARTRE A., BARBE J., & al. GIS Macrophytes des eaux continentales - 1997 - Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France - Synthèse bibliographique - Les études de l'agence de l'eau - N°68 : 199p.

PELTRE M.C., DUTARTRE A., BARBE J., HAURY J., MULLER S., OLLIVIER M. – 2002 - Les proliférations végétales aquatiques en France : caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. ii. impact sur les écosystèmes et intérêt pour le contrôle des proliférations. - Bull. Fr. Pêche Piscic. – 365/366 : p 259-280.

PERSSON L. – 1993 – Predator-mediated competition in prey refuges: the importance of habitat dependent prey resources – *Oikos* – 68: p 12–22.

PIETERSE A.H., MURPHY K.J. (ed) – 1990 – Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation – University Press, Oxford – 593 p.

RATAJ K., HOREMAN J. – 1978 – Les plantes d'aquarium – Identification – Culture – Ecologie – T.F.H. Publ. Inc. Ltd. – 448 p.

RATTRAY M.R., HOWARD-WILLIAMS C, BROWN J.M.A – 1990 - In situ nutrient limitation of aquatic macrophytes - University of Florida - University of Auckland - Taupo Freshwater Research Center - p173-177.

RATTRAY M.R., HOWARD-WILLIAMS C, BROWN J.M.A – 1991 - Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes - Aquatic Botany - 40: p225-237.

RATTRAY M.R – 1995 – The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms - Botany Department, University of Auckland – Hydrobiologia - 308: p117-120.

RAVERA O., GARAVAGLIA C., STELLA M. – 1984 – The importance of the macrophytes in two lakes with different trophic degree : lake Comabbio and lake Monate (Province of Varese, Northern Italy) – Verh. Int. Verein. Limnol – 22: p 1119-1130.

SCHWARZ A.M., HOWARD-WILLIAMS C. – 1993 – Aquatic weed-bed structure and photosynthesis in two New Zealand lakes – Aquatic Botany – 46 – p 263-281.

SCULTHORPE C. O. – 1967 – The biology of aquatic vascular plants – E. ARNOLD Publ. Ltd. – London – 610 p.

SELL Y. – 1968 – Les élodées – Aquarama – 2 – p. 18 – 23.

SOSKA G. J. – 1975 – Ecological relations between invertebrates and submerged macrophytes in the lakes littoral – Ekol. Pols. – 23 – 3 – p. 393.

SYMOENS J.J & TRIEST L. – 1983 – Monograph of the african genus Lagarosiphon Harvey (Hydrocharitaceae) – Bulletin du Jardin botanique national de Belgique – Vol 53, No. ¾, p 441-488.

Annexe 2 : Coordonnées GPS des stations (LT93)

Station	X	Y
O0	348330,868	6299956,68
O1	348149,883	6299700,52
O2	348165,325	6300018,78
O3	348034,059	6300018,8
E0A	348741,466	6299788,2
E0B	348662,457	6300221,91
E1	348863,927	6299051,05