h e p i a
Haute école du paysage, d'ingénierie
et d'architecture de Genève

Hes·so
Haute Ecole Spécialisée
de Suisse occidentale

Rôle des macrophytes, des algues filamenteuses et du phytoplancton dans le piégeage de carbone par un étang urbain (Lac des Vernes, Meyrin (GE))

Thèse de bachelor présentée par :

Zoé Rätz

pour l'obtention du titre Bachelor of Science HES-SO en Gestion de la Nature

Septembre 2020

Répondant HEPIA
Beat OERTLI, Professeur HES

Conseiller Scientifique
Beat OERTLI, Professeur HES

Responsable de la filière
Gestion de la Nature
Patrice Prunier

Déclaration

Ce travail de Bachelor est réalisé dans le cadre de l'examen final de la Haute École du paysage, d'ingénierie et d'architecture de Genève, en vue de l'obtention du titre de Bachelor HES en Gestion de la Nature.

L'étudiant assume la responsabilité du travail et accepte, le cas échéant, la clause de confidentialité. Par contre, les conclusions et les recommandations qu'il y formule, sans préjuger de leur valeur, n'engagent ni les responsabilités de l'auteur, ni celles du répondant HEPIA, ni celles du conseiller scientifique, des experts et de HEPIA.

« J'atteste avoir réalisé seul(e) le présent travail, sans avoir utilisé des sources autres que celles citées dans la bibliographie. »

Fait à Genève, le 21.08.2020

Zoé Rätz

Remerciements

Je tiens à adresser mes remerciements aux personnes qui m'ont aidé et conseillé durant la réalisation de ce travail de Bachelor ;

En premier lieu, un grand merci à **Beat Oerlti,** conseiller scientifique et répondant HEPIA, pour son suivi, ses conseils avisés et son aide constante durant tout le travail.

Je tiens également à remercier **Jane O'Rourke** et **Eliane Demierre**, laborantines, pour leur disponibilité, leurs réponses à mes questions et pour m'avoir permis d'accéder au matériel dont j'avais besoin.

Merci à **Marine Decrey**, assistante HES, pour m'avoir transmis des données précieuses, conseillé et assisté lors de ma première visite du site d'étude.

Merci à **David Hartlieb**, assistant technique à l'HEPIA, pour avoir patiemment extrait un grand nombre de données de la sonde FluoroProbe, pouvant être parfois capricieuse.

Merci à **David Scinto**, assistant HES, pour m'avoir aidé à remettre cette même sonde en place au Lac des Vernes.

Je tiens particulièrement à remercier la **Ville de Meyrin** en la personne d'**Olivier Chatelain,** responsable du service environnement, pour m'avoir permis de réaliser mon travail en ces lieux.

Un grand merci au bureau d'étude **Atelier Nature Paysage**, en la personne de **Nicolas Amann**, directeur, pour m'avoir transmis divers documents et autres informations précieuses dans l'élaboration de la présente étude.

Je voudrais finalement remercier **Chadi, Sophie, Maya, Florian, Alexandra, mes amis** ainsi que **toute ma famille** pour m'avoir relu, conseillé et soutenu tout au long de ce travail et de mes études.

Résumé

90% des milieux humides ont disparu en Suisse. Cependant, la densité de mares et étangs dans le milieu urbain peut être élevée. Il en est de même pour la productivité primaire de ces écosystèmes. De ce fait, dans un contexte de réchauffement climatique, ces plans d'eau peuvent jouer un grand rôle dans le flux global du carbone et notamment sa séquestration.

Dans les mares et étangs, la production primaire se divise en quatre compartiments : le périphyton, le phytoplancton, les algues filamenteuses et les macrophytes. Ce sont majoritairement ces végétaux qui permettent l'assimilation de carbone grâce à la photosynthèse. Concernant ce service écosystémique, le rôle de chacun de ces groupes de végétaux est encore mal connu.

L'objectif principal de ce travail était de définir le rôle du phytoplancton, des algues filamenteuses et des macrophytes dans le piégeage de carbone dans un étang urbain : le Lac des Vernes de Meyrin (GE).

Dans le but d'atteindre cet objectif, une méthodologie en trois grandes étapes a été réalisée. En premier lieu, un travail de terrain a été effectué (prospection du terrain, échantillonnage de la végétation (algues filamenteuses, *Typha latifolia, Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris, Nuphar lutea, Nymphaea alba, Chara* sp., *Potamogeton pusillus* aggr.), mesure des paramètres physico-chimiques), suivi d'un travail en laboratoire (mesure de la biomasse végétale et estimation de la quantité de carbone dans les végétaux aquatiques prélevés). Pour finir, les mesures et les estimations effectuées ont été analysées et comparées entre elles ou comparées aux données retrouvées dans la littérature. Ceci a permis de préciser le rôle de chaque type de producteurs primaires investigués et plus globalement du Lac des Vernes face au piégeage de carbone.

L'étude a montré qu'en matière d'accumulation de carbone, le Lac des Vernes jouit d'un fort potentiel. En effet, il serait 30 fois plus efficace que le Petit Lac, la partie genevoise du Lac Léman, en matière d'accumulation de carbone par m^2. Le rôle de chaque type de producteur primaire étudié a pu être défini et a démontré l'importance notamment des hélophytes dans le piégeage de carbone.

Les résultats obtenus dans cette étude semblent cohérents et peuvent servir de base à l'élaboration d'un bilan carbone complet du Lac des Vernes. Les quantités de gaz à effet de serre (CO_2 et CH_4) émis par ces écosystèmes sont encore mal définies. Il est alors primordial de mieux comprendre le fonctionnement des mares et étangs afin de préciser leurs rôles dans l'atténuation du réchauffement climatique et dans le cycle du carbone en général.

Abréviations

C Carbone

CCM Mécanisme de concentration du carbone ou *CO_2 Concentration Mechanism*

Chl *a* Chlorophylle *a*

CI Carbone inorganique

Corg Carbone organique

COD Carbone organique dissout

COP Carbone organique particulaire

COT Carbone organique total

GES Gaz à effet de serre

MS Matière sèche

N Azote

P Phosphore

PP Production primaire

PPB Production primaire brute

PPN Production primaire nette

Mots clés : Flux de carbone, séquestration de carbone, étang, production primaire, hélophytes, hydrophytes fixées à feuilles flottantes, hydrophytes fixées à feuilles submergées, algues filamenteuses, phytoplancton

Table des matières

DECLARATION I

REMERCIEMENTS II

RÉSUMÉ III

ABREVIATIONS IV

LISTE DES FIGURES VI

LISTE DES TABLEAUX VII

1. INTRODUCTION 1

2. ETAT DE LA CONNAISSANCE 3

2.1 CHANGEMENT CLIMATIQUE ET FLUX DE CARBONE 3
2.2 DÉFINITIONS, ORIGINES, USAGES, RÔLES ET GESTION DES MARES ET ÉTANGS 4
2.2.1 Mares et étangs : définitions 4
2.2.2 Origines et usages des mares et étangs urbains 4
2.2.3 Rôle et services écosystémiques 5
2.2.4 Modalité de gestion et d'entretien des mares et étangs urbains 5
2.3 ELÉMENTS D'ÉCOLOGIE DES MARES ET ÉTANGS 5
2.3.1 Fonctionnement écologique de l'écosystème étang 5
2.3.2 Productivité primaire 6
2.4 PIÉGEAGE DE CARBONE 9
2.4.1 Cycle du carbone dans les mares et étangs 9
2.4.2 Le piégeage de carbone par les producteurs primaire 10
2.4.3 Influence du niveau trophique 13
2.4.4 Émission de gaz à effet de serre 14

3. MATERIEL ET MÉTHODE 16

3.1 SITE D'ÉTUDE : LE LAC DES VERNES (MEYRIN, GE) 16
3.1.1 Paramètres descriptifs généraux 16
3.1.2 Bassin versant 16
3.1.3 Milieux humides 16
3.1.4 Physico-chimie de l'eau 17
3.2 DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE 19
3.2.1 Méthode d'échantillonnage 19
3.2.2 Mesures de la physico-chimie de l'eau 23
3.2.3 Mesure de la biomasse et estimation de la quantité de carbone 24

4. RÉSULTATS 30

4.1 PHYSICO-CHIMIE DES EAUX DU LAC DES VERNES 30
4.1 RESULTATS DES MESURES DE BIOMASSE, DE PRODUCTIVITE ET DE L'ESTIMATION DU CARBONE PIEGE 34
4.2 BIOMASSE ET PRODUCTIVITE DE MATIÈRE SÈCHE 35
4.3 CARBONE ORGANIQUE ACCUMULÉ PAR LES MACROPHYTES 35
4.3.1 Carbone accumulé par les hélophytes 36
4.3.2 Carbone organique accumulé par les hydrophytes fixées à feuilles flottantes ... 37
4.3.3 Carbone organique accumulé par les hydrophytes fixées à feuilles submergées 37
4.4 CARBONE ORGANIQUE ACCUMULÉ PAR LES ALGUES FILAMENTEUSES 38
4.5 CARBONE ORGANIQUE ACCUMULÉ PAR LE PHYTOPLANCTON 40
4.6 SYNTHÈSE : COMPARAISON DES QUANTITÉS DE CARBONE ACCUMULÉES PAR LES DIFFÉRENTS TYPES DE VÉGÉTATION 41
4.7 MISE EN PERSPECTIVE DU BILAN CARBONE DU LAC DES VERNES 43

5. DISCUSSION 45

6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES 49

BIBLIOGRAPHIE 50

ANNEXES 57

Liste des figures

Figure 1: Zonation des macrophytes typiques d'un étang (*source : Oertli et Frossard* 7

Figure 2: Représentation simplifiée du cycle du carbone dans une zone humide. 9

Figure 3: Changements historiques des taux d'enfouissement du carbone organique dans le Gollinsee et le Schulzensee 13

Figure 4: Effet de l'eutrophisation sur la végétation aquatique 14

Figure 5 : Localisation des points de prélèvement des mesures physico-chimques de l'eau du Lac des Vernes 17

Figure 6: Echantillonnage d'un individu de *Phragmites australis*..... 21

Figure 7 : Strate 1N, Nymphaea alba 21

Figure 8 : Echantillons d'hydrophytes submergées placés dans des sacs étiquettés. 22

Figure 9: Echantillonnage des algues filamenteuses 22

Figure 10: Appareils de mesures physico-chimiques 23

Figure 11: Classifications de la qualité physico-chimique de plan d'eau par paramètre en mg/l selon la Directive Cadre sur l'eau de l'Union Européenne (2000) 24

Figure 12: Préparation avant-séchage d'un individu de *P.australis*..... 25

Figure 13 : Préparation avant-séchage d'un prélèvement de *Potamogeton pusillus* aggr. 25

Figure 14: Broyage des échantillons d'hydrophytes flottantes et de *T.latifolia* 26

Figure 15 : Pesage d'un creuset 26

Figure 16 : Four à moufle, dessiccateur et creusets après combustion 27

Figure 17: Etapes du travail de laboratoire 29

Figure 18 : Etapes du travail de calculs 29

Figure 19 : Evolution du recouvrement des algues filamenteuses 2019..... 39

Figure 20 : Evolution du recouvrement des algues filamenteuses 2020 39

Figure 21: Evolution diachronique de la biomasse phytoplanctonique 40

Figure 22 : Rôle de chaque population de producteurs primaires dans l'accumulation totale du carbone sur le Lac des Vernes en 2020..... 41

Figure 23: Piégeage de carbone en 2020 par les différents types de producteurs primaires 42

Liste des Tableaux

Tableau 1: Taux de piégeage de carbone par différents macrophytes selon plusieurs études 11

Tableau 2: Production de biomasse en matière sèche (MS) de trois genres d'algues filamenteuses sur une saison de végétation selon Kvet et Soukupova (2002).....11

Tableau 3: Stock de carbone saisonnier chez *Phragmites australis* selon Kvet et al. (2008).....13

Tableau 4: Paramètres physico-chimiques du Lac des Vernes, en 2019 18

Tableau 5: Classification du statut trophique du plan d'eau en fonction de la Chl *a* et du phosphore total selon Oertli & Frossard (2013) 24

Tableau 6: Résultats des sept campagnes de mesures physico-chimiques de l'eau du Lac des Vernes en 2020, entre 4 juin 2020 et le 29 juillet 2020 (détails en annexe xxx) 30

Tableau 7: Résultats de la campagne de mesures physico-chimiques de l'eau du Lac des Vernes obtenus avec la sonde FluoroProbe III en 2020, entre 27 mai 2020 et 19 juillet 2020 (mesures horaires en continu) (détails en annexe xxx).....30

Tableau 8: Concentrations en azote total et en phosphore total de l'eau du Lac des Vernes le 17 juin 2020 et 14 juillet 2020 31

Tableau 9 : Résultats des mesures de biomasse de productivité ainsi que de l'estimation du carbone piégé par la végétation aquatique investiguée au Lac de Vernes en 2020. 34

Tableau 10 : Quantification de la densité d'individus par m2 pour les trois espèces d'hélophytes investiguées sur le Lac des Vernes en 2020.....36

Tableau 11 : Quantification de la densité de feuilles et de fleurs par m^2 pour les deux espèces d'hydrophytes à feuilles flottantes investiguées sur le Lac des Vernes en 2020 37

Tableau 12 : Estimation des surfaces et du taux de recouvrement de *P.pusillus* aggr. et de *Chara* sp. sur le Lac des Vernes en 2020.....38

Tableau 13: Comparaison entre le potentiel de piégeage de Corg par le Lac des Vernes et d'autres écosystèmes (valeurs de g C m^{-2} a^{-1} selon plusieurs études).....44

1. Introduction

L'urbanisation et l'intensification de l'agriculture (assèchements et drainages) ont mené à la disparition de 90% des milieux humides en Suisse (Imboden, 1976). En 1800, on ne comptait pas moins de 8 mares ou étangs par km^2 contre 0.8 mare ou étang par km^2 aujourd'hui, en Suisse (Oertli et Frossard, 2013). Cependant, leur densité peut être plus importante dans les zones urbanisées (Oertli et al., 2019). A l'image du Lac des Vernes à Meyrin, ces milieux, d'origine anthropique, remplissent plusieurs fonctions. Il peut s'agir, entre autres, de bassins de rétention des eaux pluviales comme de structures créées dans un but de valorisation du paysage. Ils offrent également d'autres services écosystémiques comme la création d'îlots de fraicheur, l'épuration des eaux ou le piégeage de carbone. Le présent travail se concentre sur l'un de ces services écosystémiques qu'est le piégeage de carbone. Dans un contexte de réchauffement climatique, dû en partie aux gaz à effet de serre, ces petits points d'eau peuvent jouer un grand rôle. En effet, du fait de leur grand nombre et de leur très forte productivité, ils permettraient de stocker plus de carbone que les océans (Downing et al., 2008). Une mare de 500 m^2 accumule environ 1000 kg de carbone par année (Oertli & Frossard, 2013), soit l'équivalent des émissions de CO_2 qu'une voiture produit en un an. La photosynthèse permet aux végétaux présents dans ces milieux aquatiques d'assimiler le carbone qui finit par s'accumuler dans le fond du plan d'eau. Outre le zooplancton, c'est donc en grande partie la production primaire qui permet le piégeage du CO_2. Celle-ci est divisée en quatre compartiments que sont le périphyton, le phytoplancton, les algues filamenteuses et les macrophytes. Ces types de producteurs primaires se trouvent en proportion différente dans chaque plan d'eau, ce qui influence l'efficacité du piégeage de CO_2.

De nombreuses études, telles que celles de Downing et al. (2008) ou Kleeberg et al. (2015) traitent du piégeage de carbone dans les mares et étangs. Cependant, ces études portent principalement sur le carbone séquestré dans les sédiments. L'efficacité de chaque type de producteur primaire face au piégeage de carbone est peu connue. Si celle-ci est mesurée, il pourra, dès lors, être possible de créer des mesures de gestion adaptées à chaque mare et étang urbain dans le but d'optimiser le stockage du CO_2 par les végétaux. Cela permettra de maximiser leurs rôles dans la diminution du taux de carbone dans l'atmosphère et dans le combat contre le réchauffement climatique de manière générale.

L'objectif principal de ce travail est de définir le rôle du phytoplancton, des algues filamenteuses et des macrophytes dans le piégeage de carbone au Lac des Vernes à Meyrin (GE). Il s'agit, ici, d'une étude de cas portant sur un étang urbain. Les résultats obtenus seront à mettre en perspective aux vues des spécificités de cet étang en comparaison à d'autres plans d'eau.

Afin d'atteindre l'objectif principal, les objectifs secondaires suivants ont été définis :

1. Mesurer dans cet étang la biomasse des différents types de végétation (algues filamenteuses, phytoplancton, macrophytes), afin de pouvoir estimer leur taux de piégeage de carbone.
2. Comparer ces mesures de taux de piégeage de carbone avec celles citées dans la littérature afin d'identifier des tendances globales
3. Identifier les mesures de gestion influençant la présence des différents types de végétation ainsi que la gestion du matériel accumulé et décrire comment les appliquer afin d'optimiser le piégeage de carbone.

2. Etat de la connaissance

2.1 Changement climatique et flux de carbone

Le cycle naturel du carbone est caractérisé par des flux et des stocks de carbone en équilibre dynamique entre quatre grands réservoirs que sont l'hydrosphère, la biosphère, la lithosphère et l'atmosphère (SDES, 2019). La photosynthèse et la respiration végétale forment les flux les plus importants du cycle. Les échanges se font alors principalement entre la biosphère océanique et continentale et l'atmosphère (Saugier, 1996). Du fait des activités humaines, les émissions de CO_2 sont en constante augmentation déséquilibrant ainsi le cycle naturel du carbone. De 1750 à 2020, on constate une hausse de 47% du CO_2 atmosphérique(IPCC, 1991; NOAA, 2020). Ceci induit une augmentation des températures sur l'ensemble du globe, caractérisé par le phénomène d'effet de serre. La concentration plus élevée de carbone et l'augmentation des températures réunissent les conditions adéquates afin d'augmenter la production primaire nette (PPN) par la stimulation du processus de photosynthèse, entre autres. Dans un premier temps, l'accroissement de la végétation pourrait permettre de piéger plus de carbone. Sur le long terme, cette capacité de captage pourrait décliner, voire s'annuler du fait d'une respiration hétérotrophe plus importante (émission de CO_2) (GIEC, 2007).

Sur une moyenne de 36,2 milliards de tonnes de CO_2 anthropiques libérés par an, entre 2000 et 2008, 29% ont été assimilés dans la biosphère et le sol, 26% dans les océans et 45% se sont accumulés dans l'atmosphère (SDES, 2019). Il est à noter que les estimations du taux de piégeage de carbone par les différents écosystèmes varient selon les études et les modèles de mesure (Robert & Saugier, 2003). Ces estimations, bien que de plus en plus performantes, n'arrivent pas à expliquer le déséquilibre dans le budget total du carbone, il existe un « puits manquant » encore difficilement identifiable et captant entre 0.5 et 2 Gt de carbone par an (Cole et al. 2007, Smith et al. 2001). Le rôle prépondérant des océans et des forêts dans la séquestration du CO_2 est bien connu et documenté, c'est moins le cas pour d'autres types d'écosystèmes. Les mares et étangs, de par leur forte productivité et leur nombre, seraient des piégeurs de carbone quatre fois plus efficaces que les océans (Downing et al., 2008). Selon leur taille et leur niveau trophique, ces petits plans d'eau peuvent piéger de 141 à 17'300 g m^{-2} a^{-1} de carbone. A titre de comparaison, les forêts tropicales piégeraient 2.3 à 2.4 g m^{-2} a^{-1} et une prairie tempérée séquestrerait 2.2 g m^{-2} a^{-1}(Downing et al., 2008). Le rôle de puits de carbone des mares et étangs semble donc primordial bien que ces plans d'eau puissent également être une source de gaz à effet de serre (GES) tel que le méthane. Afin d'apporter un outil supplémentaire à la lutte contre le réchauffement climatique, il est nécessaire de les protéger mais également de mieux comprendre leur

fonctionnement face au piégeage du CO_2 dans un but d'optimisation de ce service écosystémique.

2.2 Définitions, origines, usages, rôles et gestion des mares et étangs

2.2.1 Mares et étangs : définitions

Forel (1904), définit les mares et étangs en opposition aux lacs ; Il s'agit alors de plans d'eau peu profonds dans lesquels il n'existe pas de zone aphotique. Ainsi, les plantes aquatiques peuvent généralement coloniser l'ensemble de l'étang. Concernant la morphométrie et selon De Meester et al. (2005), Il s'agit de plans d'eau peu profonds et de taille variant de 1 m^2 à environ 5 hectares. A propos de la profondeur, Oertli et al. (2000) définissent une profondeur maximale de 8 mètres pour les étangs. Ces définitions ne distinguent pas les deux termes que sont « mares » et « étangs », pour cela, les définitions proposées par Oertli et Frossard (2013) semblent les plus détaillées :

Etang : Surface d'eau stagnante d'une profondeur maximale de 8 m et d'une surface variant généralement de 5000 m^2 à 5 hectares mais pouvant atteindre plusieurs dizaines d'hectares dans certains cas.

Mare : « Se distingue de l'étang par sa superficie plus petite, comprise entre 1 m^2 et 5000 m^2. Sa profondeur est alors souvent inférieure à 2 m ».

L'ensemble de ces définitions concernent également les mares et étangs se situant dans un contexte urbain. Cependant, ceux-ci se distinguent généralement par « leur petite taille, leurs rives monotones et peu végétalisées, leur fort ombrage, leur fort degré d'artificialisation, une connectivité physique faible avec les autres milieux aquatiques, la présence de poissons ou de canards et leur environnement immédiat construit » (Oertli & Parris, 2019; Oertli et al., 2019). De plus, tout comme les plans d'eau moins urbanisés, la qualité de l'eau y est mauvaise et leur densité est élevée (Oertli et al., 2019).

2.2.2 Origines et usages des mares et étangs urbains

Les mares et étangs peuvent avoir des origines naturelles et anthropiques. Les origines naturelles sont multiples ; retrait des glaciers, dolines, glissement de terrain, ancien bras de cours d'eau, etc. (Oertli & Frossard, 2013). Quant aux origines anthropiques, elles sont liées aux usages du passé ou du présent (Oertli et Frossard, 2013). Dans un premier temps, créés pour répondre aux besoins en eau des populations, ils ont, ensuite, été construits pour des usages agricoles, industriels et paysagés. De nos jours, ils sont également créés pour produire des services écosystémiques (voir ch. 2.2.3) (EPCN, 2009). Les mares et étangs urbains sont dans la majorité des cas d'origine anthropiques. En Suisse, 80% des étangs résultent de l'activité humaine (Oertli, 2018). Dans un

contexte de dérèglement climatique, on assiste à la recrudescence des phénomènes de crue. Dans le but de palier à cela, de plus en plus de mares et étangs sous forme de bassin de rétention sont et seront créés au sein de l'environnement urbain. En plus de permettre une meilleure gestion des eaux, ces nouveaux plans d'eau, s'ils sont bien conçus et gérés, ont un grand potentiel afin de favoriser la biodiversité et de permettre le piégeage de carbone (Oertli, 2018).

2.2.3 Rôle et services écosystémiques

Les services écosystémiques sont les bénéfices que, notamment, les humains peuvent retirer d'un écosystème donné. Concernant les mares et étangs urbains, il s'agit, par exemple, de bassin de protection contre les crues et les incendies, de réserve d'eau, de bassin d'épuration des eaux, d'ilots de fraicheur, de puits de carbone et d'habitats pour la biodiversité. Ils produisent aussi des bénéfices socio-culturels et paysagés (Hill et al., 2018). Il est à noter qu'en milieu urbain, la concentration de CO_2 dans l'air peut être particulièrement élevée et l'optimisation du piégeage de carbone dans ce contexte est des plus pertinents.

2.2.4 Modalité de gestion et d'entretien des mares et étangs urbains

Les aspects sécuritaires et paysagés priment le plus souvent afin de définir les modalités de gestion et d'entretien des plans d'eau urbains. Cependant, l'aspect biodiversité tend à être plus fréquemment pris en compte dans la gestion, l'entretien et la création de nouvelles surfaces d'eau en milieu urbain. Pour cela, les recommandations dictées par les cantons suisses et autres professions de la nature influencent, de plus en plus, la gestion. Le manuel de gestion créé par Frossard et al. (2015) dans le canton de Genève identifie les « best-practices » dans le but de favoriser la biodiversité. Oertli & Parris (2019) proposent un cadre de gestion afin d'optimiser la biodiversité des étangs urbains. Dans ces divers documents de recommandations, les mesures concernant l'optimisation du piégeage de carbone ne sont généralement pas traitées.

2.3 Eléments d'écologie des mares et étangs

2.3.1 Fonctionnement écologique de l'écosystème étang

Comme tout écosystème, l'étang est « une unité fonctionnelle formée par un biotope et une biocénose, en constante interaction » (Tansley, 1935). La biocénose est caractérisée par l'ensemble des organismes vivant dans un biotope donné et dont la présence est influencée par leurs interactions, autrement dit par des facteurs biotiques ; Interactions intraspécifiques et interspécifiques, compétition, prédation et parasitisme (Ramade, 1994). La biocénose des mares et étangs est organisée en une chaine trophique dont le premier niveau est composé par les producteurs primaires. Le

deuxième niveau est représenté par les consommateurs primaires (herbivores et détritivores) suivi des consommateurs secondaires (prédateurs carnivores) (Oertli et Frossard, 2013). Le biotope, lui, est le support de cette biocénose et est caractérisé principalement par des facteurs abiotiques tels que la biogéographie, la morphométrie, le substrat, l'hydrologie et les paramètres physico-chimiques (Brönmark et Hansson, 2005). Le carbone utilisé par la photosynthèse et produit par la respiration influence le pH qui est sujet à des fluctuations nycthémérales importantes. Durant le jour, les plantes absorbent du CO_2 ce qui induit une augmentation du pH de l'eau. Durant la nuit, la respiration produit du CO_2 induisant une diminution de ce pH. La concentration en oxygène dissout est influencé par les mêmes procédés. Elle augmente durant le jour et diminue la nuit (Oertli et Frossard, 2013). L'oxygène dissout diminue également avec l'augmentation des températures. De fortes variations nycthémérales de la température se produisent du fait de la faible inertie thermique de ces plans d'eau de petite taille. Une stratification thermique peut être observée durant plusieurs jours et est plus marquée et persistante dans les étangs de plus grande taille. Celle-ci limite les échanges chimiques entre l'épilimnion et l'hypolimnion (Beat Oertli & Frossard, 2013). Outre l'effet de la lumière, la photosynthèse est également stimulée avec une augmentation des températures comme tous processus biochimique selon la loi de Van't Hoff (loi du Q10)[1](Barbault, 2008). Les processus abiotiques énoncés ne sont pas exhaustifs mais seront utiles dans la suite de l'étude. La lumière, la température et le niveau trophique sont les paramètres principaux influençant la productivité primaire. Dans la présente étude, l'accent est mis principalement sur l'un des éléments d'écologie des mares et étangs. Il s'agit de la productivité primaire (voir ch. 2.3.2). Bien que d'autres aspects écologiques tels que l'activité du zooplancton permettent d'expliquer le rôle de puits de carbone de ces plans d'eau, ce sont bien les producteurs primaires qui en sont les principaux acteurs.

2.3.2 Productivité primaire

La productivité primaire est l'accroissement de la biomasse ou la vitesse de production des **producteurs primaires** (Decourt, 1973). Dans les mares et étangs, ces derniers sont divisés en quatre compartiments que sont les algues épiphytes, les macrophytes, les algues filamenteuses, et le phytoplancton. L'étude porte sur les trois derniers compartiments énoncés.

[1] « Variation de la vitesse d'une réaction ou d'un processus biochimique pour une élévation de température de 10 °C » (Barbault, 2008).

Les macrophytes peuvent être définis par l'ensemble des plantes visibles à l'œil nu. Le terme macrophyte est couramment utilisé pour désigner les végétaux aquatiques (Oertli et Frossard, 2013). La figure 1 illustre la zonation typique des macrophytes rencontrées dans les étangs, selon la classification morphologique de Raunkiaer (1934).

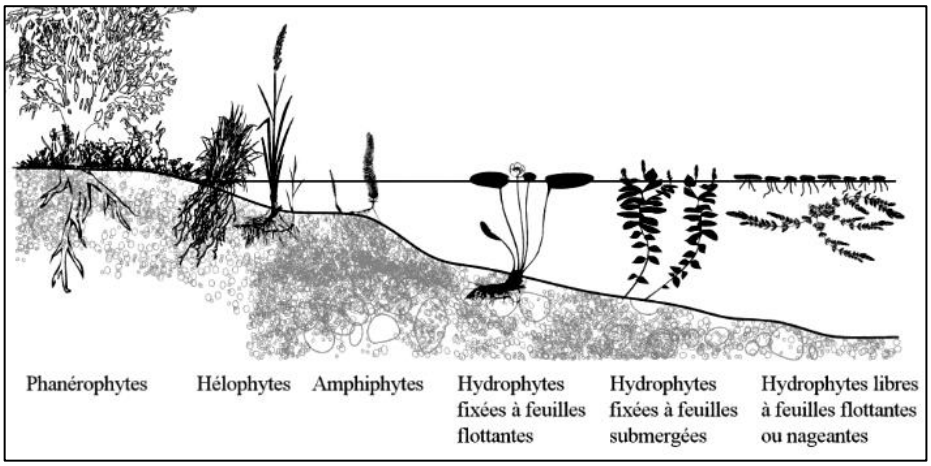


Figure 1: Zonation des macrophytes typiques d'un étang (*source : Oertli et Frossard (2013)*

Les hélophytes, amphiphytes et les hydrophytes sont tous dotés d'aérenchymes (espaces gazeux). Ils permettent la flottaison et l'apport d'oxygène et de CO_2 servant au processus de photosynthèse et de respiration (van der Valk, 2006). Bien que la reproduction puisse être sexuée, la reproduction asexuée est généralement plus efficace dans ces milieux. C'est le cas, par exemple, des roseaux (ex. *Phragmites australis*) qui grâce à leurs rhizomes peuvent former des peuplements denses et étendus (Brönmark & Hansson, 2005). « Les macrophytes sont la source majeur de production de carbone organique » (Beat Oertli & Frossard, 2013). Leur période de développement s'étend de mai à octobre avec un optimum de mi-juin à fin août (Palz et al., 1985).

Les algues filamenteuses sont des thallophytes cryptogames macroscopiques. Elles sont définies par le manque de racines (fixation par des crampons), de feuilles, de tiges et de fleurs. Elles possèdent de la chlorophylle *a* comme pigment photosynthétique et ont des organes reproducteurs non protégés (van der Valk, 2006). Elles diffèrent des algues microscopiques ou phytoplanctoniques de par leur taille et leurs longues chaînes de cellules qui ressemblent à des fils ou des filaments pouvant former des tapis denses et s'étendre sur toute la colonne d'eau. Du fait de leur pouvoir de prolifération (surtout dans des eaux hypertrophes), et leur forte activité photosynthétique, on constate une importante saturation en oxygène de l'eau lors de leur développement. A la fin de leur cycle de vie, le processus de décomposition consomme énormément d'oxygène, ce qui peut mener le plan d'eau à un état proche de l'anoxie (Oertli et Frossard, 2013). Sous nos climats, leur développement se déroule de mars à juillet (Sallenave, 2017).

Le phytoplancton « regroupe les organismes microscopiques (uni- ou pluricellulaire) photosynthétiques et non fixés » (Oertli et Frossard, 2013). Il est porté par le courant ou se dépose dans les sédiments. Il se retrouve également sur des végétaux et dans la litière (van der Valk, 2006). Les différentes espèces sont dotées de morphologies extrêmement variées. Au niveau taxonomique, sept groupes se distinguent selon, entre autres, leur composition chimique et leur type de pigment (Oertli et Frossard, 2013). Il s'agit des chlorophytes (algues vertes), des diatomées, des chrysophycées des euglénophytes, des dinophycées, des chyptophycées et des cyanobactéries. Les principaux groupes de phytoplancton peuvent être caractérisés le long de gradients de pH et de niveau trophique (Brönmark et Hansson, 2005). Le développement phytoplanctonique commence principalement au début du printemps. Il est surtout conditionné par la richesse en azote et en phosphore du milieu ainsi que par la prédation du zooplancton (Hasnaoui, et al., 2007). Dans des eaux eutrophes, de fortes concentrations, notamment en cyanobactéries ou en chlorophytes, peuvent être observées en début d'été (« bloom » estivaux). Ceci peut engendrer une diminution de la richesse et de la diversité des macrophytes. (Oertli et Frossard, 2013).

La production primaire (PP), autrement dit la production de biomasse végétale, est caractérisée par le processus de photosynthèse et de respiration. La **production primaire brute** (PPB) est l'énergie totale assimilée par les plantes lors de la photosynthèse. La réaction photosynthétique simplifiée est la suivante :

$$CO_2 + H_2O \rightarrow (CH_2O) + O_2$$

L'énergie nécessaire au processus provient de la lumière du soleil. Le CO_2 absorbé permet aux plantes de synthétiser, entre autres, le glucose ($C_6H_{12}O_6$) permettant leur croissance (Saugier, 1996). Durant la nuit, seule la respiration persiste. Elle consomme de l'oxygène et relâche du CO_2. La réaction de la respiration (R) est à l'inverse de la photosynthèse :

$$(CH_2O) + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$$

La photosynthèse permet d'accumuler de la matière organique et la respiration induit des pertes. La quantité réelle de biomasse accumulée par la plante est la **production primaire nette** (PPN) (PPN=PPB-R) (van der Valk, 2006).

Il est à noter que la production primaire peut être autochtone et allochtone. La production allochtone provient de la végétation non-aquatique tels que les feuilles mortes des arbres environnants. Elle est décomposée dans le milieu aquatique qui stocke le carbone assimilé dans l'eau et les sédiments. La PPN est souvent exprimée en poids de matière sèche sur une surface (ex. gMS m^{-2}) ou en équivalent carbone, la matière sèche végétale contenant de 45 à 50% de carbone organique (Saugier, 1996).

Les mares et étangs sont caractérisés par une forte productivité primaire. La densité de chaque producteur primaire est différente d'un étang à l'autre selon les paramètres abiotiques et biotiques rencontrés, notamment la teneur en nutriments souvent élevée dans les mares et étangs urbains (pollutions).

Du fait de leur très forte productivité et dans une moindre mesure, de par l'apport de matière organique (MO) allochtone, l'accumulation de MO dans les mares et étangs est importante. C'est cette **sédimentation** qui permet à ces plans d'eau de stocker le carbone et de jouer leur rôle de puits. Le phénomène **d'atterrissement** se déroule rapidement au sein de ces écosystèmes. Sans intervention humaine, ces milieux sont voués à évoluer, tout d'abord en marais puis en forêts (climax) (Oertli & Frossard, 2013).

2.4 Piégeage de carbone

2.4.1 Cycle du carbone dans les mares et étangs

Carbone inorganique : Le CO_2 est solubilisé dans l'eau et se transforme en acide carbonique (H_2CO_3), en bicarbonate (HCO_3^-) et en carbonate (CO_3^{2-}). Ces éléments sont en équilibre dynamique et influencent le pH. « Lorsque l'eau est plus acide (pH < 6,3), l'équilibre favorise le CO_2 dissous, alors que lorsque l'eau est plus basique (pH > 10,2), le carbonate domine. Quand le pH est intermédiaire (entre 6,3 et 10,2), l'équilibre favorise le bicarbonate » (Paquette, 2017). C'est le bicarbonate qui est le plus souvent majoritaire Oertli & Frossard, 2013). La figure 2 illustre le cycle du carbone dans un étang.

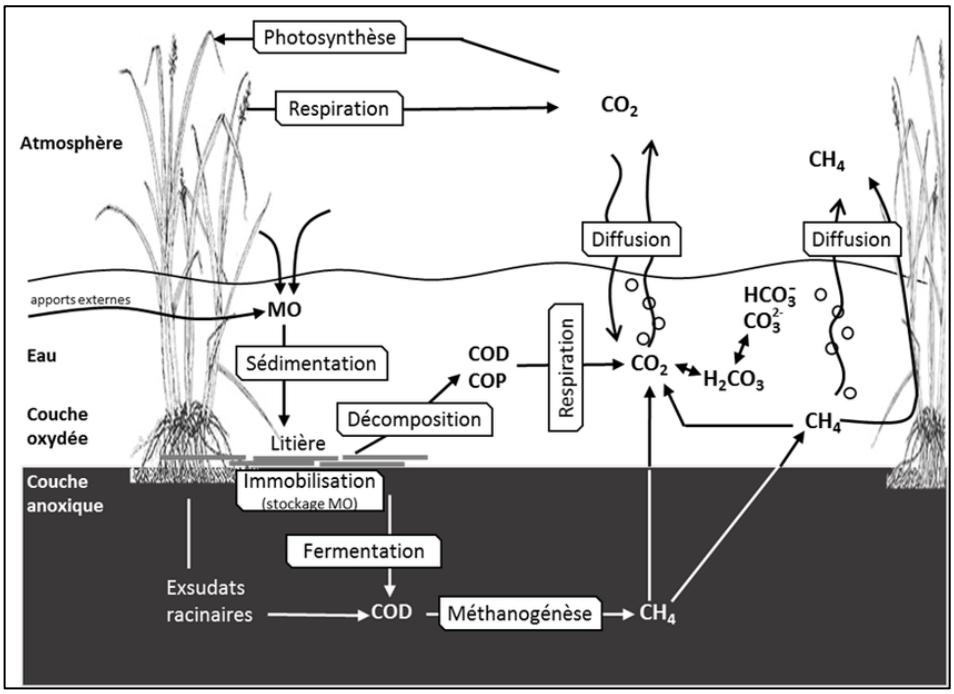


Figure 2: Représentation simplifiée du cycle du carbone dans une zone humide. (Source : Gayet et al., 2016)

Carbone organique (Corg) : Assimilé par la photosynthèse, il va être stocké dans la végétation, consommé par les herbivores et accumulé dans la matière organique morte. Les conditions anaérobies du milieu rendent plus lente l'activité de décomposition et de minéralisation la matière organique. De ce fait, une grande partie du Corg se dépose dans le sol, l'autre partie est consommée par les micro-organismes qui rejettent du CO_2 (Gayet et al., 2016).

Le carbone organique dilué (COD) est issu des produits du métabolisme microbien, des résidus organiques et de la litière fraîche soluble pouvant être minéralisés par les micro-organismes (Bolan et al., 2004). Le carbone organique particulaire (COP) est le Corg qui peut être contenu dans des particules en suspension microscopique tout comme dans la litière de plusieurs mètres de haut. *In fine*, le COP se décompose et s'intègre dans le COD. Le carbone organique total (COT) se compose donc du COD et du COP. Il est défini par la somme du carbone organique contenu dans les matières dissoutes et en suspension dans l'eau (Gauthier, 2009 ; van der Valk, 2006)

Les conditions anoxiques dans le substrat sont le siège de transformation tel que la méthanogenèse qui produit du méthane (CH_4), un puissant gaz à effet de serre aboutissant hors du plan d'eau (Gayet et al., 2016). Ces phénomènes sont traités plus en profondeur dans le chapitre 2.4.4 du présent travail.

2.4.2 Le piégeage de carbone par les producteurs primaire

Les macrophytes sont d'importants piégeurs de carbone. Selon Wetzel & Likens (2000), il s'agit des communautés végétales les plus productives sur terre. Les macrophytes usent de plusieurs stratégies pour assimiler le carbone (sous forme de CO_2 ou HCO_3^-). Les hélophytes, les amphiphytes et les hydrophytes à feuilles flottantes peuvent directement assimiler le CO_2 atmosphérique. Le CO_2 peut également être absorbé dans les sédiments, dépendamment de la morphologie racinaire des macrophytes. Pour finir, le carbone peut être assimilé sous forme de HCO_3^- dans l'eau. 50% des macrophytes utiliseraient cette stratégie couplée ou non avec l'absorption du CO_2 (Reitsema et al., 2018). L'inconvénient de l'utilisation du HCO_3^- au lieu du CO_2 est qu'elle implique un processus d'absorption coûteux en énergie, la productivité est donc moindre (Brönmark & Hansson, 2005). Les macrophytes peuvent, dans certains cas, stimuler la minéralisation du Corg en émettant certaines bactéries dans le sol provoquant une émission de carbone inorganique (Reitsema et al., 2018). Le stockage du Corg chez les macrophytes est le résultat d'un équilibre entre la production nette et la décomposition des plantes (Kvet et al., 2008).

Le tableau ci-dessous (tab.1) énonce des mesures de piégeage de carbone provenant de différentes études.

Tableau 1: Taux de piégeage de carbone par différents macrophytes selon plusieurs études

Sources	Stock de C [kgC m^{-2} a^{-1}]	Objet de l'étude	Localisation
Kvet et al. (2008)	0.26 - 0.6	Mesure du stock de C de *Phragmites australis* dans des plans d'eau avec différents niveaux trophiques	République Tchèque
Pal et al. (2017)	0.74 -1.74	La mesure la plus basse concerne des hydrophytes et la plus haute concerne des hélophytes	Inde – climat tropical
Means et al. (2015)	0.34 – 0.61	La mesure la plus basse concerne des milieux avec une plus haute richesse spécifique et la mesure la plus haute concerne des monocultures d'hélophytes.	Caroline du Nord (USA)
Lolu et al. (2018)	0.85	L'étude porte sur 12 macrophytes dont *Phragmites australis*.	Inde – climat continental

Les algues filamenteuses utilisent le CO_2 et le HCO_3^- pour procéder à la photosynthèse. Cependant, elles montrent une meilleure capacité à capter le HCO_3^-, leur donnant un avantage sur les plantes vasculaires. De ce fait et en fonction des conditions du milieu, elles peuvent se développer rapidement, proliférer et prendre le dessus sur les macrophytes (Kvet & Soukupova, 2002). Des études de terrain réalisées en République Tchèque (Kvet et Soukupova, 2002) informe de la production de biomasse en matière sèche (MS) par différentes espèces d'algues filamenteuses dont le genre *Spirogyra*. Le tableau 2 présente les résultats obtenus dans cette étude.

Tableau 2: Production de biomasse en matière sèche (MS) de trois genres d'algues filamenteuses sur une saison de végétation selon Kvet et Soukupova (2002)

Biomasse en MS [g m^{-2}]	Période d'observation
7-20	Début mai 1989
95	Début juin 1989
131	4 juillet 1989
147	14 juillet 1989
418 (Biomasse saisonnière maximale)	28 juillet 1989

Selon Cole et al., (2013), la proportion de carbone dans la biomasse des algues filamenteuses serait de 42 à 43%, laissant penser que la fixation du carbone par ces organismes ne serait pas négligeable. Cependant, les recherches bibliographiques concernant ce sujet ont mis en évidence le manque d'étude concernant le rôle des algues filamenteuses dans le piégeage de carbone. Cette hypothèse est étayée par Liu et al., (2019) qui avancent que « toutefois, il existe des lacunes considérables en matière de recherche dans des domaines tels que la charge en nutriments et en carbone ».

Le phytoplancton utilise le CO_2 pour réaliser la photosynthèse. Il assimile également d'autres éléments, principalement de l'azote (N) et du phosphore (P), qu'il associe au carbone pour former de la matière organique (sucre, amidon, cellulose) (Beat Oertli & Frossard, 2013). Le CO_2 libre n'étant qu'en faible concentration dans la colonne d'eau, les végétaux phytoplanctoniques ont développé un mécanisme de concentration du carbone ou *CO_2 Concentration Mechanism* (CCM) (Quéguiner, 2016). Il s'agit d'un mécanisme physiologique qui absorbe le HCO_3^- et le synthétise en CO_2 libre, au sein ou en dehors de la cellule, grâce à une enzyme (enzyme anhydrase carbonique). Le carbone peut ainsi être disponible pour le phytoplancton. Il y existe des disparités selon les différents groupes et espèces capables d'utiliser ce mécanisme. Cela avantage certaines espèces qui pourraient alors dominer les autres dépendamment de la concentration de CO_2 libre dans les eaux (Low-Décarie et al., 2014). Selon Low-Décarie & Bell (2014), l'augmentation des concentrations de dioxyde de carbone dans les eaux, favoriserait les chlorophytes au détriment des diatomées et des cyanobactéries. Oertli & Frossard (2013) suggèrent que les impacts du changement climatique favoriseront la dominance des communautés de chlorophytes et de cyanobactéries, du fait de leur bonne résistance au stress physique. Ces groupes, notamment les cyanobactéries, sont connus pour leur pouvoir de prolifération important et leurs émissions de toxines potentiellement mortelles pour la faune. Une étude menée en Allemagne par Brothers et al. (2013), démontre qu'un plan d'eau peu profond dominé par le phytoplancton est plus efficace en matière de piégeage de carbone qu'une surface d'eau similaire dominée par les macrophytes (fig.3, p.13). Ceci ne serait pas dû à une plus forte PPN mais à des conditions permettant une minéralisation du C moindre ce qui induit moins de perte de CO^2 dans l'atmosphère et plus de fixation de carbone dans les sédiments.

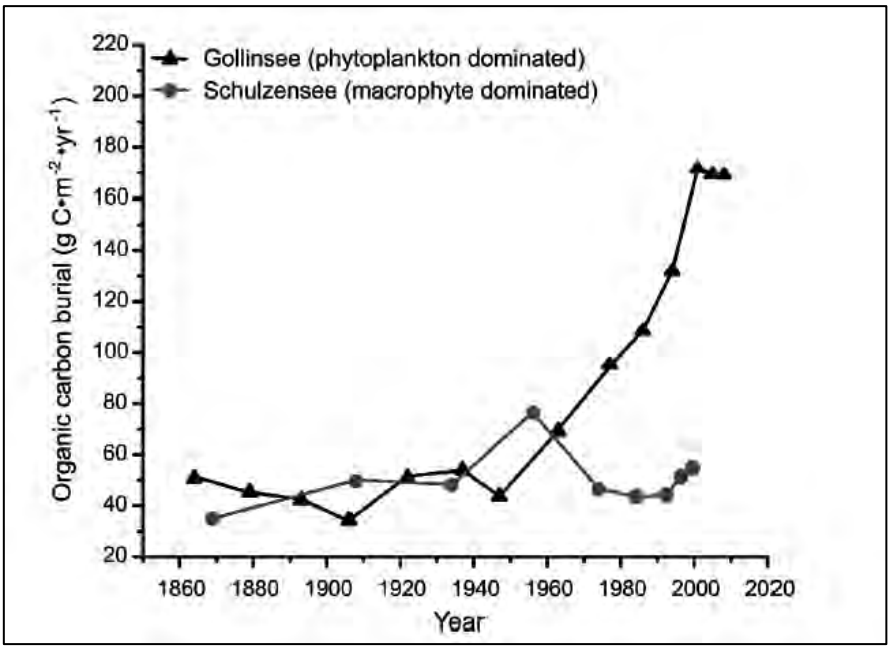


Figure 3: Changements historiques des taux d'enfouissement du carbone organique dans le Gollinsee dominé par le phytoplancton et le Schulzensee dominé par les macrophytes, déterminés à partir de carottes de sédiments datées. *(Sources : Brothers et al. 2013)*

2.4.3 Influence du niveau trophique

Le niveau trophique du plan d'eau détermine la richesse spécifique, le type et l'abondance des producteurs primaires présents. La PPN au sein d'un étang oligotrophe sera moindre que celle d'un étang eutrophe. Selon Rabalais (2004), l'eutrophisation est « l'augmentation du taux de production et d'accumulation du carbone dans un écosystème aquatique ».

L'étude de Kvet et al. (2008), portant sur une saison de végétation, a démontré que le roseau commun (*Phragmites australis*) piégeait plus ou moins de carbone selon le niveau trophique. Le tableau 3 présente les résultats de l'étude.

Tableau 3: Stock de carbone saisonnier chez *Phragmites australis* selon Kvet et al. (2008)

Niveaux trophique	Stock de carbone [Kg C m^{-2}]
Oligotrophique	0.26
Mésotrophique	0.41
Eutrophique	0.54
Hypereutrophique	0.68

La fixation de carbone augmente donc chez cet hélophyte si le niveau trophique augmente. Smith et al. (1999) ont défini l'eutrophisation comme étant « le processus par lequel les masses d'eau sont rendues plus eutrophiques par une augmentation de leur apport en nutriments. ». L'augmentation des concentrations des principaux nutriments que sont l'azote (N) et le phosphore (P), favorise le phytoplancton qui peut se retrouver

en forte proportion dans toute la colonne d'eau. Cette prolifération peut diminuer la quantité de lumière et d'oxygène dissouts dans les fonds et impacter fortement les populations d'hydrophytes (fig.4) (Pinay et al., 2014). Les conditions anoxiques dans le substrat favorisent également la méthanogenèse. Les étangs, puits de carbone, peuvent alors devenir une source de gaz à effet de serre (GES).

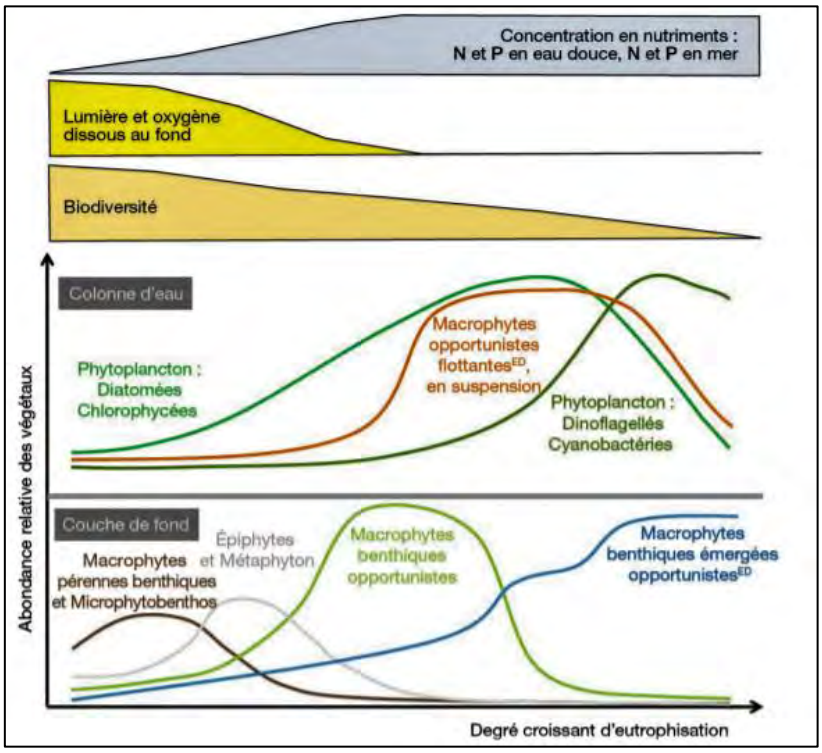


Figure 4: Effet de l'eutrophisation sur la végétation aquatique *(Source ; Pinay et al. 2018)*

2.4.4 Émission de gaz à effet de serre

Les mares et étangs sont également à l'origine d'émissions de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4) (Holgerson & Raymond, 2016). Les processus permettant un dégagement de CO_2 dans l'atmosphère proviennent principalement de la respiration autotrophe et de la dégradation du COD par les microorganismes. Ce phénomène est stimulé par des concentrations en oxygène suffisantes dans les eaux mais également par l'augmentation des températures. « La somme des quantités nettes de carbone absorbées ou émises permet de déterminer si le système se comporte comme un puits ou une source » (Gayet et al., 2016). Dans des conditions anoxiques et anaérobiques, notamment dans les sédiments, la matière organique est dégradée par des communautés bactériennes spécifiques. Plusieurs processus de dégradations de la MO ont lieu dont notamment la fermentation et la méthanogenèse (Marty et al., 1990). Ces différents types de dégradation produisent, entre autres, du dioxyde de carbone et du méthane émis ensuite dans l'atmosphère. L'étude de Peacock et al. (2019) menée en Suède, sur 40 étangs urbains, a montré que 28 d'entre eux étaient émetteurs de CO_2 et

que tous les étangs étaient source de méthane. Les mesures ont indiqué que les émissions de CH_4 étaient plus marquées dans les étangs présentant des niveaux trophiques élevés, que les 12 plans d'eau piégeant du CO_2 étaient marqués par une forte productivité primaire et que l'environnement urbain, source de pollution, accentuerait les émissions de GES des étangs. De plus, l'étude avance que la présence d'hélophytes aurait des effets positifs sur le piégeage de carbone (Peacock et al., 2019).

3. Matériel et méthode

3.1 *Site d'étude : le Lac des Vernes (Meyrin, GE)*

L'étude porte sur le Lac des Vernes à Meyrin (carte de situation en annexe 1). Créé en 2016 dans le but de réguler les crues du Nant d'Avril (affluent du Rhône), ce bassin de rétention remplit également des fonctions de valorisation du paysage, de lieu d'accueil du public et d'habitat pour la faune et la flore associée (Amann et al., 2018). L'étang est alimenté par les eaux pluviales de Meyrin et les eaux du réseau de chauffage du quartier des Vergers.

3.1.1 Paramètres descriptifs généraux

Commune : Meyrin (GE)	**Volume par temps sec :** 20'500 m3
Coordonnées : 46°14'09.9"N 6°04'25.3"E	**Volume lors de crues :** 48'000 m3
Altitude : 418.5 m	**Profondeur moy. :** -
Propriétaire : Commune de Meyrin	**Profondeur max. temps sec :** 1.9 m
Surface du plan d'eau min. : 1.9 ha	**Profondeur max. crues :** 3.2 m
Surface du plan d'eau max. : 2.5 ha	**Variation max. du niveau d'eau** : 1.20 m

3.1.2 Bassin versant

Le bassin versant du Lac des Vernes, d'une surface de 64 ha, est une fraction du bassin versant principal du Nant d'Avril (16,85 km2). Le plan d'eau est inscrit dans un contexte essentiellement urbain. Il est entouré par l'agglomération de Meyrin, la zone industrielle de Meyrin-Satigny (ZIMEYSA) et le CERN L'urbanisation de ce secteur a engendré un phénomène d'imperméabilisation du bassin versant s'élevant à 26% (SITG, 2020)

3.1.3 Milieux humides

Le bureau d'étude Atelier Nature Paysage, en charge des suivis biologiques du Lac des Vernes, a effectué une cartographie des milieux disponible en annexe 2. Le travail cartographique, réalisé en 2018, révèle une végétation encore jeune, issue de plantations et autres ensemencements. Plusieurs types de milieux humides ont été inventoriés ; Il s'agit de prairies humides, de roselières à massettes, à phragmites et à jonc, de végétation des eaux courantes et calmes. De manière générale, une bonne reprise de la végétation a été constatée (Amann et al., 2018). En 2019, un suivi photographique des algues filamenteuses a été réalisé démontrant une prolifération recouvrant l'entier de l'étang au début du mois de juin (Atelier Nature Paysage, 2019).

3.1.4 Physico-chimie de l'eau

Du fait des proliférations d'algues importantes, des analyses physico-chimiques ont été effectuées par HEPIA en 2019, à la demande de la commune de Meyrin. Trois points de prélèvement (fig.5) ont été investigués et sont décrits ci-dessous.

Ponton : les prélèvements ont été effectués depuis le ponton au Nord-Est du lac à une profondeur de plus de 30 cm.

Arrivée d'eau Cité : les prélèvements ont été effectués au niveau de l'arrivé des eaux pluviales de la commune de Meyrin, à une profondeur d'environ 30 cm. Avant d'être rejetées dans l'étang, ces eaux traversent un ouvrage de prétraitement afin de limiter l'apport de polluants dans le plan d'eau et le Nant d'Avril.

Arrivée d'eau ZI/CAD : les prélèvements ont été effectués au niveau de l'arrivée d'eau ZI/CAD à une profondeur d'environ 30 cm. En amont, ces eaux provenant initialement de la nappe d'accompagnement du Rhône, passent par le réseau d'eaux de refroidissement de la zone industrielle ZIMEYSA puis, une fois réchauffées, sont utilisées dans le réseau de chauffage du quartier des Vergers. Finalement, elles alimentent la rivière au Sud-Est du site aboutissant dans le Lac des Vernes.

Figure 5 : Localisation des points de prélèvement des mesures physico-chimques de l'eau du Lac des Vernes

Les résultats des campagnes de mesure des paramètres physico-chimiques sont présentés dans le tableau en page 16 (tab.4). Elles se sont déroulées du 12 mars 2019 au 24 septembre 2019 pour un total de 12 prélèvements.

Tableau 4: Paramètres physico-chimiques du Lac des Vernes, en 2019 (détails en annexe 3)

Pts de prélévement	Variable	Unité	Moy	Médiane	Min	Max
Ponton	Chlorophylle *a*	µg/L	4.5	2.1	0.3	17.3
Arrivée eaux Cité			6.7	1.8	0.8	21.4
Arrivée eaux ZI/CAD			6.2	0	0	29.1
Ponton	Cyanobactéries	µg/L	1.5	0.9	0	5.9
Arrivée eaux Cité			1.2	0.7	0.2	3.2
Arrivée eaux ZI/CAD			1.4	0	0	7.7
Ponton	Turbidité	FTU	9.5	5.4	3.3	41
Arrivée eaux Cité			5.6	4.9	3.1	12.8
Arrivée eaux ZI/CAD			3.6	3.7	1.7	5.3
Ponton	Conductivité	µS/cm	561	587	341	676
Arrivée eaux Cité			565	587	258	689
Arrivée eaux ZI/CAD			701	690	674	733
Ponton	Transparence (Snellen)	cm	>60	>60	>60	>60
Arrivée eaux Cité			51.3	>60	33.9	>60
Arrivée eaux ZI/CAD			>60	>60	>60	>60
Ponton	pH	-	7.54	7.50	7.06	8.55
Arrivée eaux Cité			7.23	7.24	6.80	7.86
Arrivée eaux ZI/CAD			6.92	6.96	6.56	7.20
Ponton	Température	°C	17.3	16.45	11.2	27.3
Arrivée eaux Cité			17.0	15.25	13.2	22.8
Arrivée eaux ZI/CAD			18.0	18.25	13.2	22.8
Ponton	Azote minéral	mg/L	2.87	3.02	1.95	3.41
Arrivée eaux Cité			3.16	3.06	2.12	4.10
Arrivée eaux ZI/CAD			4.18	4.35	3.43	4.76
Ponton	Phosphore total	mg/L	-	-	>0.05	0.06
Arrivée eaux Cité			-	-	>0.05	0.12
Arrivée eaux ZI/CAD			-	-	>0.05	0.56

Les concentrations de chlorophylle *a* (Chl *a*) mesurées aux points de prélèvement « Ponton » et « Arrivée d'eau Cité » indiquent un statut trophique intermédiaire qualifié de **méso-eutrophe**. Afin de déterminer le niveau trophique et la qualité physico-chimique de l'eau, les valeurs critiques (Max) sont retenues. Cependant, la valeur maximale de chl *a* de 29.1 µg/l (médiane de 0 µg/l) mesurée au niveau de l'arrivée d'eau d'u ZI/CAD, ne représente pas le statut trophique des eaux de l'étang mais celui des eaux de la rivière, bien que ces dernières aient une influence directe sur la qualité physico-chimique de l'eau du Lac des Vernes. L'état trophique peut être également déterminé par les concentrations en phosphore total et en azote minéral. Ces dernières doivent être mesurées idéalement en février. Au printemps et en été, les plantes et autres organismes utilisent ces éléments pour leur croissance. Les mesures de concentration durant la période estivales peuvent indiquer des teneurs en nutriments faibles et non représentatives du statut trophique réel (Oertli & Frossard, 2013). Cependant, les mesures réalisées en 2019 informent d'une concentration maximale de phosphore de l'ordre de 0.12 mg/l et de l'ordre de 4.1 mg/l pour l'azote minéral (« Arrivée d'eau cité »). Selon la DCE (Directive cadre européenne, 2000), la qualité de l'eau concernant l'azote minéral et le phosphore est « mauvaise » (voir fig.11, p .24) et indique un statut trophique qualifié d'**hypertrophe.** Les concentrations élevées d'azote constituent l'atteinte majeur du plan d'eau. De plus, les mesures de conductivité sont

élevées sur l'ensemble de l'étang et particulièrement au niveau des arrivées d'eau, notamment celle du ZI/CAD, indiquant un apport en polluants par les eaux de pluie et de chauffage. Les résultats détaillés des mesures faites en 2019 se trouvent à l'annexe 3

3.2 Démarche méthodologique

Dans le but d'atteindre les objectifs fixés par le présent travail, une méthodologie en trois grandes étapes a été réalisée. En premier lieu, un travail de terrain a été effectué (prospection du terrain, échantillonnage de la végétation, mesure des paramètres physico-chimiques), suivi d'un travail en laboratoire (mesure de la biomasse végétale et estimation de la quantité de carbone dans les échantillons). Pour finir, les mesures et les estimations effectuées ont été analysées et comparées entre elles et comparées aux données retrouvées dans la littérature. Ceci a permis de préciser le rôle de chaque type de producteurs primaires investigués et plus globalement du Lac des Vernes face au piégeage de carbone.

3.2.1 Méthode d'échantillonnage

3.2.1.1 Prospection du site ***et identification des espèces cibles de l'étude***

Une prospection du site d'étude a été réalisée en amont du travail d'échantillonnage (fin du mois de mai et début du mois de juin). Elle a permis de définir quelles espèces végétales aquatiques allaient être ciblées dans l'étude, d'apprécier l'état de la végétation à l'été 2020 ainsi que de débuter un dossier photographique. Les observations concernant l'état de la végétation en 2020 ont été retranscrites sous forme de notes ainsi que sur une orthophoto en format A3. Ce travail de prospection a permis une meilleure lecture du terrain, essentielle au déroulement d'une bonne stratégie d'échantillonnage (ex. identification des strates et des placettes de prélèvement).

3.2.1.2 Définition des strates ***d'échantillonnage*** *:*

L'objectif de l'étude n'étant pas axé sur la phytosociologie ou un inventaire précis de la végétation, le choix de la méthode s'est porté sur un échantillonnage aléatoire stratifié de la végétation aquatique. Ce travail de terrain a été effectué en vue de mesurer la biomasse puis le carbone piégé par les producteurs primaires investigués. Il est nécessaire de stratifier l'échantillonnage afin d'obtenir des données distinctes pour chaque groupe de végétaux aquatiques (Glèlè Kakaï et al., 2016). Afin de définir les strates, les données cartographiques existantes (orthophoto 2018 (20 cm, été), l'orthophoto 2019 (5cm) (SITG, 2020) et la carte des milieux 2018 (Atelier Nature Paysage, 2018) couplées aux observations sur le terrain ont permis de délimiter de

manière précise chaque polygone en y incluant l'état de la végétation à l'été 2020. De plus, des informations sur l'abondance, le recouvrement et les mesures de surfaces des différentes populations ont été récoltées. Il est à noter que chaque strate était majoritairement monospécifique. Une carte des strates a été créée sur le serveur SITG. Le choix de cet outil a été motivé par la mise à disposition récente de l'orthophoto 2019 (5cm), dotée d'une plus haute résolution, sur laquelle figure une végétation plus proche de l'état 2020. Seule la végétation comprise dans les surfaces en eaux (niveaux moyens des eaux) a été prise en compte. La carte des strates est disponible à l'annexe 4. Concernant les algues filamenteuses, aucune strate n'a été définie. En effet, la surface de recouvrement des algues varie au cours des mois, des semaines voire des jours. La définition d'une strate n'est donc pas pertinente. Cependant, le potentiel de recouvrement atteint 100% de la surface en eaux (= ensemble du lac sans les surfaces recouvertes par les hélophytes).

3.2.1.3 Travail de terrain

Les prélèvements des végétaux aquatiques se sont déroulés du 25 juin 2020 jusqu'au 14 juillet 2020 à hauteur de huit jours de terrain. Pour chaque prélèvement et relevé, les coordonnées GPS ont été enregistrées et toutes les données ont été retranscrites sur une feuille de relevé. Le protocole d'échantillonnage est inspiré du document « *Protocole détaillé du prélèvement de biomasse végétale en zone de rejet végétalisée »* réalisé par Guerreiro et al. (2015). Tous les prélèvements ont été placés dans des sacs plastique étiquetés. Les étiquettes renseignent des numéros de prélèvement et autres informations utiles qui permettent de renvoyer aux fiches de relevé. Ces dernières ont été également enregistrées en format Excel et sont disponibles pour chaque type de végétation en annexe. Une fiche de relevé par strate d'échantillonnage a été nécessaire. Une fois les échantillons mis en sacs, ils ont été apportés au laboratoire et mis dans des réfrigérateurs, si le séchage des végétaux ne se faisaient pas le jour même.

Echantillonnage des Macrophytes : Concernant les macrophytes, trois groupes ont été étudiés. Il s'agit des hélophytes, des hydrophytes fixées à feuilles flottantes et des hydrophytes à feuilles immergées. Six différentes espèces sont représentées au sein de ces groupes.

Concernant **les hélophytes**, la méthode d'échantillonnage a été de prélever dix individus par strate. Les trois différentes strates sont représentées par *Phragmites australis* (strate P)*, Typha latifolia* (strate T) et *Schoenoplectus lacustris* (strate S). Le choix des individus prélevés s'est fait selon trois critères ; l'individu doit être mature, sa taille (hauteur et diamètre) doit être représentative de l'ensemble des autres individus matures en présence et ses parties basales doivent être immergées. Les plantes ont été

prélevées à l'aide d'un sécateur. Les parties racinaires n'ont pas été échantillonnées. Puis, chaque plante a été mesurée (hauteur et diamètre) pour ensuite être découpée et mise dans des sacs poubelles préalablement étiquetés (fig.6). Le matériel d'échantillonnage nécessaire utilisé pour ce groupe se trouve en annexe 5

Figure 6: Echantillonnage d'un individu de *Phragmites australis* ; liste de matériel de gauche à droite : fiche de relevé et carnet de note, double mètre, sécateur, GPS, sac poubelle et ruban adhésif

Figure 7 : Strate 1N, Nymphaea alba

Concernant **les hydrophytes fixées à feuilles flottantes** (strate N), la strate se compose de deux espèces que sont *Nymphaea alba* (strate 1N, fig.7) et *Nuphar lutea* (strate 2N). Cinq feuilles et cinq fleurs ont été prélevées pour chaque espèce selon la même méthode que pour les hélophytes. Les végétaux ont été échantillonnés aléatoirement à l'aide d'un sécateur. Les parties racinaires n'ont pas été prélevées. Puis chaque échantillon a été mesuré (longueur du pétiole) puis placé dans des sacs poubelle préalablement étiquetés. Le matériel d'échantillonnage nécessaire utilisé pour ce groupe se trouve en annexe 5.

Afin de connaitre le nombre d'individus par m^2 et ainsi pouvoir estimer la productivité des hélophytes et des hydrophytes fixées à feuilles flottantes (unité de g m^{-2} a^{-1} de matière sèche ou de carbone), quinze quadrats (60x60cm) ont été comptabilisés dans chaque strate (nombre d'individus par quadrat). Ils ont été positionnés à au moins un mètre de la bordure de végétation. Les plantes comprises dans le quadrat mais dont les racines se trouvent en dehors n'ont pas été comptabilisées. Il est à noter que concernant *Phragmites australis* et *Typha latifolia*, les individus des années précédentes restés sur pieds n'ont pas été prélevés durant cette étude. Cependant, le nombre d'individus d'ancienne génération par quadrat a été comptabilisé. Concernant *Nuphar lutea* et *Nymphaea alba* seulement cinq fleurs et cinq feuilles ont été prélevées par espèces contrairement aux dix individus prélevés pour les hélophytes. Au vu du temps alloué pour cette étude et de la disponibilité du laboratoire, la priorité a été mise sur les

hélophytes matures, les autres espèces de macrophytes ainsi que sur les algues filamenteuses.

Pour **les hydrophytes fixées à feuilles submergées**, huit prélèvements ont été effectués par strate selon la méthode des quadrats. Celles-ci sont au nombre de deux et sont représentées par *Chara* sp (strate C). et *Potamogeton pusillus* aggr. (strtate PP). La végétation a été prélevée au sein de quadrats (40x40cm) à la main et à l'aide d'un râteau. Puis les échantillons ont été placés dans des sacs préalablement étiquetés (fig.8) Il est à noter que pour les deux espèces, il a été difficile de faire un échantillonnage précis du quadrat. La profondeur de certaines placettes ne permettait pas une bonne visibilité. Concernant *Potamogeton pusillus* aggr., seules les strates 3PP et 4PP ont permis d'effectuer un échantillonnage. Les autres strates PP étaient également composées d'algues et d'un grand nombre d'utriculaires (*Utricularia* sp.) ne permettant pas d'obtenir des échantillons facilement utilisables. Le matériel d'échantillonnage utilisé pour ce groupe se trouve en annexe 6.

Figure 8 : Echantillons d'hydrophytes submergées placés dans des sacs étiquettés

Echantillonnage des algues filamenteuses : Concernant les algues filamenteuses, la méthode des quadrats (40x40 cm) placés de manière aléatoire a été utilisée. Ils ont été positionnés là où la végétation était homogène et représentative. Afin d'atteindre la zone de prélèvement, une embarcation légère a été nécessaire (fig.9). Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un sécateur et à la main. Puis, les algues étaient essorées et placées dans des sacs préalablement étiquetés. Le matériel d'échantillonnage utilisé pour ce groupe se trouve en annexe 6.

Figure 9: Echantillonnage des algues filamenteuses ; échantillonnage par bateau (photo de gauche) et quadrats (40x40 cm) (photo de droite)

3.2.1.4 Mesure du phytoplancton

Le phytoplancton n'a pas été échantillonné à proprement parlé. Afin d'estimer la biomasse phytoplanctonique dans le Lac des Vernes, des mesures de concentration en chlorophylle *a* ont été effectuées à l'aide de deux sondes spectrofluorométriques mesurant la fluorescence algale, respectivement une sonde AlgaeTorch (mesures ponctuelles) et une sonde FluoroProbeIII (mesures continues) (bbe Moldaenke, Allemagne). La sonde FluoroProbe permet d'obtenir des valeurs de biomasse phytoplanctonique totale (µg/l chl *a*) et des valeurs pour plusieurs groupes taxonomiques (chlorophytes (algues vertes), diatomées, cryptophycées, cyanobactéries). L'AlgaeTorch permet d'obtenir des mesures de concentration en chlorophylle *a* et en cyanobactéries. Ces dernières ont été effectuées au nombre de 7, du 4 juin 2020 au 29 juillet 2020. La sonde FluoroProbe a permis de récolter des données en continu (une par heure) du 27 mai 2020 au 19 juillet 2020.

3.2.2 Mesures de la physico-chimie de l'eau

Afin d'avoir une vision d'ensemble des paramètres physico-chimiques de l'étang, des mesures complémentaires à celles effectuées par HEPIA ont été réalisées. Une sonde *Hanna*, utilisée à chaque sortie de terrain, a permis de récolter des données sur la température, la conductivité et le pH. Afin de mesurer les paramètres physico-chimiques en un temps T, c'est-à-dire lors des sorties sur le terrain, l'AlgaeTorch a été utilisée. En plus de donner des informations sur la chlorophylle *a* et les cyanobactéries, cette sonde a permis de mesurer la turbidité. La sonde FluroProbeIII a permis d'avoir des valeurs de température relevées en continu entre le 27 mai 2020 et le 19 juillet 2020 (fig.10).

Figure 10: Appareils de mesures physico-chimiques ; de gauche à droite : sonde Hanna (16 cm, 80 g), AlgaeTorch (50 cm, 1.3 kg), FluoroProbeIII (45 cm, 6.4 kg)

Les mesures du phosphore et de l'azote effectuées par HEPIA en laboratoire ont été rendues accessibles et ont permis de mieux caractériser la physico-chimie de l'eau du Lac des Vernes. Tout comme en 2019, les trois points de prélèvement « Ponton », « Arrivées d'eau Cité » et « arrivée d'eau ZI/CAD » ont été investigués en 2020.

Dans le but de caractériser le statut trophique de l'étang , la classification tirée de Oertli et Frossard (2013) a été utilisée (tab. 5).

Tableau 5: Classification du statut trophique du plan d'eau en fonction de la Chl *a* et du phosphore total selon Oertli & Frossard (2013)

	Statut trophique			
Variable	**Oligotrophe**	**Mésotrophe**	**Eutrophe**	**Hypertrophe**
Chl *a* (µg/L) (mai - septembre)	<2.5	2.5-8	25-75	>75
Ptot (mg/L) (février)	<0.01	0.01 - 0.035	0.035 - 0.1	>0.1

Afin de caractériser la plan d'eau par rapport aux concentrations en nutriments, la classification de la Directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne a été utilisée (Parlement Européen, 2000) (fig.11)

(mg/l)	Très bonne	Bonne	Moyen	Médiocre	Mauvais
Phosphates max.	< 0,01	0,01 à 0,02	0,02 à 0,03	0,03 à 0,05	> 0,05
Phosphore total max.	< 0,015	0,015 à 0,03	0,03 à 0,06	0,06 à 0,1	> 0,1
Azote minéral max. (Nitrates + Ammonium)	< 0,2	0,2 à 0,4	0,4 à 1	1 à 2	> 2
Transparence (moyenne estivale)	> 5 m	5 à 3,5 m	3,5 à 2 m	2 à 0,8 m	< 0,8 m

Classification DCE Plans d'eau par paramètres

Source : MEEDDAT, 2009

Figure 11: Classifications de la qualité physico-chimique de plan d'eau par paramètre en mg/l selon la Directive Cadre sur l'eau de l'Union Européenne (2000)

3.2.3 Mesure de la biomasse et estimation de la quantité de carbone

3.2.3.1 Préparation des échantillons

Au laboratoire, tous les échantillons de macrophytes et d'algues filamenteuses ont été travaillés séparément. Pour les hélophytes et les hydrophytes à feuilles flottantes, un nettoyage a été effectué à l'aide d'une brosse et d'eau, ce afin d'ôter tous débris n'appartenant pas à la plante. Les algues filamenteuses, les potamogétons et les characées ont été rincés afin d'ôter les sédiments. Ensuite, les échantillons ont été lavés dans des bacs de façon à extraire plus facilement, à l'aide de brucelles, les macroinvertébrés encore présents et les autres débris ou résidus n'appartenant pas à la plante. Pour finir, une essoreuse à salade a été utilisée afin d'enlever le surplus d'eau (fig 13).

Figure 13 : Préparation avant-séchage d'un prélèvement de *Potamogeton pusillus* aggr.

Suite au lavage, chaque prélèvement d'algues filamenteuses, de potamogétons et de characées a été placé dans des bacs en aluminium préalablement pesés. Concernant les hélophytes et les hydrophytes fixées à feuilles flottantes, chaque individu a été ouvert et découpé en morceaux d'environ 5 cm afin de faciliter le séchage (Guerreiro et al., 2015). Ils ont ensuite été placés dans des barquettes en aluminium préalablement pesées (fig.12).

Figure 12: Préparation avant-séchage d'un individu de *P.australis*

3.2.3.2 Séchage et quantification de la biomasse en matière sèche

Une fois remplis, les bacs de séchage ont été placés dans une étuve puis séchés à 105 °C jusqu'à la stabilisation du poids (environ 48h). Les bacs ont été régulièrement pesés. Cette opération a donné le poids des échantillons en matière sèche. Ces mesures couplées au nombre d'individus par quadrat et/ou aux données de surfaces ont permis d'obtenir des estimations de biomasse ou de productivité de matière sèche par m^2 pour les différents types de végétation (Cole et al., 2013). %. La productivité réelle des algues filamenteuses est plus importante que la biomasse calculée. En effet, la biomasse algale est soumise aux aléas climatiques (vent, chaleur et précipitation) et peut varier fortement au cours du mois, de la semaine voir même d'une seule journée. Une quantité non

négligeable d'algues sédimente au fond du plan d'eau et n'a pas pu être échantillonnée. Au vu du manque d'étude sur le sujet, une estimation grossière de la productivité des algues filamenteuses a été effectuée. Dans la présente étude, elle a été estimée telle que la productivité est égale à deux fois la biomasse calculée.

3.2.3.3 Préparation des sous-échantillon à la combustion

Les échantillons secs d'hydrophytes à feuilles flottantes ont été broyés à l'aide d'un mortier, les autres prélèvements séchés ont été broyés à l'aide d'un mixer et d'un pilon (fig.14). Le broyage des végétaux a permis d'obtenir une poudre fine idéale pour une bonne combustion. Par la suite, environ 10 g de chaque échantillon ont été transvasés dans des creusets de laboratoire préalablement pesés avec une balance de précision.

Figure 14: Broyage des échantillons d'hydrophytes à feuilles flottantes (à gauche) et de *T.latifolia* (à droite)

Durant l'opération de broyage, les sous-échantillons ont capté l'humidité de l'air et par conséquent leur poids a augmenté. Dans le but d'éliminer ce biais, les creusets ont été placés, le plus souvent une nuit, dans l'étuve à 105°. Le lendemain, ces derniers étaient repesés avec la même balance de précision (fig.15).

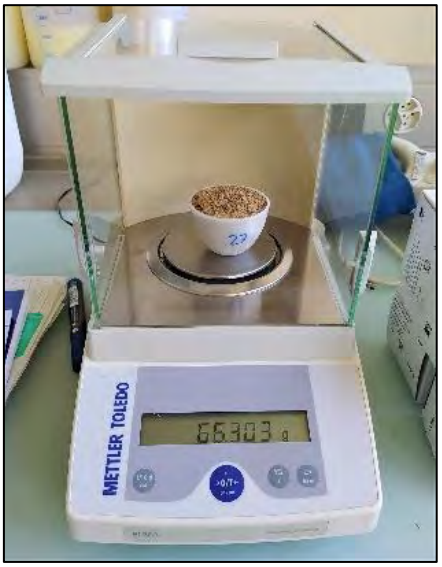


Figure 15 : Pesage d'un creuset

3.2.3.4 Combustion

Pour permettre la combustion, les creusets ont été mis dans un four à moufle pendant 4h à 550 °C. Une fois la calcination terminée, ils ont été placés dans un dessiccateur dans le but de les refroidir et d'éviter tout contact avec l'humidité de l'air (fig.16). Chaque échantillon a ensuite été pesé avec la même balance de précision afin d'éviter tout biais. Cette opération a permis d'obtenir le poids des cendres sans la matière organique. (Cole et al., 2013). Une liste du matériel nécessaire au travail en laboratoire se trouve en annexe 7.

Figure 16 : Four à moufle (à gauche), dessiccateur et creusets après combustion (à droite)

3.2.3.5 Mesure du carbone piégé par les macrophytes et les algues filamenteuses

En soustrayant le poids des cendres au poids de la matière sèche (MS) contenu dans le sous-échantillon (creuset avant combustion), cela a permis d'obtenir le poids sec sans les cendres, autrement dit, le **poids en matière organique (MO)** :

[Poids en MO = Poids en MS du sous-échantillon - Poids sec des cendres]

Cette opération a permis de connaitre le pourcentage de matière organique dans le sous-échantillon. Ce pourcentage est alors le même pour l'ensemble de l'échantillon. Dès lors, il a été possible de calculer le **poids en carbone (CO) dans un individu** ou un prélèvement.

Si l'on considère que le taux de carbone dans la matière organique est en moyenne de 45% (Kvet & Soukupova, 2002; Saugier, 1996), alors le calcul a été :

[Corg = MO x 0.45].

Pour les algues filamenteuses, les *Chara sp* et les *Potamogeton pusillus* aggr. Les quadrats étaient de 0.16 m^2 (40x40 cm). L'entièreté du quadrat a été prélevée et a permis d'obtenir des valeurs de **biomasse** exprimée en g C m^{-2}. Afin d'obtenir le poids en carbone organique au m^2, le calcul était le suivant :

[g C m^{-2} = Poids en carbone de l'échantillon x 6.25]

Concernant les hélophytes et les hydrophytes fixées à feuilles flottantes, la méthodologie d'échantillonnage a permis d'obtenir une estimation du poids de carbone produit en une année. Pour cela, la moyenne en poids de carbone par individu a été multipliée par le nombre d'individus trouvés dans chaque quadrat. Ces derniers avaient une dimension de 0.36 m2 (60x60 cm). Afin d'obtenir le poids en carbone organique au m^2 produit par année, le calcul était le suivant :

[g C m^{-2} a^{-1}= moyenne g C/individu x nbr individu/quadrat x 2.78]

La moyenne des résultats a permis d'estimer la quantité de carbone par m^2 sur une année pour les hélophytes et les hydrophytes fixées à feuilles flottantes, soit la **productivité** exprimée en g C m^{-2} a^{-1}. Il a ensuite été possible d'estimer la quantité totale de carbone stockée sur le Lac des Vernes par les végétaux étudiés. Les moyennes de poids de carbone trouvées au m^2 ont été multipliées par les surfaces couvertes par chaque type de végétation.

3.2.3.6 Estimation du carbone piégé par le phytoplancton

Le dosage de la chlorophylle *a*, effectué dans cette étude par les sondes AlgaeTorch et FluoroProbeIII, a été utilisé comme procédé rapide de mesure de la biomasse phytoplanctonique (Devaux & Lair, 1976). Afin d'estimer la quantité de carbone piégé par le phytoplancton dans le Lac des Vernes, une méthodologie basée sur deux études antérieures a été utilisée.

Rachiq (2003) indique que la biomasse en carbone du phytoplancton représente 12% du poids frais.
Manan et al. (2016) indique que la biomasse en carbone du phytoplancton représente 16% du poids frais pour les chlorophytes, 22% pour les cyanobactéries et 11% pour tout autre type de phytoplancton.

Le calcul utilisé afin d'estimer la biomasse en carbone organique du phytoplancton a été le suivant :

[(% de carbone x biomasse de poids frais de phytoplancton [µg Chl *a* L^{-1}])/100]

Ce calcul permet une estimation très grossière, et les résultats sont donc à nuancer. Les figures 17 et 18 en page 29 récapitulent toutes les étapes de laboratoire et de calculs.

Figure 17: Etapes du travail de laboratoire dans le but de quantifier la biomasse et la productivité en matière sèche et de mesurer le carbone contenu dans la végétation aquatique étudiée

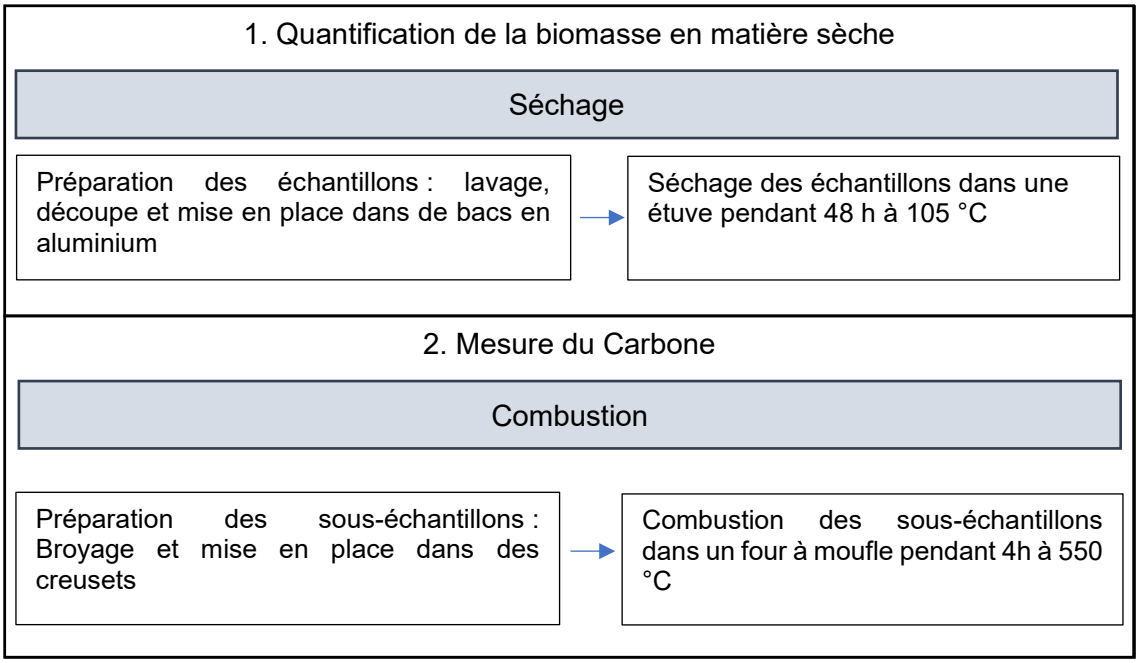
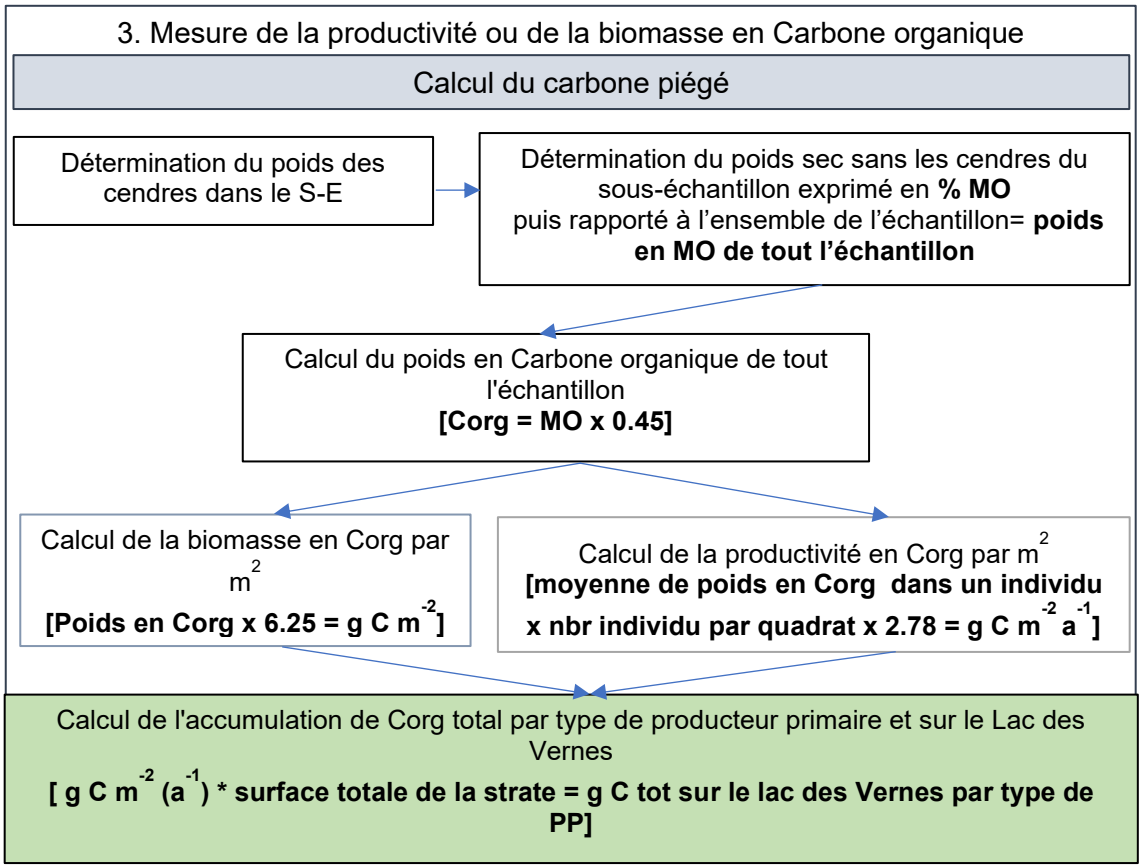


Figure 18 : Etapes du travail de calcul dans le but d'estimer la biomasse et la productivité en en carbone organique piégé par la végétation aquatique étudiée



4. Résultats

4.1 Physico-chimie des eaux du Lac des vernes

Le tableau 6 expose la synthèse des mesures physico-chimiques de l'eau du Lac des vernes. Les mesures ont été effectuées du 4 juin 2020 au 29 juillet 2020, au nombre de sept par points de prélèvement. Ces derniers sont les mêmes que pour les campagnes de mesures réalisées en 2019 (voir ch. 3.1.4).

Tableau 6: Résultats des sept campagnes de mesures physico-chimiques de l'eau du Lac des Vernes en 2020, entre 4 juin 2020 et le 29 juillet 2020 (détails en annexe 8)

Pts de prélèvement	Variable	Unité	Médiane	Min	Max
Ponton	Chlorophylle *a*	µg/L	3.2	0.5	6.2
Arrivée eaux Cité			4.6	1.1	9.5
Arrivée eaux ZI/CAD			0	0	0.8
Ponton	Cyanobactéries	µg/L	1.2	0.2	4.4
Arrivée eaux Cité			1	0.6	1.6
Arrivée eaux ZI/CAD			0	0	0.8
Ponton	Turbidité	FTU	5.1	3.2	85.9
Arrivée eaux Cité			5.8	2.9	11
Arrivée eaux ZI/CAD			4.1	2.5	6.2
Ponton	Conductivité	µs/cm	632	355	658
Arrivée eaux Cité			648	294	668
Arrivée eaux ZI/CAD			691	662	700
Ponton	Transparence (Snellen)	cm	>60	41	>60
Arrivée eaux Cité			>60	41	>60
Arrivée eaux ZI/CAD			>60	>60	>60
Ponton	pH	-	7.30	7.13	7.54
Arrivée eaux Cité			7.35	6.93	7.48
Arrivée eaux ZI/CAD			7.13	6.74	7.29
Ponton	Température	°C	22.5	18	23.5
Arrivée eaux Cité			21.4	17.2	23.2
Arrivée eaux ZI/CAD			17.5	16.4	19.6

Le tableau 7 présente la synthèse des mesures physico-chimiques de l'eau du Lac des Vernes réalisée du 27 mai 2020 au 19 juillet 2020 par la sonde FluroProbe III. 1'261 valeurs ont été enregistrées à la fréquence d'une mesure par heure.

Tableau 7: Résultats de la campagne de mesures physico-chimiques de l'eau du Lac des Vernes obtenus avec la sonde FluoroProbe III en 2020, entre 27 mai 2020 et 19 juillet 2020 (mesures horaires en continu)

Pts de prélèvement	Variable	Unité	Médiane	Min	Max
Bouée-sonde FluoroProbe III	Chlorophylle *a*	µg/l	2.27	0.08	18.11
	Cyanobactérie	µg/l	0.25	0	6.3
	Température	°C	17.09	14.65	21.97

Le tableau 8 présente les concentrations en azote total (Ntot) et en phosphore total (Ptot) mesurées aux différents points de prélèvement. Les dosages ont été faits en laboratoire par HEPIA. Deux échantillonnages par points de prélèvement ont été réalisés le 17 juin 2020 et le 14 juillet 2020.

Tableau 8: Concentrations en azote total et en phosphore total de l'eau du Lac des Vernes le 17 juin 2020 et 14 juillet 2020

	Ntot avec Hach (mg/L)			Ptot avec Hach (mg/L)
Pts de prélèvement	**Médiane**	**Min**	**Max**	**Médiane/Min/max**
Ponton	3.02	2.51	3.53	<0.05
Arrivée cité	2.87	2.11	3.63	<0.05
Arrivée ZI/CAD	4.74	4.59	4.88	<0.05

Les mesures de concentration en phosphore n'ont pas été prises en compte pour caractériser le statut trophique de l'étang. Comme mentionné précédemment, les dosages (Ptot) réalisés en été ne sont pas fiables quant à la définition du niveau trophique réel de l'étang. les valeurs maximales de chlorophylle *a*, mesurées aux points de prélèvements « Ponton », « Arrivée d'eau Cité » et « Bouée - sonde FluoroProbeIII » puis les concentration en azote ont alors permis de caractériser l'état trophique des eaux du Lac des Vernes.

La valeur maximale en Chl *a* a été mesurée le 19 juillet 2020 par la sonde FluoroProbeIII. Elle est de 18.11 µg/L Chl *a*. La qualification du statut trophique par rapport à la Chl *a* indique des eaux méso-eutrophe (Oertli et al., 2017). La transparence mesurée au tube de Snellen indique une valeur minimale de 41 cm et une médiane de >60 cm, cohérente avec la concentration en Chl *a*. La concentration maximale en cyanobactéries (maximum de 6.3 µg/L) peut être qualifiée de basse et ne présente pas de danger pour la faune (Graham et al., 2009). Concernant la turbidité, la valeur maximale de 85.9 FTU semble erronée en comparaison aux données des deux années de mesures (2019-2020). En ôtant cette donnée, la valeur maximale de turbidité est de 11 FTU pour une médiane de 4.5 FTU et peut-être qualifiée de basse (Williams, 2006). Les médianes de pH sont de 7.3 pour le point de prélèvement « Ponton » et de 7.35 pour « Arrivée d'eau Cité ». Le Lac des Vernes possède alors une eau alcaline proche de la neutralité

Les températures sont en moyenne de 21°C aux points de prélèvement « Ponton » (médiane de 22.5°C) et « Arrivé d'eau Cité » (médiane de 21.4°C). Les eaux en provenance de l'arrivée d'eau ZI/CAD sont légèrement plus fraiches avec une médiane de 17.5°C. C'est également le cas de la médiane de température retrouvée au point de prélèvement « Bouée - sonde FluoroProbeIII ». Elle s'élève à 17.1 °C. L'emplacement de la sonde se trouve proche du point de prélèvement « Ponton » (30 cm de profondeur) mais à environ 3m de profondeur.

Les valeurs de conductivité sont élevées pour l'ensemble des points de prélèvement. La médiane est de 632 µs/cm pour le ponton et de 648 µs/cm pour l'arrivée d'eau Cité. La classification proposée par Oertli & Frossard (2013) permet de caractériser la conductivité du plan d'eau comme étant forte (limites de la classe « forte » : 400 à 800 µs/cm)[2]. Elle s'élève à 691 µs/cm avec un maximum de 700 µs/cm pour l'arrivée d'eau ZI/CAD. Ces gammes de valeurs indiquent une pollution des eaux du Lac des Vernes.

Le dosage du phosphore en laboratoire n'a pas permis d'obtenir des valeurs précises du fait de la méthode utilisée. La plage de mesure du réactif « HACH » opère pour des valeurs allant de 0.05 mg/L à 1.5 mg/L. Cependant, le dosage réalisé informe d'une concentration en phosphore totale inférieur à 0.5 mg/L.

Le dosage de l'azote total, quant à lui, indique des valeurs extrêmement élevées bien que réalisées en été. Elles correspondent à des eaux hautement voire extrêmement enrichies en azote. La valeur la plus élevé est à nouveau retrouvée au point de prélèvement « Arrivé d'eau ZI/CAD » avec une médiane de 4.7 mg/L Ntot et un maximum de 4.88 mg/L Ntot. Les médianes des points de prélèvement « Ponton » et « Arrivée d'eau Cité » sont légèrement moins élevées avec respectivement 3.02 mg/L Ntot (max 3.53mg/L) et 2.87 mg/L Ntot (max 3.63mg/L) mais indiquent toujours des eaux hautement enrichies en azote et démontrent une pollution. Brönmark & Hansson (2005) classe les lacs et les étangs selon deux typologies que sont « plupart des plans d'eau » allant de 0.004 mg/L à 1.5 mg/L d'azote total et « plans d'eau pollué » allant de 1.5 mg/L à 5 mg/L d'azote total. Le Lac des Vernes est alors un plan d'eau pollué. Selon la DCE (Directive cadre européenne, 2000) (voir fig.11, p.24), la qualité de l'eau par rapport à l'azote minérale est classée comme mauvaise (>2mg/L Nmin) avec un maximum de 2.7 mg/L pour le ponton, 3.1 mg/L pour l'arrivée Cité et 3.4mg/L pour l'arrivé ZI/CAD. Les valeurs maximales ont été observées le 14 juillet 2020. Cette atteinte provient en partie des deux arrivées d'eau alimentant l'étang. Les eaux provenant de l'arrivée ZI/CAD sont préalablement pompée dans la nappe d'accompagnant du Rhône, particulièrement chargée en azote. Le contexte urbain influence également fortement la qualité des eaux. En effet, la charge en azote peut augmenter avec notamment les eaux de ruissellement « polluées » aboutissant dans l'étang. Il est à noter que tout comme les valeurs Ptot, les concentrations en azote total devraient être mesurées en hiver et ce pour les mêmes raisons (mobilisation de l'azote par les végétaux en été). Dans l'évaluation globale de la qualité de l'eau, le principe du paramètre déclassant est appliqué pour l'attribution d'une classe d'état. En clair, l'état est déterminé par le paramètre qui présente la plus mauvaise

[2] Classification des valeurs de conductivité (µs/cm) selon Oertli &Frossard (2013) :
très faible (<25), faible (<100), moyenne (100 à 400), forte (400 à 800), très élevée (>800)

qualité. Ici, c'est donc l'azote qui détermine la qualité globale de l'eau, qui est alors « mauvaise » (la plus mauvaise des 5 classes de qualité définies par la DCE pour les plans d'eau). Le statut trophique de l'étang, tout comme en 2019, peut alors être qualifié d'**hypertrophe.** L'annexe 8 présente les détails des campagnes de mesures des paramètres physico-chimiques pour l'année 2020.

4.1 Résultats des mesures de biomasse, de productivité et de l'estimation du carbone piégé

Le tableau 9 présente une synthèse des résultats des mesures de biomasse et de productivité en matière sèche ainsi que l'estimation du carbone piégé par les macrophytes et les algues filamenteuses. Les résultats pour chaque groupe d'espèces végétales aquatiques ainsi pour le phytoplancton sont commentés dans les chapitres suivants.

Tableau 9 : Résultats des mesures de biomasse de productivité ainsi que de l'estimation du carbone piégé par la végétation aquatique investiguée au Lac de Vernes en 2020.

Espèces	Productivité (g MS m^{-2} a^{-1})	Biomasse (g MS m^{-2})	Poids en Corg d'un individu (g C)	Productivité en Corg (g C m^{-2} a^{-1})	Biomasse en Corg (g C m^{-2})	Surface des strates (m2)	Poids en Corg total de la strate (kg C)
Phragmites australis	5'536 (±1'505)	-	19 (±4)	2'307 (±627)	-	1'604	3'701
Typha latifolia	3'946 (±1'036)	-	50 (±4)	1'634 (±429)	-	3'617	5'910
Schoenoplectus lacustris	3'106 (±565)	-	4 (±0.3)	1'315 (±239)	-	214	281
Nymphaea alba	560 (±154)	-	1 (±0.3) /3 (±1)*	208 (±57)	-	46	9
Nuphar lutea	359 (±58)	-	1 (±0.5)/4 (±0.5)*	132 (±21)	-	95	12
Chara sp.	-	1'336 (±317)	-	-	166 (±43)	419	70
Potamogeton pusillus aggr.	-	68 (±32)	-	-	22 (±11)	618	13
Algues filamenteuses	902 ±.231**	451 (±116)	-	121 (±36)**	60 (±18)	13'000	551 / 1'101**

Groupe d'espèces : = Hélophytes = Hydrophytes fixées à feuilles flottantes = Hydrophytes fixées à feuilles submergées

* Les résultats de la rubrique « Poids en Corg d'un individu » concernant *Nuphar lutea* et *Nymphaea alba* représentent le poids en carbone organique contenu respectivement dans une fleur avec son pétiole puis dans une feuille avec son pétiole.

** La productivité en MS et en Corg des algues filamenteuses résulte d'une estimation. Les détails de cette estimation se trouve au chapitre. 3.2.3.2.

4.2 Biomasse et productivité de matière sèche

Du fait de méthodologies d'échantillonnage différentes, les unités obtenues lors des calculs ne sont pas les mêmes (g MS m^{-2} a^{-1} et g MS m^{-2}). La méthodologie utilisée pour les hélophytes (*P. australis*, *T. latifolia* et *S. lacustris*), les hydrophytes fixées à feuilles flottantes (*N. alba* et *N. lutea*) et les algues filamenteuses a permis d'obtenir une estimation de la productivité potentielle maximum de chaque espèce exprimée en g MS m^{-2} a^{-1}. La méthodologie utilisée pour les hydrophytes à feuilles submergées (*Chara* sp. et *P. pusillus* aggr.) a permis de quantifier la biomasse de chaque espèce exprimée en g MS m^{-2}. Les producteurs primaires étudiés sur le Lac des Vernes semblent posséder une forte productivité excepté *Potamogeton pusillus* aggr. Les valeurs moyennes de biomasse d'algues filamenteuses calculées durant cette étude sont de 451±115.5 g MS m^{-2}. Dans la présente étude, la productivité estimée est égale à deux fois la biomasse calculée. Les valeurs exprimées en g MS m^{-2} a^{-1} seraient alors de 902 ±.231. Il s'agit d'une estimation grossière, ce résultat est donc à nuancer. L'annexe 9 présente le détail des calculs concernant la production de matière sèche sur la Lac des vernes en 2020.

Les fiches de relevé permettent d'obtenir des informations complémentaires et utiles à une meilleure compréhension de la végétation en place tels que la taille et le diamètre de chaque individu ainsi que le coefficient d'abondance dominance de Braun-Blanquet pour chaque strate (Braun-Blanquet & Pavillard, 1928). Les fiches pour *Phragmites australis*, *Typha latifolia, Schoenoplectus lacustris,* les hydrophytes à feuilles flottantes, *Chara* sp., *Potamogeton pusillus* aggr. et les algues filamenteuses se trouvent respectivement de l'annexe 11 à 17.

4.3 Carbone organique accumulé par les macrophytes

Le potentiel de piégeage de carbone au m^2 pour chaque type de producteur primaire étudié dépend du poids moyen en carbone mesuré par individu (hélophytes et hydrophytes fixées à feuilles flottantes) ou par quadrat prélevé (hydrophytes fixées à feuilles immergées et algues filamenteuses) mais également de la densité de population. Dans les chapitres suivants (ch. 4.3.1 - 4.3.3), les données sur les densités d'individus retrouvés au m^2 ont été intégrées aux résultats du carbone accumulé. Ceci permet, entre autres, de comprendre pourquoi une espèce peut être plus efficace qu'une autre en matière de piégeage de carbone.

4.3.1 Carbone accumulé par les hélophytes

La densité de population la plus élevée a été retrouvée dans les strates composées de populations monospécifiques de *Schoenplectus lacustris* (Code strate 1S et 2S ; voir Carte des strates, annexe 4). Le poids moyen en carbone par individu était cependant bien moindre que pour les deux autres types de végétaux. Les résultats étaient représentatifs de la morphologie de chaque espèce (poids en MS, taille et diamètre). Au sein des strates composées de *Typha latifolia* (code strate T) et de *Phragmites australis* (code strate P), d'autres groupes d'espèces pouvaient être ponctuellement retrouvés tels que des cypéracées (autres que *Schoenoplectus lacustris*). Cependant, les populations étudiées restaient majoritairement monospécifiques et denses. Le tableau 10 synthétise les résultats de densité de population obtenus pour les trois espèces d'hélophytes étudiées.

Tableau 10 : Quantification de la densité d'individus par m2 pour les trois espèces d'hélophytes investiguées sur le Lac des Vernes en 2020

Espèces	Nbr d'individu m^{-2}
Phragmites australis	67 à 172
Typha latifolia	19 à 44
Schoenoplectus lacustris	197 à 394

Parmi les hélophytes, *Phragmites australis* était l'espèce la plus productive en termes d'accumulation de carbone (tab.9). Il a permis de stocker 2.3±0.62 kg C m^{-2} a^{-1}. C'est presque deux fois l'accumulation réalisée par *Typha latifolia* (1.6±0.42 kg C m^{-2} a^{-1}) ou *Schoenoplectus lacustris* (1.3±0.23 kg C m^{-2} a^{-1}). Les valeurs estimées concernant *Typha latifolia* et *Schoenoplectus lacustris* différaient d'environ 300g C m^{-2} a^{-1}. *T.*latifolia, bien qu'accumulant plus de carbone par individu, bénéficiait d'une densité de population moindre que *S.lacustris.* Les deux valeurs étaient alors proches. Bien que *P.australis* ait accumulé plus de carbone par m^2, la surface de recouvrement du Lac des Vernes par *T.latifolia* était plus importante (*T. latifolia* : 3617 m^2 , *P.australis* : 1604 m^2, *S.lacustris* : 214 m^2). Si l'on considère le poids de carbone organique total accumulé sur une année au Lac des Vernes, c'est donc *l'ensemble de la population de T.latifolia* qui en stockait le plus (5'910 kg C a^{-1}), suivi de *P.australis* (3'701 kg C a^{-1}) puis *S.lacustris* (281 kg C a^{-1}). Le carbone organique contenu dans les individus d'anciennes générations n'a pas été calculé dans la présente étude. Cependant, la densité par quadrat a été comptabilisée. Ces informations sont disponibles en annexe 10.

4.3.2 Carbone organique accumulé par les hydrophytes fixées à feuilles flottantes

Afin d'obtenir des résultats à la surface, la densité d'hydrophytes à feuilles flottantes n'a pas été calculée à partir du nombre d'individu mais à partir du nombre de feuilles et de fleurs présentes dans les quadrats (60 x 60 cm). Les deux espèces d'hydrophytes à feuilles flottantes investiguées sont *Nuphar lutea* et *Nymphaea alba*. Le tableau 11 synthétise les densités de feuilles et de fleurs retrouvées au m^2 pour ces deux espèces.

Tableau 11 : Quantification de la densité de feuilles et de fleurs par m^2 pour les deux espèces d'hydrophytes à feuilles flottantes investiguées sur le Lac des Vernes en 2020

Espèces	Nbr feuilles m^{-2}	Nbr fleurs m^{-2}
N.lutea	25 à 39	4-11
N. alba	28 à 111	4-11

Parmi les deux types d'hydrophytes à feuilles flottantes étudiés, *N.alba* (208 (±57) g C m^{-2} a^{-1}) était plus efficace en matière de piégeage de carbone que *N.lutea* (132 (±21) g C m^{-2} a^{-1}). En effet, bien que la moyenne de poids en Corg par individu ait été légèrement moins importante que celle de *N.lutea* la densité de feuilles la plus élevée a été retrouvée dans la strate composée de *N.alba*. Les surfaces de recouvrement des deux espèces étaient faibles. Les hydrophytes à feuilles flottantes ont participé dans une moindre mesure à l'accumulation totale de carbone organique sur la Lac de Vernes (*N.alba :* 9kg C a^{-1} et *N.lutea :* 12kg C a^{-1}). Les fleurs de *N.lutea* et de *N.alba* avaient des moyennes de productivité proche. Le nombre de fleurs retrouvées au mètre carré était le même.

4.3.3 Carbone organique accumulé par les hydrophytes fixées à feuilles submergées

Les résultats obtenus pour les hydrophytes à feuilles submergées, ainsi que tous les autres types de végétation traités dans les chapitres suivants, sont exprimés et g C m^{-2}. Ils représentent non plus la productivité mais la biomasse. Pour les hydrophytes à feuilles immergées, notamment *P.pusillus* aggr., la définition des surfaces réelles de recouvrement a été plus compliquée que pour les autres groupes d'espèces. En effet, les herbiers de Potamogétons étaient très épars. De plus, certains herbiers ont pu être omis du fait d'une mauvaise visibilité du fond du plan d'eau, dépendamment de l'emplacement et de la profondeur. Pour estimer la surface réelle composée des herbiers, de Characées et de potamogétons, le taux de recouvrement de chaque sous-strate a été défini. Le tableau 12 synthétise les résultats de cette estimation

Tableau 12 : Estimation des surfaces et du taux de recouvrement de *P.pusillus* aggr. et de *Chara* sp. sur le Lac des Vernes en 2020

***P.pusillus* aggr.**		
Strate n°	**Recouvrement**	**Surface (m2)**
1PP	15%	231
2PP	30%	42
3PP	10%	359
4PP	10%	2387
5PP	30%	987
	Total m^2	**618**

***Chara* sp.**		
Strate n°	**Recouvrement**	**Surface (m2)**
1C	70%	30
2C	75%	531
	Total m^2	**419**

Bien que minoritaire en termes de surface, les strates composées de Characées avaient un taux de recouvrement élevé. À l'intérieur même des quadrats échantillonnés, il approchait les 100% contre environ 50% pour *P.pusillus* aggr. Plusieurs sous-strates de Potamogétons étaient plus denses (1PP, 2PP et 5PP, cartes des strates annexe 4) mais recouvertes d'autres espèces d'hydrophytes telles que les Utriculaires. Le potentiel de piégeage de carbone est alors potentiellement plus élevé dans ces strates. La biomasse exprimée en g MS m^{-2} est bien plus importante pour *Chara* sp.. Sur le Lac des Vernes, les Characées (166.6 (±43) g C m^{-2}).sont plus efficaces que les Potamogétons (22 (±11) g C m^{-2}) en matière d'accumulation de carbone au m^2. C'est aussi le cas concernant l'accumulation total de carbone.

4.4 Carbone organique accumulé par les algues filamenteuses

Lors du prélèvement des algues filamenteuses (12 juillet 2020), leur taux de recouvrement sur le Lac des Vernes était de 30%. Dans le but d'estimer le poids total de carbone organique accumulé par les algues sur le Lac des Vernes, le recouvrement maximal observé en 2020 a été intégré au calcul. Il était de 70%. La surface potentiellement colonisable était de 1,3 ha. La surface réelle recouverte par les algues tait alors de 9'100 m^2.

La biomasse de carbone par m^2 séquestrée par les algues filamenteuses était de 60(±18) g C m^{-2} a^{-1} pour un poids total de carbone accumulé 551 kg C (tab. 9, fig. 22). Si l'on considère l'estimation de la productivité, Les chiffres s'élèveraient à 121±36 g C m^{-2} a^{-1} pour un poids total de carbone accumulé d'environ 1'101 kg C a^{-1} (tab. 9, fig. 23). Les algues filamenteuses auraient stocké donc plus de carbone que tous les macrophytes, excepté *T.latifolia* (5'910 kg C a^{-1}) et *P.lacustris* (3'701 kg C a^{-1}). Il est à noter que le recouvrement des algues sur le Lac des Vernes varie d'une année à l'autre. Il en est alors de même pour la productivité. En 2019, le taux de recouvrement a atteint 95% soit environ 1.2 ha. En considérant l'estimation de la productivité en 2020, le poids total de carbone accumulé en 2019 aurait pu atteindre 1'452 kg C a^{-1}. La figure 19 illustre

l'évolution du taux de recouvrement en 2019 pour une période allant du 12 mars au 24 septembre 2019. La figure 20 illustre l'évolution du taux de recouvrement en 2020 pour une période allant du 4 juin au 5 août 2020

Le taux de recouvrement des algues filamenteuses a diminué par rapport à l'année 2019.

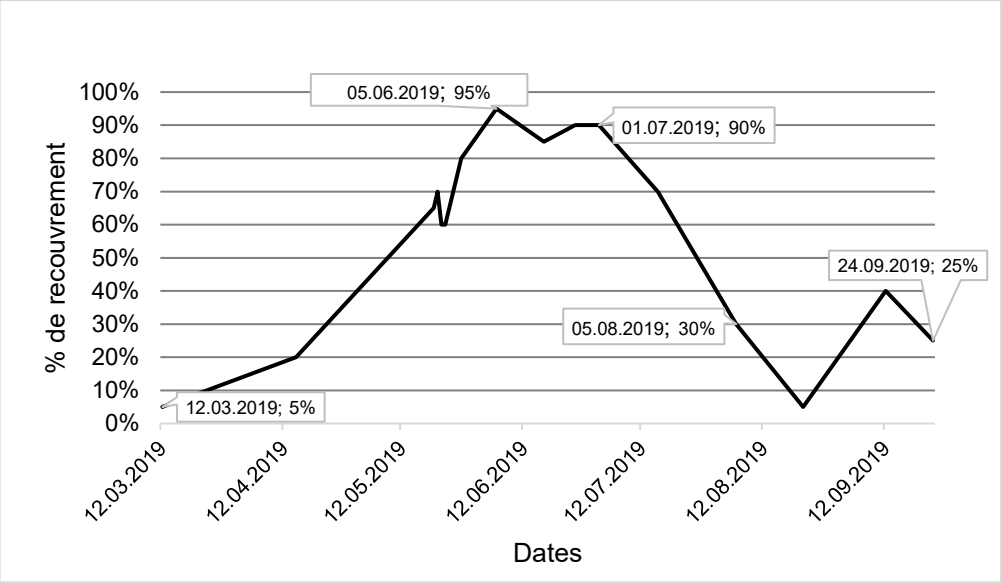


Figure 19 : Evolution du recouvrement des algues filamenteuses sur le Lac des Vernes en 2019 (mesures effectuées par HEPIA)

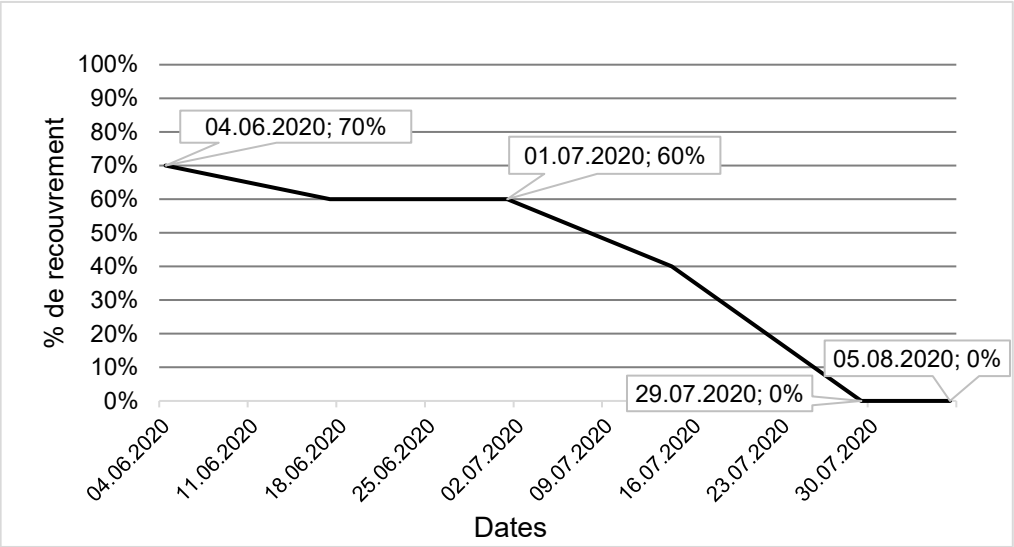


Figure 20 : Evolution du recouvrement des algues filamenteuses sur le Lac des Vernes en 2020

Depuis le 29 juillet 2020, il se trouvait à 0%. L'observation a été confirmée le 5 août. Le Lac de Vernes, créé en 2016, est un milieu aquatique jeune qui tend à fortement évoluer. Les résultats présentés ci-dessus illustrent donc l'état actuel de la productivité en carbone organique. Dans les années à venir, ces estimations peuvent s'avérer obsolètes.

4.5 Carbone organique accumulé par le phytoplancton

En comparaison avec la sonde AlgaeTorch (7 mesures ponctuelles), les données récoltées à l'aide de la sonde FluoroProbe III (mesures en continu du 27 mai au 19 juillet 2020) ont permis d'avoir une meilleure vision de l'évolution des concentrations phytoplanctoniques sur une journée ainsi que sur l'ensemble de la période d'étude. L'activité phytoplanctonique a généralement atteint son maximum en fin d'après-midi (±16h). Afin de définir la biomasse phytoplanctonique, les valeurs maximales de chaque journée de mesures ont été rassemblées et présentées sur la figure 20. En estimant que le poids de carbone contenu dans le phytoplancton est égale à 12% de son poids frais (Rachiq, 2003), il a été possible d'estimer la biomasse de carbone piégé par le phytoplancton aux heures de pics de photosynthèse. La figure 21 montre l'évolution diachronique de la biomasse et du piégeage de carbone par le phytoplancton (fig. 20). Les résultats sont issus des 53 mesures faites du 27 mai au 19 juillet 2020. La biomasse moyenne était alors de 6.07 (+/- 3.83) µg L^{-1} et le piégeage de carbone moyen était de 0.73 (+/- 0.46) µg C L^{-1}.

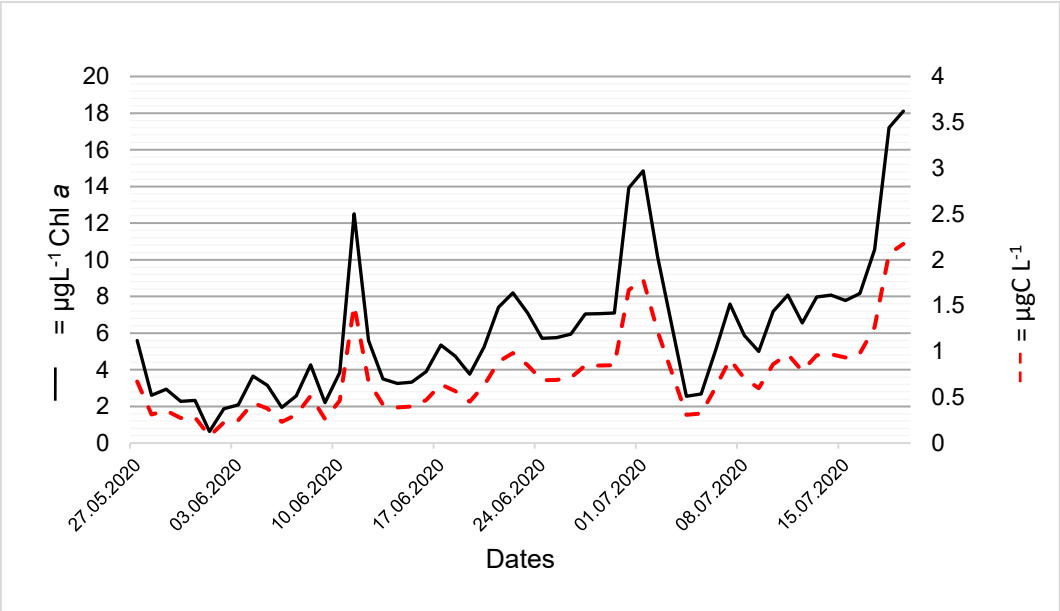


Figure 21: Evolution diachronique de la biomasse phytoplanctonique maximale journalière exprimée en µg L^{-1} Chl *a* et estimation du carbone piégé par le phytoplancton exprimé en µgC L^{-1} du 27 mai au 19 juillet 2020

L'évolution de la biomasse phytoplanctonique sur la durée de l'étude montre une augmentation progressive des concentrations de mai à juillet, pour atteindre un pic à 18.11 µg L^{-1} Chl *a* le dernier jour de mesure (19juillet 2020). La concentration mesurée le 29.07 à 10h00 par la sonde AlgaeTorche est de 8.3 µg L^{-1} et est cohérente avec la progression de la courbe. La capacité du phytoplancton à piéger le carbone organique semblait être à son maximum en mi-juillet, du moins sur la durée de l'étude. En effet, les mesures doivent avoir lieu sur toute la période de végétation afin d'avoir des résultats et

un suivi complet de l'évolution des concentrations de Chl *a*. Il est à noter que selon Das Graças Silva (2014), les concentrations obtenues grâce à la sonde FluoroProbe peuvent avoir été sous-estimées, plus la concentration de chlorophylle *a* est élevée plus la sonde va sous-estimer la valeur réelle.

Les estimations de piégeage de carbone sont basées sur le pourcentage de Corg dans le phytoplancton. Ces données sont tirées d'autres études. Afin d'avoir des données fiables et représentatives de la biomasse phytoplanctonique réelle du Lac des Vernes, de plus amples recherches dont des mesures en laboratoire devraient être effectuées. Ceci permettrait par exemple d'estimer de manière plus précise, la productivité, autrement dit le poids en carbone total piégé par le phytoplancton sur toute la période de végétation. Le détail des résultats concernant les mesures faites par la sonde FluoroProbe se trouve en annexe 18.

4.6 Synthèse : comparaison des quantités de carbone accumulées par les différents types de végétation

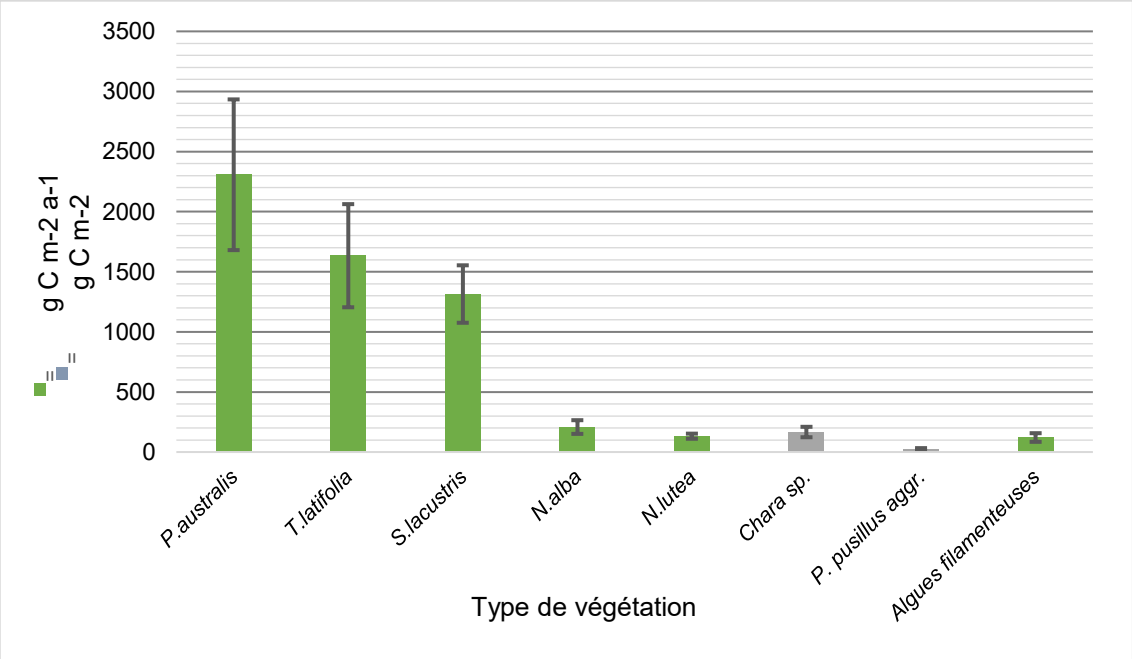


Figure 22 : Rôle de chaque population de producteurs primaires dans l'accumulation totale du carbone sur le Lac des Vernes en 2020 (détail des valeurs en annexe 21)

La figure 22 compare les valeurs de carbone piégé au m^2 par les différents types de végétation investigués. Ce sont donc les hélophytes et plus particulièrement *P.australis* qui étaient les plus efficaces, du fait notamment de l'importante biomasse aérienne et du taux de matière organique dans la MS élevé. Pour les hélophytes, il était en moyenne de 93% contre 84% pour les hydrophytes à feuilles flottantes, 70% pour *P.pusillus* aggr., 28% pour *Chara* sp. et 30% pour les algues filamenteuses. En effet, plus le taux de

matière organique dans le végétal est grand, plus il y aura de carbone organique piégé. Le détail des pourcentages de MO par espèce ainsi que le détail des calculs de biomasse et de productivité en carbone organique se trouvent en annexe 20.

P.pusillus aggr. était l'espèce piégeant le moins de carbone au m^2. Concernant les algues filamenteuses, le graphique présente l'estimation de productivité exprimée en g C m^{-2} a^{-1}. L'efficacité des algues filamenteuses en matière de piégeage de carbone est alors plus grande que *P.pusillus* aggr. et se rapproche de celle des hydrophytes fixées à feuilles flottantes. Concernant le phytoplancton, les valeurs mesurées n'ont pas permis d'obtenir la productivité de carbone sur une année, l'étude de Ansermet (2020), indique que le phytoplancton peut piéger entre 183 g C m^{-2} a^{-1} et 1659 g C m^{-2}. Les mesures ont été réalisées dans des mares méso-eutrophes. Cette indication démontre le rôle prépondérant du phytoplancton dans le piégeage de carbone.

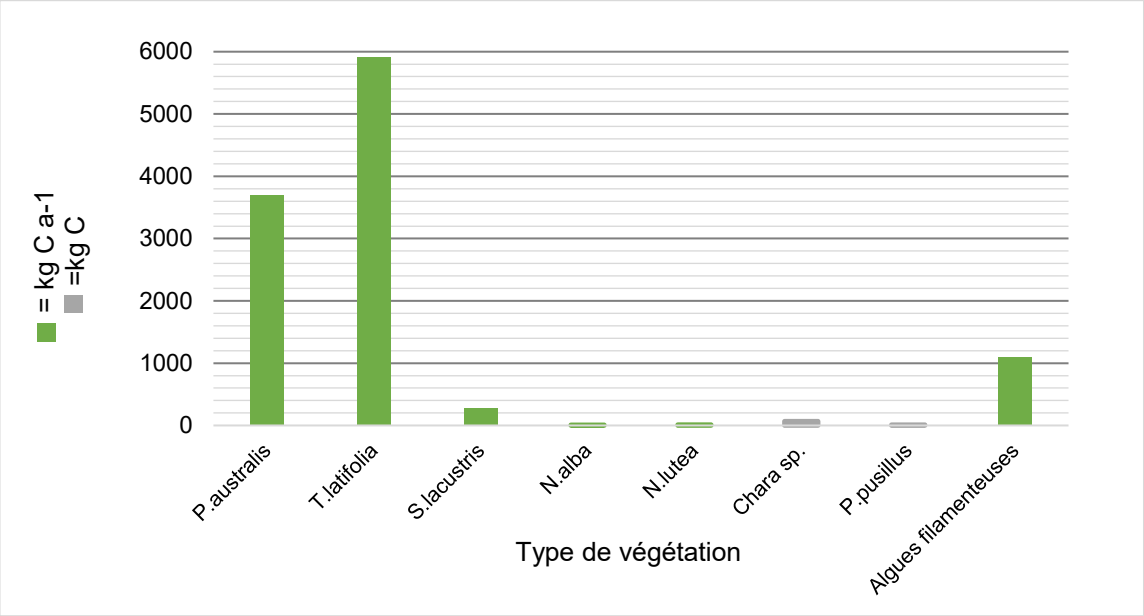


Figure 23: Piégeage de carbone en 2020 par les différents types de producteurs primaires du Lac des Vernes exprimé en g C m^{-2} a^{-1} pour les hélophytes, les hydrophytes à feuilles flottantes et les algues filamenteuses et en g C m^{-2} pour les hydrophytes submergées

La figure 23 compare le rôle de chaque population de producteurs primaires dans l'accumulation total du carbone sur le Lac des Vernes. En 2020, le poids total de carbone accumulé par l'ensemble des végétaux étudiés était de 11'097 kg C, la population ayant permis de stocker le plus de carbone organique sur le Lac des Vernes était *T.latifolia* (5'910 kg C a^{-1}). Cette espèce recouvrait la plus grande surface parmi tous les types de végétation investigués et sa productivité était élevée. Avec 3'701 kg C a^{-1}, c'est *P.australis* qui suivait.

Toutes les autres espèces de macrophytes n'apportaient qu'une petite contribution en comparaison à ces deux espèces d'hélophytes. Les algues filamenteuses, recouvrant une importante surface de l'étang, ont permis de piéger 1'101 kg C a^{-1} selon l'estimation de la productivité. Leur contribution au piégeage de carbone était plus importante que *S.lacustris, N.alba, N.lutea, Chara* sp. et *P.pusillus* aggr. réunis (385 kg C). C'est également le cas si l'on considère uniquement la biomasse en carbone mesurée dans les algues filamenteuses. Elle s'élevait à 551 kg C. Dans la présente étude, la biomasse de carbone de *P.pusillus* et *chara* sp. a été considéré comme étant plus ou moins égale à la production des végétaux sur une année (productivité).

Selon Ansermet (2020), si l'on prend en compte la surface du Lac des Vernes qui est d'environ 2ha, le phytoplancton pourrait permettre d'accumuler un total d'au moins 3'600 kg C a^{-1} à 33'180 kg C a^{-1}. Ces chiffres ne sont pas intégrés au graphique (fig.22) du fait du caractère imprécis de l'estimation. De plus, les valeurs de Chlorophylle *a* mesurées montrent que le compartiment phytoplanctonique du Lac des Vernes n'est pour l'instant pas autant développé.

4.7 Mise en perspective du bilan carbone du Lac des Vernes

Dans la présente étude, seule une partie de la végétation aquatique du Lac des Vernes a été étudiée. De plus, l'échantillonnage concernait uniquement la biomasse aérienne (« above-ground ») des hélophytes et des hydrophytes à feuilles flottantes, dont le système racinaire et les rhizomes peuvent avoir d'importantes dimensions. Les valeurs de piégeage de carbone pour l'ensemble de l'étang sont par conséquent en dessous des valeurs réelles. Il est à noter également qu'une partie des végétaux va être décomposée dans le milieu aquatique (environ 50%) ce qui va émettre du CO_2 ou du méthane.

La surface totale des strates investiguées était de 19'725 m^2 et le poids total de carbone accumulé sur tout le Lac des Vernes par l'ensemble des végétaux étudiés était de 11'097 kg C. Pour l'année 2020, la productivité en carbone pour l'ensemble du Lac des Vernes, exprimée par m2, serait alors de **563 g C m^{-2} a^{-1}**.

Afin de mettre en perspective le Lac des Vernes par rapport à d'autres écosystèmes, le tableau 13 (page 45) présente des résultats de piégeage de carbone par année selon différents auteurs. Il est à noter que les valeurs provenant d'autres études constituent, pour la plupart, des estimations plus complètes du piégeage de carbone par les différents milieux indiqués et prennent en compte toutes les espèces présentes au sein de l'écosystème étudié.

Tableau 13: Comparaison entre le potentiel de piégeage de Corg par le Lac des Vernes et d'autres écosystèmes (valeurs de g C m^{-2} a^{-1} selon plusieurs études)

Type de milieu	Emplacement géographique	Piégeage de Corg (g C m^{-2} a^{-1})	Auteurs
Lac des Vernes	Meyrin (GE)	563	Cette étude
Mare hypertrophe	USA	2000 (148-17'000)	Cité par Downing et al. (2008)
Mares créées artificiellement (1 m^2 ; profondeur de 30 cm)	UK Northumberland	142 (de 79 à 247)	Cité par Taylor S., et al. (2019)
Etangs piscicoles (aquaculture)	Divers	+/- 140	Cité par Taylor et al., (2019)
Etang urbain (4600 m^2 prof. : 2 m) (un seul étang étudié)	Pays-Bas (Malden)	29	Cité par van Bergen et al. (2019)
Marais (bas-marais et tourbières)	Divers	31	Cité par Downing et al. (2008)
Lac méso-eutrophe #	Divers	18	Cité par Downing et al. (2008)
Forêts	Zone boréale	4.9	Cité par Downing et al. (2008)
Forêts	Zone tempérée	4.2	Cité par Downing et al. (2008)
Prairies tempérées	Divers	2.2	Cité par Downing et al. (2008)

Le piégeage de Carbone au Lac des Vernes est donc comparable à celui d'une mare hypertrophe. L'étang est 130 fois plus efficace qu'une forêt tempérée et 30 fois plus qu'un lac méso-eutrophe tel que le Lac Léman en matière de séquestration de carbone au m^2. La partie genevoise du Lac Léman est de 36.7 km2, il pourrait alors accumuler au total 606'600 kg C a^{-1} soit seulement 60 fois plus que le Lac des Vernes alors que sa surface est 1'800 fois plus grande.

5. Discussion

Rôle de la végétation dans le piégeage de carbone au Lac des Vernes :

Le Lac des Vernes est un étang hypertrophe dont la production primaire est dominée premièrement par les hélophytes puis les algues filamenteuses, suivis des hydrophytes. Les concentrations de phytoplanctoniques ne sont pas élevées et traduisent de la dominance des autres types de producteurs primaires notamment des macrophytes. En 2020, parmi les types de végétation étudiés, les espèces qui ont produit le plus de biomasse et ont permis de piéger la part la plus importante de carbone, au m^2 ainsi que sur l'ensemble de l'étang, étaient la massette à larges feuilles (*T.latifolia*) et le roseau commun (*P.australis)*.

Dans cette étude, l'apport de la biomasse souterraine au piégeage du Corg n'a pas été mesuré. Selon Coops et al. (1996), le ratio entre biomasse racinaire et biomasse aérienne (= biomasse aérienne / biomasse racinaire) de *P.australis* et de *S.lacustris*, pour une profondeur d'eau de 50 cm, est respectivement de 2.3 (±0.13) et de 0.84 (±0.12). Au Lac des Vernes, la biomasse racinaire de *P.australis* pourrait atteindre 2'407 g MS m^{-2}. Le potentiel d'accumulation de carbone est donc en réalité plus élevé. De plus, l'ensemble de la végétation aquatique n'a pas été investigué. Cela suggère que le Lac des Vernes permettrait de piéger bien plus de carbone que l'estimation de **563 g C m^{-2} a^{-1}**.

Parmi les hydrophytes à feuilles submergées, *P.pusillus* est peu productif du fait d'une faible surface et d'un recouvrement ne dépassant pas les 30%. Les hydrophytes de manière générale semblent s'établir proche des rives et dans les lagunes, là où les algues filamenteuses sont moins présentes. Du fait du recouvrement important de la surface en eau par les algues, la lumière atteint difficilement le fond du plan d'eau. De plus, les algues ont sédimenté et recouvert le fond. Tous ces éléments ne permettent pas un bon développement des Potamogétons et des Characées. Les herbiers d'hydrophytes à feuilles submergées, en plus d'offrir des habitats spécifiques pour les invertébrés, ont un bon potentiel en matière de piégeage de carbone notamment *Chara* sp. Selon l'estimation effectuée dans cette étude, *Chara* sp. avait une productivité en Corg (g C m^{-2} a^{-1}) plus élevée que les algues filamenteuses. Bien que la capacité de *P. pusillus* à piéger le carbone était faible, l'espèce jouit d'un fort potentiel de par le taux de matière organique élevé qu'il renferme. Des herbiers plus denses et un recouvrement plus élevé permettrait donc un taux piégeage de carbone non négligeable. Concernant les algues filamenteuses, l'estimation effectuée dans cette étude reste grossière. En effet, afin d'obtenir des valeurs de productivité plus précises et ainsi mieux définir leur rôle dans l'accumulation total du carbone dans le Lac des Vernes, de plus amples

recherches devraient être effectuées. Il faudrait notamment estimer combien de g MS m^{-2} sédimentent au fond de l'étang et ce pour toute la période de végétation. Après *P.australis* et *T. latifolia*, les algues filamenteuses sont le type de producteur primaire qui ont permis d'accumuler les plus de carbone (kg C a^{-1}) en 2020. Bien que leur présence nuit au bon développement des autres types de végétation aquatique et qu'elles influent sur la qualité physico-chimique de l'eau (anoxie du plan d'eau lors de la décomposition), leur rôle a été prépondérant dans le piégeage de carbone sur le Lac des Vernes. Cette situation tend à évoluer du fait du caractère dynamique du milieu.

Les résultats relatifs au phytoplancton sont partiels quant à la détermination de leur rôle dans le piégeage de carbone. Cependant, les données récoltées ont permis de connaitre les jours où la capacité du phytoplancton à piéger le Corg était optimal. Selon l'estimation d'Ansermet (2020), le compartiment phytoplanctonique du Lac des Vernes, s'il se développe, pourrait accumuler entre 3'600 kg C a^{-1} à 33'180 kg C a^{-1}. Le phytoplancton pourrait alors avoir un rôle égal ou bien plus important que les hélophytes dans le piégeage de carbone sur le Lac des Vernes. Ce n'est probablement pas le cas en 2020 du fait des faibles concentrations de Chl *a.* Cependant, dans les années à venir, le Lac des Vernes tend à être un milieu dominé soit par le phytoplancton soit par les macrophytes soit par les deux. Cette évolution est alors à surveiller.

En 2019, le nombre de voitures immatriculées sur le canton de Genève s'élevait à 219'219 (OCSTAT, 2020). Si l'on considère qu'une voiture produit 1000 kg de carbone par an, le Lac des Vernes permettrait de stocker le carbone émit par un peu plus de 11 voitures par année. Afin de piéger le carbone émit par l'ensemble du parc automobile de Genève, il faudrait presque 20'000 écosystèmes similaires au Lac des Vernes au sein du canton. Cet étang serait donc 30 fois plus efficace que le Lac Léman en matière de piégeage de carbone au mètre carré mais permettrait dans une moindre mesure de piéger l'ensemble du carbone émit à Genève.

Décomposition de la matière organique et émission de gaz à effet de serre :
Les estimations effectuées dans ce travail expriment un potentiel de stockage de carbone. En effet, une part de la végétation est décomposée par les microorganismes et les bactéries présents dans le milieu aquatique. Par conséquent, une partie du Corg piégé est à nouveau émis sous forme de CO_2 ou CH_4. Velthuis et al. (2018) ont étudié la sédimentation et la décomposition du Corg dans un plan d'eau dominé par les macrophytes. Ils ont conclu que pour le cas de *Myriophyllum spicatum,* seulement 43% du carbone était piégé et 57% était décomposé. Ils avancent également que le taux de décomposition augmente sous l'effet du réchauffement climatique pour s'élever à 74%. En effet, ce réchauffement permet dans un premier temps de stimuler le processus de

photosynthèse, l'accroissement de la végétation et par conséquent le piégeage de carbone. Cependant, sur le long terme, cette capacité de captage pourrait décliner voir s'annuler du fait d'une respiration hétérotrophe plus importante (GIEC, 2007). Afin de réaliser un bilan carbone complet du Lac des Vernes, il est alors primordial d'étudier le taux de décomposition de la végétation aquatique en présence et de déterminer l'importance des émissions de gaz à effet de serre produites par ce plan d'eau. Une compréhension détaillée de la façon dont la température affecte le cycle du carbone à l'échelle du système est importante pour prédire comment le réchauffement influencera le rapport entre les émissions de carbone et l'enfouissement dans les étangs.

Biais de l'étude :

Du fait du temps alloué à l'étude, toutes les espèces aquatiques en présence n'ont pas pu être investiguées. L'estimation de la productivité en Corg pour l'ensemble du Lac des Vernes est, par conséquent, lacunaire mais constitue une première étape. Les individus d'hélophytes de l'année précédente n'ont également pas été échantillonnés. Le prélèvement de ces végétaux aurait pu être pratiqué. Cependant, le temps disponible afin d'effectuer les opérations de séchage et de combustion était limité. Les anciens individus de *T.latifolia* et de *P.lacustris* ont cependant été comptés. Cela permet d'obtenir une information sur la densité au m^2. Afin d'obtenir un bilan carbone complet du Lac de Vernes, les résultats obtenus peuvent servir de base. De plus amples recherches doivent être effectuées notamment concernant les émissions de gaz à effet de serre.

Piste de mesures de gestion dans le but d'optimiser le piégeage de carbone :

Sur le Lac des Vernes, ce sont les hélophytes qui permettent de piéger le plus de carbone. Pour maintenir leur densité de population, éviter l'atterrissement et par la suite l'envahissement par les ligneux, il est recommandé de faucher et d'exporter le matériel de fauche. Ce travail est déjà effectué par la Ville de Meyrin. Cependant, les végétaux dont les parties basales sont dans l'eau ne sont pas fauchées. La fauche peut alors également être effectuée sur les individus partiellement immergés. Le travail peut être réalisé chaque deux ans et de façon alternée (sur quelques secteurs). Une fréquence de fauche trop importante peut nuire notamment à *P.australis* (Info Flora, 2020). Cela permettrait de renouveler les populations et de diminuer la décomposition des végétaux d'anciennes générations. La gestion du matériel de fauche est alors importante. Les roseaux peuvent être recyclés et employés comme paillage pour les cultures, comme litière pour le bétail, pour la fabrication de pellets, pour la litière des chevaux, comme couverture du sol pour les platebandes et les potagers. Ils peuvent également être compostés (Association de la Grande Cariçaie, 2020).Cependant, tous ces procédés ne permettent pas un bilan carbone neutre. Lors du compostage par exemple, l'activité des

microorganismes produit du CO_2. Ils évitent tout de même la production de méthane, un gaz à effet de serre 25 fois plus puissant que le dioxyde de carbone (Boutet, 2014). D'autres pistes de valorisation méritent également d'être soulignées comme l'utilisation des plantes aquatiques dans le but de produire du biogaz grâce à la méthanisation (Rüetschi & Michel, 2010). Le bilan carbone n'est cependant pas neutre. Les sédiments peuvent également être utilisés comme amendements organiques pour les surfaces agricoles ou comme compostage avec de la paille pour la fabrication de terreau (Association de la Grande Cariçaie, 2020). Cependant, pour éviter de mobiliser le carbone stocké dans l'étang, les curages ne doivent se faire qu'en cas de nécessité. Le recyclage des matériaux est une bonne alternative à l'incinération.

6. Conclusion et perspectives

L'étude a montré qu'en matière d'accumulation de carbone, le Lac des Vernes jouit d'un fort potentiel. En effet, il serait 30 fois plus efficace, en matière de piégeage de carbone par m^2, que le Petit Lac ; la partie genevoise du Lac Léman. Le rôle de chaque type de producteur primaire étudié a pu être défini et a démontré l'importance, notamment des hélophytes, dans le piégeage de carbone. Le travail a également permis de préciser la méthodologie afin d'obtenir une meilleure standardisation du procédé.

Les résultats recueillis par ce travail semblent cohérents. La comparaison avec les valeurs retrouvées dans la littérature a permis de situer le Lac des Vernes parmi d'autres écosystèmes, mais également de vérifier si les valeurs obtenues étaient en accord avec une multitude de travaux de recherche réalisés sur le même thème. Bien qu'elle ne permette pas d'effectuer un bilan carbone complet du Lac des Vernes, la présente étude peut cependant servir de base à l'élaboration d'une étude plus complète sur le cycle du carbone locale. Dans le but de procéder à un examen complet du rôle du Lac des Vernes dans le piégeage de carbone, la productivité des algues filamenteuses devrait être définie avec précision. C'est le cas également du phytoplancton. De plus, les mêmes mesures et estimations devraient être réalisés pour l'ensemble de la végétation aquatique présente sur l'étang.

Ce travail illustre la volonté de mieux comprendre le rôle des mares et étangs dans le cycle du carbone et dans l'atténuation du réchauffement climatique. Les quantités de gaz à effet de serre (CO_2 et CH_4) émis par ces écosystèmes sont encore mal définies. Cette problématique va être traitée dans le cadre du projet Européen H2020 PONDERFUL (2020-2024) réalisé en collaboration avec HEPIA (description du projet en annexe 21). De plus, la présente étude s'inscrit dans le projet « CONFORTO » de la HES-SO dont l'un des objectifs est de « définir les mesures permettant d'optimiser les services écosystémiques de plans d'eau existants.. » (Oertli, Bourgeois, et Consuegra, 2019) (description du projet en annexe 22).

Tous les outils sont donc à notre disposition afin de mieux comprendre et de mieux gérer ces petits plans d'eau pouvant probablement être des alliés contre les émissions de GES et contre le réchauffement climatique en général.

Bibliographie

Amann, N., Lacroix, A., Schönbacher, C., & Vial, L. (2018). *Commune de Meyrin Suivi biologique du Lac des Vernes, note de synthèse*. Atelier Nature Paysage.

Ansermet, C. J. (2020). *Quantification de la sédimentation de carbone dans six mares urbaines genevoises*. HEPIA.

Association de la Grande Cariçaie. (2020). *Travaux dans les marais*. Grande Cariçaie. https://grande-caricaie.ch/fr/travaux-dentretien/travaux-dans-les-marais/

Barbault, R. (2008). *Écologie générale—Structure et fonctionnement de la biosphère* (6ème éditions). Dunod.

Bolan, N. S., Domy, C. A., & de-la-Luz, M. (2004). Dynamics and environmental significance of dissolved organic matter in soil. *University of Sydney*, 8 p.

Boutet, L. (2014). *Contribution et régulation de l'ébullition sur les émissions totales de méthane par les systèmes aquatiques tempérés et boréaux du Québec*. Université du Québec.

Braun-Blanquet, J., & Pavillard, J. (1928). *Vocabulaire de sociologie végétale: Vol. 3 ème édition*.

Brönmark, C., & Hansson, L.-A. (2005). *The biology of lakes and ponds* (Second edition). Oxford University Press.

Brothers, S., Hilt, S., Attermeyer, K., Grossart, H. P., Kosten, S., Lischke, B., & Köhler, J. (2013). *A regime shift from macrophyte to phytoplankton dominance enhances carbon burial in a shallow, eutrophic lake*. Ecosphere, *4*, 17 p.

Cole, A. J., Mata, L., Paul, N. A., & De Nys, R. (2013). *Using CO2 to enhance carbon capture and biomass applications of freshwater macroalgae*. GCB Bioenergy, *6*, 637-645 pp.

Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caracao, N. F., McDowell, W. H., Tranvick, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., & Melack, J. (2007). *Plumbing the Global Carbon Cycle : Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget.* Springer, Ecosystems 10, 171-184 pp.

Coops, H., Van der Brink, F. W. B., & Van der Velde, G. (1996). *Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient.* Elsevier, *54*, 11-24 pp.

Das Graças Silva, T. F. (2014). *Suivi et modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur bassin versant*. Université Paris-Est UFMG.

De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van de Meutter, F., De Bie, T., Michels, E., & Brendonck, L. (2005). *Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, *15*, 715-725 pp.

Decourt, N. (1973). *Production primaire, production utile, Méthodes d'évaluation, indices de productivité*. I.N.R.A, *30*, 219-238 pp.

Devaux, J., & Lair, N. (1976). *Production primaire et biomasse des populations algales dans un petit lac oligotrophe du massif Central Français*. Hydrobiologia, *50*, 209-220 pp.

Downing, J. A., Cole, J. J., Middelburg, J. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Prairie, Y. T., & Laube, K. A. (2008). *Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, *22*, 10 p.

EPCN. (2009). *Manifeste pour les mares et étangs. European found conservation network*. http://www.europeanponds.org

Forel, F.-A. (1904). *Le Léman. Monographie limnologique: Vol. Tome troisième*.

Frossard, P.-A., Oertli, B., Ilg, C., Beguin, O., Chevalier, M., & Demierre, E. (2015). *Manuel de gestion, Recommandation pour la gestion des mares urbaines pour favoriser la biodiversité-Fiches techniques*. Hes-SO et hepia.

Gauthier, A. (2009). *Production and fate of dissolved organic matter in ecosystems with low human impact*. Université de Bourgogne. Thèse de doctorat.

Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinsot, C., Quétier, F., Touroult, J., & Barnaud, G. (2016). *Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides Fondements théoriques, scientifiques et techniques Version 1.0.* Onema, MNHN, Rapport SPN 2016 – *91.*, 310 p.

GIEC. (2007). *Changement climatiques 2007, Les éléments scientifiques* (p. 168 p.). https://www.ipcc.ch/

Glèlè Kakaï, R., Salako, V. K., & Lykke, A. M. (2016). Techniques d'échantillonnage en étude de la végétation. *Annales des Sciences Agronomiques*, *20*, 1-13 pp.

Graham, L., Loftin, K., & Kamman, N. (2009). *Monitoring Recreational Freshwaters.* Lakeline, Summer 2009, 18-24 pp.

Guerreiro, H., Bertrin, V., Coquery, M., & Boutin, C. (2015). *Protocole détaillé du prélèvement de biomasse végétale en zone de rejet végétalisée—Rôle du compartiment végétal au sein de a zone de rejet végétalisée de type « bassin » de Margueritte*s *(30)* [Rapport final]. ONEMA - irstea.

Hasnaoui, M., Souissi, S., & Balvay, G. (2007). *Distribution spatio-temporelle du phytoplancton dans un étang d'alevinage (station de la Deroua, Béni-Mellal, Maroc).* Sud Sciences & Technologies, *N°15*, 13-24 pp.

Hill, M. J., Hassall, C., Oertli, B., Fahrig, L., Robson, B. J., Biggs, J., Samways, M. J., Usio, N., Takamura, N., Krishnaswamy, J., & Wood, P. J. (2018). *New policy directions for global pond conservation.* Conservartion Letter, *11,* 8 p.

Holgerson, M. A., & Raymond, P. A. (2016). *Large contribution to inland water CO2 and CH4 emissions from very small ponds.* Nature Geoscience, *9*, 222-226 pp.

Imboden, C. (1976). *Eaux vivantes, Initiation à la biologie des zones humides*. Ligue Suisse pour la Protection de la Nature.

Info Flora. (2020). *Classification TypoCH*. https://www.infoflora.ch/fr/milieux/typoch/2.1.2.1-roseliere-lacustre.html

IPCC. (1991). *Climate change, The IPCC Scientific Assessment* 365 p.

Kleeberg, A., Neyen, M., & Kalettka, T. (2015). *Element-specific downward fluxes impact the metabolism and vegetation of kettle holes*. Springer, *766*, 261-274 pp.

Kvet, J., Pokorny, J., & Cizkova, H. (2008). *Carbon accumulation by macrophytes of aquatic and wetland habitats with standing wate*r. Proceedings of the National Academy of Sciences, *78*, 91-98 pp.

Kvet, J., & Soukupova, L. (2002). *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future : A Case Study of Trebon basin Biosphre Reserve-Czech Republic, 28* (UNESCO). The Parthenon Publishing Group.

Liu, J., Pemberton, B., Lewis, J., Scales, P. J., & Martin, G. J. O. (2019). *Wastewater treatment using filamentous algae.* Bioresource Technology, 50 p.

Lolu, A. J., Ahluwalia, A. S., Sidhu, M. C., & Reshi, Z. A. (2018). *Carbon Sequestration Potential of Macrophytes and Seasonal Carbon Input Assessment into the Hokersar Wetland, Kashmir.* Springer, 20 p.

Low-Décarie, E., & Bell, G. (2014). *CO2 alters community composition and response to nutrient enrichment of freshwater phytoplankton.* Oecologia, 9 p.

Low-Décarie, E., Fussmann, G. F., & Bell, G. (2014). *Aquatic primary production in a high CO2 world.* Trends in Ecology & Evolution, *29*, 223-232 pp.

Manan, H., Zhong Moh, J. H., Kasan, N. A., Suratman, S., & Ikhwaunuddin, M. (2016). *Study on carbon sinks by classified biofloc phytoplankton from marine shrimp pond water.* AACL Bioflux, *9*, 845-853 pp.

Marty, D., Esnault, G., Caumette, P., Ranaivoson Rambeloarisoa, E., & Bertrand, J.-C. (1990). *Dénitrification, sulfato-réduction et méthanogenèse dans les sédiments superficiels d'un étang saumâtre méditerranéen*. *13*, 199-210 pp.

Means, M. M., Ahn, C., Korol, A. R., & Williams, L. D. (2015). *Carbon storage potential by four macrophytes as affected by planting diversity in a created wetland.* Elsevier, Journal of Environmental Management*, 165,* 133-139 pp.

NOAA. (2020). *ESRL Global Monitoring Division—Global Greenhouse Gas Reference Network*. https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/

OCSTAT. (2020). *Voitures de tourisme en circulation, selon le type de carburant, depuis 1990* (T 11.02.02).

Oertli, B. (2018). *Editorial : Freshwater biodiversity conservation : The role of artificial ponds in the 21st century*. Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst, *28*, 264-269 pp.

Oertli, B, Finger-Stich, A., & Ilg, C. (2017). *Création de mares et étangs alpins pour la promotion de la biodiversité Guide de «best-practices»*. OFEV.

Oertli, B, & Parris, K. M. (2019). *Review : Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity*. Ecosphere, *10* , 33 p.

Oertli, Beat, Bourgeois, J., & Consuegra, D. (2019). *« Des bassins aquatiques urbains multi-usages pour un meilleur confort de vie », Projet CONFORTO*.

Oertli, Beat, Demierre, E., Frossard, P.-A., & Ilg, C. (2019). *Contribution des plans d'eau urbains à la conservation de la biodiversité*. *NOVATECH*, 4 p.

Oertli, Beat, & Frossard, P.-A. (2013). *Mares et étangs : Ecologie, conservation, gestion, valorisation*. PPUR Presses polytechniques.

Pal, S., Chattopadhyay, B., Datta, S., & Mukhopadhyay, S. K. (2017). Potential of Wetland Macrophytes to Sequester Carbon and Assessment of Seasonal Carbon Input into the East Kolkata Wetland Ecosystem. *Society of Wetland Scientists 2017*, 16 p.

Palz, W., Coombs, J., & Hall, D. O. (1985). *Energy from biomass 3rd E. C. Conference*. Elsevier.

Paquette, C. (2017). *Interaction du zooplancton et du c02 sur la composition du phytoplancton et sur le maximum de chlorophylle en profondeur*. Maitrise en biologie, Université du Québec.

Directive Cadre sur l'eau, 2000/60/CE, DCE (2000).

Peacock, M., Audet, J., Jordan, S., Smeds, J., & Wallin, M. B. (2019). G*reenhouse gas emissions from urban ponds are driven by nutrient status and hydrology.* Ecosphere, *10*.

Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moatar, F., Pannard, A., & Souchu, P. (2014). *Eutrophisation-Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité- Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer—INRA - Irstea* (CRNS).

Quéguiner, B. (2016). *Le cycle biogéochimique du silicium dans l'océan*. ISTE Edition Ltd.

Rabalais, N. N. (2004). *Eutrophication. The global coastal ocean : Multiscale interdisciplinary processes*. *Harvard Unoversity Press*.

Rachiq, S. (2003). *Structure et fonctionnement du peuplement phytoplanctonique et capacités phagotrophes des microalgues dans le réservoir Allal El Fassi (Maroc)*. Universite Sidi Mohammed Ben Abdellah Faculte Des Sciences.

Ramade, F. (1994). *Elements d'ecologie. Ecologie fondamentale* (Deuxième édition). EdiScience.

Raunkiaer, C. (1934). *The Life Forms of Plants an Statistical Plants Geography being the collected Papers of C. Raunkiaer*. Calredon Press.

Reitsema, R., Meire, P., & Schoelynck, J. (2018). T*he Future of Freshwater Macrophytes in a Changing World : Dissolved Organic Carbon Quantity and Quality and Its Interactions With Macrophytes.* Front. Plant Sci., *Vol. 9*, 15 p.

Robert, M., & Saugier, B. (2003). *Géophysique externe climat et environnement (Climat) Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone.* Comptes rendu Geoscience, *335*, 577-595 pp.

Rüetschi, M., & Michel, R. (2010). *Valorisation énergétique des plantes aquatiques prolifératrices au Mali—Etude de faisabilité,* 57p.

Sallenave, R. (2017). *Managing Filamentous Algae in Ponds.* NM State Universities, 4 p.

Saugier, B. (1996). *Végétation et atmosphère* (Flammarion).

SDES. (2019). *Chiffres clés du climat; France, Europe et Monde*. 79p.

SITG. (2020). *SITG* | *Carte professionnelle*. https://www.etat.ge.ch/geoportail/pro/

Smith, S. V., Renwick, W. H., Buddemeier, R. W., & Crossland, C. J. (2001). *Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States.* The American Geophysical Union., Global biogeochimical cycles, *15*, 697-707 pp.

Smith, S. V., Tilman, G. D., & Kekola, J. C. (1999). *Eutrophication : Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems.* Environmental pollution, *100*, 179-196 pp.

Tansley, A. G. (1935). T*he Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms.* Ecology Society of America, *16*, 284-307 pp.

Taylor, S., Gilbert, P. J., Cook, D. A., Deary, M. E., & Jeffries, M. J. (2019). *High carbon burial rates by small ponds in the landscape.* Frontiers in Ecology and the Environment, 25-31 pp.

van Bergen, T., Barros, N., Mendonça, R., Aben, R., Althuizen, I., Huszar, V., Lamers, L., Lürling, M., Roland, F., & Kosten, S. (2019)*. Seasonal and diel variation in greenhouse gas emissions from an urban pond and its major drivers.* Limnology and Oceanography, *64*, 2129-2139 pp.

van der Valk, A. G. (2006). *The biology of freshwater wetlands*. Oxford University Press.

Velthuis, M., Kosten, S., Aben, R., Kazanijan, G., Hilt, S., Peeters, E. T. H. M., van Donk, E., & Bakker, E. S. (2018). *Warming enhances sedimentation and decomposition of organic carbon in shallow macrophyte-dominated systems with zero net effect on carbon burial*. John Wiley & Sons Ltd, *24*, 5231-5242 pp.

Wetzel, R. G., & Likens, G. E. (2000). *Limnological Analyses, Third Edition* (Springer).

Williams, D. D. (2006). *The biology of temporary waters*. Oxford University Press.

Annexes

Thèse de bachelor présentée par :

Zoé Rätz

pour l'obtention du titre Bachelor of Science HES-SO en Gestion de la Nature

Table des annexes

Annexe 1 : carte de situation du Lac des Vernes…….. 60

Annexe 2 : carte des milieux …… 61

Annexe 3 : résultats des campagnes de mesures physico-chimiques 2019……. 62

Annexe 4 : cartes des strates…… 63

Annexe 5 : liste du matériel d'échantillonnage pour les hélophytes et les hydrophytes à feuilles flottantes…….....64

Annexe 6 : liste du matériel d'échantillonnage pour les hydrophytes à feuilles submergées et les algues filamenteuses.....65

Annexe 7 : liste de matériel de laboratoire……..66

Annexe 8 : résultats des campagnes de mesures physico-chimiques 2020……... 67

Annexe 9 : résultats des calculs de la biomasse de matière sèche végétale……. 68

Annexe 10 : densité d'individus d'ancienne génération chez *Phragmites australis* et *Typha latifolia*……... 70

Annexe 11 : fiche de relevé de *Phragmites australis*…….71

Annexe 12 : fiche de relevé *Typha latifolia*……..72

Annexe 13 : fiche de relevé de *Schoenoplectus lacustris*…….73

Annexe 14 : fiche de relevé des hydrophytes à feuilles flottantes……...74

Annexe 15 : fiche de relevé de *Chara* sp…….75

Annexe 16 : fiche de relevé de *Potamogeton pusillus* aggr……..76

Annexe 17 : fiche de relevé des algues filamenteuses…….....77

Annexe 18 : évolution journalière des concentrations maximales de phytoplancton et du piégeage de carbone par le phytoplancton ……. 78

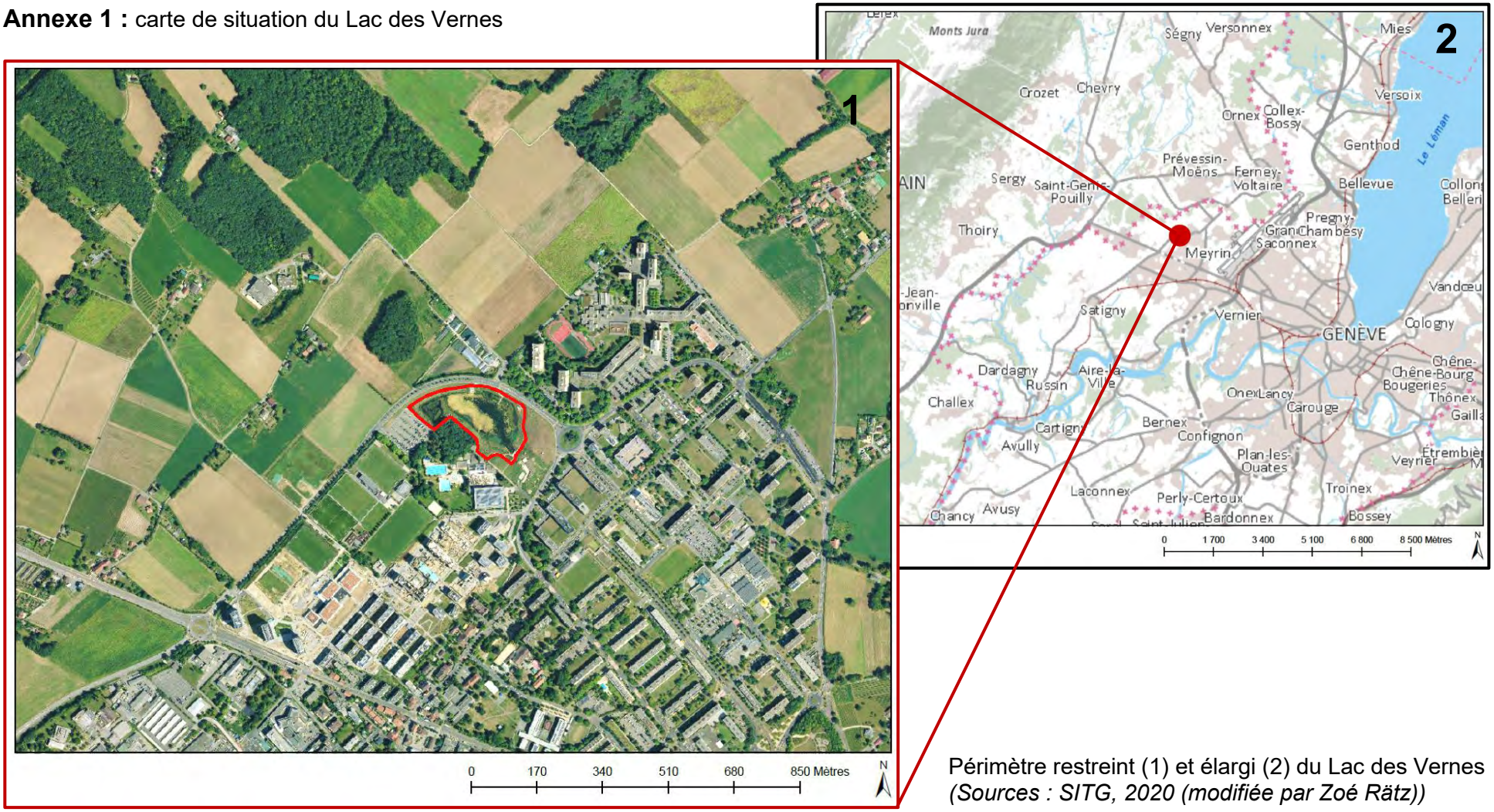
Annexe 19 : estimation de l'accumulation totale du Corg sur la Lac des Vernes en fonction des surfaces……...79

Annexe 20 : résultats des calculs de biomasse en carbone organique……..81

Annexe 21 : description du projet PONDERFUL traitant des émissions de GES par les mares et les étangs…… 83

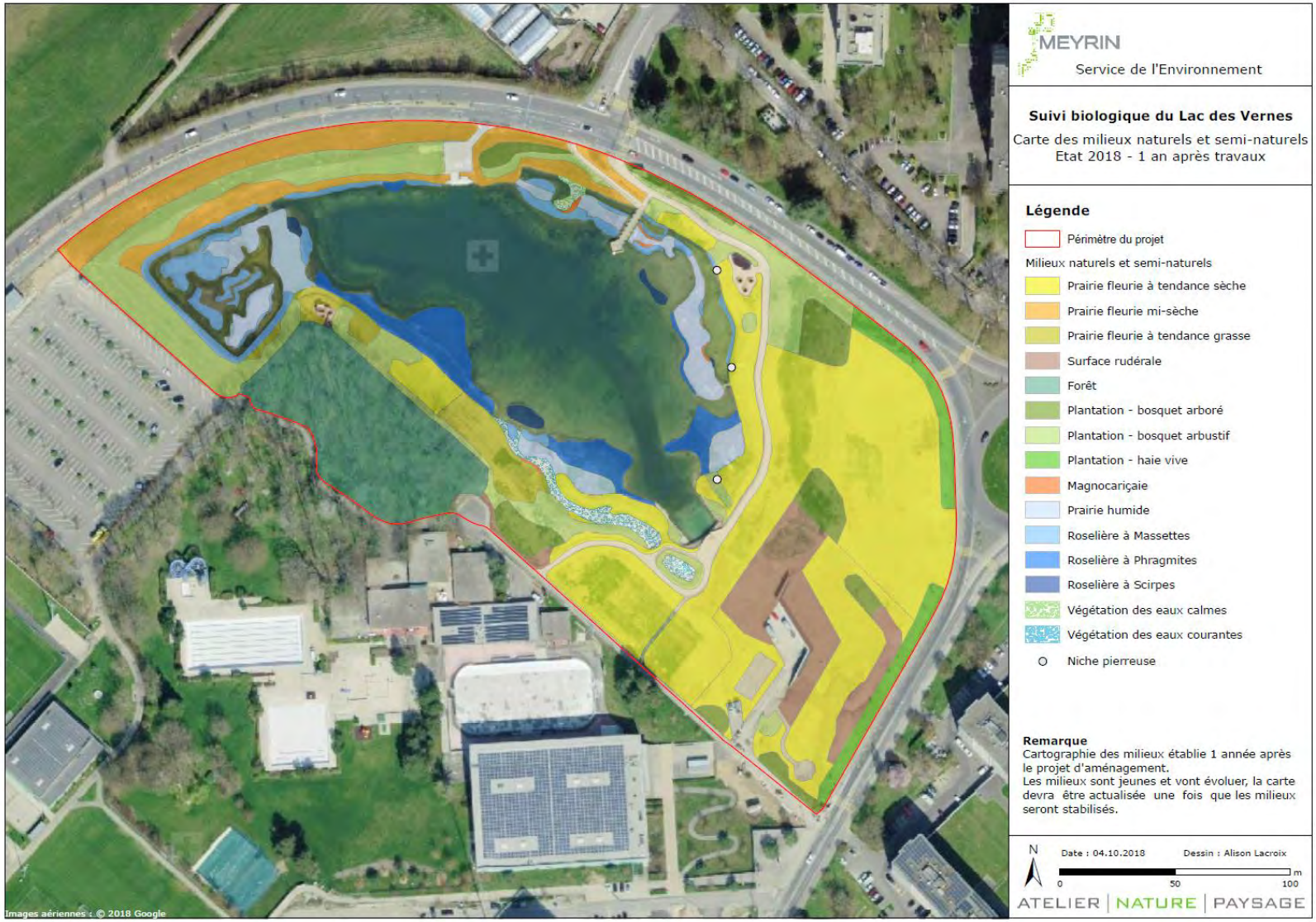
Annexe 22 : description du projet COMFORTO traitants des services écosythèmiques produits par les mares et étangs……. 84

Annexe 1 : carte de situation du Lac des Vernes



Périmètre restreint (1) et élargi (2) du Lac des Vernes
(Sources : SITG, 2020 (modifiée par Zoé Rätz))

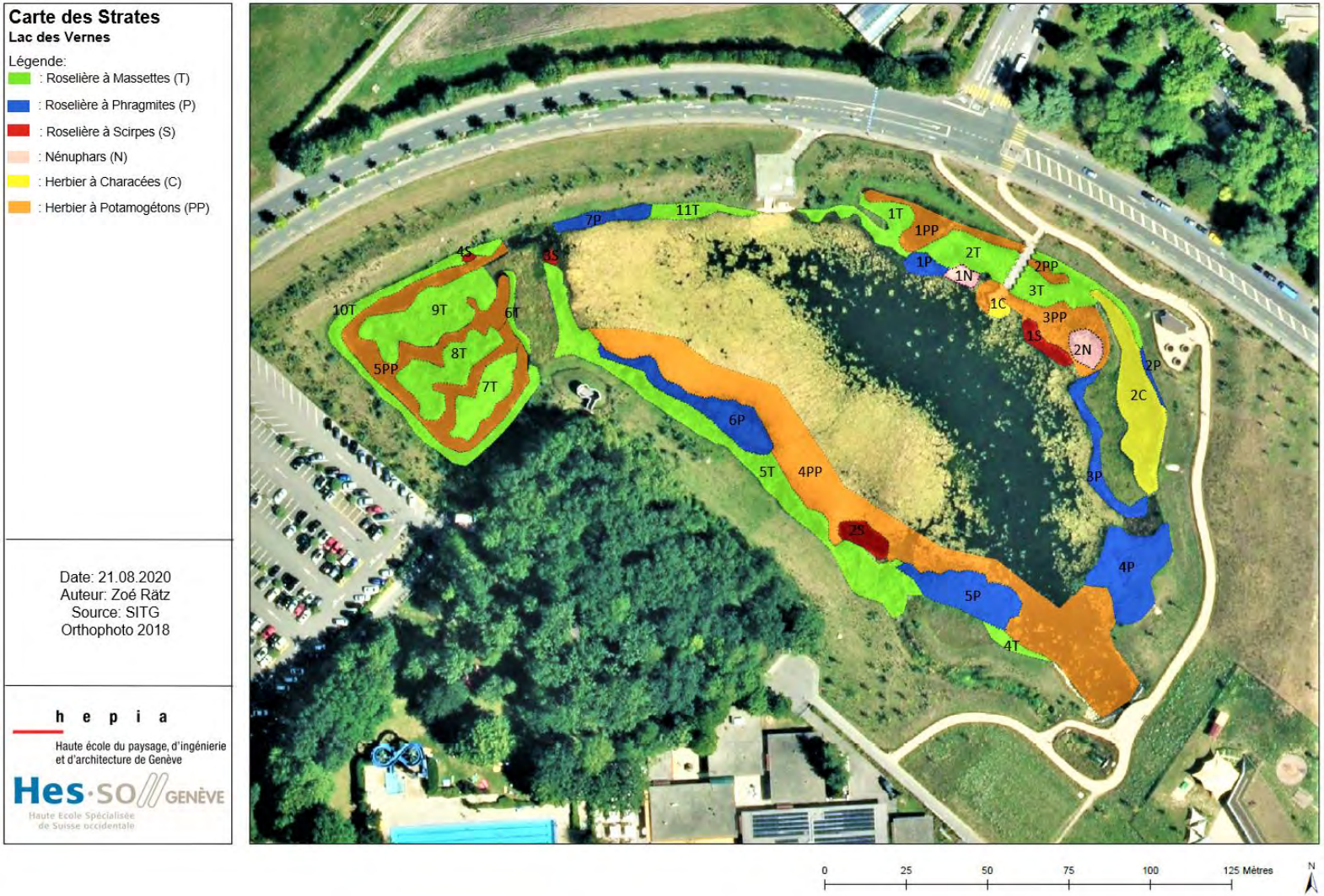
Annexe 2 : carte des milieux (Amann et al., 2018)



Annexe 3 : résultats des campagnes de mesures physico-chimiques 2019

				terrain							labo						
Date	Prélèvement	Heure	Météo	% recouvrement algues	pH Stylo Hanna	Conductivité (µS/cm)	Chl alpha (µg/L)	Cyano (µg/L)	Turb (FTU)	Transparence (cm)	Ptot avec Hach (mg/L PO_4^{-3}-P)	Orthophosphate avec Hach (mg/L PO_4^{-3})	Ntot avec Hach (mg/L TN_b)	Nminéral (Nitrates+Nitrites+Ammonia) mg/l	Nitrate avec Hach (mg/L NO_3-N)	Nitrite avec Hach (mg/L NO_2-N)	Ammonia avec Hach (mg/L NH_3-N)
12.03.2019	ponton	15:50:00	découvert un peu de vent, faibles giboulées intermitenentes la veille	5%	7.4	676	1	1	7.5	>60	<0.05						
15.04.2019	ponton	18:30:00	découvert un peu de vent, pas de précipitations la semaine précédente	20%	7.31	670	4.9	4.9	41	>60	0.053	0.14	12.18	3.205	3.2	0.005	0
20.05.2019	ponton	08:20:00	couvert après semaine assez couverte et averses	65%	7.32	542	2	0.4	3.3	>60							
21.05.2019	ponton	11:30:00	beau après semaine assez couverte et averses	70%	7.9	608	9	1.3	8.1	>60	0.059	0.1	3.45	3.408	3.4	0.008	0
22.05.2019	ponton	16:15:00	beau légère bise	60%	7.62	591	0.8	0.6	5.4	>60							
23.05.2019	ponton	12:00:00	beau légère bise	60%	7.81	587	0.9	0.8	5.1	>60							
27.05.2019	ponton	16:45:00	beau	80%	7.8	527	0.3	0.3	4	>60							
05.06.2019	ponton	16:30:00	beau	95%	8.55	341	5.7	0.7	7.1	>60							
17.06.2019	ponton	11:30:00	beau après gros orage le 15	85%	7.52	366	1.2	1.1	6	>60	0.051	0.06	2.33	2.615	2.6	0.015	0
25.06.2019	ponton	17:30:00	beau et très chaud	90%			15.7	2.3									
01.07.2019	ponton	16:30:00	beau et très chaud, période de canicule depuis 10 jours	90%	7.43	548	2.2	0	23.4	>60							
16.07.2019	ponton	18:00:00	beau et chaud	70%	7.54	588	17.3	5.9	14.2	>60	<0.05		3.26	1.945	1.9	0.025	0.02
05.08.2019	ponton	10:30:00	beau	30%	7.06	631	4.9	0.9	4.4	>60							
22.08.2019	ponton	08:50:00	voilé	5%	7.19	521	1.5	0.5	3.7	>60	<0.05	0.94	2.21	2.864	2.4	0.074	0.39
12.09.2019	ponton	16:30:00	beau	40%	7.5	645	0.5	0.5	4.3	>60							
24.09.2019	ponton	17:30:00	couvert , petit crachin,	25%	7.2	575	4.6	3.3	4.8	>60	<0.05	0.18	3.55	3.184	3.1	0.024	0.06
20.05.2019	Cité	09:00:00	couvert après semaine assez couverte et averses	65%	7.33	574	8.6	0.7	5.8	>60							
21.05.2019	Cité	11:00:00	beau après semaine assez couverte et averses	70%	7.24	553	0.8	0.7	4.9	>60	0.056	0.06	5.49	3.514	3.5	0.004	0.01
05.06.2019	Cité	16:00:00	beau	95%	7.25	587	4.8	1.1	6.9	>60							
17.06.2019	Cité	15:50:00	beau après gros orage le 15	85%	7.86	258	18.8	3	12.8	33.9	0.078	0.08	1.95	2.118	2.1	0.018	0
01.07.2019	Cité	15:30:00	beau et très chaud, période de canicule depuis 10 jours	90%	7.35	633	1.8	0.4	3.6	>60							
16.07.2019	Cité	17:15:00	beau et chaud	70%	7	660	21.4	3.2	5.9	>60	<0.05		5.45	3.002	2.8	0.042	0.16
05.08.2019	Cité	11:00:00	beau	30%	7.15	617	0.8	0.2	3.1	>60							
22.08.2019	Cité	08:35:00	voilé	5%	7.13	514	1.6	0.5	3.8	>60	0.122	1.14	2.44	3.059	2.6	0.049	0.41
24.09.2019	Cité	17:15:00	couvert , petit crachin,	25%	6.8	689	1.4	1.4	3.4	>60	<0.05	0.23	5.69	4.1	4.1	0.003	<0.01
01.07.2019	ZI/CAD	16:00:00	beau et très chaud, période de canicule depuis 10 jours	90%	7.17	733	7.5	1.4	3.8	>60							
16.07.2019	ZI/CAD	17:00:00	beau et chaud	70%	6.96	685	29.1	7.7	5.3	>60	<0.05		4.01	3.433	3.4	0.033	0
05.08.2019	ZI/CAD	10.45:00	beau	30%	6.56	727	0	0	1.7	>60							
22.08.2019	ZI/CAD	08:20:00	voilé	5%	6.73	674	0	0	3.3	>60	0.561	2.17	6.49	4.764	4.7	0.004	0.06
12.09.2019	ZI/CAD	15:50:00	beau	40%	7	711	0	0	3.1	>60							
24.09.2019	ZI/CAD	17:00:00	couvert , petit crachin,	25%	6.8	686	6.8	0.8	4.4	>60	<0.05	0.22	5.61	4.35	4.3	0.01	0.04
12.09.2019	ZI/CAD	16:10:00	beau	40%	7.2	690	0	0	3.7	>60							

Annexe 4 : cartes des strates



Annexe 5 : liste du matériel d'échantillonnage pour les hélophytes et les hydrophytes à feuilles flottantes

Matériels pour les hélophytes

- Quadrats (60x60 cm) (pour quantifier la densité d'individu par surface)
- Waders
- Sécateur et cisaille
- Double mètre
- Sacs plastique (110 l)
- Etiquettes
- Marqueurs indélébiles et crayon
- Carte de l'étang
- GPS
- Fiche de terrain, sous mains, chemise imperméable
- Appareil photo
- Brosse

Matériels pour les hydrophytes fixées à feuilles flottantes

- Quadrats (60x60 cm) (pour quantifier la densité de fleurs et de feuilles par surface)
- Waders
- Sécateur et cisaille
- Double mètre
- Sacs plastique (35 l)
- Etiquettes
- Marqueurs indélébiles et crayon
- Carte de l'étang
- GPS
- Fiche de terrain, sous mains, chemise imperméable
- Appareil photo

Annexe 6 : liste du matériel d'échantillonnage pour les hydrophytes à feuilles submergées et les algues filamenteuses

Matériels pour les hydrophytes fixées à feuilles submergées

- Quadrats (40x40 cm)
- Waders
- Sécateur, cisaille, râteau
- Double Mètres
- Sacs plastique (35 l)
- Etiquettes
- Marqueurs indélébiles et crayon
- Carte de l'étang
- GPS
- Fiche de terrain, sous mains, chemise imperméable
- Appareil photo

Matériels pour les algues filamenteuses

- Quadrats (40x40 cm)
- Waders
- Sécateur, cisaille
- Double mètre
- Embarcation légère
- Sacs plastique (110 l)
- Etiquettes
- Marqueurs indélébiles et crayon
- Carte de l'étang
- GPS
- Fiche de terrain, sous mains, chemise imperméable
- Appareil photo

Annexe 7 : liste de matériel de laboratoire

Matériel pour le travail en laboratoire :

- Gants
- Mixeur
- Mortier et pilon
- Bacs en aluminium
- Sécateurs, ciseaux, couteau en inox
- Tamis
- Bac de lavage
- Essoreuse (type essoreuse à salade)
- Etuve ventilés
- Balance
- Balance de précision
- Creusets
- Four à moufle
- Dessiccateur
- Marqueur indélébile
- Papier absorbant
- Sac plastique
- Brosse
- Fiche de relevé ou tableur de traitement des données
- Cahier de laboratoire

Annexe 8 : résultats des campagnes de mesures physico-chimiques 2020

								Terrain								Labo									
Date	Prélèvement	Heure	Météo	Profondeur à ce point	% recouvrement algues	pH Stylo Hanna	pH languette JBL	Conductivité (µS/cm)	Temp (°C)	Chl alpha (µg/L)	Cyano (µg/L)	Turb (FTU)	Transparence (cm)	NO3 languette JBL	NO2 languette JBL	Ptot avec Hach (mg/L PO_4^{-3}-P)	Orthophosphate avec Hach (mg/L PO_4^-	Ntot avec Hach (mg/L TN_b)	Nminéral (Nitrates+Nitrites+Ammonia) mg/L	Nitrate avec Hach (mg/L NO_3-N)	Nitrite avec Hach (mg/L NO_2-N)	Ammonia avec Hach (mg/L NH_3-N)	NH_4 avec test colorimétrique pour aquarium JBL (mg/L)	NO_2 avec test colorimétrique pour aquarium JBL (mg/L)2	PO_4 avec test colorimétrique pour aquarium JBL (mg/L)2
04.06.2020	Ponton	11h00	pluvieux, pluie la nuit	1	70%	7.3	7.2	355	18	6.2	2.3	9	41	10	0.25				0				<0,05		<0,02
17.06.2020	Ponton	11h00	couvert, pluvieux	1	60%	7.31	7.6	596	19	3.5	1.2	4	60	10	0.25	UDL	0.45	2.51	1.623	1.5	0.023	0.1			
25.06.2020	Ponton	15h15	ensoleillé, chaud	1	70%	7.13		621	23.5	4.4	4.4	85.9							0						
01.07.2020	Ponton	9h35	ensoleillé, qq nuages	1	60%	7.54	7.8	632	21	3.2	0.8	3.2	60	25	0.25				0				<0,05		<0,02
12.07.2020	Ponton	14h30	ensoleillé, pluie la veille	1	40%	7.5		658	22.5	1.5	0.2	5.1							0						
14.07.2020	Ponton	14h30	ensoleillé, qq nuages	1	40%	7.2	7.6	652	22.9	0.5	0.3	5.1	60	10	0	UDL	0.09	3.53	2.74	2.6	0.04	0.1			
29.07.2020	Ponton	10h15	nuages	1	0%	7.2	7.6	656	23.3	2.6	2.6	5.5	60	10	0.25				0				<0,05	10	<0,02
04.06.2020	Cité	11h15	pluvieux, pluie la nuit	1	70%	7.48	7.4	364	17.2	1.1	0.6	11	41	10	0				0				<0,05		0.05
17.06.2020	Cité	12h30	couvert, pluvieux	1	60%	7.4	7	294	18.4	1.6	0.9	6.8	60	25	0.5	UDL	0.03	2.11	1.679	1.6	0.009	0.07			
25.06.2020	Cité	12h30	ensoleillé, chaud	1	70%	6.93		623	21.1	9.5	1.6	4.2							0						
01.07.2020	Cité	13h30	ensoleillé, qq nuages	1	60%	7.35	7.6	653	21.4	6.5	1	2.9	60	25	0.25				0				<0,05		<0,02
12.07.2020	Cité	12h00	ensoleillé, pluie la veille	1	40%	7.4		668	21.7	3	0.7	3.2							0						
14.07.2020	Cité	14h55	ensoleillé, qq nuages	1	40%	7.21	7.8	648	21.8	4.6	1	5.8	60	25	0.5	UDL	0.03	3.63	3.111	2.9	0.021	0.19			
29.07.2020	x Cité	10h30	nuages	1	0%	7.29	7.6	659	23.2	8.3	1.6	9.5	60	10	0.25				0				<0,05	15	<0,02
04.06.2020	ZI/CAD	11h30	pluvieux, pluie la nuit	0.3	70%	7.2	7.8	662	17.4	0	0	3.7	60	10	0.25				0				<0,05		<0,02
17.06.2020	ZI/CAD	12h40	couvert, pluvieux	0.3	60%	7.13	7.4	691	17.5	0.8	0.8	6.2	60	10	0	UDL	0.08	4.59	2.984	2.9	0.004	0.08			
25.06.2020	ZI/CAD	12h40	ensoleillé, chaud	0.3	70%	6.74		691	18.1	0	0	3.4							0						
01.07.2020	ZI/CAD	17h15	ensoleillé, qq nuages	0.3	60%	7.1	8	690	19.6	0	0	4.1	60	10	0				0				<0,05		<0,02
12.07.2020	ZI/CAD	15h00	ensoleillé, pluie la veille	0.3	40%	7.29		687	17	0	0	2.5							0						
14.07.2020	ZI/CAD	15h10	ensoleillé, qq nuages	0.3	40%	7.08	7.6	700	18.1	0.1	0.1	4.7	60	40	0.25	UDL	0.41	4.88	3.895	3.8	0.005	0.09			
29.07.2020	ZI/CAD	10h45	ensoleillé, chaud, qq nuages	0.3	0%	7.2	7.4	693	16.4	0	0	4.3	60	25	0.5				0				<0,05	15	<0,02

Annexe 9 : résultats des calculs de la biomasse de matière sèche végétale

N°ECH	N°FDR	Type de veget.	PDS en MS TOT	g MS m^{-2}
1H	8H	Algues filamenteuses	75.1	469
2H	8H	Algues filamenteuses	88.3	552
3H	8H	Algues filamenteuses	95.6	598
4H	8H	Algues filamenteuses	104.8	655
5H	8H	Algues filamenteuses	70.1	438
6H	8H	Algues filamenteuses	64.7	404
7H	8H	Algues filamenteuses	47.3	296
8H	8H	Algues filamenteuses	47.6	298
9H	8H	Algues filamenteuses	63.5	397
10H	8BISH	Algues filamenteuses	77.3	483
11H	8BISH	Algues filamenteuses	59.9	374
1J	10J	N. alba fleur	3	Cf. feuille "Productivité en MS des hydrophytes é feuilles flottantes"
1J	10J	N. alba feuilles	10	
2J	10J	N. alba fleur	2.3	
2J	10J	N. alba feuilles	3.5	
3J	10J	N. alba fleur	3.7	
3J	10J	N. alba feuilles	9.7	
4J	10J	N. alba fleur	1.3	
4J	10J	N. alba feuilles	5.7	
5J	10J	N. alba fleur	3.2	
5J	10J	N. alba feuilles	8.7	
6J	10J	N. lutea fleurs	2.2	
6J	10J	N. lutea feuilles	11.5	
7J	10J	N. lutea fleurs	4.3	
7J	10J	N. lutea feuilles	12.4	
8J	10J	N. lutea fleurs	3.2	
8J	10J	N. lutea feuilles	7.4	
9J	10J	N. lutea fleurs	2.5	
9J	10J	N. lutea feuilles	10.7	
10J	10J	N. lutea fleurs	4.9	
10J	10J	N. lutea feuilles	10.4	
1K	11K	Chara sp.	216.1	1351
2K	11K	Chara sp.	161.4	1009
3K	11K	Chara sp.	146.7	917
4K	11K	Chara sp.	202.9	1268
5K	11K	Chara sp.	297.1	1857
6K	11K	Chara sp.	195.8	1224
7K	11K	Chara sp.	271.5	1697
8K	11K	Chara sp.	219.2	1370
1L	12L	P. pusillus aggr	13.7	86
2L	12L	P. pusillus aggr	5.8	36
3L	12L	P. pusillus aggr	5.5	34
4L	12L	P. pusillus aggr	20.4	128
5L	12L	P. pusillus aggr	9.5	59
6L	12L	P. pusillus aggr	6.8	43
7L	12L	P. pusillus aggr	12.8	80
8L	12L	P. pusillus aggr	12.5	78

N°ECH	N°FDR	Type de veget.	PDS en MS TOT	g MS m^{-2}
1B	2B	P.australis mature	30.1	-
1C	3C	S.lacustris mature	9.7	-
2A	1A	T.latifolia ancien	46	-
1A	1A	T.latifolia mature	146.9	-
1E	5E	P.australis mature	26.2	Cf. feuille "Productivité en MS des hélophytes"
2E	5E	P.australis mature	48.7	
3E	5E	P.australis mature	62.1	
4E	5E	P.australis mature	52.2	
5E	5E	P.australis mature	57.8	
6E	5E	P.australis mature	33.2	
7E	5E	P.australis mature	37.5	
8E	5E	P.australis mature	48.5	
9E	5E	P.australis mature	48.1	
10E	5E	P.australis mature	44.9	
1D	4D	S.lacustris mature	11.1	
2D	4D	S.lacustris mature	10.8	
3D	4D	S.lacustris mature	11	
4D	4D	S.lacustris mature	10.5	
5D	4D	S.lacustris mature	10.3	
6D	4D	S.lacustris mature	10.1	
7D	4D	S.lacustris mature	10.4	
8D	4D	S.lacustris mature	9.4	
9D	4D	S.lacustris mature	11.3	
10D	4D	S.lacustris mature	9.4	
1F	6F	T.latifolia mature	125.1	
2F	6F	T.latifolia mature	137.3	
1G	7G	T.latifolia ancien	60.3	-
3F	6BISF	T.latifolia mature	131.1	Cf. feuille "Productivité en MS des hélophytes"
4F	6BISF	T.latifolia mature	119.2	
5F	6BISF	T.latifolia mature	126.9	
6F	6BISF	T.latifolia mature	119.7	
7F	6BISF	T.latifolia mature	103.5	
8F	6BISF	T.latifolia mature	126.5	
9F	6BISF	T.latifolia mature	110.9	
10F	6BISF	T.latifolia mature	110.6	

= echantillons tests et/ou non intégrés au calcul

= poids en matière sèche dans un individu

= prélévement par quadrats de dimension 40x40 cm

= poids de matière sèche au m^2

Résultats des calculs de productivité en matière sèche des hélophytes

Quadrat N°	Type de végét.	Nbr individu/quadrats (60x60cm)	g MS m^{-2} a^{-1}
1	*P.australis*	35	4464
2	*P.australis*	32	4082
3	*P.australis*	49	6250
4	*P.australis*	58	7398
5	*P.australis*	31	3954
6	*P.australis*	31	3954
7	*P.australis*	48	6123
8	*P.australis*	42	5357
9	*P.australis*	34	4337
10	*P.australis*	24	3061
11	*P.australis*	62	7908
12	*P.australis*	52	6633
13	*P.australis*	50	6378
14	*P.australis*	44	5612
15	*P.australis*	59	7526
1	*T.latifolia*	11	3700
2	*T.latifolia*	9	3027
3	*T.latifolia*	10	3363
4	*T.latifolia*	7	2354
5	*T.latifolia*	7	2354
6	*T.latifolia*	15	5045
7	*T.latifolia*	12	4036
8	*T.latifolia*	10	3363

Quadrat N°	Type de végét.	Nbr individu/quadrats (60x60cm)	g MS m^{-2} a^{-1}
9	*T.latifolia*	15	5045
10	*T.latifolia*	9	3027
11	*T.latifolia*	11	3700
12	*T.latifolia*	16	5381
13	*T.latifolia*	15	5045
14	*T.latifolia*	14	4709
15	*T.latifolia*	15	5045
1	*S.lacustris*	102	2955
2	*S.lacustris*	97	2810
3	*S.lacustris*	103	2984
4	*S.lacustris*	142	4114
5	*S.lacustris*	109	3158
6	*S.lacustris*	124	3593
7	*S.lacustris*	96	2781
8	*S.lacustris*	125	3622
9	*S.lacustris*	95	2752
10	*S.lacustris*	122	3535
11	*S.lacustris*	129	3737
12	*S.lacustris*	105	3042
13	*S.lacustris*	113	3274
14	*S.lacustris*	75	2173
15	*S.lacustris*	71	2057

Résultats des calculs de productivité en matière sèche des hydrophytes à feuilles flottantes

Quadrat N°	Type de végétation	Nbr feuilles/quadrats (60x60cm)	Nbr fleurs/quadrats (60x60cm)	g MS m^{-2} a^{-1} feuilles	g MS m-2 a^{-1} fleurs	g MS m^{-2} a^{-1} tot
1	*N.lutea*	11	2	320	19	339
2	*N.lutea*	13	3	378	29	407
3	*N.lutea*	10	1	291	10	301
4	*N.lutea*	13	3	378	29	407
5	*N.lutea*	14	4	408	38	446
6	*N.lutea*	10	3	291	29	320
7	*N.lutea*	11	2	320	19	339
8	*N.lutea*	9	2	262	19	281
9	*N.lutea*	10	1	291	10	301
10	*N.lutea*	14	3	408	29	436
11	*N.lutea*	10	3	291	29	320
12	*N.lutea*	11	2	320	19	339
13	*N.lutea*	13	3	378	29	407
14	*N.lutea*	14	3	408	29	436
15	*N.lutea*	10	1	291	10	301
1	*N.alba*	26	2	543	15	558
2	*N.alba*	27	3	564	23	587
3	*N.alba*	40	3	836	23	858
4	*N.alba*	16	3	334	23	357
5	*N.alba*	10	4	209	30	239
6	*N.alba*	32	3	668	23	691
7	*N.alba*	25	2	522	15	537
8	*N.alba*	30	2	627	15	642
9	*N.alba*	28	1	585	8	592
10	*N.alba*	32	4	668	30	698
11	*N.alba*	16	4	334	30	364
12	*N.alba*	23	3	480	23	503
13	*N.alba*	25	3	522	23	545
14	*N.alba*	30	4	627	30	657
15	*N.alba*	27	2	564	15	579

Annexe 10 : densité d'individus d'ancienne génération chez *Phragmites australis* et *Typha latifolia*

Résultats par quadrat de 0.36 m² (60x60cm)

Phragmites australis				
Quadrat N°	**Strate N°**	**Coordonées GPS**	**Nbr individu mature**	**Nbr individu ancien**
1	4P	46°14'08.3"N 6°04'29.2"E	35	34
2	4P	46°14'08.0"N 6°04'28.9"E	32	24
3	4P	46°14'08.6"N 6°04'29.3"E	49	22
4	3P	46°14'10.0"N 6°04'28.1"E	58	31
5	1P	46°14'11.1"N 6°04'26.0"E	31	14
6	3P	46°14'09.7"N 6°04'28.1"E	31	53
7	6P	46°14'09.5"N 6°04'22.8"E	48	30
8	6P	46°14'09.6"N 6°04'22.8"E	42	44
9	6P	46°14'09.7"N 6°04'22.9"E	34	42
10	6P	46°14'09.5"N 6°04'23.0"E	24	22
11	6P	46°14'10.1"N 6°04'21.4"E	62	7
12	6P	46°14'10.1"N 6°04'21.7"E	52	25
13	6P	46°14'10.2"N 6°04'21.8"E	50	23
14	6P	46°14'10.0"N 6°04'22.0"E	44	10
15	6P	46°14'09.9"N 6°04'22.1"E	59	18

Typha latifolia				
Quadrat N°	**Strate N°**	**Coordonées GPS**	**Nbr mature individu**	**Nbr individu ancien**
1	5T	46°14'08.2"N 6°04'25.6"E	11	5
2	5T	46°14'08.4"N 6°04'24.4"E	9	9
3	5T	46°14'08.6"N 6°04'24.0"E	10	10
4	5T	46°14'08.7"N 6°04'23.7"E	7	10
5	8T	46°14'10.3"N 6°04'19.7"E	7	17
6	8T	46°14'10.4"N 6°04'19.3"E	15	12
7	3T	46°14'11.1"N 6°04'27.3"E	12	6
8	3T	46°14'10.9"N 6°04'27.1"E	10	12
9	2T	46°14'11.4"N 6°04'26.9"E	15	9
10	1T	46°14'11.6"N 6°04'23.9"E	9	1
11	1T	46°14'11.6"N 6°04'24.3"E	11	7
12	1T	46°14'11.7"N 6°04'24.4"E	16	3
13	1T	46°14'11.5"N 6°04'25.0"E	15	5
14	1T	46°14'11.4"N 6°04'25.1"E	14	6
15	11T	46°14'11.7"N 6°04'22.6"E	15	11

Synthèse des calculs de densité au m²

	Densité d'individu d'ancienne génération		
	Min. individu m^{-2}	**Max. individu m^{-2}**	**Moy .individu m^{-2}**
P.australis	19	147	74
T.latifolia	3	47	23

Annexe 11 : fiche de relevé de *Phragmites australis*

Echelle d'abondance-dominace de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928)

Coef	Nombre d'individu	Recouvrement
r	Un ou deux individus	<1%
+	Moins de 10 individus	<1%
1	Peu nombreux	1-5%
2	Nombreux	5-25%
3	Quelconque	25-50%
4	Quelconque	50-75%
5	Quelconque	75-100%

Fiche de relevé N°5 Code Fiche: E

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 01.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: *Phragmites australis* monospécifique

Données complémentaires

Météo: ensoleillé/nuageux **T°:** 29°C **Remarques:** 1er jour de prélévement

◯: mesure prise au niveau de la coupe

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Coef. Ab-do strate	Nature du prélèvement	Remarques
1E	**1P**	46°14'11.2"N 6°04'26.2"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 320cm ◯=3.5 cm
2E	**5P**	46°14'07.7"N 6°04'27.2"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 337cm ◯=4.0 cm
3E	**5P**	46°14'07.6"N 6°04'27.2"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 358cm ◯=4.5 cm
4E	**5P**	46°14'07.8"N 6°04'26.9"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 342cm ◯=4.9 cm
5E	**5P**	46°14'07.8"N 6°04'26.9"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 359cm ◯=5.1 cm
6E	**4P**	46°14'08.0"N 6°04'28.9"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 341cm ◯=4.1 cm
7E	**4P**	46°14'08.6"N 6°04'29.3"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 333cm ◯=4.2 cm
8E	**4P**	46°14'08.5"N 6°04'29.0"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 357cm ◯=4.5 cm
9E	**4P**	46°14'08.5"N 6°04'29.0"E	*P.australis*	4	Individu mature sans racine	Taille: 380cm ◯=4.3 cm
10E	**4P**	46°14'08.3"N 6°04'28.7"E	*P.australis*	3	Individu avec peu de fleur/ bordure de végétation	Taille: 330cm ◯=4.3 cm

Annexe 12 : fiche de relevé *Typha latifolia*

Echelle d'abondance-dominace de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928)

Coef	Nombre d'individu	Recouvrement
r	Un ou deux individus	<1%
+	Moins de 10 individus	<1%
1	Peu nombreux	1-5%
2	Nombreux	5-25%
3	Quelconque	25-50%
4	Quelconque	50-75%
5	Quelconque	75-100%

Fiche de relevé N°6_{bis} Code Fiche: F

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 03.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: *Typha latifolia* monospécifique

Données complémentaires

Météo: nuageux **T°:** 25°C **Remarques: 2**ème jour de prélévement

◯: mesure prise au niveau de la coupe

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Coef. Ab-do strate	Nature du prélèvement	Remarques
1F	**3T**	46°14'11.0"N 6°04'27.8"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 235cm ◯=12 cm
2F	**3T**	46°14'11.0"N 6°04'27.9"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 264cm ◯=12.7 cm
3F	**5T**	46°14'08.6"N 6°04'24.4"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 258cm ◯=10 cm
4F	**5T**	46°14'08.9"N 6°04'23.8"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 265cm ◯=11.5 cm
5F	**5T**	46°14'09.0"N 6°04'23.8"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 230cm ◯=11.1 cm
6F	**5T**	46°14'09.4"N 6°04'22.7"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 237cm ◯=9 cm
7F	**5T**	46°14'09.8"N 6°04'22.1"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 248cm ◯=10 cm
8F	**5T**	46°14'10.1"N 6°04'21.4"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 273cm ◯=11.5 cm
9F	**5T**	46°14'10.3"N 6°04'20.9"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 233cm ◯=10.2cm
10F	**6T**	46°14'10.4"N 6°04'19.9"E	*T.latifolia*	3	Individu mature sans racine	Taille: 251cm ◯=10.3 cm

Annexe 13 : fiche de relevé de *Schoenoplectus lacustris*

Echelle d'abondance-dominace de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928)

Coef	Nombre d'individu	Recouvrement
r	Un ou deux individus	<1%
+	Moins de 10 individus	<1%
1	Peu nombreux	1-5%
2	Nombreux	5-25%
3	Quelconque	25-50%
4	Quelconque	50-75%
5	Quelconque	75-100%

Fiche de relevé N°4 Code Fiche: D

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 1.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: *Schoenoplectus lacustris* monospécifique

Données complémentaires

Météo: ensoleillé/nuageux **T°:** 29°C **Remarques:** 1er jour de prélévement

◯: mesure prise au niveau de la coupe

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Coef. Ab-do strate	Nature du prélèvement	Remarques
1D	**1S**	46°14'08.5"N 6°04'24.9"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 236 cm ◯=6.4 cm
2D	**1S**	46°14'08.5"N 6°04'24.9"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 242 cm ◯=5.5 cm
3D	**1S**	46°14'10.7"N 6°04'27.4"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 240 cm ◯=6.4 cm
4D	**1S**	46°14'10.5"N 6°04'27.5"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 248 cm ◯=7.5cm
5D	**1S**	46°14'10.4"N 6°04'27.6"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 239 cm ◯=6.7 cm
6D	**2S**	46°14'08.6"N 6°04'24.7"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 237 cm ◯=6 cm
7D	**2S**	46°14'08.6"N 6°04'24.7"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 238 cm ◯=5.6 cm
8D	**2S**	46°14'08.6"N 6°04'24.7"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 209 cm ◯=6.8 cm
9D	**2S**	46°14'08.6"N 6°04'24.7"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 231 cm ◯=7 cm
10D	**2S**	46°14'08.5"N 6°04'25.0"E	*S. lacustris*	4	Individu mature sans racine	Taille: 216 cm ◯=5.4 cm

Annexe 14 : fiche de relevé des hydrophytes à feuilles flottantes

Echelle d'abondance-dominace de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928)

Coef	Nombre d'individu	Recouvrement
r	Un ou deux individus	<1%
+	Moins de 10 individus	<1%
1	Peu nombreux	1-5%
2	Nombreux	5-25%
3	Quelconque	25-50%
4	Quelconque	50-75%
5	Quelconque	75-100%

Fiche de relevé N°10 Code Fiche: J

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 12.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: hydrophytes à feuilles flottantes

Données complémentaires

Météo: ensoleillé **T°:** 25°C **Remarques:**

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Coef. Ab-do strate	Nature du prélèvement	Remarques
1J	**1N**	46°14'11.0"N 6°04'26.3"E	*N. alba*	5	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 103.5 cm fleur: 93.5 cm
2J	**1N**	46°14'11.0"N 6°04'26.3"E	*N. alba*	5	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 101 cm fleur: 96 cm
3J	**1N**	46°14'11.0"N 6°04'26.3"E	*N. alba*	5	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 105 cm fleur: 96 cm
4J	**1N**	46°14'11.0"N 6°04'26.3"E	*N. alba*	5	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 99.5 cm fleur: 93 cm
5J	**1N**	46°14'11.0"N 6°04'26.2"E	*N. alba*	5	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 106 cm fleur: 95 cm
6J	**2N**	46°14'10.4"N 6°04'28.0"E	*N.lutea*	4	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 76 cm fleur: 73 cm
7J	**2N**	46°14'10.5"N 6°04'28.1"E	*N.lutea*	4	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 94 cm fleur: 81 cm
8J	**2N**	46°14'10.5"N 6°04'28.1"E	*N.lutea*	4	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 64.5 cm fleur: 74 cm
9J	**2N**	46°14'10.4"N 6°04'28.1"E	*N.lutea*	4	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 96.5 cm fleur: 68.5 cm
10J	**2N**	46°14'10.4"N 6°04'28.1"E	*N.lutea*	4	1 fleur+1 feuille	Taille: feuille 89 cm fleur: 90.5 cm

Annexe 15 : fiche de relevé de *Chara* sp.

Echelle d'abondance-dominace de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928)

Coef	Nombre d'individu	Recouvrement
r	Un ou deux individus	<1%
+	Moins de 10 individus	<1%
1	Peu nombreux	1-5%
2	Nombreux	5-25%
3	Quelconque	25-50%
4	Quelconque	50-75%
5	Quelconque	75-100%

Fiche de relevé N°11 Code Fiche: K

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 14.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: herbier de characées

Données complémentaires

Météo: ensoleillé **T°:** 22.1°C **Remarques:** **Quadrats:** 40x40 cm

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Coef. Ab-do quadrats/strate	Nature du prélèvement	Remarques
1K	**1C**	46°14'10.6"N 6°04'28.6"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
2K	**1C**	46°14'10.5"N 6°04'28.5"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
3K	**1C**	46°14'10.4"N 6°04'28.6"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
4K	**1C**	46°14'10.2"N 6°04'28.7"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
5K	**1C**	46°14'10.1"N 6°04'28.9"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
6K	**1C**	46°14'10.0"N 6°04'29.0"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
7K	**1C**	46°14'09.7"N 6°04'29.2"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
8K	**1C**	46°14'09.6"N 6°04'28.9"E	*Chara* sp.	5/4	Quadrat 40x40 cm	Prélévement avec secateur et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis

Annexe 16 : fiche de relevé de *Potamogeton pusillus* aggr.

Echelle d'abondance-dominace de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1928)

Coef	Nombre d'individu	Recouvrement
r	Un ou deux individus	<1%
+	Moins de 10 individus	<1%
1	Peu nombreux	1-5%
2	Nombreux	5-25%
3	Quelconque	25-50%
4	Quelconque	50-75%
5	Quelconque	75-100%

Fiche de relevé N°12 Code Fiche: L

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 14.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: herbier de *Potamogeton pusillus* aggr.

Données complémentaires

Météo: ensoleillé **T°:** 22.1°C **Remarques:** **Quadrats:** 40x40 cm

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Coef. Ab-do quadrats/strate	Nature du prélèvement	Remarques
1L	**2PP**	46°14'09.5"N 6°04'23.6"E	*P.pusillus* aggr.	4 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
2L	**2PP**	46°14'09.5"N 6°04'23.6"E	*P.pusillus* aggr.	4 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
3L	**2PP**	46°14'09.5"N 6°04'23.5"E	*P.pusillus* aggr.	4 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
4L	**2PP**	46°14'09.6"N 6°04'23.7"E	*P.pusillus* aggr.	3 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
5L	**2PP**	46°14'10.0"N 6°04'22.7"E	*P.pusillus* aggr.	3 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
6L	**2PP**	46°14'09.8"N 6°04'22.6"E	*P.pusillus* aggr.	4 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
7L	**2PP**	46°14'09.9"N 6°04'22.6"E	*P.pusillus* aggr.	3 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis
8L	**2PP**	46°14'10.4"N 6°04'21.5"E	*P.pusillus* aggr.	3 / 2	Quadrats 40x40 cm	Prélévement avec mains et rateau, difficile d'effecteur un échantillonnage précis

Annexe 17 : fiche de relevé des algues filamenteuses

Fiche de relevé N°8 Code Fiche: H

Données de base

Nom du site: Lac des Vernes **Date:** 12.07.2020 **Opérateur:** Z.R.

type de végétation: algues filamenteuses

Données complémentaires

Météo: ensoleillé **T°:** 25°C **Remarques:** Pluie la veille, algues moins abondantes **Quadrats:** 40x40 cm

Prélèvements:

N°	Strate	Point GPS	Espèces	Recouvrement	Nature du prélèvement	Remarques
1H	1A	46°14'08.8"N 6°04'24.5"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	Présence d'une matière organique rouge
2H	1A	46°14'08.6"N 6°04'24.8"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	Présence d'une matière organique rouge
3H	1A	46°14'08.8"N 6°04'25.1"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	Présence d'une matière organique rouge
4H	1A	46°14'08.8"N 6°04'24.3"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	Présence d'une matière organique rouge
5H	1A	46°14'08.9"N 6°04'24.4"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	Présence d'une matière organique rouge
6H	1A	46°14'09.7"N 6°04'24.1"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	
7H	1A	46°14'10.2"N 6°04'26.6"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrats / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	
8H	1A	46°14'09.6"N 6°04'26.6"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	
9H	1A	46°14'09.2"N 6°04'26.8"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40 cm	
10H	1A	46°14'10.8"N 6°04'26.1"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40cm	
11H	1A	46°14'10.5"N 6°04'27.0"E	Algues filamenteuses	90-100% dans quadrat / 40% surface tot lac	Quadrat 40x40cm	

Annexe 18 : évolution journalière des concentrations maximales de phytoplancton et du piégeage de carbone par le phytoplancton selon les mesures de la sonde FluoroProbe

Résultats de mesures du 27.07 au 19.07.2020

Date	Max Chl a (µg L^{-1})	Max µgC L^{-1}
27.05.2020	5.60	0.67
28.05.2020	2.60	0.31
29.05.2020	2.94	0.35
30.05.2020	2.27	0.27
31.05.2020	2.32	0.28
01.06.2020	0.63	0.08
02.06.2020	1.87	0.22
03.06.2020	2.08	0.25
04.06.2020	3.65	0.44
05.06.2020	3.14	0.38
06.06.2020	1.94	0.23
07.06.2020	2.57	0.31
08.06.2020	4.27	0.51
09.06.2020	2.20	0.26
10.06.2020	3.84	0.46
11.06.2020	12.51	1.50
12.06.2020	5.59	0.67
13.06.2020	3.49	0.42
14.06.2020	3.25	0.39
15.06.2020	3.32	0.40
16.06.2020	3.90	0.47
17.06.2020	5.34	0.64
18.06.2020	4.73	0.57
19.06.2020	3.76	0.45
20.06.2020	5.24	0.63
21.06.2020	7.41	0.89
22.06.2020	8.19	0.98
23.06.2020	7.09	0.85
24.06.2020	5.72	0.69
25.06.2020	5.75	0.69
26.06.2020	5.94	0.71
27.06.2020	7.04	0.84
28.06.2020	7.06	0.85
29.06.2020	7.09	0.85
30.06.2020	13.92	1.67
01.07.2020	14.85	1.78
02.07.2020	10.16	1.22
04.07.2020	2.56	0.31
05.07.2020	2.67	0.32
06.07.2020	5.05	0.61
07.07.2020	7.59	0.91
08.07.2020	5.88	0.71
09.07.2020	4.99	0.60
10.07.2020	7.18	0.86
11.07.2020	8.08	0.97
12.07.2020	6.56	0.79
13.07.2020	7.97	0.96
14.07.2020	8.08	0.97
15.07.2020	7.78	0.93
16.07.2020	8.16	0.98
17.07.2020	10.55	1.27
18.07.2020	17.21	2.07
19.07.2020	18.11	2.17

Synthèse des résultats

	Min	Max	Moy
Chl a (µg L^{-1})	0.63	18.11	6.07
Chl *a* (µgC L^{-1})	0.08	2.17	0.73

Annexe 19 : estimation de l'accumulation totale du Corg sur la Lac des Vernes en fonction des surfaces

Calculs des surfaces et du carbone accumulé par les hélophytes

P.australis	
N°strate	Surface (m^2)
1P	70
2P	22
3P	181
4P	484
5P	377
6P	352
7P	120
Total m^2	**1604**
Total g C	3701291
Total kg C	**3701**

S.lacustris	
N°strate	Surface (m^2)
1S	81
2S	108
3S	15
4S	10
Total m^2	**214**
Total g C	281071
Total kg C	**281**

T.latifolia	
N°strate	Surface (m^2)
1T	214
2T	266
3T	285
4T	59
5T	1013
6T	53
7T	249
8T	364
9T	552
10T	445
11T	117
Total m^2	**3617**
Total g C	5909741
Total kg C	**5910**

Calculs des surfaces et du carbone accumulés par les hydrophytes à feuilles immergées

***P.pusillus* aggr.**		
Strate n°	**Recouvrement**	**Surface (m2)**
1PP	15%	231
2PP	30%	42
3PP	10%	359
4PP	10%	2387
5PP	30%	987
	Total m^2	618
	Total g C	13'384
	Totak kg C	**13**

***Chara* sp.**		
Strate n°	**Recouvrement**	**Surface (m2)**
1C	70%	30
2C	75%	531
	Total m^2	419
	Total g C	69'882
	Totak kg C	**70**

Calculs des surfaces et du carbone accumulé par les hydrophytes à feuilles flottantes

N.alba		***N.lutea***	
Strate	surface (m2)	strate	surface (m2)
1N	**46**	2N	**95**
g C tot	9479	g C tot	12499
kg C tot	**9**	**kg C tot**	**12**

Calculs des surfaces et du carbone accumulé par les algues filamenteuses

Algues filamenteuses		
Strate	Recouvrement	Surface (m^2)
Surface en eau	70%	13000
	total surface	**9100**
	total g C	1101100
	totak kg C	**1101**

Synthèse des résultats et carbone accumulé par les végétaux étudiés sur l'ensemble du Lac des Vernes en 2020

Populations	**Surface totale investiguée (m^2)**	**Total kg C**
P.australis	1'604	3'701
T.latifolia	3'617	5910
S.lacustris	214	281
N.lutea	95	12
N.alba	46	9
Chara sp.	531	70
P.pusillus aggr.	618	13
Algues filamenteuses	13'000	551-1'101
Total	**19'725**	**10'547**

Annexe 20 : résultats des calculs de biomasse en carbone organique

N°ECH	N°FDR	Type de végétation	%MO	PDS en C	g C m-2
1B	2B	P.australis mature	97	13	-
1C	3C	S.lacustris mature	91	4	-
2A	1A	T.latifolia ancien	95	20	-
1A	1A	T.latifolia mature	92	61	-
1A	1A	T.latifolia mature	92	61	-
1E	5E	P.australis mature	96	11	Cf. feuille "Productivité en C des hélophytes"
2E	5E	P.australis mature	93	20	
3E	5E	P.australis mature	92	26	
4E	5E	P.australis mature	92	22	
5E	5E	P.australis mature	91	24	
6E	5E	P.australis mature	91	14	
7E	5E	P.australis mature	92	16	
8E	5E	P.australis mature	93	20	
9E	5E	P.australis mature	94	20	
10E	5E	P.australis mature	94	19	
1D	4D	S.lacustris mature	93	5	
2D	4D	S.lacustris mature	94	5	
3D	4D	S.lacustris mature	94	5	
4D	4D	S.lacustris mature	94	4	
5D	4D	S.lacustris mature	94	4	
6D	4D	S.lacustris mature	95	4	
7D	4D	S.lacustris mature	94	4	
8D	4D	S.lacustris mature	94	4	
9D	4D	S.lacustris mature	95	5	
10D	4D	S.lacustris mature	94	4	
1F	6F	T.latifolia mature	91	51	
2F	6F	T.latifolia mature	92	57	
3F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	92	54	
4F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	92	49	
5F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	93	53	
6F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	91	49	
7F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	92	43	
8F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	92	53	
9F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	92	46	
10F	6_{BIS}F	T.latifolia mature	92	46	
1H	8H	Algues filamenteuses	26	9	55
2H	8H	Algues filamenteuses	32	13	81
3H	8H	Algues filamenteuses	22	10	59
4H	8H	Algues filamenteuses	36	17	105
5H	8H	Algues filamenteuses	26	8	50
6H	8H	Algues filamenteuses	35	10	64
7H	8H	Algues filamenteuses	34	7	45
8H	8H	Algues filamenteuses	36	8	48
9H	8H	Algues filamenteuses	31	9	55
10H	8_{BIS}H	Algues filamenteuses	27	10	59
11H	8_{BIS}H	Algues filamenteuses	26	7	45

N°ECH	N°FDR	Type de végétation	%MO	PDS en C	g C m-2
1J	10J	N. alba fleur	82	1.1	Cf. feuille "Productivité en C des hydrophytes à feuilles flottantes"
1J	10J	N. alba feuilles	85	3.8	
2J	10J	N. alba fleur	82	0.8	
2J	10J	N. alba feuilles	82	1.3	
3J	10J	N. alba fleur	83	1.4	
3J	10J	N. alba feuilles	75	3.3	
4J	10J	N. alba fleur	82	0.5	
4J	10J	N. alba feuilles	87	2.2	
5J	10J	N. alba fleur	83	1.2	
5J	10J	N. alba feuilles	85	3.3	
6J	10J	N. lutea fleurs	88	0.9	
6J	10J	N. lutea feuilles	83	4.3	
7J	10J	N. lutea fleurs	88	1.7	
7J	10J	N. lutea feuilles	77	4.3	
8J	10J	N. lutea fleurs	89	1.3	
8J	10J	N. lutea feuilles	90	3.0	
9J	10J	N. lutea fleurs	88	1.0	
9J	10J	N. lutea feuilles	76	3.7	
10J	10J	N. lutea fleurs	91	2.0	
10J	10J	N. lutea feuilles	83	3.9	
1K	11K	Chara sp.	26	25.1	157
2K	11K	Chara sp.	26	18.9	118
3K	11K	Chara sp.	27	17.7	111
4K	11K	Chara sp.	25	23.2	145
5K	11K	Chara sp.	27	36.0	225
6K	11K	Chara sp.	31	27.1	169
7K	11K	Chara sp.	30	36.1	225
1L	12L	P. pusillus aggr	67	4.2	26
2L	12L	P. pusillus aggr	75	2.0	12
3L	12L	P. pusillus aggr	69	1.7	11
4L	12L	P. pusillus aggr	75	6.8	43
5L	12L	P. pusillus aggr	61	2.6	16
6L	12L	P. pusillus aggr	62	1.9	12
7L	12L	P. pusillus aggr	73	4.2	26
8L	12L	P. pusillus aggr	77	4.4	27

= echantillons tests non intégrés auc calculs

= poids en carbone dans un individu

= Poids en Corg par quadrats de dimension 40x40 cm (0.16 m^2)

Pourcentage de matière organique dans la matière sèche (moyenne et écart-type)

Espèces	% de MO dans MS
P.australis	93(±2)
T.latifolia	92(±1)
S.lacustris	94(±1)
N.alba	83(±3)
N.lutea	85(±5)
Chara sp.	28(±2)
P.pusillus aggr.	70(±6)
Algues filamenteuses	30(±5)

Résultats des calculs de productivité en carbone organique des hélophytes

Quadrat N°	Type de végét.	Nbr individu/ (60x60cm)	Moy. gC individu^{-1}	gC m^{-2} a^{-1}
1	*P.australis*	35	19	1861
2	*P.australis*	32	19	1701
3	*P.australis*	49	19	2605
4	*P.australis*	58	19	3083
5	*P.australis*	31	19	1648
6	*P.australis*	31	19	1648
7	*P.australis*	48	19	2552
8	*P.australis*	42	19	2233
9	*P.australis*	34	19	1807
10	*P.australis*	24	19	1276
11	*P.australis*	62	19	3296
12	*P.australis*	52	19	2764
13	*P.australis*	50	19	2658
14	*P.australis*	44	19	2339
15	*P.australis*	59	19	3136
1	*T.latifolia*	11	50	1532
2	*T.latifolia*	9	50	1253
3	*T.latifolia*	10	50	1392
4	*T.latifolia*	7	50	975
5	*T.latifolia*	7	50	975
6	*T.latifolia*	15	50	2088
7	*T.latifolia*	12	50	1671
8	*T.latifolia*	10	50	1392

Quadrat N°	Type de végét.	Nbr individu/ (60x60cm)	Moy. gC individu^{-1}	gC m^{-2} a^{-1}
9	*T.latifolia*	15	50	2088
10	*T.latifolia*	9	50	1253
11	*T.latifolia*	11	50	1532
12	*T.latifolia*	16	50	2228
13	*T.latifolia*	15	50	2088
14	*T.latifolia*	14	50	1949
15	*T.latifolia*	15	50	2088
1	*S.lacustris*	102	4	1251
2	*S.lacustris*	97	4	1190
3	*S.lacustris*	103	4	1263
4	*S.lacustris*	142	4	1742
5	*S.lacustris*	109	4	1337
6	*S.lacustris*	124	4	1521
7	*S.lacustris*	96	4	1177
8	*S.lacustris*	125	4	1533
9	*S.lacustris*	95	4	1165
10	*S.lacustris*	122	4	1496
11	*S.lacustris*	129	4	1582
12	*S.lacustris*	105	4	1288
13	*S.lacustris*	113	4	1386
14	*S.lacustris*	75	4	920
15	*S.lacustris*	71	4	871

Résultats des calculs de productivité en carbone organique des hydrophytes à feuilles flottantes

Quadrat N°	Type de végétation	Nbr feuilles/quadrats (60x60cm)	Nbr fleurs/quadrats (60x60cm)	Moy gC feuilles^{-1}	Moy gC fleurs^{-1}	gC m^{-2} a^{-1} feuilles	gC m^{-2} a^{-1} fleurs	gC m^{-2} a^{-1} tot
1	*N.lutea*	11	2	3.8	1.4	117	8	125
2	*N.lutea*	13	3	3.8	1.4	138	11	150
3	*N.lutea*	10	1	3.8	1.4	106	4	110
4	*N.lutea*	13	3	3.8	1.4	138	11	150
5	*N.lutea*	14	4	3.8	1.4	149	15	164
6	*N.lutea*	10	3	3.8	1.4	106	11	118
7	*N.lutea*	11	2	3.8	1.4	117	8	125
8	*N.lutea*	9	2	3.8	1.4	96	8	103
9	*N.lutea*	10	1	3.8	1.4	106	4	110
10	*N.lutea*	14	3	3.8	1.4	149	11	160
11	*N.lutea*	10	3	3.8	1.4	106	11	118
12	*N.lutea*	11	2	3.8	1.4	117	8	125
13	*N.lutea*	13	3	3.8	1.4	138	11	150
14	*N.lutea*	14	3	3.8	1.4	149	11	160
15	*N.lutea*	10	1	3.8	1.4	106	4	110
1	*N.alba*	26	2	2.8	1.0	202	6	207
2	*N.alba*	27	3	2.8	1.0	210	8	218
3	*N.alba*	40	3	2.8	1.0	310	8	319
4	*N.alba*	16	3	2.8	1.0	124	8	132
5	*N.alba*	10	4	2.8	1.0	78	11	89
6	*N.alba*	32	3	2.8	1.0	248	8	257
7	*N.alba*	25	2	2.8	1.0	194	6	200
8	*N.alba*	30	2	2.8	1.0	233	6	238
9	*N.alba*	28	1	2.8	1.0	217	3	220
10	*N.alba*	32	4	2.8	1.0	248	11	259
11	*N.alba*	16	4	2.8	1.0	124	11	135
12	*N.alba*	23	3	2.8	1.0	178	8	187
13	*N.alba*	25	3	2.8	1.0	194	8	202
14	*N.alba*	30	4	2.8	1.0	233	11	244
15	*N.alba*	27	2	2.8	1.0	210	6	215

Annexe 21 : description du projet PONDERFUL traitant des émissions de GES par les mares et étangs

Project Number [1]	869296	Project Acronym [2]	PONDERFUL

One form per project	
General information	
Project title [3]	POND Ecosystems for Resilient FUture Landscapes in a changing climate
Starting date [4]	01/12/2020
Duration in months [5]	48
Call (part) identifier [6]	H2020-LC-CLA-2019-2
Topic	LC-CLA-06-2019 Inter-relations between climate change, biodiversity and ecosystem services
Fixed EC Keywords	Environment, Pollution & Climate, Water-climate interactions, Ecosystem management, Nature conservation, Ecology (theoretical and experimental; population, species and community level), Biodiversity monitoring
Free keywords	Freshwater ecosystems, climate change mitigation & adaptation, ecosystem services, nature-based solutions, policy and social context, stakeholders, sustainable financing, multi-actor approach

Abstract [7]

Ponds and "pondscapes" (networks of ponds) are crucial for biodiversity conservation and their multiple societally beneficial ecosystem services (ES) provide the means to play a crucial role in mitigating and adapting to climate change. However, ponds are largely neglected in water- and nature-related policies and there is insufficient knowledge on how to manage and restore ponds to maximize their role as nature-based solutions (NBS) to increase resilience of ecosystems and society to climate change (CC). The overarching aim of PONDERFUL is to facilitate improved implementation of ponds NBS for CC mitigation and adaptation, biodiversity conservation and delivery of ES through generating and integrating biodiversity, ecosystems, social, economic and policy knowledge and providing evidence-based guidance and tools for pond NBS implementation. To achieve this, PONDERFUL will: 1) evaluate the interactions and feedbacks between biodiversity, ES and climate in pondscapes at multiple spatial scales; 2) together with stakeholders, develop future scenarios for pondscapes in EU and CELAC in the context of CC, land use change, and changed policies; 3) develop and test the implementation of effective multifunctional NBS in close collaboration with the stakeholders using DEMOnstration sites in EU and CELAC countries; 4) develop a sustainable finance and investment guide for NBS, in collaboration with local stakeholders; 5) assess the potential for large-scale implementation of the proposed NBS in relation to existing barriers, enabling factors, financing and as economic viability, as well as social perceptions of benefits from pond NBS. Ultimately, the stakeholder-oriented approach adopted by PONDERFUL will ensure that the scientific knowledge produced on the benefits of using pondscapes as ecosystems delivering multiple ES is explicitly considered in decision making from local management to EU policies.

Annexe 22 : description du projet COMFORTO traitant des services écosysthèmiques produits par les mares et étangs

Titre du projet

« Des bassins aquatiques urbains multi-usages pour un meilleur confort de vie »

Acronyme

CONFORTO

Programme thématique RaD HES-SO

Nature et Ville

Mots clés en anglais

urban ecosystems; human wellbeing; adaptation to climate changes; nature-based solutions; water resources; ponds ; carbon trapping ; micropollutants; thermal regulation; flow regulation; stormwater retention; biodiversity

Résumé

Ce projet propose le développement d'un outil d'adaptation de la ville aux défis actuels et futurs liés à l'urbanisation et aux changements climatiques. En effet, l'extension et la densification urbaine s'accompagnent souvent d'une détérioration du cadre de vie. Les changements climatiques aggravent la situation, notamment en favorisant les îlots de chaleur et les risques naturels comme les inondations.

Un nouveau concept de bassin aquatique est proposé ici, aux multiples effets positifs et parfaitement intégré à la ville du 21ème siècle. Contrairement aux bassins urbains traditionnels qui souvent ne visent qu'un seul service écosystémique, celui-ci sera multifonctionnel et de plus visera à améliorer notre confort de vie.

- Véritables éponges, ces bassins participeront à réguler les flux hydriques dans les zones urbaines.
- De par leurs capacités filtrantes, ils permettront l'épuration des eaux (nutriments et micropolluants).
- Grâce à leur production végétale, ces écosystèmes piègeront le carbone en le stockant dans les sédiments.
- Par le rôle rafraichissant de leur volume aquatique, ils réduiront en été l'effet « îlot de chaleur urbain ».
- Offrant de multiples habitats à la biodiversité aquatique, ils renforceront l'infrastructure écologique dans la matrice urbaine.

Le prototype de cet écosystème urbain sera optimisé (cf. design et morphométrie) pour ces multiples fonctions écosystémiques. De plus, sa conception inclura des mesures pour minimiser les nuisances (cf. moustiques, grenouilles rieuses, espèces envahissantes, risques de noyade). Ces étapes tireront parti de retours d'expériences de bassins existants à Genève et à Yverdon, mises en perspectives avec les connaissances documentées dans d'autres pays. Le développement du descriptif du prototype sera conduit sur un cas concret d'expansion urbaine, en partenariat avec les gestionnaires locaux, notamment afin d'assurer une compatibilité avec les règles d'aménagement du territoire. Les bassins urbains déjà existants pourront être adaptés, selon ce même descriptif, pour une optimisation de leurs services.

Les compétences nécessaires pour mener à bien ce projet sont réunies dans la HES-SO : le diagnostic de la biodiversité, l'ingénierie écologique des mares et étangs et les mesures climatiques (HEPIA), la capacité de rétention des micropolluants et l'évaluation du piégeage du carbone (HEIA Fribourg) et la quantification de la régulation hydrique en milieu urbain (heig-VD et HEPIA). L'Office cantonal de l'eau (OCEau, GE) a donné son accord pour assurer un soutien et un accompagnement du projet, avec son application dans une zone d'extension urbaine du Canton de Genève.

Les trois principaux délivrables seront : (i) la description d'un prototype pour la construction de nouveaux bassins optimisés pour leurs services écosystémiques, (ii) un guide pour l'optimisation des services écosystémiques des bassins existants (incluant un outil d'aide à la décision), (iii) une stratégie de sensibilisation des professionnels (cf. architectes, ingénieurs) aux multiples services apportés par les plans d'eau urbains (flyer, pages internet, journée thématique).

Requérant-e—s (La première personne est le requérant principal. Un requérant par haute école - institut)

Nom	Prénom	Email	haute école – Institut (acronymes)
Oertli	Beat	beat.oertli@hesge.ch	HEPIA- inTNE
Bourgeois	Jean-Pascal	jean-pascal.bourgeois@hefr.ch	EIA - Fribourg
Consuegra	David	david.consuegra@heig-vd.ch	heig-VD

Début du projet	1er juin 2019	**Durée**	24 mois