

Quantification de la sédimentation de carbone dans six mares urbaines du canton de Genève



Thèse de bachelor présentée par :

Christopher ANSERMET

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

Août 2020

Répondant HEPIA
Beat OERTLI, Professeur HES

Conseiller Scientifique
Beat OERTLI, Professeur HES

Responsable de la filière
Gestion de la Nature
Patrice Prunier

Photo de couverture : Mare de la rue Sonnex. 23.07.2020

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

Christopher ANSERMET

Remerciements

Je tiens à remercier mon répondant et conseiller scientifique, Beat Oertli, professeur HES, pour son investissement et son suivi tout au long de ce travail.

Je souhaite également remercier Eliane Demierre et Jane O'Rourke, laborantines HEPIA, pour toute leur aide liée au matériel nécessaire pour le terrain ainsi que pour leurs explications et conseils liés au travail de laboratoire.

J'adresse ensuite mes remerciements à Marine Decrey, assistante Gestion de la nature, pour avoir contacté au préalable les propriétaires et gestionnaires nécessaires afin d'accéder aux sites d'études et d'obtenir l'autorisation de poser des pièges à sédiments dans les mares. Je remercie également les propriétaires et gestionnaires avec qui j'ai communiqué par courriel, tout particulièrement Béatriz Rodriguez, gérante technique de la Société Coopérative d'Habitation Genève (schg), avec qui j'ai pu discuter face-à-face pour l'autorisation d'accès à la mare de la rue Sonnex et Eric Tenthorey, responsable de l'entretien du parc Chuit, qui a toujours été disponible pour me permettre l'accès à la mare du parc.

Finalement, je souhaite encore remercier tous les membres de ma famille et particulièrement Clémence, qui m'ont aidé à monter les pièges à sédiments, les transporter de mare en mare et qui m'ont également soutenu mentalement et physiquement tout au long de ce travail.

Résumé

En vue des problématiques actuelles concernant le changement climatique, causé par des concentrations élevées de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, nous nous rendons de plus en plus compte de l'importance des puits de carbone. Les mares et les étangs seraient parmi les puits de carbone les plus importants mondialement et pourraient collectivement piéger plus de carbone que les océans malgré leur taille réduite. Le niveau trophique des petits plans d'eau, généralement élevée, permet aux organismes capables de photosynthèse d'intégrer le CO₂ atmosphérique au sein de leur biomasse. Ces organismes finissent par mourir et sédimenter sur le fond du plan d'eau sous forme de sédiments riches en matière organique qui n'est que partiellement décomposée. Cependant, le piégeage de carbone dans les mares et étangs urbains est à ce jour peu étudié.

Dans l'objectif de quantifier le piégeage de carbone dans les mares urbaines, 29 pièges à sédiments ont été posés dans six mares urbaines genevoises pour une durée de quatre semaines entre les mois de juin et juillet 2020. Les sédiments qui se sont déposés dans les pièges ont ensuite été incinérés afin de mesurer la quantité de matière organique et estimer la quantité de carbone organique. Les résultats ont ensuite été comparés avec le piégeage de carbone d'autres mares et étangs ainsi que d'autres types d'écosystèmes disponibles dans la littérature.

La quantité de carbone organique piégée dans les six mares étudiées en deux semaines varient entre 15.4 et 102.6 gC·m² (valeurs des médianes). L'estimation du piégeage potentiel de carbone organique annuel est de 184.9 à 1090.9 gC·m²·an⁻¹.

Les résultats obtenus dans ce travail se situent dans des fourchettes comparables à d'autres études, disponibles dans la littérature, concernant les mares et étangs. Les mares urbaines piègent en général une quantité significativement plus élevée de carbone que les milieux terrestres et de nombreux milieux aquatiques pour une même unité de surface. Cependant, de nombreuses lacunes persistent concernant le piégeage de carbone dans les mares urbaines, tel que le bilan carbone complet, en prenant en compte les émissions de CO₂ et CH₄. Il est donc encore impossible à ce stade de proposer des mesures permettant d'optimiser le piégeage de carbone dans ces milieux.

Mots clés : mares et étangs urbains, sédiments, sédimentation, piège à sédiments, piégeage de carbone, CO₂, carbone organique

Abréviations

C	Carbone
Corg	Carbone organique
Chl a	Chlorophylle a
MO	Matière organique
GES	Gaz à effet de serre

Table des matières

1	Introduction.....	1
2	Etat de la connaissance.....	2
2.1	Changement climatique.....	2
2.2	Définition.....	2
2.3	Les étangs et l'homme	2
2.4	Piégeage de carbone dans les plans d'eau	3
2.4.1	Production primaire dans les plans d'eau	3
2.4.2	Flux de carbone dans les mares et étangs	4
2.4.3	Sédimentation et accumulation de carbone dans les mares et étangs.....	5
2.4.4	Facteurs influençant le piégeage de carbone dans les mares et étangs.....	7
2.4.5	Méthodes de quantification du piégeage de carbone	8
3	Matériel et méthodes.....	9
3.1	Sites d'études : 6 mares urbaines du Canton de Genève.....	9
3.1.1	Mare de la rue Sonnex (Grand-Saconnex)	9
3.1.2	Mare du centre horticole de Lullier (Jussy)	10
3.1.3	Mare du chemin des Préjins (Grand-Saconnex)	11
3.1.4	Mare du jardin de la Paix (Genève).....	12
3.1.5	Mare du Parc Chuit (Lancy).....	13
3.1.6	Mare du Parc Brot (Onex)	14
3.1.7	Sites d'études : Synthèse	15
3.2	Morphométrie, environnement immédiat et physico-chimie des mares	15
3.3	Contenu en carbone des sédiments piégés	16
3.3.1	Piégeage des sédiments	16
3.3.2	Mesure du contenu en matière organique.....	18
3.3.3	Estimation du contenu en carbone organique.....	19
3.4	Analyse des données	19
4	Résultats : Carbone piégé par les 6 mares urbaines.....	20
4.1	Mare de la rue Sonnex (Grand-Saconnex).....	20
4.2	Mare du centre horticole de Lullier (Jussy).....	21
4.3	Mare du chemin des Préjins (Grand-Saconnex)	22
4.4	Mare du jardin de la Paix (Genève)	23
4.5	Mare du Parc Chuit (Lancy).....	24
4.6	Mare du Parc Brot (Onex).....	25
4.7	Synthèse : Piégeage par les 6 mares urbaines et physico-chimie	26
4.8	Relation entre le piégeage de carbone et la productivité primaire	28
4.9	Comparaison avec d'autres types de mares et avec d'autres types d'écosystèmes ..	29
5	Discussion	31
	Conclusion et perspectives	35
	Bibliographie	37

Liste des tableaux

Tableau 1 : Taux de séquestration de carbone quantifié dans différents milieux	6
Tableau 2: Paramètres influençant le piégeage de carbone (Oertli & Frossard, 2013) .	7
Tableau 3: Synthèse de la description des 6 sites d'études.....	15
Tableau 4: Paramètres mesurés. Méthodes et outils.....	15
Tableau 5: Nombre de pièges posés par mare.....	17
Tableau 6: Présentation des différents niveaux trophiques en relation avec les concentrations en chlorophylle a (d'après Oertli & Frossard, 2013b).....	19
Tableau 7: Physico-chimie de la mare de la rue Sonnex	20
Tableau 8: Physico-chimie de la mare du centre horticole de Lullier	21
Tableau 9: Physico-chimie de la mare du chemin des Préjins	22
Tableau 10: Physico-chimie de la mare du chemin des Préjins	23
Tableau 11: Physico-chimie de la mare du Parc Chuit	24
Tableau 12: Physico-chimie de la mare du Parc Chuit	25
Tableau 13: Synthèse de la physico-chimie des six mares urbaines	26

Liste des figures / photos

Figure 1: Mare de la rue Sonnex (Grand-Saconnex).....	9
Figure 2: Emplacement de la mare de la rue Sonnex. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.....	9
Figure 3: Mare du centre horticole de Lullier.....	10
Figure 4: Emplacement de la mare du centre horticole de Lullier. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.....	10
Figure 5: Mare du chemin des Préjins.....	11
Figure 6: Emplacement de la mare du chemin des Préjins. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.....	11
Figure 7: Mare du Jardin de la Paix.....	12
Figure 8: Emplacement de la mare du jardin de la Paix. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.....	12
Figure 9: Mare du parc Chuit. Nature.lancy.ch/zones-humides-lancy	13
Figure 10: Emplacement de la mare du Parc Chuit. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.	13
Figure 11: Mare du Parc Brot.	14
Figure 12: Emplacement de la mare du parc Brot. Sitg.ch modifié par C. Ansermet...	14
Figure 13: Piège à sédiments utilisé.....	16
Figure 14: Pose de pièges dans la mare du Parc Chuit.....	17
Figure 15: Contenu piégé dans un piège à sédiments.....	17
Figure 16: Filtreur à pression.....	18
Figure 17: Echantillons transvasés dans des bocaux. © C. Ansermet	18
Figure 18: Creusets avec sédiments incinérés dans le dessiccateur.	18
Figure 19: Filtres papier avec sédiments filtrés.....	18

Figure 20: Piégeage de carbone organique dans la mare de la rue Sonnex sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.	20
Figure 21: Piégeage de carbone organique dans la mare du centre horticole de Lullier sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.	21
Figure 22: Piégeage de carbone organique dans la mare du chemin des Préjins sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.	22
Figure 23: Piégeage de carbone organique dans la mare du jardin de la Paix sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.	23
Figure 24: Piégeage de carbone organique dans la mare du Parc Chuit sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.	24
Figure 25: Piégeage de carbone organique dans la mare du Parc Brot sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.	25
Figure 26: Estimation du piégeage de carbone annuel potentiel de quatre des six mares urbaines étudiées.	27
Figure 27: Carbone organique piégé sur deux semaines dans quatre des six mares urbaines étudiées.	27
Figure 28: Relation entre chlorophylle a max mesurée par mare et carbone organique moyen piégé. Régression linéaire simple. La ligne rouge correspond à la courbe de tendance.	28
Figure 29: Potentiel de piégeage de carbone organique annuel dans 4 mares étudiées en comparaison avec le piégeage de carbone d'autres types de mares et étangs.	29
Figure 30: Potentiel de piégeage de carbone organique annuel dans les 4 mares étudiées en comparaison avec le piégeage de carbone d'autres types d'écosystèmes.	30

1 Introduction

Les eaux douces stagnantes ne représentent qu'environ 3% de la surface mondiale (Downing et al., 2006). Cependant, il a été montré que ces dernières jouent un rôle crucial dans le cycle du carbone global (Cole et al., 2007) et pourraient collectivement stocker plus de carbone que les océans (Mendonça et al., 2017). Les mares et étangs contribuent énormément à cette surface et bien que dans certaines régions en Europe leur nombre a diminué de jusqu'à 90% (EPCN, 2009), ils conservent de fortes valeurs culturelles, sociales et écologiques (Rosset, 2011). En effet, les mares et étangs sont reconnus pour apporter de nombreux services écosystémiques dont un particulièrement précieux : le piégeage de carbone. Les producteurs primaires de ces plans d'eau (macrophytes, algues et phytoplancton) jouent le rôle le plus important dans ce processus en utilisant du CO₂ lors de la photosynthèse pour ensuite le mobiliser dans leur biomasse. Les organismes végétaux se décomposant, la matière organique finit par sédimenter et s'accumuler sur le fond du plan d'eau. Le CO₂ étant l'un des gaz à effet de serre principal responsable du changement climatique, le processus de piégeage de CO₂ joue un rôle particulièrement avantageux en milieu urbain, en luttant contre le changement climatique et en favorisant la biodiversité. Le présent travail s'inscrit dans le cadre du projet « CONFORTO »¹ qui vise à promouvoir ces plans d'eau multi-usages en ville en réponse au changement climatique et apporter un meilleur confort de vie.

Le piégeage de CO₂ dans les mares et étangs urbains est relativement sous-documenté et des données supplémentaires à ce sujet, comme la quantification du carbone piégé et les paramètres biotiques et abiotiques influençant ce piégeage, restent encore à être réunies. Les mares et étangs, souvent présents en grande quantité en milieu urbain, pourraient collectivement avoir un rôle très important de piégeage de CO₂ et de diminution du taux de gaz à effet de serre atmosphérique. L'objectif principal de cette étude est de mesurer et quantifier le taux de piégeage de carbone dans une sélection de mares urbaines à Genève. Le présent travail est une étude de cas réalisée entre les mois de juin et juillet 2020 et les résultats seront alors mis en perspective des autres études réalisées sur ce même sujet, afin d'évaluer le potentiel de piégeage de carbone des mares urbaines étudiées dans ce travail et l'impact qu'ils peuvent avoir sur le bilan carbone.

¹ HEPIA institut de recherche inTNE terre nature environnement. Projet Conforto [en ligne]. Disponible à l'adresse <https://campus.hesge.ch/conforto/> [consulté le 19 septembre 2020]

2 Etat de la connaissance

2.1 Changement climatique

Le changement climatique est une problématique de plus en plus apparente aujourd'hui et peut être observé dans le monde entier. Les trois dernières décennies ont été successivement plus chaudes et correspondent sans doute à la période de 30 ans la plus chaude en 1400 ans (IPCC, 2014). La température mondiale moyenne de la surface des terres et océans combinés a montré une augmentation de 0.85 °C entre 1880 et 2012 (IPCC, 2014). Les impacts qu'a le réchauffement climatique sur l'environnement sont nombreux, tel que l'altération des régimes hydrologiques par la fonte des neiges et des glaciers ainsi que les précipitations changeantes (IPCC, 2014). De plus, de nombreuses espèces terrestres et aquatiques modifient leurs comportements saisonniers et déplacent leurs aires de répartition géographiques (IPCC, 2014). Dans les mares et étangs plus précisément, il a été montré qu'une augmentation de température augmente la richesse spécifique à l'échelle locale, mais cela au dépit des espèces plus spécialisées au froid (Rosset, 2011).

2.2 Définition

Afin de pouvoir détailler le fonctionnement écologique des mares et des étangs, il est important de définir quels plans d'eau rentrent dans ces deux catégories. En effet, il existe de nombreuses définitions de ces deux termes mais celles retenues dans le cadre de ce travail proviennent de l'ouvrage *Mares et étangs* (Oertli & Frossard, 2013a). Ainsi les mares et étangs désignent des surfaces d'eau stagnantes « pour lesquelles la zone aphotique profonde, typique des lacs, fait défaut » (Oertli & Frossard, 2013a), permettant aux plantes aquatiques supérieures de se développer sur toute la surface des fonds. La superficie de ces plans d'eau permet la distinction de ces deux termes avec les mares qui sont comprises entre 1 m² et 5000 m² et les étangs qui sont généralement compris entre 5000 m² et 5 hectares.

2.3 Les étangs et l'homme

Les mares et les étangs font partie de notre histoire et de notre culture. En effet, ces plans d'eau peuvent être d'origine naturelle ou d'origine anthropique et ont eu de nombreux usages au cours de l'histoire dont certains sont encore d'actualité (Oertli & Frossard, 2013a). Malgré la diminution de ces milieux atteignant jusqu'à 90% dans certaines régions en Europe (EPCN, 2009), ils continuent à fournir un grand nombre de services écosystémiques. En milieu urbain, ils permettent de réguler le climat, de créer des zones de loisirs ou d'améliorer l'aspect paysager (Bolund & Hunhammar, 1999). Cependant, ils sont aussi très sensibles aux perturbations anthropiques et à

l'eutrophisation causées par des apports allochtones de nutriments (ruissellement, déjections d'oiseaux, etc.) (Waajen et al., 2014). Les mares et étangs en milieu urbain étant généralement de petite taille, ils se chargent rapidement en nutriments et ils ont ainsi tendance à être eutrophes ou hypertrophes (van Bergen et al., 2019).

Il y a quatre étapes principales dans la préparation d'un plan de gestion : 1) L'établissement d'un diagnostic de la mare et du contexte dans lequel elle se trouve, 2) La définition et la hiérarchisation des enjeux et des objectifs, 3) La définition et la mise en œuvre d'un programme d'actions, 4) L'évaluation des actions (Lierdemann, 2013). Pour le cas d'un étang en milieu urbain, les objectifs de gestion sont généralement l'aspect paysager ou la rétention des eaux. La promotion de la biodiversité n'est que rarement un objectif en milieu urbain (Oertli & Parris, 2019). Les mares et étangs en milieu urbain ont généralement une taille réduite et vidangeable ce qui leur donne l'avantage d'être facilement entretenus. L'objectif le plus fréquent quant à l'entretien des mares et étangs est de freiner l'atterrissement et/ou freiner l'eutrophisation. Les mesures les plus courantes sont le curage, la fauche des berges avec évacuation de déchets et faucardage ou écrémage de la végétation amphibie (Lierdemann, 2013). Les interventions d'entretien devraient avoir lieu entre les mois d'octobre et février afin de ne pas perturber la reproduction de la faune de la mare (DGE-BIODIV, 2018).

2.4 Piégeage de carbone dans les plans d'eau

2.4.1 Production primaire dans les plans d'eau

La production primaire autochtone dans un étang se divise en quatre compartiments, tous capables de produire de la matière organique (MO) végétale via la photosynthèse : les algues filamenteuses, les macrophytes, les algues épiphytes et le phytoplancton (Oertli & Frossard, 2013a). La proportion de ces derniers varie énormément d'un étang à l'autre, causant des fonctionnements du milieu très différents. Des éléments allochtones à l'étang contribuent également à la matière organique totale. Cette matière organique provient en majeure partie de feuilles mortes pour les étangs en situation forestière mais également de tout autre élément végétal (inflorescences, fruits, bourgeons, pollen,...) pouvant tomber dans l'eau par l'action de la pluie, du ruissellement, du vent, ou autres (Oertli & Frossard, 2013a). En raison des faibles volumes d'eau permettant un réchauffement rapide et de la dilution faible des apports de nutriments, la productivité biologique des étangs est généralement plus élevée que celle des eaux courantes et des lacs (Oertli & Frossard, 2013a).

La productivité primaire dans les étangs, ainsi que dans tout autre plan d'eau stagnante, varie énormément au cours des saisons. En effet, selon une étude de Kazanjian et al. (2018), la production primaire brute dans les *kettle holes*² atteint des niveaux plus élevés que dans la plupart des systèmes d'eaux douces tempérées, cependant cette production s'abaisse de 90% en hiver. Dans les *kettle holes* que les auteurs ont étudiés, la majorité de la production primaire brute provenait des macrophytes entre les mois de mai et septembre et le périphyton contribuait le plus à la production le restant de l'année (Kazanjian et al., 2018). Selon Kazanjian et al., (2018), le pic de la production primaire de phytoplancton se produit lors des mois de mai et juin mais ne contribue que très peu à la production primaire brute annuelle de plans d'eaux largement dominés par les macrophytes.

2.4.2 Flux de carbone dans les mares et étangs

La majeure partie du carbone des eaux douces se présente sous la forme de produits d'équilibre de l'acide carbonique. Une plus petite quantité de carbone est présente dans les composés organiques sous forme de carbone dissouts et de particules détritiques (Wetzel, 2001). La plus petite fraction se retrouve sous forme de carbone contenu dans les organismes vivants (Wetzel, 2001).

La source principale du carbone utilisé lors de la photosynthèse provient du carbone inorganique, retrouvé sous forme de CO₂ dissout. Le CO₂ présent dans l'atmosphère est très soluble et se dissocie au contact de l'eau pour former un équilibre entre de l'acide carbonique (H₂CO₃), du bicarbonate (HCO₃⁻) et du carbonate (CO₃²⁻) (Oertli & Frossard, 2013a). La quantité de CO₂ atmosphérique pouvant être dissout dans l'eau correspond à environ 1.1 mg/l à 0°C, 0.6 mg/l à 15°C et 0.4 mg/l à 30°C (Wetzel, 2001).

Les proportions de HCO₃⁻, H₂CO₃ et CO₃²⁻ varient en fonction du pH de l'eau. En effet, lorsque le pH est faible (4 à 5.5), le carbone minéral sera principalement présent sous forme de CO₂ et quand le pH dépasse 9.5, le CO₃²⁻ sera dominant (Oertli & Frossard, 2013a). En raison d'un pH généralement intermédiaire dans les lacs, les mares et les étangs, la forme prépondérante du carbone inorganique est souvent le bicarbonate. Les quatre compartiments de la production primaire évoqués précédemment influencent également énormément les taux de ces différentes formes de carbone inorganique par la photosynthèse et la respiration. En effet, les organismes végétaux vivant dans l'eau consomment ce carbone lors de la photosynthèse pour ensuite l'incorporer dans la

² Terme anglais : dépressions dans le sol, pouvant se remplir d'eau, de formation naturelle lors de retraits glaciers.

biomasse sous forme, entre autres, de cellulose et de sucres et ils relâchent de l'oxygène (O₂) (Oertli & Frossard, 2013a). Lors de la respiration, l'inverse se produit avec la consommation de O₂ et du CO₂ libéré. Les pertes de CO₂ dans l'eau par l'utilisation photosynthétique et l'addition de CO₂ par la respiration tend à faire varier le pH de l'eau (Wetzel, 2001).

Malgré la forte capacité de stockage de carbone qu'ont les lacs, les mares et les étangs, ils seraient aussi des sources importantes d'émission de CO₂ et de méthane (CH₄) (Maeck et al., 2013). En effet, la décomposition de la matière organique par les bactéries en conditions aérobies favorise l'émission de CO₂ tandis que la décomposition en conditions anaérobies favorise la production de CH₄ (Maeck et al., 2013). Le méthane est un gaz à effet de serre particulièrement problématique car il contribue d'environ 20% à l'effet de serre mondial (Yang et al., 2008) et a un potentiel de réchauffement climatique 25 fois plus élevé que le CO₂ (Maeck et al., 2013). Une étude menée par van Bergen et al. (2019) dans un étang en milieu urbain en Hollande a montré que l'étang était une source de gaz à effet de serre (GES) toute l'année avec une émission de 3.4 kg eq CO₂ m⁻² an⁻¹. L'émission était fortement influencée par la température et le GES dominant était le CH₄ par ébullition, suivi du CO₂ par diffusion (van Bergen et al., 2019). De plus, le taux de piégeage de carbone organique (CO) ne correspondait qu'à environ 6% de l'émission totale de carbone de l'étang (van Bergen et al., 2019).

2.4.3 Sédimentation et accumulation de carbone dans les mares et étangs

Les mares et étangs ont un rôle très important de puits de carbone grâce à la dynamique évolutive naturelle de ces milieux. En effet, ce processus est en majeure partie lié à la forte productivité primaire qui voit les végétaux (macrophytes, algues et phytoplancton) mourir, sédimenter et s'accumuler sur le fond du plan d'eau (Oertli & Frossard, 2013a). La production secondaire (zooplancton, vertébrés, invertébrés, etc.) contribue également en partie à l'accumulation de matière organique. L'accumulation est d'autant plus marquée dans le fond de ces plans d'eaux car il contient souvent des faibles teneurs en oxygène, causant une mauvaise minéralisation de la matière organique. La sédimentation de cette matière organique mène inévitablement à l'atterrissement dont la durée varie énormément en fonction de la situation. Cette dynamique tout à fait naturelle peut cependant être accélérée par des apports allochtones de nutriments d'origine anthropique (Oertli & Frossard, 2013a). De la matière inorganique sous forme de particules est donc également présente dans l'eau et constitue une partie des sédiments déposés sur le fond des plans (Effler et al., 2012).

Il existe peu de données sur la quantité de carbone piégé ou sur la matière organique sédimentée dans les mares ou étangs urbains mais plusieurs études ont été effectuées sur des milieux similaires qui sont présentés dans le tableau 1 ci-dessous.

Tableau 1 : Taux de séquestration de carbone quantifié dans différents milieux

Type de milieu	Emplacement géographique	Méthodes	Piégeage de Carbone [gC/m ² /an]	Références
Mangroves	Amérique du Nord	Carottages	180	Chmura et al., 2003
Marais d'eau douce	Amérique du Nord	Carottages	155 ± 74	Loder & Finkelstein, 2019
Bassins de rétention naturels	Australie (Queensland)	Carottages	310	Kavehei et al., 2019
<i>Wetlands</i>	Divers	Carottages	118	Mitsch et al., 2013
Etangs d'aquaculture	Divers	Carottages	28-333	Boyd et al., 2010
Lac	Divers. (Europe, zone tempérée)	Carottages	60-100	Anderson et al., 2014
Dépressions glacières	Allemagne (Rittgarten, Kraatz)	Pièges à sédiments	400.1	Kleeberg et al., 2015
Etang en milieu urbain	Pays-Bas (Malden)	Carottages	29	van Bergen et al., 2019
Mares créées artificiellement (1 m ² ; profondeur de 30 cm)	UK (Northumberland)	Evacuation de tous les sédiments	79-247	Taylor et al., 2019
Mare hypertrophe	USA	Divers	2122	Downing et al., 2008
Bas-marais et tourbières	Divers	Divers	31	Downing et al., 2008
Lac méso-eutrophe	Divers	Divers	18	Downing et al., 2008
Forêts	Zone boréale	Divers	4.9	Downing et al., 2008
Forêts	Zone tempérée	Divers	4.2	Downing et al., 2008
Prairies tempérées	Divers	Divers	2.2	Downing et al., 2008

La sédimentation réduit la longévité des mares et étangs par le processus de l'atterrissement et peut augmenter le besoin d'entretien de ces derniers (Brainard & Fairchild, 2012). En effet, l'évacuation de ces sédiments est parfois nécessaire afin d'éviter le comblement de l'étang. Cependant, il est important de savoir que faire de ces sédiments. Les étangs en milieu urbain sont sujets à diverses pollutions (métaux lourds, pesticides, et autres substances toxiques) et les sédiments doivent donc être incinérés

(ainsi libérant le carbone préalablement stocké) et mis en décharge de manière contrôlée (Oertli & Frossard, 2013a). D'autres solutions sont toutefois envisageables, telle que l'expérimentation qui a été faite à Paris avec une colonne morris dépolluante à base de micro-algues qui sont ensuite recyclées pour produire du biométhane (Gairaud, 2017).

Dans les plans d'eau douce plus profonds tels que les lacs, une stratification thermique de la colonne d'eau prend place durant la journée et un brassage durant la nuit (Branco & Torgersen, 2009). Selon Branco & Torgersen (2009), ceci cause une sédimentation diurne et une resuspension des sédiments nocturne, ce qui aurait un grand impact sur la distribution de l'oxygène et sur le carbone organique dissout. Malgré la resuspension des sédiments, Banas et al. (2002), ont pu montrer que le taux de sédimentation varie au cours des saisons avec une sédimentation minimale en printemps et maximale en été. Horppila & Nurminen (2001) ont démontré que les macrophytes émergents diminuent la resuspension de sédiments dans la colonne d'eau et sont arrivés à la même conclusion concernant les macrophytes immergés (Horppila & Nurminen, 2003)

2.4.4 Facteurs influençant le piégeage de carbone dans les mares et étangs

Les mares et les étangs sont des écosystèmes complexes qui peuvent être visualisés comme des systèmes où tous les facteurs qui les composent interagissent ensemble. Il serait donc difficile de citer chaque facteur qui peut avoir une influence sur la capacité d'un étang à piéger et stocker du carbone. Cependant, dans le tableau 2 ci-dessous, créé à partir d'informations disponibles dans Oertli & Frossard (2013b), certains de ces facteurs les plus importants sont mentionnés.

Tableau 2: Paramètres influençant le piégeage de carbone (Oertli & Frossard, 2013)

Paramètres	Influences
Température	Facteur essentiel déterminant la productivité. La plupart des phénomènes biochimiques et chimiques sont thermo-dépendants.
Oxygène (O ₂)	La décomposition de la matière organique nécessite des réactions d'oxydation.
Lumière	L'énergie solaire influence la température de l'eau, le fonctionnement de l'écosystème et la capacité photosynthétique.
Nutriments	Servent à évaluer le niveau trophique d'une mare ou d'un étang. Facteur limitant de la production biologique. Favorisent le phytoplancton.
Biocénose	Fonctionnements différents en fonction de la répartition des 4 compartiments de la production primaire.

Les taux de dépôt de sédiments élevés sont fortement corrélés avec la production primaire brute (Kazanjian et al., 2018). L'eutrophisation des plans d'eau douce a donc un effet secondaire positif d'augmenter la séquestration de CO (Anderson et al., 2014). De plus, il a été démontré que les eaux continentales sont des puits à carbone plus efficaces que les océans car une grande proportion du CO sédimenté échappe à la minéralisation dû à des taux élevés de sédimentation et une disponibilité plus faible en oxygène (Sobek et al., 2009). D'autres facteurs pouvant influencer la préservation de la MO sédimentée sont la vitesse d'accumulation et la densité faunistique (Anderson et al., 2014). Il a également été montré qu'une disponibilité plus élevée en CO₂ (tel que c'est le cas en milieu urbain) n'influence pas l'acquisition en carbone organique par le phytoplancton mais peut contribuer à une acidification de l'eau, diminuant la production primaire (Rosario Lorenzo et al., 2018).

La surface d'un étang joue également un rôle important. Les taux d'accumulation de sédiments et de séquestration de carbone organique par unité de surface diminuent avec des étangs de plus grande taille (Brainard & Fairchild, 2012). En effet, un étang de plus faible volume peut plus rapidement s'échauffer et est davantage sensible aux apports de nutriments.

2.4.5 Méthodes de quantification du piégeage de carbone

Comme présenté dans le tableau 1, il y a deux méthodes principales permettant de quantifier les taux de sédimentation dans un plan d'eau : le carottage et les pièges à sédiments.

Pour la méthode de carottage, des carottes de sédiments sont prélevées sur le fond du plan d'eau avec un carotteur à piston pour les zones profondes ou un carotteur à gravité pour les zones peu profondes. Les carottes sont ensuite sectionnées tous les 5 cm sur les 50 premiers cm et ensuite tous les 1 cm pour la longueur restante de la carotte (Bennion et al., 2004). Ces échantillons sont ensuite analysés en laboratoire afin d'établir une chronologie de la sédimentation avec ²¹⁰Pb ²²⁶Ra ¹³⁷Cs et ²⁴¹Am. La carotte est également séchée pendant la nuit à 105 °C pour obtenir le poids sec et la quantité de matière organique est obtenue par incinération à 550°C pendant 2h (Anderson et al., 2014). Au lieu de dater les carottes avec ²¹⁰Pb ²²⁶Ra ¹³⁷Cs et ²⁴¹Am, il est également possible de diviser la quantité estimée de carbone stockée par l'âge du plan d'eau en question (van Bergen et al., 2019).

La deuxième méthode implique des pièges à sédiments qui capturent passivement la matière organique qui sédimente sur le fond du plan d'eau. Cette méthode sera utilisée dans le cadre de cette étude et est présentée plus en détail dans le chapitre 3.3.1.

3 Matériel et méthodes

3.1 Sites d'études : 6 mares urbaines du Canton de Genève

3.1.1 Mare de la rue Sonnex (Grand-Saconnex)



Figure 1: Mare de la rue Sonnex (Grand-Saconnex).

La mare de la rue Sonnex (fig. 1) est une mare urbaine située sur le toit d'un parking entre deux immeubles d'habitations au Grand-Saconnex (fig. 2). Cette mare est une propriété partagée entre trois coopératives d'habitations. La surface totale du plan d'eau est de 712 m² avec une profondeur moyenne de 0.45 m.

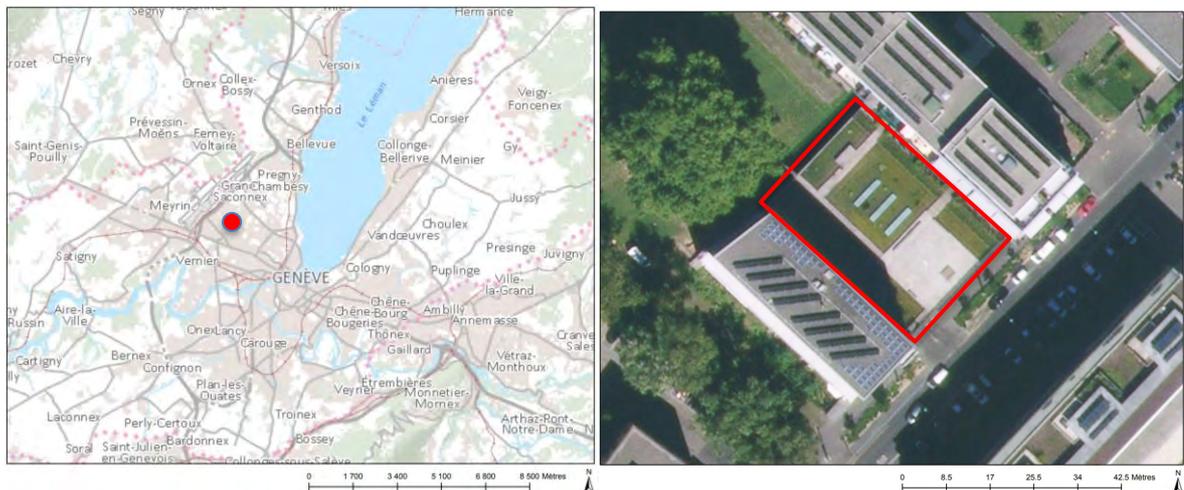


Figure 2: Emplacement de la mare de la rue Sonnex. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.

Cette mare présente un aspect très artificiel avec un fond bétonné et des berges perpendiculaires. Des macrophytes ont été plantés en pots et des carpes ont été introduites par des habitants. Cette mare est entretenue régulièrement, notamment à l'aide de produits biologiques favorisant l'activité bactérienne pour améliorer la dégradation des algues et de la vase.

3.1.2 Mare du centre horticole de Lullier (Jussy)



Figure 3: Mare du centre horticole de Lullier.

La mare du centre horticole de Lullier (fig. 3) est située dans la commune de Jussy, devant le bâtiment du centre horticole (fig. 4), entourée par des pelouses entretenues de manière intensive. La surface totale du plan d'eau est de 333 m² et la profondeur moyenne est de 0.55 m. Une deuxième mare, légèrement plus petite en surface et moins profonde, se situe juste à côté.



Figure 4: Emplacement de la mare du centre horticole de Lullier. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.

Des macrophytes en pot sont présents à différents emplacements de la mare et plusieurs carpes peuplent le bassin. Les berges présentent des pentes relativement douces et le plan d'eau jouit d'une grande quantité d'ensoleillement journalier. Une très large couche (environ 20 cm) de sédiments s'est déjà accumulée sur le fond du plan d'eau.

3.1.3 Mare du chemin des Préjins (Grand-Saconnex)



Figure 5: Mare du chemin des Préjins.

La mare du chemin des Préjins (fig. 5) est une mare de 145 m² et 0.40 m de profondeur moyenne, situé en contexte forestier, entre une zone d'habitation et un parc dans le



Figure 6: Emplacement de la mare du chemin des Préjins. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.

Grand-Saconnex (fig. 6).

Se situant en contexte forestier, un ombrage important porte sur le plan d'eau. La mare est fortement végétalisée avec de nombreux macrophytes émergents et submergés. De nombreuses grenouilles (non-identifiées dans ce travail) sont également présentes dans la mare.

3.1.4 Mare du jardin de la Paix (Genève)



Figure 7: Mare du Jardin de la Paix.

La mare du Jardin de la Paix (fig. 7) se trouve dans le Jardin de la Paix, situé entre le parc Trembley et la promenade des Crêts à Genève (fig. 8). Ce jardin est ouvert au public et souvent fréquenté. La mare est constituée de trois bassins rectangulaires en béton interconnectés. La surface totale est de 263 m² et la profondeur moyenne est de 0.25 m.



Figure 8: Emplacement de la mare du jardin de la Paix. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.

Cette mare, ainsi que tout le reste du jardin, appartient à la ville de Genève et sont gérés par le service des espaces verts de la ville avec les principes de la gestion différenciée. La mare est relativement peu végétalisée, à l'exception d'un des trois niveaux possédant une végétation émergée dense (fig. 7). Quelques macrophytes à feuilles flottantes peuvent être trouvés dans le reste de la mare.

3.1.5 Mare du Parc Chuit (Lancy)



Figure 9: Mare du parc Chuit. Nature.lancy.ch/zones-humides-lancy

La mare du Parc Chuit (fig. 9) se situe dans le Parc Chuit à Lancy (fig. 10). Elle a une surface de 263 m² et une profondeur moyenne de 0.55 m. La mare, ainsi que le parc dans lequel elle se trouve, appartiennent à la ville de Lancy et sont gérés selon les principes de la gestion différenciée par la section des espaces verts de la commune.

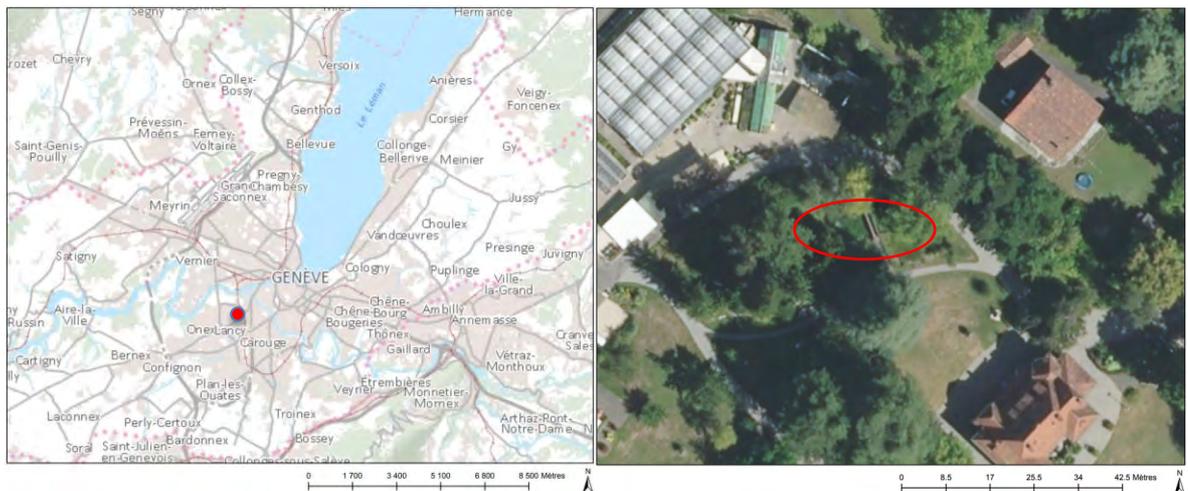


Figure 10: Emplacement de la mare du Parc Chuit. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.

La mare se trouve entourée d'arbres de grande taille, diminuant la surface d'ensoleillement du plan d'eau. Le plan d'eau est recouvert de macrophytes à feuilles flottantes mais que très peu de macrophytes émergents. Les berges sont relativement pentues et fortement végétalisées.

3.1.6 Mare du Parc Brot (Onex)



Figure 11: Mare du Parc Brot.

La mare du Parc Brot (fig. 11) se situe dans le Parc Brot dans la commune d'Onex (fig. 12). Elle a été créée en 1974 mais a été agrandie et assainie en 2002. Elle a aujourd'hui une surface de 736 m² et une profondeur moyenne de 0.45 m. La mare, ainsi que le parc dans lequel elle se trouve, appartiennent à la ville de Onex et sont gérés par la section des espaces verts de la commune. La mare, étant entièrement clôturée par une clôture



Figure 12: Emplacement de la mare du parc Brot. Sitg.ch modifié par C. Ansermet.

à grandes mailles, ne permet pas l'accès au public mais permet le passage de la petite faune. Le gazon sur la rive nord est régulièrement tondu mais la rive sud est développée en prairie. Le curage de la mare varie d'une année à l'autre, selon nécessité (Commune d'Onex, 2008).

La majorité de la mare est ombragée par les nombreux arbres situés autour. Le plan d'eau est entièrement recouvert par des lentilles d'eau (*Lemna* sp.) mais certains macrophytes émergents éparses sont présents au milieu du plan d'eau et notamment sur les berges. De nombreuses grenouilles sont présentes dans cette mare.

3.1.7 Sites d'études : Synthèse

Tableau 3: Synthèse de la description des 6 sites d'études

Nom de la mare	Commune	Propriétaire	Date de création	Surface du plan d'eau	Profondeur moyenne
Mare de la rue Sonnex	Grand-Saconnex	Coopératives d'habitation (Schg, GCHG, Codha)	2011	712 m ²	0.45 m
Mare du centre horticole de Lullier	Jussy	Centre horticole de Lullier	Non renseigné	333 m ²	0.55 m
Mare du chemin des Préjins	Grand-Saconnex	Commune de Grand-Saconnex	1987	145 m ²	0.40 m
Mare du Jardin de la Paix	Genève	Ville de Genève	2003	263 m ²	0.25 m
Mare du Parc Chuit	Lancy	Ville de Lancy	Non renseigné	263 m ²	0.55 m
Mare du Parc Brot	Onex	Ville de Onex	1974, agrandissement en 2002	736 m ²	0.45 m

3.2 Morphométrie, environnement immédiat et physico-chimie des mares

Chacune des six mares étudiées et leur environnement immédiat ont été décrits à partir d'observations sur le terrain afin de pouvoir identifier certains facteurs environnementaux pouvant avoir une influence sur le piégeage de carbone. Une distinction a été faite entre les mares d'aspect naturel et artificiel en fonction de la forme et de la nature des berges (pentes, végétalisation et béton).

D'autres paramètres importants tels que la surface, la profondeur, la concentration de chlorophylle a, la turbidité et la concentration de cyanobactéries ont également été mesurés. Les méthodes de mesure et les outils utilisés sont présentés dans le tableau 4 ci-dessous.

Tableau 4: Paramètres mesurés. Méthodes et outils.

Paramètres abiotiques	Méthodes	Outils
Surface	Cartographie informatique	Photographie aérienne
Profondeur	Mesure directe	Mètre
Chlorophylle a	Mesures ponctuelles	Algae torch
Turbidité	Mesures ponctuelles	Algae torch
Cyanobactéries	Mesures ponctuelles	Algae torch

3.3 Contenu en carbone des sédiments piégés

3.3.1 Piégeage des sédiments

Pour déterminer la quantité de carbone qui peut être piégé dans des mares et étangs urbains, des pièges à sédiments ont été utilisés. Le carottage était également une option possible mais il est moins adapté à des mares ou étangs urbains. En effet, le carottage pourrait potentiellement percer des éventuelles imperméabilités mises en place (bâches plastique ou autres). De plus, cette méthode nécessite de connaître le temps d'accumulation de sédiments (âge du plan d'eau ou date du dernier curage) qui n'est pas forcément une information disponible. De plus, il a été démontré que les pièges



Figure 13: Piège à sédiments utilisé.

à sédiments ont un avantage apparent sur les autres méthodes quant à la quantification de la sédimentation sur des échelles de temps faibles (Bloesch & Burns, 1980).

Les pièges (fig. 13) ont été construits avec des tubes en plastique d'une longueur de 20 cm et un diamètre de 5 cm (ratio diamètre-longueur : 4). Bloesch & Burns (1980), recommandent un ratio (diamètre-longueur) d'au minimum 5 pour éviter la resuspension des sédiments. Néanmoins, les mares possèdent en général des eaux peu profondes et très calmes, ainsi la resuspension des sédiments n'est pas un problème important dans ces milieux contrairement aux lacs ou rivières, par exemple. Cependant, si des poissons telles que des carpes sont présents dans une mare, ces derniers peuvent causer une resuspension des sédiments plus ou moins importante.

Les tubes ont été accrochés sur des briques (250x120x60 mm) avec des colliers de serrage en plastique. Les briques permettent d'avoir une base stable sur laquelle peuvent se reposer les tubes et ont un poids empêchant le piège de se renverser. Des cordes sont également accrochées aux briques afin de pouvoir les poser délicatement dans l'eau et créer autant peu de turbulences que possible

Entre 2 et 9 pièges ont été placés dans chaque mare (tableau 5) en fonction des conditions sociales (visibilité des pièges) et physiques (surface des mares, profondeur) des sites. Un nombre plus élevé de pièges a été privilégié pour les mares de plus grande surface.

Tableau 5: Nombre de pièges posés par mare

Mares	Nombre de pièges posés
Mare de la rue Sonnex	9
Mare du centre horticole de Lullier	7
Mare du chemin des Préjins	2
Mare du Parc Chuit	2
Mare du Jardin de la Paix	2
Mare du Parc Brot	7

La pose des pièges s'est effectuée en rentrant dans l'eau avec des cuissardes (Fig. 14). Cette méthode de posage peut créer des turbulences dans l'eau et ainsi causer une resuspension des sédiments plus ou moins importante en fonction du plan d'eau. Afin de quantifier ce biais, des pièges supplémentaires « test » ont été posés de la même manière mais récupérés 30 minutes après afin de laisser le temps aux sédiments resuspendus de se redéposer sur le fond. La quantité de sédiments présente dans les pièges « test » correspond donc à la quantité de sédiments qui se déposent dans le piège dû à la resuspension causée par le posage. Ces valeurs sont ensuite soustraites des résultats finaux.



Figure 14: Pose de pièges dans la mare du Parc Chuit.



Figure 15: Contenu piégé dans un piège à sédiments.

Les pièges à sédiments sont restés dans les mares durant 4 semaines (mi-juin à mi-juillet) mais le contenu des pièges (fig. 15) a été récupéré toutes les 2 semaines afin de réduire le risque de minéralisation des sédiments à l'intérieur des pièges. Le matériel piégé est transvasé dans des bocaux pour faciliter le transport et les pièges sont ensuite immédiatement remis aux mêmes emplacements sur le fond du plan d'eau.

3.3.2 Mesure du contenu en matière organique

La mesure du contenu en matière organique des sédiments piégés s'est effectuée au laboratoire d'écologie du centre horticole de Lullier. Les échantillons, contenus dans des bocaux étiquetés (fig. 17), sont versés dans un filtreur à pression (fig. 16). Des filtres en papier ronds, préalablement



Figure 17: Echantillons transvasés dans des bocaux. © C. Ansermet

pesés, sont utilisés pour filtrer l'eau afin de n'avoir plus que les sédiments (fig. 19). Les filtres contenant les sédiments humides sont ensuite mis dans une étuve pour être séchés à 105°C pendant au moins 3 heures. Les échantillons de certaines mares possédaient une trop grande quantité de sédiments pour être filtrés. Pour ces échantillons, le mélange d'eau et de sédiments est versé dans des récipients en aluminium ronds 500 ml préalablement pesés et mis à sécher dans la même étuve pendant au moins 24 heures pour éliminer toute l'eau et l'humidité.



Figure 16: Filtreur à pression.



Figure 19: Filtres papier avec sédiments filtrés.

Une fois séchés, les échantillons sont pesés avec une balance de précision afin d'obtenir le poids sec des sédiments. Les échantillons sont ensuite mis dans des creusets préalablement pesés et mis dans un four à 550°C pendant 4 heures afin d'incinérer les sédiments. Les creusets pleins de sédiments incinérés sont ensuite placés dans un dessiccateur pour refroidir et absorber l'humidité issue de la condensation (fig. 18). Les creusets sont ensuite à nouveau pesés avec les cendres des sédiments pour obtenir la perte au feu (poids sec - poids incinéré). La perte au feu correspond à la quantité de matière organique contenu dans les sédiments. Des filtres vierges ont également été séchés et incinérés afin de soustraire du résultat final la quantité de matière organique contenu dans les filtres.



Figure 18: Creusets avec sédiments incinérés dans le dessiccateur.

3.3.3 Estimation du contenu en carbone organique

Une estimation du contenu en carbone organique contenu dans les sédiments peut être obtenu à partir de la quantité de matière organique calculée. La quantité de carbone organique correspond à environ la moitié de la quantité de matière organique ($C_{org} = MO \times 0.5$) (Kleeberg et al., 2015).

3.4 Analyse des données

Les quantités estimées de carbone organique contenues dans les sédiments piégés des mares urbaines sont représentées sous forme de graphique (boîtes à moustaches). La surface de piégeage est extrapolée sur 1 m^2 afin d'obtenir le piégeage de carbone organique par sédimentation en $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$ pour deux semaines de piégeage. Ces mêmes valeurs pourront être extrapolées plus loin afin d'obtenir une estimation du piégeage potentiel de carbone organique annuel. Pour estimer le piégeage annuel, la quantité de C_{org} piégée en deux semaines est simplement multipliée par 12 ; en relation avec environ 6 mois de production (avril-septembre). Cette estimation est une grossière approximation car la productivité d'un plan d'eau peut énormément varier au cours des mois. Cela permettra néanmoins de tout de même avoir une valeur indicative du piégeage annuel afin de comparer ces chiffres avec ceux d'autres études. Les résultats obtenus seront ensuite utilisés pour comparer les mares étudiées entre elles et entre d'autres types d'écosystèmes.

Les mesures de chlorophylle a sont utilisées dans un premier temps pour définir le niveau trophique des mares étudiées selon le tableau 6 ci-dessous. De plus, les valeurs de chlorophylle a maximales mesurées par mare seront utilisées pour explorer la relation entre le piégeage de carbone et la production en effectuant une régression linéaire simple (quantité piégée x chlorophylle a max).

Tableau 6: Présentation des différents niveaux trophiques en relation avec les concentrations en chlorophylle a (d'après Oertli & Frossard, 2013b)

	Niveau trophique			
	Oligotrophe	Mesotrophe	Eutrophe	Hypertrophe
Chlorophylle a [mg/m^3]	< 2.5	2.5-8	25-75	> 75

4 Résultats : Carbone piégé par les 6 mares urbaines

4.1 Mare de la rue Sonnex (Grand-Saconnex)

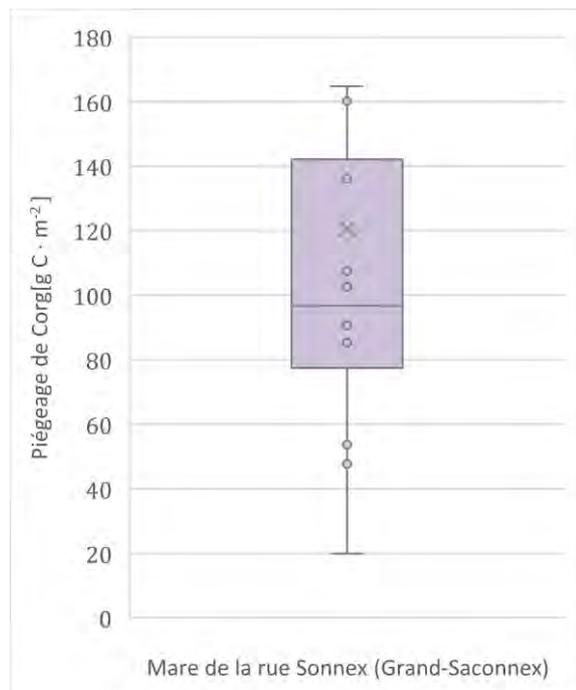
Le tableau 7 ci-dessous présente les facteurs physico-chimiques mesurés dans la mare de la rue Sonnex.

Tableau 7: Physico-chimie de la mare de la rue Sonnex

Paramètres	Valeurs
Chlorophylle a max. mesuré	18.8 µg/l
Cyanobactéries max. mesuré	7.0 µg/l
Turbidité max mesuré	5.8 FTU
Niveau trophique	Méso-eutrophe

La figure 20 ci-dessous présente le piégeage de carbone organique sur une durée de deux semaines dans la mare de la rue Sonnex sous forme de boîte à moustaches. La quantité de carbone organique piégée sur une surface de 1m² varie entre 47.6 et 164.8 gC·m⁻². Les valeurs aberrantes, situées en dehors des écarts-types, ont été supprimées de la figure.

Figure 20: Piégeage de carbone organique dans la mare de la rue Sonnex sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.



Neuf pièges à sédiments ont été posés dans cette mare mais seulement sept répliquas ont pu être prises en compte. A la fin des deux premières semaines, le niveau de l'eau de la mare a baissé d'environ 5 cm, causant deux pièges à sédiments, situés à des emplacements moins profonds de la mare, à se retrouver en partie à l'air libre.

4.2 Mare du centre horticole de Lullier (Jussy)

Le tableau 8 ci-dessous présente les facteurs physico-chimiques mesurés dans la mare du centre horticole de Lullier. La concentration maximale de chlorophylle a mesuré dans cette mare correspond à 9.4 µg/l ce qui a déterminé le niveau trophique méso-eutrophe.

Tableau 8: Physico-chimie de la mare du centre horticole de Lullier

Paramètres	Valeurs
Chlorophylle a max. mesuré	9.4 µg/l
Cyanobactéries max. mesuré	2.4 µg/l
Turbidité max mesuré	6.4 FTU
Niveau trophique	Méso-eutrophe

La figure 21 ci-dessous présente le piégeage de carbone organique sur une durée de deux semaines dans la mare du centre horticole de Lullier sous forme de boîte à moustaches. La quantité de carbone organique piégée sur une surface de 1m² varie entre 118.1 et 442.5 gC·m⁻².

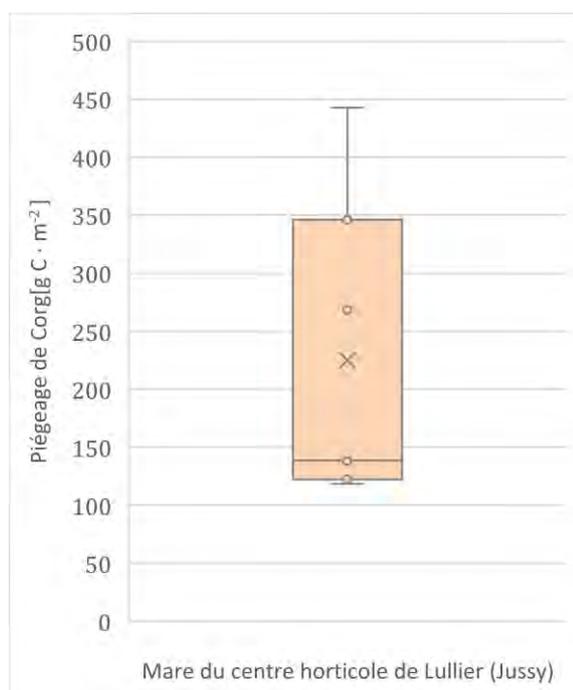


Figure 21: Piégeage de carbone organique dans la mare du centre horticole de Lullier sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.

Les répliquas issus des deux premières semaines de mesures ont dû être rejetés. En effet, dû à la large couche de sédiments déjà présente sur le fond du plan d'eau et à la présence de carpes, une resuspension des sédiments a causé les pièges à sédiments à se remplir à ras-bord, ainsi donnant des résultats aberrants. Pour tenter d'éliminer ce problème sur les mesures des deux semaines suivantes, la hauteur des pièges a été doublée (40 cm) pour limiter la quantité de sédiments resuspendus dans la colonne d'eau qui se déposeraient dans les pièges. Les résultats de ces deux dernières semaines sont certes plus crédibles mais il convient tout de même de les prendre avec précaution. Ces résultats restent relativement élevés en comparaison avec les autres mares étudiées et il est possible que les mêmes problèmes se soient reproduits à un degré plus faible.

4.3 Mare du chemin des Préjins (Grand-Saconnex)

Le tableau 9 ci-dessous présente les facteurs physico-chimiques mesurés dans la mare du chemin des Préjins. La concentration maximale de chlorophylle a mesuré dans cette mare correspond à 12.3 $\mu\text{g/l}$ ce qui a déterminé le niveau trophique méso-eutrophe.

Tableau 9: Physico-chimie de la mare du chemin des Préjins

Paramètres	Valeurs
Chlorophylle a max. mesuré	12.3 $\mu\text{g/l}$
Cyanobactéries max. mesuré	2.5 $\mu\text{g/l}$
Turbidité max mesuré	6.6 FTU
Niveau trophique	Méso-eutrophe

La figure 22 ci-dessous présente le piégeage de carbone organique sur une durée de deux semaines dans la mare du chemin des Préjins sous forme de boîte à moustaches. La quantité de carbone organique piégée sur une surface de 1 m^2 varie entre 10.2 et 26.7 $\text{g C}\cdot\text{m}^{-2}$.

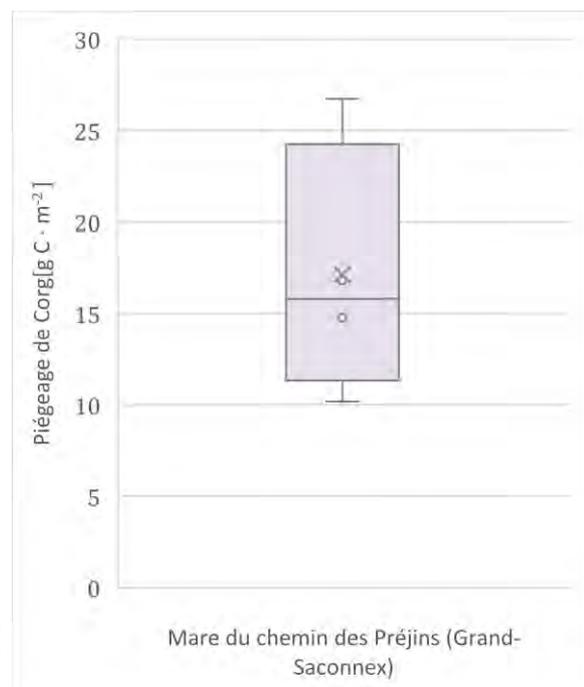


Figure 22: Piégeage de carbone organique dans la mare du chemin des Préjins sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.

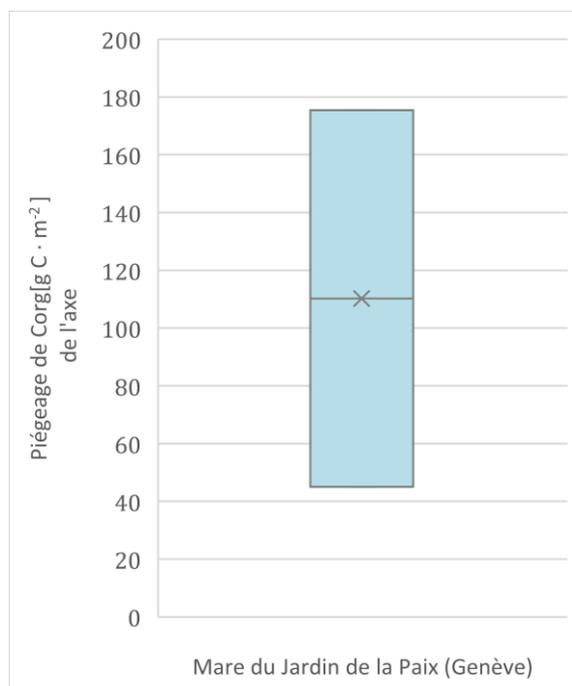
4.4 Mare du jardin de la Paix (Genève)

Le tableau 10 ci-dessous présente les facteurs physico-chimiques mesurés dans la mare du Jardin de la Paix. La concentration maximale de chlorophylle a mesuré dans cette mare correspond à 34.5 µg/l ce qui a déterminé le niveau trophique eutrophe.

Tableau 10: Physico-chimie de la mare du chemin des Préjins

Paramètres	Valeurs
Chlorophylle a max. mesuré	34.5 µg/l
Cyanobactéries max. mesuré	1.8 µg/l
Turbidité max mesuré	5.4 FTU
Niveau trophique	Eutrophe

La figure 23 ci-dessous présente le piégeage de carbone organique sur une durée de deux semaines dans la mare du Jardin de la Paix sous forme de boîte à moustaches. Les quantités de carbone organique piégées sur une surface de 1 m² sont 45.0 et 175.5 g C · m².



Deux pièges à sédiments ont été posés sur le fond du plan d'eau par tranche de deux semaines. Cependant, seuls deux répliques ont été retenus pour l'étude. En effet, à deux reprises, l'un des deux pièges s'est retrouvé renversé. Etant donné l'emplacement de cette mare et la facilité de son accès, il est probable que ces deux pièges aient été touché par des visiteurs du jardin ou par les jardiniers. La figure 23 ci-dessus ne contient donc que deux données, ainsi des écarts-types n'ont pas pu être déterminés et la précision des résultats est à prendre avec précaution.

4.5 Mare du Parc Chuit (Lancy)

Le tableau 11 ci-dessous présente les facteurs physico-chimiques mesurés dans la mare du Jardin de la Paix. La concentration maximale de chlorophylle a mesuré dans cette mare correspond à 16.1 $\mu\text{g/l}$ ce qui a déterminé le niveau trophique méso-eutrophe.

Tableau 11: Physico-chimie de la mare du Parc Chuit

Paramètres	Valeurs
Chlorophylle a max. mesuré	16.1 $\mu\text{g/l}$
Cyanobactéries max. mesuré	3.9 $\mu\text{g/l}$
Turbidité max mesuré	4.8 FTU
Niveau trophique	Méso-eutrophe

La figure 24 ci-dessous présente le piégeage de carbone organique sur une durée de deux semaines dans la mare du Parc Chuit sous forme de boîte à moustaches. Les quantités de carbone organique piégées dans les pièges à sédiments sont 14.0 et 21.9 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$.

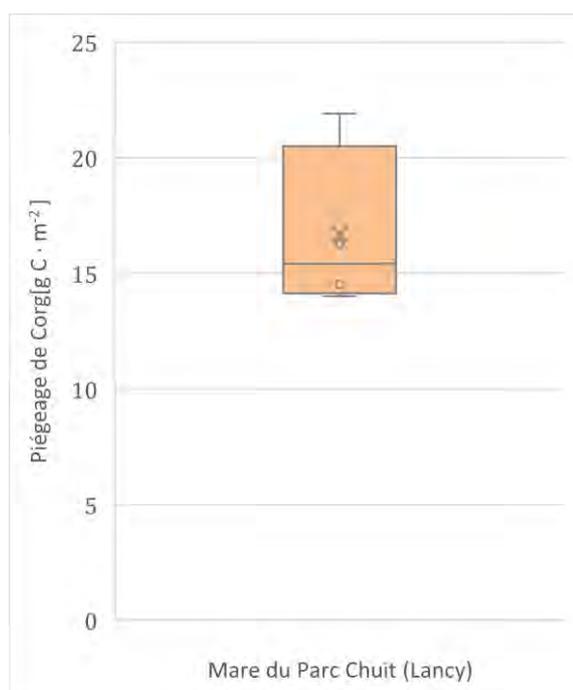


Figure 24: Piégeage de carbone organique dans la mare du Parc Chuit sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.

4.6 Mare du Parc Brot (Onex)

Le tableau 12 ci-dessous présente les facteurs physico-chimiques mesurés dans la mare du Parc Brot. La concentration maximale de chlorophylle a mesuré dans cette mare correspond à 9.9 $\mu\text{g/l}$ ce qui a déterminé le niveau trophique méso-eutrophe.

Tableau 12: Physico-chimie de la mare du Parc Chuit

Paramètres	Valeurs
Chlorophylle a max. mesuré	9.9 $\mu\text{g/l}$
Cyanobactéries max. mesuré	2.9 $\mu\text{g/l}$
Turbidité max mesuré	12.5 FTU
Niveau trophique	Méso-eutrophe

La figure 25 ci-dessous présente le piégeage de carbone organique sur une durée de deux semaines dans la mare du Parc Brot sous forme de boîte à moustaches. Les quantités de carbone organique piégées dans les pièges à sédiments sont 10.7 et 137.0 $\text{gC}\cdot\text{m}^2$.

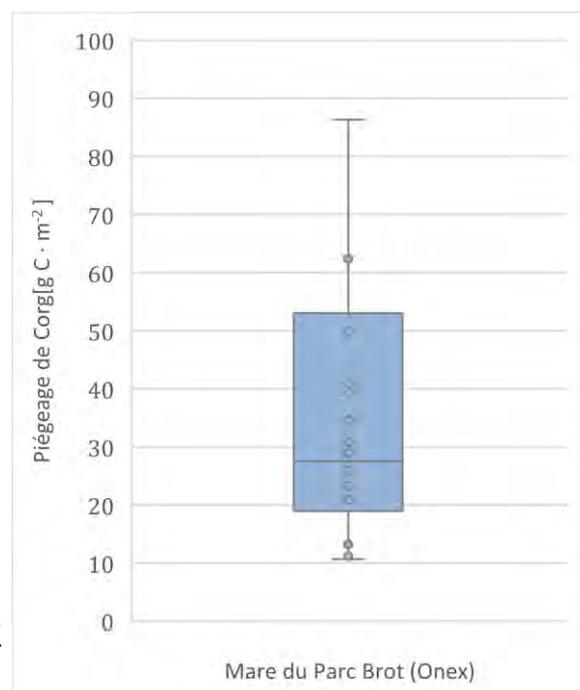


Figure 25: Piégeage de carbone organique dans la mare du Parc Brot sur deux semaines. Les points hors-norme ne sont pas présentés.

4.7 Synthèse : Piégeage par les 6 mares urbaines et physico-chimie

Le tableau 13 ci-dessous présente la physico-chimie des six mares urbaines afin d'évaluer comparativement ces milieux. Ce tableau ne présente que les valeurs maximales mesurées par mare. Les autres valeurs mesurées sont disponibles en annexe 2.

Tableau 13: Synthèse de la physico-chimie des six mares urbaines

Nom de la mare	Chlorophylle a max. mesuré [$\mu\text{g/l}$]	Cyanobactéries max. mesuré [$\mu\text{g/l}$]	Turbidité max. mesuré [FTU]	Niveau trophique
Mare de la rue Sonnex	18.8	7.0	5.8	Méso-eutrophe
Mare du centre horticole de Lullier	9.4	2.4	6.4	Méso-eutrophe
Mare du chemin des Préjins	12.3	2.5	6.6	Méso-eutrophe
Mare du jardin de la Paix	34.5	1.8	5.4	Eutrophe
Mare du Parc Chuit	16.1	3.9	4.8	Méso-eutrophe
Mare du Parc Brot	9.9	2.9	12.5	Méso-eutrophe

La quantité de carbone organique piégée par les mares urbaines étudiées en deux semaines, ainsi qu'une estimation du piégeage annuel de ces mêmes mares peut être observé en figure 27. Les résultats bruts, sous forme de tableau, sont disponibles en annexe 3. Le piégeage de carbone mesuré dans deux des six mares ne sont pas présentés dans ces figures. La mare du centre horticole de Lullier n'est pas présentée dans cette figure de synthèse car elle présente des valeurs aberrantes et ne serait donc pas comparable avec les autres mares. La mare du jardin de la Paix n'est pas présentée non plus car ses mesures ne contiennent que deux échantillons et un écart-type n'a pas pu être déterminé. Ainsi, la précision de ce résultat est loin d'être optimale.

Afin d'obtenir le piégeage potentiel de carbone organique annuel des mares (fig. 26), les quantités de carbone organique piégées en deux semaines ont été multipliées par 12, correspondant à six mois de production sur une année. Ces valeurs sont donc une grossière estimation du piégeage annuel et ne seront utilisées qu'à titre indicatif.

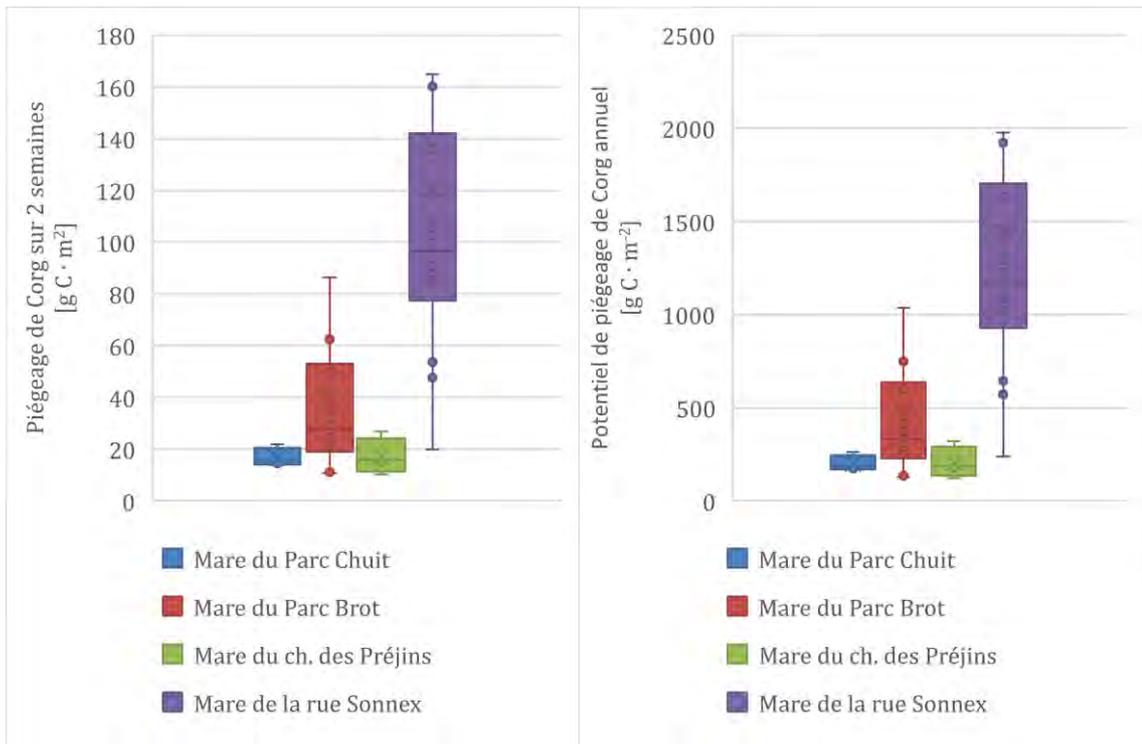


Figure 27: Carbone organique piégé sur deux semaines dans quatre des six mares urbaines étudiées.

Figure 26: Estimation du piégeage de carbone annuel potentiel de quatre des six mares urbaines étudiées.

Les minimums et maximums piégés sont de 10.2 et 175.5 gC·m⁻² respectivement et les médianes de chaque mare varient entre 15.4 et 138.3 gC·m⁻².

4.8 Relation entre le piégeage de carbone et la productivité primaire

La concentration en chlorophylle a maximale mesurée dans chaque mare peut potentiellement mettre en évidence la relation entre la production d'une mare et le piégeage de carbone. Une régression linéaire simple a été effectuée, entre la concentration de chlorophylle a maximale et la moyenne de carbone organique piégé, dans la figure 28 ci-dessous.

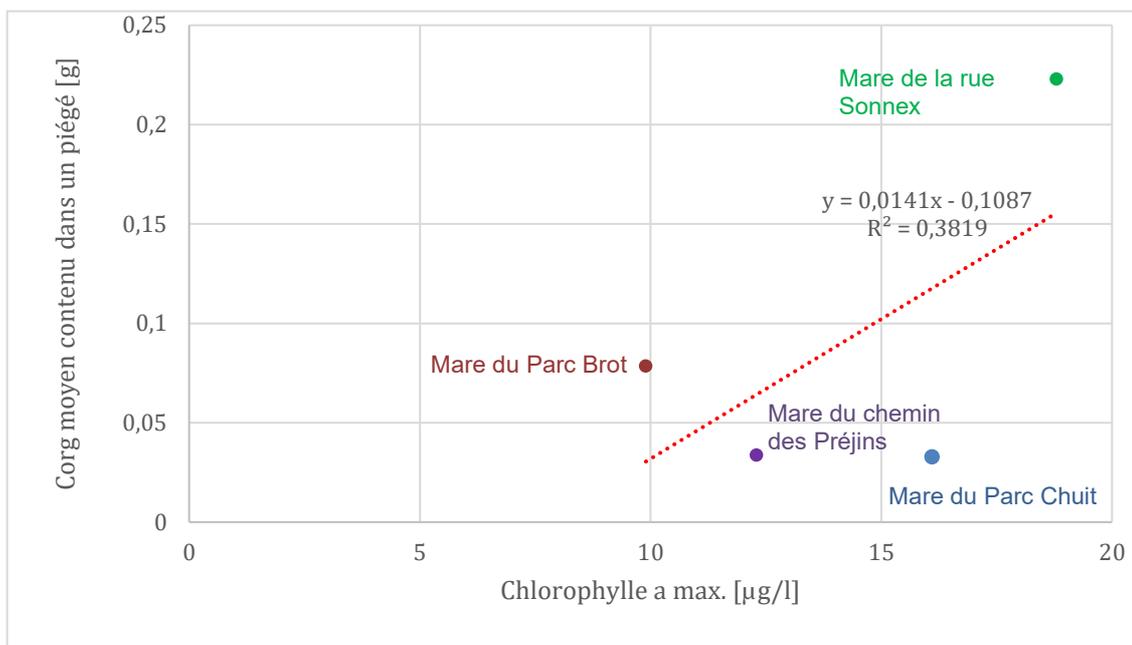


Figure 28: Relation entre chlorophylle a max mesurée par mare et carbone organique moyen piégé. Régression linéaire simple. La ligne rouge correspond à la courbe de tendance.

Etant donné le nombre très limité de sites d'études, il est difficile de montrer avec certitude la relation entre la production et le piégeage de carbone. La courbe de tendance semble montrer un plus grand piégeage de carbone organique plus la concentration en chlorophylle a est élevée. Cependant, ces résultats ne donnent qu'un ordre idée de la tendance et sont présentés ici à titre exploratoire. Pour obtenir des résultats plus précis, il serait nécessaire d'avoir beaucoup plus de sites d'études et d'échantillons.

4.9 Comparaison avec d'autres types de mares et avec d'autres types d'écosystèmes

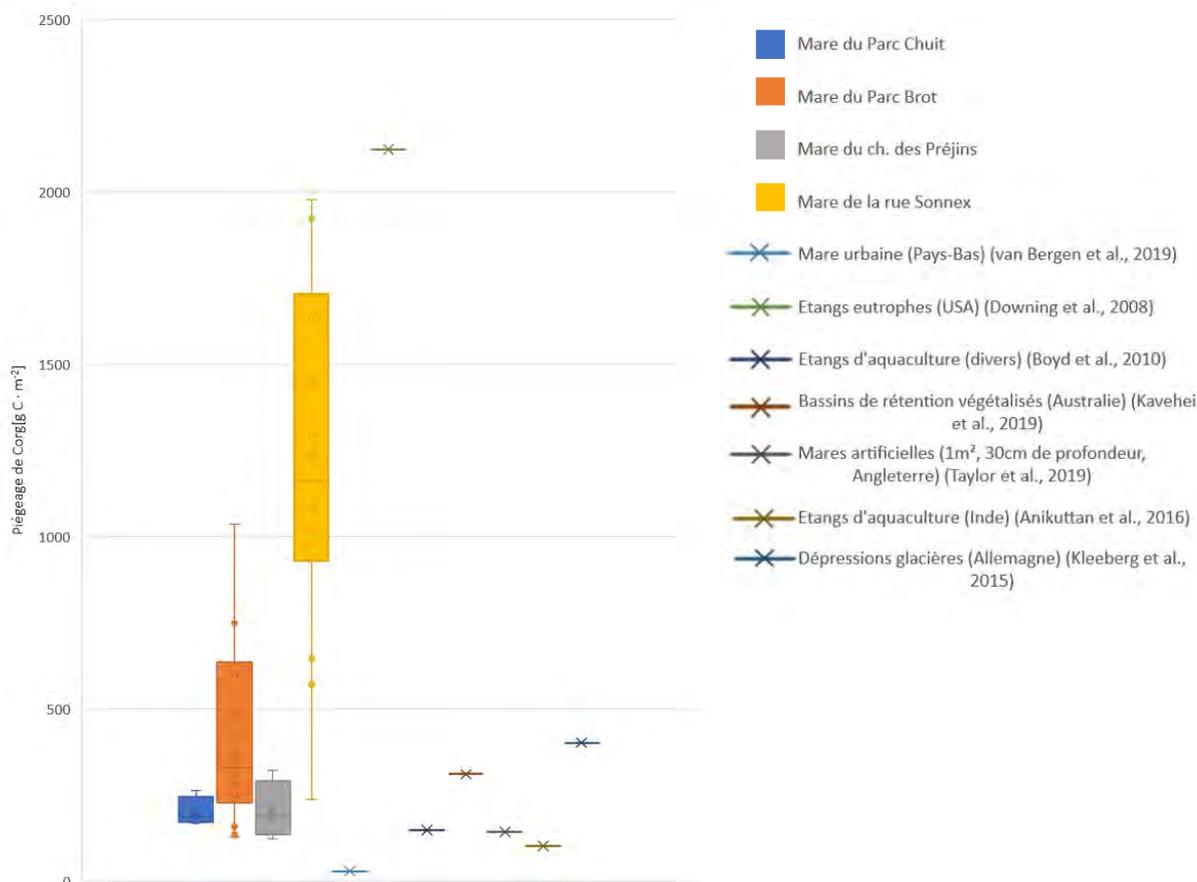


Figure 29: Potentiel de piégeage de carbone organique annuel dans 4 mares étudiées en comparaison avec le piégeage de carbone d'autres types de mares et étangs.

La figure 29 ci-dessus présente les quantités de carbone organique piégées dans les quatre mares urbaines étudiées dans ce travail, extrapolées sur une année. Le piégeage potentiel de carbone annuel d'autres types de mares et étangs est également présenté dans cette figure à titre de comparaison. Les valeurs présentées dans la figure représentent la moyenne de piégeage de carbone annuel de plusieurs mares et étangs dans chaque étude.

La moyenne de piégeage de carbone annuel des mares et étangs de ces sept études se situent entre 29 et 2122 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$, soit en moyenne 465 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ (médiane : 260 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$). L'estimation du piégeage de carbone potentiel annuel des quatre mares étudiées semble se situer dans des fourchettes comparables aux résultats d'autres rapports disponibles. Seuls les étangs eutrophes américains étudiés par Downing et al., 2008 semblent pouvoir piéger une quantité de carbone significativement plus élevée.

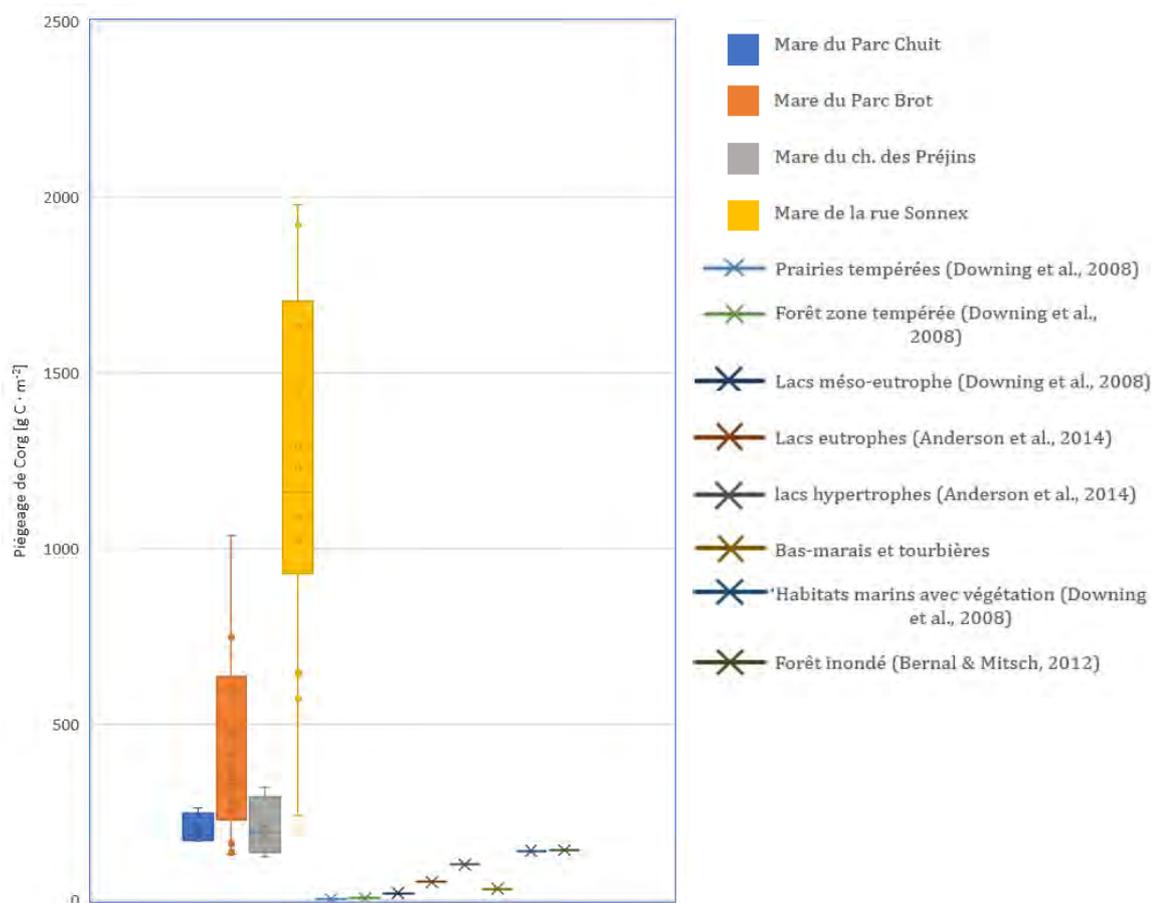


Figure 30: Potentiel de piégeage de carbone organique annuel dans les 4 mares étudiées en comparaison avec le piégeage de carbone d'autres types d'écosystèmes.

La figure 30 ci-dessus présente les quantités de carbone organique piégées dans les quatre mares urbaines étudiées dans ce travail, extrapolées sur une année. Le piégeage potentiel de carbone annuel de huit autres types d'écosystèmes est également présenté dans cette figure à titre de comparaison.

Les mares urbaines, en comparaison avec des lacs, sont capables de piéger une plus grande quantité de carbone, peu importe le niveau trophique du lac. En comparaison avec des milieux terrestres tels que des forêts et prairies, les mares urbaines piègent une quantité significativement plus élevée de carbone organique. Les forêts et prairies tempérées piègent 4.4 et $2.2 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ respectivement, soit une quantité en moyenne plus faible que les mares urbaines d'un facteur 100 et 200. Les milieux humides et aquatiques en général semblent beaucoup plus efficaces que les milieux terrestres en termes de séquestration de carbone.

5 Discussion

Comparaison des résultats des mares étudiées

Le piégeage de carbone sur deux semaines estivales des quatre mares retenues pour l'étude varie entre 15.4 et 102.6 g C·m². Cela montre des fonctionnements différents pour chacune de ces mares. La mare présentant le plus grand piégeage de carbone organique est de loin la mare de la rue Sonnex et correspond également à la mare avec l'aspect le plus artificiel. Ce piégeage pourrait potentiellement être expliqué par la présence de carpes qui aurait causé une resuspension des sédiments ou éventuellement par les produits utilisés dans le traitement de l'eau qui pourraient favoriser une sédimentation plus rapide des organismes en suspension dans la colonne d'eau. Cependant, aucune littérature concernant l'utilisation de ces produits et l'impact qu'ils peuvent avoir n'a été trouvé mais selon Breukelaar et al., 1994, les concentrations de sédiments en suspension augmentent de façon linéaire avec la biomasse des poissons benthivores telles que les carpes. Les résultats élevés de cette mare sont donc intéressants car la gestion semble promouvoir le piégeage de carbone. Cependant, il est possible que ces produits ne favorisent qu'une sédimentation plus rapide et non un piégeage long terme puisque ces produits favorisent la décomposition de la matière organique et l'apport en oxygène de la mare.

Ces quatre mares ont toutes un niveau trophique méso-eutrophe mais piègent des quantités variées de carbone organique. Cela pourrait mettre en avant que la concentration en chlorophylle a, qui nous indique le niveau trophique, n'est pas l'unique facteur influençant le piégeage de carbone organique. En effet, l'environnement immédiat, la végétation variée et les différentes méthodes de gestion des mares pourraient également jouer un rôle très important. Cependant, ce travail n'est qu'une étude de cas. Il est donc impossible à cette heure de tirer des conclusions de ces observations ponctuelles.

Comparaison avec différents types d'écosystèmes

En comparant le piégeage potentiel de carbone organique annuel des quatre mares urbaines étudiées avec le piégeage de carbone annuel d'autres types de mares et étangs disponibles dans la littérature, on remarque que les résultats obtenus dans le présent travail se situent dans fourchettes comparables à ces autres plans d'eau similaires. En effet, les sept autres plans d'eau possèdent un piégeage de carbone moyen de 464 gC·m²·an⁻¹ (médiane : 148 gC·m²·an⁻¹) et les quatre mares étudiées dans ce travail ont un piégeage de carbone moyen de 448 gC·m²·an⁻¹ (médiane : 259 gC·m²·an⁻¹).

En comparaison avec des autres types d'écosystèmes, on remarque que les mares, ainsi que d'autres types de milieux humides, sont capables de piéger une quantité significativement plus élevée de carbone que les milieux terrestres tels que les forêts et prairies. Les 3000 ha de forêt présents sur le canton de Genève (Etat de Genève, 2015) piègent annuellement environ 126 t de carbone selon les chiffres de Downing et al., 2008. A titre de comparaison, il ne faudrait qu'environ 28 ha de mares et étangs pour atteindre le même piégeage de carbone que la totalité des forêts sur le canton de Genève (en utilisant le piégeage potentiel de carbone annuel des quatre mares étudiées). La surface totale de mares et étangs présents à Genève n'est pas connue mais la surface totale des 102 mares étudiées dans le projet MARVILLE (Oertli et al., 2014) correspond déjà à 7.4 ha. Bien que les lacs soient également des plans d'eaux douces, on remarque que les mares sont significativement plus efficaces dans le piégeage de carbone, même comparé aux lacs les plus productifs.

Les facteurs pouvant expliquer cette différence significative de piégeage n'ont pas été explorés dans ce travail. Cependant, la littérature publiée à ce sujet peut être utilisée en parallèle des observations ponctuelles sur le terrain de ce travail pour éclairer certains de ces facteurs. La productivité primaire autochtone est généralement le facteur principal à l'origine de la sédimentation de matière organique dans une mare (Oertli & Frossard, 2013b) et cette production primaire est d'autant plus favorisée dans ces milieux grâce aux températures de l'eau plus élevées et des nutriments à disposition, souvent élevés dû à des apports allochtones de matière organique et de nutriments. La productivité primaire et la forte sédimentation de matière organique qui en résulte ne sont pas les seuls facteurs rendant les mares et étangs d'efficaces puits de carbone avec un impact majeur sur le cycle global du carbone. En effet, le stockage de cette matière est tout autant important et les conditions anaérobiques contribuent à une mauvaise minéralisation, rendant ces sédiments anoxiques très riches en matière organique et par conséquence, riches en carbone organique (Oertli & Frossard, 2013b).

Impact de mares urbaines sur le bilan carbone

Afin de déterminer l'impact du piégeage de carbone potentiel sur le bilan carbone, le Les émissions totales du canton de Genève, s'élevant à 5'838'207 tCO₂e³ (Service Cantonal du Développement Durable, 2015), sera utilisé en parallèle des résultats de piégeage

³ « La tonne équivalent CO₂ est une unité de mesure qui permet de donner une équivalence, en termes de production d'effet de serre, entre les différents gaz à effet de serre et le dioxyde de carbone (CO₂). Cela permet d'évaluer globalement l'effet de serre engendré par différentes sortes d'émissions » (Service Cantonal du Développement Durable, 2015).

de carbone de ce travail ainsi qu'une estimation de la surface totale des mares urbaines genevoises en utilisant les 39 mares urbaines étudiées dans le projet « Marville » (Oertli et al., 2014).

Les 39 mares urbaines étudiées dans le projet « Marville » (Oertli et al., 2014) ont une surface moyenne de 285 m² faisant un total de 11'115 m². Si on y rattache l'estimation du piégeage de carbone potentiel annuel moyen des quatre mares étudiées dans ce travail (466.39 gC·m²·an⁻¹), nous obtenons un total de 5.18 tC·an⁻¹, soit 8.8·10⁻⁷% des émissions totales du canton de Genève. Ce chiffre peut sembler négligeable en comparaison avec les émissions totales du canton de Genève mais il serait juste de supposer que le nombre réel de mares urbaines genevoises est beaucoup plus élevé que 39. De plus, toutes les mares suburbaines, périurbaines et rurales contribuent également à diminuer le bilan carbone territorial du canton de Genève. Bien que l'impact sur le bilan carbone puisse sembler négligeable, la quantité de carbone potentiellement piégée sur de si petites surfaces ne l'est pas.

Recommandations pour l'optimisation du piégeage de carbone dans les mares urbaines

Les résultats de cette étude seule ne permettent pas de proposer des mesures de gestion ou des recommandations permettant d'optimiser le piégeage de carbone dans des mares et étangs urbains. En effet, ce travail est une étude de cas dans six mares urbaines du canton de Genève et de nombreuses lacunes demeurent, notamment concernant le bilan carbone d'une mare ou d'un étang. En effet, ce travail n'a pas pris en compte les émissions de CO₂ et de CH₄ dans ces mares. Il n'est donc même pas certain que ces mares représentent un puits de carbone ou une source de carbone net.

Il est cependant possible de recommander, lors du curage d'une mare, une réflexion autour de l'avenir des sédiments évacués. L'incinération des sédiments devrait préférablement être évitée car tout le carbone piégé au sein des sédiments sera alors réémis dans l'atmosphère.

Biais du travail

Un des biais les plus importants de ce travail est la courte durée du travail sur le terrain. L'estimation du piégeage de carbone organique annuel n'est qu'une grossière approximation de la réalité car la décomposition des sédiments n'est pas prise en compte et la quantité de matière organique piégée en deux semaines estivales n'est sans doute pas la même que les autres mois de production. Idéalement, ce travail aurait dû être effectué sur au moins une année afin d'obtenir une estimation correcte.

Les mares ne sont pas uniquement des puits de carbone. En effet, elles émettent également du CH₄ et du CO₂ qui n'ont pas été quantifiés dans ce travail. Le bilan carbone net de ces mares est donc inconnu.

Il est possible que la resuspension de sédiments dû à différents facteurs (par exemple, la présence de carpes) ait pu influencer la quantité de sédiments piégés. Afin de mitiger ce biais, le piégeage de sédiments resuspendus par la pose des pièges a été quantifié mais l'impact des animaux, de la météo ou autre n'a pas pu être pris en compte.

Conclusion et perspectives

Dans un contexte planétaire où le changement climatique prend une place de plus en plus importante dans la vie de chacun et où l'urbanisation se développe d'une manière générale au détriment de la nature, les petits plans d'eau urbains, naturels et artificiels, jouent de nombreux rôles bénéfiques à l'homme dont un particulièrement précieux en milieu urbain : le piégeage de carbone.

Ce travail avait pour objectif principal de quantifier dans des mares urbaines genevoises le piégeage de carbone par la sédimentation des matières en suspension dans la colonne d'eau. Les résultats montrent une diversité de fonctionnements de ces mares avec des quantités de carbone piégé variées. Ces variations peuvent être dues aux différentes concentrations de chlorophylle a, à la morphologie des mares, aux situations et à la végétation mais cela n'a pas été démontré et ne reste donc qu'une hypothèse. Ces résultats permettent de mettre en évidence le rôle très important de piégeage et stockage de carbone que jouent les petits plans d'eau urbains.

Globalement, l'objectif de cette étude a été atteint mais les résultats manquent d'une certaine précision. En effet, afin d'obtenir des résultats plus statistiquement robustes, il conviendrait d'augmenter le nombre de sites d'études et augmenter le nombre de répliques dans chaque plan d'eau. De plus, les résultats obtenus ne donnent que le piégeage de carbone organique sur une durée de temps très faible. Il serait donc optimal d'effectuer cette étude sur une durée de temps plus longue (minimum 1 an). D'autres paramètres tels que la teneur en nutriments (phosphore, azote) ou le carbone organique dissout pourraient également être mesurés pour avoir des indications supplémentaires. Plus important encore, il serait souhaitable de mesurer les émissions de GES (CO₂, CH₄) afin d'obtenir le bilan carbone des mares et ainsi déterminer si elles sont réellement des puits et non des sources de carbone. Le projet européen « Ponderful »⁴ (2020-2024) vise à remplir ces lacunes.

Finalement, encore tant d'éléments restent encore inconnus aujourd'hui concernant le piégeage de carbone dans les mares et étangs urbains et il est donc impossible de recommander des mesures dans le but d'optimiser ce piégeage dans ces plans d'eau et il est encore trop tôt pour promouvoir des mares et étangs en milieu urbain dans ce but précis.

⁴ Cordis Résultats de la recherche de l'UE. Fiche descriptive : Pond Ecosystems for Resilient Future Landscapes in a changing climate [en ligne]. Disponible à l'adresse <https://cordis.europa.eu/project/id/869296/fr> [consulté le 19 septembre 2020]

Bibliographie

- Anderson, N. J., Bennion, H., & Lotter, A. F. (2014). Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe. *Global Change Biology*, 20(9), 2741-2751. <https://doi.org/10.1111/gcb.12584>
- Banas, D., Masson, G., Leglize, L., & Pihan, J. C. (2002). Temporal variations of sedimentation in shallow freshwater systems. *Fundamental and Applied Limnology*, 153(4), 623-634. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/153/2002/623>
- Bennion, H., Fluin, J., & Simpson, G. L. (2004). Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms : Eutrophication in Scottish lochs. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), 124-138. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00874.x>
- Bloesch, J., & Burns, N. M. (1980). A critical review of sedimentation trap technique. *Schweiz. Z. Hydrol.* 42/1.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Boyd, C. E., Wood, C. W., Chaney, P. L., & Queiroz, J. F. (2010). Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. *Environmental Pollution*, 158(8), 2537-2540. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.04.025>
- Brainard, A. S., & Fairchild, G. W. (2012). Sediment characteristics and accumulation rates in constructed ponds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(5), 425-432. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.5.425>
- Branco, B. F., & Torgersen, T. (2009). Diurnal sediment resuspension and settling : Impact on the coupled physical and biogeochemical dynamics of dissolved oxygen and carbon in a shallow water body. *Marine and Freshwater Research*, 60(7), 669. <https://doi.org/10.1071/MF08113>

- BREUKELAAR, A., LAMMENS, E., KLEIN BRETELER, J., & TÁTRAI, I. (1994). Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology*, 32(1), 113-121. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb00871.x>
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2002GB001917>
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, 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. *Ecosystems*, 10(1), 172-185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Commune d'Onex. (2008). *Principes de gestion de la biodiversité dans les espaces verts communaux*.
- DGE-BIODIV. (2018). D-7 : Mares et étangs. In *Boîte à outils pour les communes*. DGE-BIODIV.
- 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 : SEDIMENT ORGANIC CARBON BURIAL. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2006GB002854>
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., & Middelburg, J. J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51(5), 2388-2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>

- Effler, S. W., Matthews, D. A., & Hurteau, C. A. (2012). Deposition signatures in Onondaga Lake, New York : Observations from a 28-year sediment-trap study. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1531-1543.
<https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1531>
- Etat de Genève. (2015). Durabilité de la forêt dans le canton de Genève. *Direction générale de la nature et du paysage*.
- Gairaud, M.-A. (2017). Paris : Un « puits de carbone » en test, place d'Alésia. Le Parisien. <https://www.leparisien.fr/paris-75/paris-75014/paris-un-puits-de-carbone-en-test-place-d-alesia-07-04-2017-6834195.php>
- Horppila, J., & Nurminen, L. (2001). The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biology*, 46(11), 1447-1455. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00765.x>
- Horppila, J., & Nurminen, L. (2003). Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research*, 37(18), 4468-4474. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00405-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00405-6)
- IPCC. (2014). *Climate change 2014 : Synthesis report*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Kavehei, E., Jenkins, G. A., Lemckert, C., & Adame, M. F. (2019). Carbon stocks and sequestration of stormwater bioretention/biofiltration basins. *Ecological Engineering*, 138, 227-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.006>
- Kazanjian, G., Flury, S., Attermeyer, K., Kalettka, T., Kleeberg, A., Premke, K., Köhler, J., & Hilt, S. (2018). Primary production in nutrient-rich kettle holes and consequences for nutrient and carbon cycling. *Hydrobiologia*, 806(1), 77-93.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3337-6>

- Kleeberg, A., Neyen, M., & Kalettka, T. (2015). Element-specific downward fluxes impact the metabolism and vegetation of kettle holes. *Springer international publishing*. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2460-5>
- Lierdemann, E. (2013). Principes de gestion et modalités d'entretien. In *Mares et étangs : Ecologie, gestion, aménagement et valorisation* (p. 257-279). Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Loder, A. L., & Finkelstein, S. A. (2019). Carbon Accumulation in Freshwater Marsh Soils : A Synthesis for Temperate North America. *Wetlands*. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01264-6>
- Maeck, A., DelSontro, T., McGinnis, D. F., Fischer, H., Flury, S., Schmidt, M., Fietzek, P., & Lorke, A. (2013). Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots. *Environmental Science & Technology*, 47(15), 8130-8137. <https://doi.org/10.1021/es4003907>
- Mendonça, R., Müller, R. A., Clow, D., Verpoorter, C., Raymond, P., Tranvik, L. J., & Sobek, S. (2017). Organic carbon burial in global lakes and reservoirs. *Nature Communications*, 8(1), 1694. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01789-6>
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., Jørgensen, S. E., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583-597. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
- Oertli, B., & Frossard, P.-A. (2013a). *Mares et étangs : Ecologie, gestion, aménagement et valorisation*. Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Oertli, B., & Frossard, P.-A. (2013b). *Mares et étangs : Ecologie, gestion, aménagement et valorisation*. Presses polytechniques et universitaires romandes.

- Oertli, B., Ilg, C., & Frossard, P.-A. (2014). Mares et étangs urbains : Hot-spots de biodiversité au cœur de la ville ? « MarVille » Rapport scientifique final. *Haute école du paysage, d'ingénierie et d'architecture hepia-Lullier*.
- Oertli, B., & Parris, K. M. (2019). Review : Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere*, *10*(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2810>
- Rosario Lorenzo, M., Iñiguez, C., Egge, J. K., Larsen, A., Berger, S. A., García-Gómez, C., & Segovia, M. (2018). Increased CO₂ and iron availability effects on carbon assimilation and calcification on the formation of *Emiliana huxleyi* blooms in a coastal phytoplankton community. *Environmental and Experimental Botany*, *148*, 47-58. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.12.003>
- Rosset, V. (2011). *Biodiversité des Mares et étangs : Impact du réchauffement climatique et de l'eutrophisation*. Université de Genève.
- Service Cantonal du Développement Durable. (2015). Bilan Carbone® territorial du canton de Genève. *Le développement durable en actions*.
- Sobek, S., Durisch-Kaiser, E., Zurbrügg, R., Wongfun, N., Wessels, M., Pasche, N., & Wehrli, B. (2009). Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source. *Limnology and Oceanography*, *54*(6), 2243-2254. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.2243>
- Taylor, S., Gilbert, P. J., Cooke, 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*, *17*(1), 25-31. <https://doi.org/10.1002/fee.1988>
- van Bergen, T. J. H. M., Barros, N., Mendonça, R., Aben, R. C. H., Althuisen, I. H. J., Huszar, V., Lamers, L. P. M., 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*(5), 2129-2139. <https://doi.org/10.1002/lno.11173>
- Waajen, G. W. A. M., Faassen, E. J., & Lürling, M. (2014). Eutrophic urban ponds suffer from cyanobacterial blooms : Dutch examples. *Environmental Science*

and Pollution Research, 21(16), 9983-9994. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2948-y>

Wetzel, R. (2001). *Limnology : Lake and River Ecosystems* (3^e éd.). Elsevier Academic Press.

Yang, H., Xing, Y., Xie, P., Ni, L., & Rong, K. (2008). Carbon source/sink function of a subtropical, eutrophic lake determined from an overall mass balance and a gas exchange and carbon burial balance. *Environmental Pollution*, 151(3), 559-568. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.006>

ANNEXES

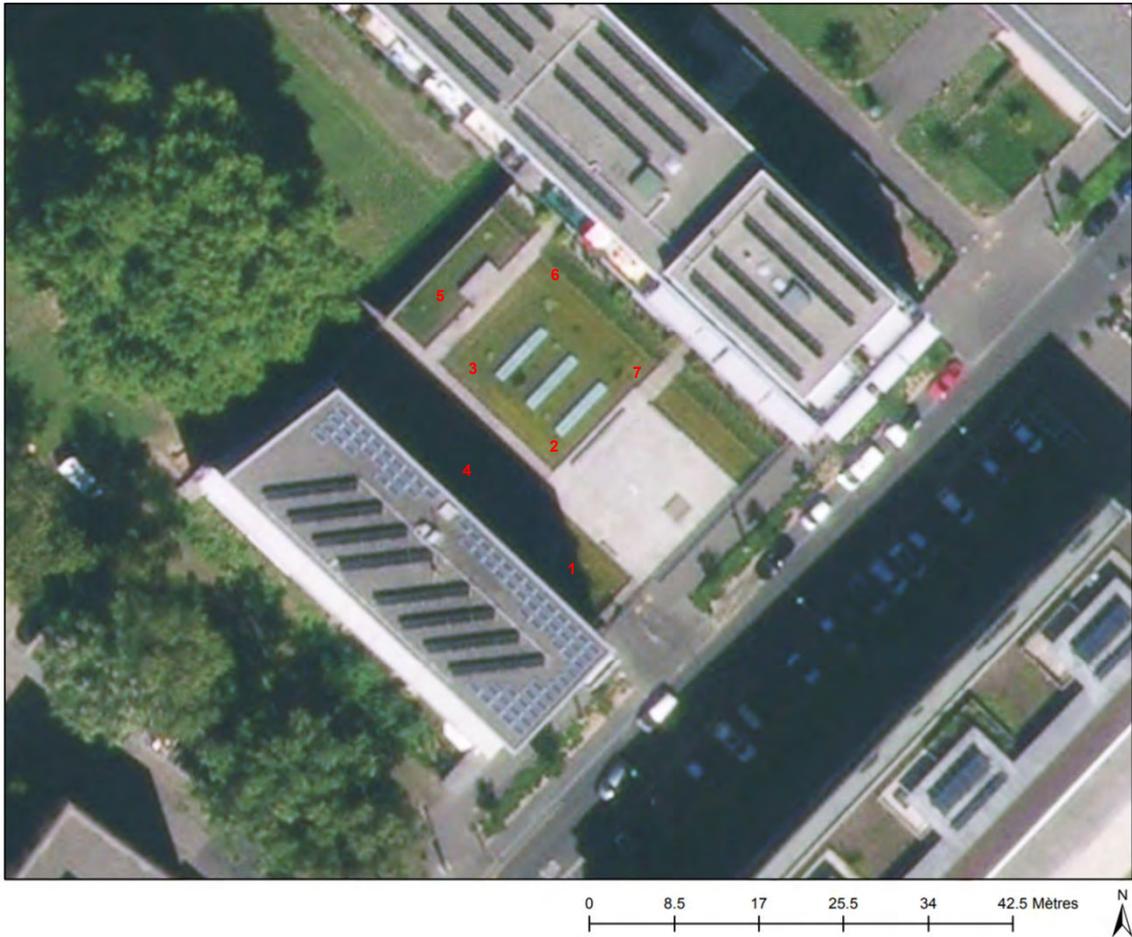
Thèse de Bachelor présentée par :

Christopher ANSERMET

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

Annexe 1 : Emplacement des pièges à sédiments dans les mares

Mare de la Rue Sonnex (Grand-Saconnex). (sitg.ch modifié par C. Ansermet)



Mare du centre horticole de Lullier (Jussy). (sitg.ch modifié par C. Ansermet)



Mare du chemin des Préjins (Grand-Saconnex). (sitg.ch modifié par C. Ansermet)



Mare du Jardin de la Paix (Genève). (sitg.ch modifié par C. Ansermet)



Mare du Parc Chuit (Lancy). (sitg.ch modifié par C. Ansermet)



Mare de la Rue Sonnex (Grand-Saconnex). (sitg.ch modifié par C. Ansermet)



Annexe 2 : Données physico-chimiques des six mares

Etangs	Date de mesure	Mesure 1			Mesure 2			Mesure 3			Moyenne			Maximum			Niveau Trophique
		Chl. A tot	cyanobactéries	Turbidité	Chl. A tot	cyanobactéries	Turbidité										
Centre horticole Lullier	25.06.2020	6,9	1,6	6,4	6,7	1,9	6,1	6,9	1,9	5,8	6,83	1,80	6,10	9,40	2,40	6,40	Meso-eutrophe
	26.06.2020	9,3	1,8	5,1	9,4	2,1	4,7	8,5	2,1	4,6	9,07	2,00	4,80				
	24.07.2020	6,6	2,2	5,5	6,6	2,2	5,6	7,2	2,4	4,2	6,80	2,27	5,10				
Parc Chuit	26.06.2020	7,8	0,8	4,3	7,1	0,7	4	7,5	0,5	3,8	7,47	0,67	4,03	16,10	3,90	4,80	Méso-eutrophe
	10.07.2020	6	0,2	3,8	5,9	0,3	3,5	5,8	0,3	3,2	5,90	0,27	3,50				
	24.07.2020	10,1	3,9	4,8	16,1	3,6	3,8	8,3	0,5	3,4	11,50	2,67	4,00				
Ch. Des Préjins	24.06.2020	10,4	0,5	5,6	11,5	0,4	4,9	12,3	0,3	5,2	11,40	0,40	5,23	12,30	2,50	6,60	Meso-Eutrophe
	08.07.2020	5,3	1	3,8	5	1	3,8	5,1	1	3,8	5,13	1,00	3,80				
	22.07.2020	11,1	2,5	6,6	10,7	2,4	6,2	10,7	2,3	5,8	10,83	2,40	6,20				
Jardin de la Paix	24.06.2020	29,3	0,7	5,4	30,8	0,1	5,1	29,2	0,5	4,9	29,77	0,43	5,13	34,50	1,80	5,40	Eutrophe
	08.08.2020	19,5	1,1	3,1	18,9	1,1	3,1	18,6	1,1	3	19,00	1,10	3,07				
	22.07.2020	34,5	1,3	5	31,6	1,8	5,2	33,1	1,4	4,8	33,07	1,50	5,00				
Rue Sonnex	23.06.2020	14,8	7	3,5	9,5	0	5,8	13	3,2	5,6	12,43	3,40	4,97	18,80	7,00	5,80	Meso-Eutrophe
	07.07.2020	15,3	0,1	5,1	15,1	0,1	4,8	14,2	0,2	4,5	14,87	0,13	4,80				
	21.07.2020	18,8	0	4,6	18,6	0	4,4	18,6	0	4,5	18,67	0,00	4,50				
Parc Brot	26.06.2020	8,2	1,4	5,5	7,4	1,3	5	7,4	1,5	5	7,67	1,40	5,17	9,90	2,90	12,50	Mesotrophe
	10.07.2020	9,9	2,9	7,9	9,3	2,7	8	8,7	2,6	7,4	9,30	2,73	7,77				
	24.07.2020	6,9	0,9	12,5	6,9	0,8	11,6	6,2	1	11,7	6,67	0,90	11,93				

Annexe 3 : Données brutes

Mare	Répliqua	Poids filtre/bac [g]	Poids sec avec filtre/bac	Poids sec [g]	Poids creuset [g]	Poids creuset + cendres [g]	Poids cendres [g]	Perte au feu [g]	MO [%]	Corg [g]	Surface pièges [cm ²]	gC/m ² (2 semaines)	gC/m ² /an
Centre Horticole série 1	1	10,241	16,828	6,587	38,683	41,983	3,300	3,287	49,901	1,644	19,635	837,028	10044,334
	2	10,240	22,633	12,393	54,577	57,262	2,685	9,708	78,335	4,854	19,635	2472,122	29665,469
	3	10,233	17,441	7,208	47,637	51,020	3,383	3,825	53,066	1,913	19,635	974,028	11688,341
	4	10,232	12,379	2,147	47,636	48,787	1,151	0,996	46,390	0,498	19,635	253,629	3043,552441
	5	10,215	14,945	4,730	51,065	53,734	2,669	2,061	43,573	1,031	19,635	524,829	6297,953
	6	10,240	15,088	4,848	47,173	49,967	2,794	2,054	42,368	1,027	19,635	523,0469138	6276,562966
	7	10,234	15,326	5,092	44,498	47,110	2,612	2,480	48,704	1,240	19,635	631,527	7578,323
Centre horticole série 2	1	10,155	11,175	1,020	44,501	45,057	0,556	0,464	45,490	0,232	19,635	118,157	1417,880
	2	10,379	12,953	2,574	48,977	49,813	0,836	1,738	67,521	0,869	19,635	442,578	5310,938
	3	10,158	11,305	1,147	38,685	39,289	0,604	0,543	47,341	0,272	19,635	138,274	1659,28612
	4	10,091	12,445	2,354	51,066	52,366	1,300	1,054	44,775	0,527	19,635	268,399	3220,787
	5	10,098	11,261	1,163	41,738	42,359	0,621	0,542	46,604	0,271	19,635	138,0191954	1656,230344
	6	10,125	11,188	1,063	52,853	53,436	0,583	0,480	45,155	0,240	19,635	122,231	1466,772
	7	10,081	12,791	2,710	39,688	41,039	1,351	1,359	50,148	0,680	19,635	346,067	4152,799
Parc Chuit Série 1	1	0,320	0,388	0,068	50,230	50,243	0,013	0,055	80,882	0,027	19,635	14,006	168,068
	2	0,320	0,431	0,111	53,595	53,620	0,025	0,086	77,477	0,043	19,635	21,900	262,7966967
Parc Chuit série 2	1	0,320	0,400	0,080	50,235	50,258	0,023	0,057	71,250	0,028	19,635	14,515	174,179
	2	0,320	0,403	0,083	47,640	47,659	0,019	0,064	77,108	0,032	19,635	16,29746956	195,5696348
Parc Brot série 1	1	0,320	0,588	0,268	56,693	56,847	0,154	0,114	42,537	0,057	19,635	29,030	348,358
	2	0,160	0,294	0,134	50,232	50,314	0,082	0,052	38,806	0,026	19,635	13,242	158,900
	3	0,320	0,535	0,215	44,497	44,616	0,119	0,096	44,651	0,048	19,635	24,446	293,354
	4	0,640	1,535	0,895	53,596	53,953	0,357	0,538	60,112	0,269	19,635	137,001	1644,007242
	5	0,320	0,387	0,067	47,173	47,196	0,023	0,044	65,672	0,022	19,635	11,205	134,454
	6	0,640	0,912	0,272	38,683	38,873	0,190	0,082	30,147	0,041	19,635	20,88113288	250,5735945
	7	0,800	1,328	0,528	54,576	54,859	0,283	0,245	46,402	0,122	19,635	62,389	748,665
Parc Brot série 2	1	0,480	0,705	0,225	56,618	56,741	0,123	0,102	45,333	0,051	19,635	25,974	311,689
	2	0,512	0,870	0,359	53,008	53,275	0,267	0,092	25,523	0,046	19,635	23,300	279,603
	3	0,640	1,222	0,582	47,175	47,561	0,386	0,196	33,677	0,098	19,635	49,911	598,9320064
	4	0,320	0,557	0,237	42,571	42,672	0,101	0,136	57,384	0,068	19,635	34,632	415,585
	5	0,320	0,402	0,082	56,693	56,733	0,040	0,042	51,220	0,021	19,635	10,6952144	128,3425728
	6	0,640	1,022	0,382	53,597	53,858	0,261	0,121	31,675	0,061	19,635	30,812	369,749
	7	0,800	1,853	1,053	54,574	55,288	0,714	0,339	32,194	0,170	19,635	86,326	1035,908

Mare	Répliqua	Poids filtre/bac [g]	Poids sec avec filtre/bac	Poids sec [g]	Poids creuset [g]	Poids creuset + cendres [g]	Poids cendres [g]	Perte au feu [g]	MO [%]	Corg [g]	Surface pièges [cm ²]	gC/m ² (2 semaines)	gC/m ² /an
Jardin de la Paix série 1	1	0,160	1,032	0,872	53,599	53,782	0,183	0,689	79,014	0,345	19,635	175,452	2105,429
Jardin de la Paix série 2	1	0,320	0,584	0,264	47,176	47,263	0,087	0,177	67,045	0,089	19,635	45,073	540,8722711
Ch. Des Préjins série	1	0,320	0,402	0,082	54,577	54,619	0,042	0,040	48,780	0,020	19,635	10,186	122,231
Ch. Des Préjins série	2	0,320	0,460	0,140	47,638	47,673	0,035	0,105	75,000	0,052	19,635	26,738036	320,856432
Ch. Des Préjins série	1	0,320	0,400	0,080	56,693	56,715	0,022	0,058	72,500	0,029	19,635	14,770	177,235
Ch. Des Préjins série	2	0,320	0,433	0,113	53,599	53,646	0,047	0,066	58,407	0,033	19,635	16,807	201,681
Rue Sonnex série 1	1	10,195	12,415	2,220	38,686	39,204	0,518	1,702	76,667	0,851	19,635	433,411	5200,930
	2	10,270	10,806	0,536	47,639	47,819	0,180	0,356	66,418	0,178	19,635	90,655	1087,856093
	3	10,247	10,880	0,633	50,233	50,463	0,230	0,403	63,665	0,201	19,635	102,623	1231,478
	4	10,262	10,811	0,549	41,736	41,929	0,193	0,356	64,845	0,178	19,635	90,65467445	1087,856093
	5	10,300	10,819	0,519	54,579	54,763	0,184	0,335	64,547	0,168	19,635	85,307	1023,685
	6	10,182	11,195	1,013	51,067	51,451	0,384	0,629	62,093	0,315	19,635	160,174	1922,083
	7	10,100	11,100	1,000	47,174	47,527	0,353	0,647	64,700	0,323	19,635	164,757	1977,087
Rue Sonnex série 2	1	10,223	10,741	0,518	44,499	44,734	0,235	0,422	81,467	0,211	19,635	107,461	1289,537279
	2	10,216	10,873	0,657	53,007	53,326	0,319	0,534	81,279	0,267	19,635	135,982	1631,784
	3	10,244	11,097	0,853	53,597	54,093	0,496	0,357	41,852	0,178	19,635	90,90932241	1090,911869
	4	10,224	10,541	0,317	48,976	49,106	0,130	0,187	58,991	0,093	19,635	47,619	571,430
	5	10,238	10,876	0,638	47,177	47,478	0,301	0,337	52,821	0,168	19,635	85,816	1029,796
	6	10,220	10,599	0,379	56,693	56,861	0,168	0,211	55,673	0,106	19,635	53,731	644,769
	7	10,244	11,033	0,789	42,570	42,955	0,385	0,404	51,204	0,202	19,635	102,878	1234,533319
Parc Brot	TEST*	0,160	0,190	0,030	51,064	51,078	0,014	0,016	53,333	0,008	19,635	-	-
Centre horticole	TEST*	0,160	0,222	0,062	41,734	41,765	0,031	0,031	50,000	0,016	19,635	-	-
Ch. Des Préjins	TEST*	0,160	0,166	0,006	42,570	42,573	0,003	0,003	50,000	0,001	19,635	-	-
Parc Chuit	TEST*	0,160	0,165	0,005	56,693	56,697	0,004	0,001	20,000	0,000	19,635	-	-
Rue Sonnex	TEST*	10,223	10,254	0,031	56,617	56,641	0,024	0,007	22,581	0,003	19,635	-	-

*Les répliquas « TEST » correspondent aux mesures visant à quantifier la resuspension de sédiments lors de la pose des pièges à sédiments.