

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

DYNAMIQUE HYDROLOGIQUE D'UN LAC URBAIN ET DES MILIEUX HUMIDES
ENVIRONNANTS : CAS DU LAC BEAUCHAMP, GATINEAU

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
POUR LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
SAMUEL LE VALLÉE-VALDÉS

DÉCEMBRE 2025

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier ici toutes les personnes qui m'ont soutenu et qui ont permis la réalisation de ce mémoire.

Tout d'abord, je remercie ma directrice Audrey Maheu qui m'a donné l'opportunité de travailler sur ce projet de maîtrise. Spécifiquement, j'admire sa patience et sa persévérance à travers le projet qui a subi une multitude de changements, ce qui n'a pas rendu la tâche facile. Elle a toujours été disponible et ses connaissances m'ont souvent permis d'avancer lorsque je manquais d'inspiration. Ensuite, je remercie ma co-directrice Marie Larocque qui a contribué son expertise dans le volet sur l'eau souterraine et qui a su me guider vers la finalisation de cet aspect du projet.

Je souhaite remercier tous ceux et celles qui m'ont accompagné, en particulier deux membres de l'équipe, Jonathan Chabot-Grégoire et Gabriel Bastien-Beaudet, sans lesquels je n'aurais pas pu finir ce projet dans les délais présents. Leur aide a été précieuse, que ce soit pour les longues journées d'échantillonnage ou les heures passées à analyser les résultats. Merci également aux collègues de mon laboratoire pour leurs encouragements et leurs conseils. Un grand merci à Geneviève Michon qui a supporté ce projet surtout pour la coordination et la documentation existante et courante au lac Beauchamp. C'est grâce à la Ville de Gatineau, l'Université du Québec en Outaouais et de Montréal que le projet a pu avoir lieu. Un dernier remerciement au professeur Éric Rosa (UQAT) pour son aide avec nos analyses isotopiques.

Finalement, d'un côté plus personnel, je tiens fortement à mentionner ma famille et particulièrement ma conjointe, Madeleine de Salaberry, pour leur présence qui m'a donné la force d'aller jusqu'au bout de ce mémoire.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX	ix
RÉSUMÉ.....	x
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	13
1.1 Problématique générale	13
1.2 Objectifs et hypothèses	16
CHAPITRE 2 ÉTAT DES CONNAISSANCES	17
2.1 Améliorer la qualité de l'eau en manipulant le temps de résidence	17
2.2 Bilan hydrique et temps de résidence d'un lac	19
2.3 Composantes du bilan hydrique d'un lac	21
2.3.1 Précipitations	21
2.3.2 Évaporation	22
2.3.3 Flux d'eau de surface	23
2.3.4 Flux d'eau souterraine.....	24
2.4 Traceurs environnementaux	27
2.4.1 Isotopes stables de l'eau.....	28
2.4.2 ²²² Rn.....	30
2.4.3 Conductivité électrique	31
2.5 Dynamique hydrologique des milieux humides	31
2.6 Dynamique écologique des milieux humides.....	34
CHAPITRE 3 ZONE D'ÉTUDE.....	35
3.1 Géographie	35
3.2 Géologie et hydrogéologie	38
3.3 Météorologie	40
CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE	41

4.1	Évaluation du bilan hydrique par mesure des flux in situ	41
4.1.1	Stockage dans le lac	41
4.1.2	Précipitations	42
4.1.3	Débit sortant	43
4.1.4	Évaporation	44
4.1.5	Apport d'eau souterraine au lac par l'équation de Darcy	46
4.2	Évaluation du bilan hydrique par traceurs environnementaux	48
4.2.1	Isotopes stables de l'eau.....	48
4.2.2	^{222}Rn	52
4.2.3	Conductivité électrique	54
4.3	Fermeture du bilan hydrique et terme résiduel.....	54
4.4	Temps de résidence de l'eau dans le lac	55
4.5	Caractérisation des milieux humides	56
4.5.1	Inventaires et délimitation des milieux humides environnants	56
4.5.2	Recouvrement et diversité de la végétation	57
4.5.3	Suivi hydrologique des milieux humides.....	58
CHAPITRE 5 RÉSULTATS.....		60
5.1	Bilan hydrique	60
5.1.1	Stockage	60
5.1.2	Précipitations	61
5.1.3	Débit sortant	63
5.1.4	Évaporation	64
5.1.5	Apport en eau souterraine	65
5.1.5.1	Apport d'eau souterraine au lac par l'équation de Darcy.....	65
5.1.5.2	Approche par isotopes stables de l'eau	68
5.1.5.3	Traceurs environnementaux.....	72
5.1.6	Bilan hydrique	74
5.1.7	Temps de résidence.....	77
5.2	Milieux humides	77
CHAPITRE 6 DISCUSSION.....		83
6.1	Bilan hydrique	83
6.1.1	Comparaison des approches pour estimer l'apport en eau souterraine du lac Beauchamp	83
6.1.2	Importance relative des flux au sein du bilan hydrique	87
6.1.3	L'effet de l'eau souterraine sur le temps de résidence.....	88
6.2	Caractérisation des milieux humides	89

6.2.1	Dynamique et connectivité hydrologique	89
6.2.2	Vulnérabilité et biodiversité	90
6.3	Limites de l'étude	92
6.4	Implication pour la gestion du lac Beauchamp	93
	CHAPITRE 7 CONCLUSION	95
	ANNEXE A Résumé de trois études présentées sur l'effet de l'apport en eau pour la réduction du temps de résidence	98
	ANNEXE B Instrumentation et localisation des stations de suivi des niveaux dans le lac Beauchamp (L1 et L2), dans les puits (P1 et P3) et dans les milieux humides (MH1 à MH6).....	99
	ANNEXE C Types de milieux humides associés à chaque piézomètre.	100
	ANNEXE D Stations d'inventaire de la végétation aux stations MH1 à MH6 durant l'été 2023.....	101
	RÉFÉRENCES	102

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Processus pouvant mener à l'amélioration de la qualité de l'eau à la suite de la diminution du temps de résidence de l'eau d'un lac (tiré et traduit à partir de Olsson et al., 2022).....	18
Figure 2.2 Diagramme schématique de $\delta^{18}O$ et δ^{2H} identifiant les positions des compositions isotopiques des paramètres du bilan isotopique d'un lac, notamment la composition isotopique moyenne des eaux de lac (δL), des intrants (δI), de l'eau évaporée (δE) et la composition isotopique limite des eaux du lac (δ^*), modifié à partir de Arnoux (2017).....	29
Figure 3.1 Milieux humides dans la zone d'étude du lac Beauchamp (Canards Illimités Canada, 2017).....	37
Figure 3.2 Carte piézométrique de la région d'étude (réalisée par Jonathan Chabot-Grégoire, Chaire de recherche sur l'eau et la conservation du territoire de l'UQAM).	39
Figure 4.1. Courbe de tarage mettant en relation les mesures de hauteur de niveau d'eau et le débit au lac Beauchamp.	44
Figure 4.2 Stations d'échantillonnage de l'eau pour les isotopes stables et la conductivité électrique et type de station.	49
Figure 4.3 Stations d'échantillonnage de l'eau pour le ^{222}Rn	53
Figure 4.4 Stations d'inventaires de végétation dans les milieux humides environnant le lac Beauchamp durant les étés de 2022 et 2023.....	59
Figure 5.1 Variation de l'élévation d'eau du lac Beauchamp (station L1) entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 30 novembre 2022 et le 4 avril 2023, car la sonde fut retirée pour éviter des bris liés au gel.	61
Figure 5.2 Précipitations mensuelles entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023 à la station d'épuration de la ville de Gatineau à proximité du lac Beauchamp en comparaison à la normale climatique 1991-2010 de la station ECCC 6106000.	62
Figure 5.3 Volume d'eau sortant à l'exutoire du lac Beauchamp entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 30	

novembre 2022 et le 15 mars 2023, car la sonde fut retirée pour éviter des bris liés au gel.	63
Figure 5.4 Évaporation mensuelle au lac Beauchamp entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023 selon le modèle de transfert de masse et le modèle Penman.	65
Figures 5.5 et 5.6. La figure 5.5 démontre la variation du niveau d'eau dans le temps au lac Beauchamp (L1) et dans les puits P1 et P3 entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 28 novembre 2022 et le 27 mai 2023 et la ligne pointillée représente l'interpolation linéaire pour estimer le niveau d'eau durant cette période. La figure 5.6 représente les gradients hydrauliques entre les puits P1 et P3 et le lac entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 28 novembre 2022 et le 27 mai 2023 et la ligne pointillée représente le gradient hydraulique dérivé à partir de l'interpolation linéaire de l'élévation d'eau pour cette période.	66
Figure 5.7 Apport d'eau souterraine mensuel au lac Beauchamp, tel qu'estimé pour les rives est (associé au puits P3) et ouest (associé au puits P1) entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Les apports des mois de décembre à mai sont dérivés à partir d'une interpolation linéaire des élévations d'eau.	67
Figure 5.8 Composition isotopique des échantillons mensuels d'eau du lac Beauchamp durant l'année hydrologique 2022-2023. Les points noirs représentent les compositions isotopiques des échantillons d'eau ponctuels, puis plusieurs droites linéaires ont été établies entre chaque point. Durant la période de gel, les données isotopiques ne sont pas considérées étant donné qu'il n'y a pas d'évaporation qui a lieu à la surface du lac.	69
Figure 5.9 Ligne météorique moyenne locale (LMML, noir) déterminée à partir des données de la station du Global Network of Isotopes in Precipitation et ligne locale d'évaporation (LLE, rouge) au lac Beauchamp déterminée à partir des échantillons mensuels d'eau lacustre pris entre les mois d'octobre 2022 et septembre 2023.	70
Figure 5.10 Composition isotopique de l'eau échantillonnée au lac (bleu), dans les piézomètres des milieux humides (vert) et dans les puits au roc (rouge) lors des campagnes d'échantillonnage de mai (cercles) et septembre (triangles) 2023...	71
Figure 5.11 Activité du ^{222}Rn aux points d'échantillonnage du lac Beauchamp en août 2022.....	72
Figure 5.12 Conductivité électrique mesurée lors de campagnes d'échantillonnage en mai (gris) et en septembre (orange) 2023 pour des échantillons d'eau prélevés	

dans le lac (F à la surface et à 4,0 et 5,0 m sous la surface), dans les milieux humides (MH), dans les puits (P) et sur la rive du lac (R).....	74
Figure 5.13 Composantes du bilan hydrique du lac Beauchamp pour l'année hydrologique 2022-2023, incluant l'incertitude associée. L'apport en eau souterraine est calculé selon deux méthodes, soit i) avec la mesure <i>in situ</i> des flux et l'équation de Darcy ou ii) avec le rapport isotopique d'évaporation (E/I). Le terme résiduel (ε) est calculé selon l'équation 21.....	75
Figure 5.14 Estimation du terme résiduel (ε , équation 21) du bilan hydrique en tenant compte des 16 combinaisons possibles des bornes inférieures et supérieures des composantes du bilan hydrique. Le calcul du terme résiduel est fait en considérant l'apport en eau souterraine calculé selon i) la mesure <i>in situ</i> des flux et l'équation de Darcy et ii) le rapport isotopique d'évaporation (E/I).....	76
Figure 5.15 Recouvrement végétal retrouvé aux stations d'inventaire des milieux humides étudiés (MH1-MH6) selon la strate (arborescente, arbustive, non ligneuse) et leur statut hydrique (espèce obligée, facultative ou non indicatrice des milieux humides ou absence de statut). Chaque point représente le recouvrement d'une espèce spécifique.....	78
Figure 5.16 Recouvrement végétal retrouvé aux stations d'inventaire des milieux humides étudiés (MH1-MH6) selon la strate (arborescente, arbustive, non ligneuse) et la désignation EMVS : espèces exotiques envahissantes (E), espèces menacées (M), vulnérables (V) ou susceptibles d'être ainsi désignée (S).....	79
Figure 5.17 Indice de diversité de Shannon dans les milieux humides échantillonnées étudiés (MH1-MH6).....	80
Figure 5.18 Variation de l'élévation d'eau dans les milieux humides (MH1 à MH6) et le lac (L1) entre le mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 28 novembre 22 et le 27 mai 2023. Étant donné l'incertitude associée aux mesures d'élévation d'eau, ces données doivent être interprétées avec prudence puisque les données isotopiques suggèrent un écoulement de sens contraire entre les milieux humides et le lac (voir figure 5.10).	81

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Avantages et inconvénients des méthodologies discutées dans Rosenberry et al. (2007).....	27
Tableau 3.1 Caractéristiques du lac Beauchamp.	35
Tableau 5.1 Résultats du bilan hydrique utilisant l'approche des méthodes <i>in situ</i> et par traceurs.	76

RÉSUMÉ

Situé à Gatineau, le lac Beauchamp montre des signes de dégradation progressive de son écosystème et de la qualité de son eau depuis plusieurs années. Plusieurs solutions ont été mises en place par la Ville de Gatineau pour résoudre la problématique de qualité d'eau, mais le problème perdure. Ainsi, des mesures visant à réduire le temps de résidence de l'eau dans le lac à partir d'un apport en eau souterrain ont été envisagées. Avant de mettre en place un plan d'aménagement adapté, il est nécessaire d'avoir une meilleure compréhension de l'écosystème du lac Beauchamp et de sa dynamique hydrologique, avec une emphase particulière sur le rôle que joue l'eau souterraine. Ce projet de maîtrise vise i) à quantifier le bilan hydrique du lac Beauchamp et ii) faire une caractérisation écologique et hydrologique des milieux humides autour du lac Beauchamp.

Le bilan hydrique du lac a été quantifié pour l'année 2022-2023 à l'aide de deux méthodes, soit i) à partir de mesures *in situ* des variations de stockage ainsi que des flux hydriques entrants et sortants et ii) à partir d'une analyse du bilan de masse des isotopes stables de l'eau. Un suivi du niveau d'eau a été fait au lac, à l'exutoire ainsi que dans six milieux humides et deux puits au roc adjacents au lac. Un échantillonnage de l'eau a été fait de manière mensuelle dans le lac et deux campagnes d'échantillonnage (mai, septembre) ont été menées afin de caractériser la composition isotopique ($\delta^{18}O$ et δ^2H) des eaux de surface à l'exutoire, dans les milieux humides et des eaux souterraines. Le suivi de traceurs environnementaux de radon (^{222}Rn) et de conductivité électrique a également été utilisé pour évaluer l'alimentation en eau souterraine au lac. Une délimitation des milieux humides adjacents au lac a également été faite à partir d'inventaires de végétation.

À partir des mesures *in situ*, un apport annuel en eau souterraine au lac de 54 525 m³ a été estimé selon l'équation de Darcy pour l'année hydrologique 2022-2023.

Or, cet apport était insuffisant pour assurer la fermeture du bilan hydrique, et ce même en considérant les incertitudes des mesures *in situ*. À partir du bilan de masse isotopique, un apport annuel en eau souterraine au lac de 126 539 m³ a été estimé et permettait la fermeture du bilan hydrique. Selon cette approche, l'eau souterraine constitue le principal apport en eau au lac Beauchamp, correspondant à 59 % des apports en eau. Ainsi, l'apport en eau souterraine constitue un déterminant important du temps de résidence, estimé à 1,1 an pour l'année hydrologique 2022-2023.

Les résultats montrent également que l'eau souterraine joue un rôle important vis-à-vis des milieux humides adjacents au lac. Ceux-ci étaient principalement alimentés par l'eau souterraine, comme le montre la composition isotopique ($\delta^{18}O$ et δ^2H) similaire des eaux échantillonnées dans les puits forés dans le roc et dans les piézomètres des milieux humides en mai et septembre 2023. Les échantillons de ^{222}Rn n'ont pas été conclusifs pour caractériser l'apport en eau souterraine, avec un niveau d'activité relativement faible. La conductivité électrique n'a également pas permis de caractériser l'apport en eau souterraine, un seul site se démarquant en raison probablement de sa proximité à la route. Au sein des milieux humides, l'inventaire de végétation a révélé que la composition floristique était fortement dominée par des espèces envahissantes dans la strate arbustive, avec souvent plus de 50 % de recouvrement par le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula*).

En conclusion, cette étude démontre que l'eau souterraine constitue la principale source d'alimentation du lac Beauchamp et qu'elle joue un rôle déterminant dans sa dynamique hydrologique, son temps de résidence et la connectivité avec les milieux humides environnants. Ces résultats soulignent l'importance d'intégrer la composante souterraine dans les stratégies de gestion du lac et de ses écosystèmes associés. Toutefois, les incertitudes liées à la variabilité temporelle des apports en eau souterraine et celle du débit limitent encore la compréhension du système et la mise en place de solutions de restauration durables. La mise en œuvre d'un réseau de suivi

hydrologique à long terme apparaît ainsi essentielle pour appuyer la planification et anticiper les effets, tout autant anthropiques que climatiques, sur la qualité de l'eau et la santé des milieux humides.

Mots clés : bilan hydrique, lac, eau souterraine, isotopes stables, traceurs environnementaux, milieux humides

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Problématique générale

L'eutrophisation est un processus de vieillissement naturel des lacs qui, au fil du temps, entraîne une accumulation progressive de matière organique et une modification des conditions physico-chimiques, altérant ainsi la qualité des habitats aquatiques (Smith et Schindler, 2009). Dans plusieurs écosystèmes, ce processus est aujourd'hui fortement accéléré par les activités humaines qui favorisent l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs, principalement en azote (N) et en phosphore (P), ainsi qu'en matières en suspension et en sédiments issus de l'érosion des berges ou du ruissellement agricole et urbain (Smith, 2003). Cet apport excessif de nutriments stimule la croissance rapide des plantes aquatiques et la prolifération d'algues, notamment de cyanobactéries. Ces phénomènes perturbent l'équilibre écologique du lac, réduisent la transparence de l'eau, appauvissent l'oxygène dissous et compromettent la biodiversité aquatique. (Watson et al., 1997 ; Wetzel, 2001).

On observe une progression de l'eutrophisation des plans d'eau à travers le Québec (Tremblay et Pienitz, 2015) et le lac Beauchamp, situé dans la trame urbaine de Gatineau, n'en fait pas exception. En tant que lac urbain avec une plage attirant de nombreux visiteurs, plusieurs efforts ont été déployés pour identifier les sources du problème d'eutrophisation du lac. Entre 2014 et 2016, la Ville de Gatineau a octroyé plusieurs contrats pour étudier les causes et identifier des pistes de solutions. Depuis, grâce à des études faites par des firmes de consultants (CIMA+, 2016; JFSA, 2016) et de l'Agence des bassins versants des Sept (ABV des 7, 2015 à 2019), les causes de la dégradation de la qualité de l'eau de baignade sont maintenant mieux connues (Ville de Gatineau, 2022). Parmi ces causes, on retrouve :

- une érosion causée par les eaux de ruissellement provenant des stationnements avoisinants en direction de la plage;
- un manque d'arbres dans la bande riveraine;
- la présence du myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*), une plante aquatique envahissante qui, en produisant une grande quantité de matière organique, favorise la consommation d'oxygène par les bactéries lors de sa décomposition;
- une grande concentration de coliformes fécaux se retrouve dans le lac étant donné la présence d'oiseaux;
- l'absence de tributaire de surface au lac, ce qui favorise un long temps de résidence de l'eau pendant l'été.

Des solutions ont été présentées pour répondre à ces problématiques, et la ville travaille présentement à en mettre certaines en œuvre. En ce qui a trait au problème de l'érosion, la ville a fait ou a prévu les aménagements suivants : la plantation de végétaux le long de la bande riveraine, la construction de bassins de rétention pour l'eau de pluie accumulée dans les stationnements, la transformation de certains espaces de stationnement en jardins d'eau de pluie et finalement, la création d'un sentier d'accès principal et sécuritaire à la plage qui limiterait les différentes sources d'érosion et de ruissellement. De plus, un contrôle du myriophylle à épi a été fait à l'aide de toiles de jute installées au fond du lac, qui permettent la croissance des espèces indigènes tout en limitant celle du myriophylle. Pour réduire l'apport en coliformes fécaux, un contrôle des oiseaux est en place, avec une attention particulière au contrôle des œufs et l'utilisation de méthodes d'effarouchage (Ville de Gatineau, 2022; JFSA, 2016; CIMA+, 2016).

En plus de ces mesures, la firme JFSA (2016) a également proposé qu'un apport externe en eau soit envisagé au lac Beauchamp pendant l'été, afin de réduire le temps de résidence de l'eau pendant la période d'étiage, ce qui, en théorie, pourrait améliorer la qualité de l'eau. Un renouvellement plus rapide de l'eau du lac favoriserait la dilution des nutriments et des contaminants en créant un mélange artificiel des eaux, réduisant ainsi les conditions propices à la prolifération des algues et des cyanobactéries (Imteaz et al., 2003). Au lac Beauchamp, JFSA (2016, 2020) a estimé que le temps de résidence moyen se situe entre 0,9 et 1,8 an et qu'un apport externe en eau de l'ordre de 432 à 1728 m³ jour⁻¹ serait nécessaire pour diminuer le temps de résidence moyen de 0,5 à 1 an. L'eau souterraine est la source d'approvisionnement habituellement privilégiée pour ce type d'intervention dans les différentes études techniques réalisées jusqu'à maintenant (BluMetric, 2018) et le forage d'un puits de pompage à proximité du lac a été proposé. Or, en l'absence de tributaire de surface, l'eau souterraine semble déjà fournir un apport en eau important au lac Beauchamp et une station de pompage à proximité du lac pourrait affecter les apports actuels. Ainsi, il convient de mieux comprendre l'apport de l'eau souterraine au bilan hydrique du lac Beauchamp à travers une étude approfondie des différents flux entrants et sortants au lac qui contrôlent ultimement le temps de résidence.

Additionnellement, le lac Beauchamp est bordé de plusieurs complexes de milieux humides. Certains travaux de caractérisation écologique ont été réalisés pour les milieux humides au nord du lac Beauchamp, mais aucun portrait d'ensemble considérant les milieux humides au sud et à l'ouest du lac n'est disponible. De plus, la connexion entre ces milieux et le lac ou la connexion entre ces milieux et l'eau souterraine n'a pas été étudiée jusqu'à maintenant. Étudier cette connexion permettra de mieux comprendre la source d'alimentation des milieux humides et ainsi estimer les impacts potentiels d'une manipulation du temps de résidence à travers un apport en eau souterraine au lac.

1.2 Objectifs et hypothèses

Dans le contexte de ce projet de recherche, deux objectifs ont été mis de l'avant afin de mieux comprendre la dynamique hydrologique du lac Beauchamp et des milieux humides environnants.

Le premier objectif est de **quantifier le bilan hydrique** du lac Beauchamp à l'aide de toutes les données disponibles et de mesures nouvelles et complémentaires. Étant donné l'absence de tributaires de surface, l'hypothèse principale est que l'eau souterraine constitue le principal apport en eau au lac, contrôlant ainsi largement le temps de résidence.

Le deuxième objectif est **d'effectuer une caractérisation hydrologique et écologique des milieux humides** adjacents au lac Beauchamp. Les objectifs spécifiques sont de i) situer la position des milieux humides dans le réseau hydrique, ii) caractériser la dynamique temporelle des niveaux d'eau des milieux humides et iii) évaluer leur contribution à la biodiversité et à la présence d'habitats particuliers. En concordance avec la première hypothèse, il est attendu que l'eau souterraine constitue un apport en eau important pour les milieux humides adjacents au lac. Il est également attendu que le niveau d'eau dans les milieux humides soit relativement stable, étant donné leur proximité au lac. Finalement, il est attendu que la composition végétale reflète une forte influence anthropique.

Le mémoire se divise en sept chapitres. Le présent chapitre présente la problématique générale et les objectifs du mémoire. Le chapitre 2 présente l'état des connaissances, le chapitre 3 présente la zone d'étude, le chapitre 4 présente la méthodologie, le chapitre 5 porte sur les résultats, le chapitre 6 présente la discussion et le chapitre 7 présente la conclusion de ce mémoire.

CHAPITRE 2

ÉTAT DES CONNAISSANCES

2.1 Améliorer la qualité de l'eau en manipulant le temps de résidence

Selon Yang et al. (2008), l'enrichissement naturel en éléments nutritifs, principalement en phosphore (P) et l'azote (N), constitue une condition nécessaire mais non suffisante pour déclencher la prolifération d'algues et de cyanobactéries. Les pressions externes, telles que le ruissellement agricole chargé en engrais, les rejets domestiques ou industriels, ainsi que l'érosion des sols et des berges, apportent des nutriments et des sédiments qui nourrissent le lac et accélèrent le processus d'eutrophisation (Smith et Schindler, 2009). La réduction des apports en éléments nutritifs est une solution efficace pour atténuer l'eutrophisation (Schindler et al., 2016), mais l'apport interne en éléments nutritifs peut contrecarrer ces efforts et empêcher l'amélioration de la qualité de l'eau à moyen et long terme (Nürnberg et LaZerte, 2016; Orihel et al., 2017). Les processus internes, tels que le recyclage des nutriments à partir des sédiments et de la biomasse morte, peuvent maintenir ou aggraver l'eutrophisation même si les apports externes diminuent (Carpenter, 2005). Ces processus forment des boucles où le phosphore libéré par les sédiments ou la matière organique, favorise une nouvelle production primaire, gardant un état eutrophe du lac. Dans certains cas, ces boucles peuvent créer des états stables, rendant le retour à un état oligotrophe difficile sans interventions importantes (Carpenter, 2005).

D'un autre côté, la dynamique hydrologique joue un rôle déterminant dans l'amplification ou l'atténuation de ce processus (Yang et al., 2008). Un temps de résidence de l'eau prolongé, une circulation limitée ou une stratification thermique persistante favorisent l'accumulation des nutriments et de la biomasse, augmentant la probabilité de floraisons d'algues et de cyanobactéries (Imteaz et al., 2003). À l'inverse, un renouvellement efficace de l'eau et une circulation active peuvent limiter

l'accumulation de nutriments et réduire la productivité excessive. Ainsi, certaines études ont considéré d'autres mesures, tel que la réduction du temps de résidence, pour améliorer la qualité de l'eau sur un plus court horizon de temps (tableau 2.1). Cette solution se base sur le principe qu'un apport accru en eau au lac permettrait de diminuer, par dilution, la concentration en éléments nutritifs et ainsi réduire la production primaire, notamment la croissance excessive d'algues (Olsson et al., 2022; figure 2.1). La diminution du temps de résidence de l'eau du lac permettrait aussi de favoriser le mélange et le refroidissement des eaux du lac, ainsi réduisant la période de stratification thermique associée à des conditions anoxiques dans l'hypolimnion, qui vient directement réduire à son tour l'apport interne en éléments nutritifs (Olsson et al., 2022; figure 2.1).

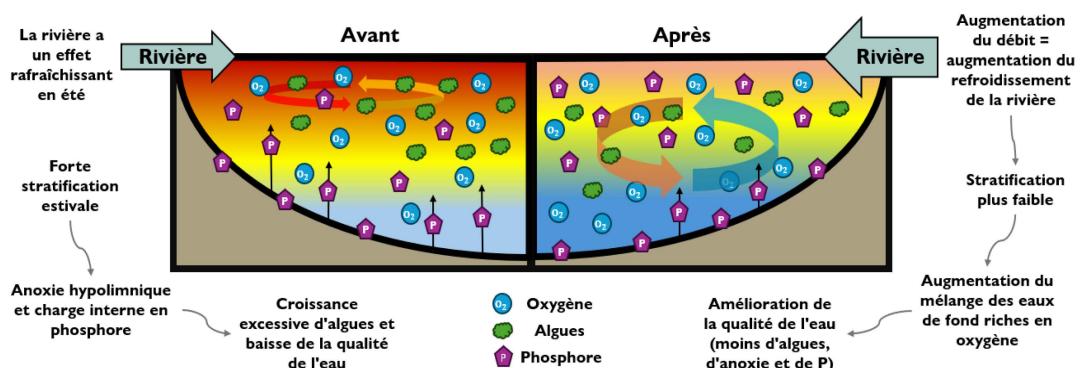


Figure 2.1 Processus pouvant mener à l'amélioration de la qualité de l'eau à la suite de la diminution du temps de résidence de l'eau d'un lac (tiré et traduit à partir de Olsson et al., 2022).

Une telle solution d'apport externe en eau a été utilisée pour favoriser le renouvellement de l'eau de lacs aux États-Unis, en Chine et au Royaume-Uni (Annexe A), avec des résultats plus ou moins concluants. Il est à noter ici que cette pratique demeure rare et n'a encore jamais été utilisée au Québec en raison de l'ampleur de l'infrastructure requise. Welch et Patmont (1980) ont démontré qu'un apport externe

continu d'eau dans le lac Moses aux États-Unis a permis de réduire les concentrations de phosphore, la biomasse algale et la dominance des cyanobactéries. Cette dilution, maintenue sur plusieurs saisons de croissance, a amélioré la qualité de l'eau et contrôlé efficacement l'eutrophisation, particulièrement dans les zones proches de l'entrée d'eau, où le renouvellement et le mélange étaient les plus importants. À l'inverse, Hu et al. (2010) rapportent des résultats mitigés en lien avec le transfert d'eau depuis le fleuve Yangtze vers le lac Taihu en Chine. En effet, ces transferts ont amélioré les niveaux de chlorophylle et d'azote dans certaines zones, mais ont eu peu d'effet sur le phosphore, limitant l'effet recherché soit le ralentissement de l'eutrophisation du lac. Finalement, en milieu urbain, Olsson et al. (2022) ont démontré que la réduction du temps de résidence de l'eau dans le lac Elterwater au Royaume-Uni n'a pas permis de diminuer l'apport interne en phosphore ou en chlorophylle *a* (aucune réduction de croissance du phytoplancton), ayant donc un effet négligeable sur la qualité de l'eau.

2.2 Bilan hydrique et temps de résidence d'un lac

Déterminer le bilan hydrique des lacs est fondamental pour comprendre les processus hydrologiques de ces systèmes, car il permet d'évaluer les flux d'eau entrants et sortants ainsi que l'évolution du stockage d'eau au fil du temps (Webster et al., 2006). La quantification du bilan hydrique permet de saisir la manière dont les différentes composantes du cycle de l'eau interagissent dans le lac et nécessite la mesure des flux entrants qui apportent de l'eau au lac (précipitations, apport en eau de surface par des cours d'eau, apport en eau souterraine) et des flux sortants qui soustraient de l'eau du lac (évaporation, sortie en eau de surface par des cours d'eau, sortie en eau souterraine) (Piper et al., 1986; Webster et al., 2006).

Toute modification au bilan hydrique peut entraîner des changements dans les niveaux d'eau du lac, avec de possibles répercussions sur la qualité de l'eau et la biodiversité aquatique. Par exemple, un excédent d'eau pourrait mener à un débordement, tandis qu'un déficit pourrait provoquer une diminution des niveaux d'eau,

menaçant la santé (Carpenter et al., 2011). La formule suivante présente les principales composantes à considérer pour calculer le bilan hydrique d'un lac :

$$\Delta S = (P + GW_{in} + Q_{in}) - (E + GW_{out} + Q_{out}) \quad (1)$$

où ΔS est la variation de stockage de l'eau dans le lac, P représente les précipitations incidentes dans le lac, GW_{in} est le flux entrant en eau souterraine au lac, Q_{in} est le flux entrant de l'écoulement de surface au lac, E est le flux sortant d'évaporation du lac, GW_{out} est le flux sortant en eau souterraine et Q_{out} est le flux sortant de l'écoulement de surface du lac.

Le temps de résidence est un indicateur important qui a longtemps été utilisé pour déterminer l'état d'un lac (Hughes et al., 1992). En effet, le temps de résidence joue un rôle dans l'évaluation de la santé écologique des lacs, car il influence leur capacité à traiter des substances polluantes ou à soutenir les processus biologiques en régulant la concentration des éléments nutritifs (León et al., 2016). Le temps de résidence correspond à la durée nécessaire pour que l'eau d'un lac soit renouvelée par les flux entrants. Ce temps est souvent calculé en faisant le rapport entre le volume du lac et la somme des flux entrants ou sortants (Arnoux, 2017; Carmack et al., 1986). Une étude mondiale a estimé que le temps de résidence médian pour les lacs était de 456 jours (Messager et al., 2016). Cependant, le temps de résidence varie considérablement en fonction des caractéristiques du lac telles que la surface et la profondeur, ainsi que des facteurs environnementaux comme la météo, la présence de tributaires de surface et la taille de l'aire drainée vers le lac (Arnoux et al., 2017). Par exemple, dans des lacs de grande taille, le renouvellement de l'eau peut prendre plusieurs décennies, comme le montre le cas du lac Michigan (58 030 km²), qui renouvelle son eau en 50 ans, tandis que le lac Ontario (18 960 km²) a un temps de résidence d'environ 6 ans (Ambrosetti et al., 2003). À l'inverse, les lacs de plus petite taille possèdent un temps de résidence beaucoup plus court. Par exemple, le lac Portage

au Minnesota (superficie = 40 ha) possède un temps de résidence entre 2 et 3,4 ans (Engel et Magner, 2014). Dans le sud du Québec, le temps de résidence d'un petit lac artificiel (superficie = 27,9 ha) a été estimé à 135 jours (Massee-Dufresne et al., 2021). Il est toutefois difficile de prédire le temps de résidence seulement selon la taille d'un lac, indiquant que des facteurs environnementaux comme le vent, la stratification thermique et la présence de tributaires de surface jouent un rôle important et doivent être pris en compte (Ambrosetti et al., 2003).

2.3 Composantes du bilan hydrique d'un lac

Dans le bilan hydrique d'un lac, les composantes principales sont les précipitations, les flux de surface entrants et sortants, l'évaporation et l'échange d'eau souterraine. Il est reconnu que des lacs de petite taille et faible profondeur peuvent être fortement influencés par des conditions météorologiques changeantes ou extrêmes (Scheffer et Jeppesen, 2007). Cependant, il existe peu de littérature sur les différentes composantes de bilans hydriques des lacs de très petite superficie et profondeur. La plupart des études sont menées sur des lacs de taille relativement grande et il est alors difficile de transposer ces résultats aux lacs de plus petite taille, tel que le lac Beauchamp. Ainsi, cette étude de quantification du bilan hydrique du lac Beauchamp fournira des informations particulièrement utiles pour comprendre la dynamique hydrologique des petits lacs en milieu urbain.

2.3.1 Précipitations

Certaines études faites au Canada suggèrent que les précipitations directes ne constituent qu'un faible apport aux lacs. Par exemple, les précipitations représentaient 1 % des apports dans un lac de petite taille (superficie = 0,279 km²) dans le sud du Québec (Massee-Dufresne et al., 2021) et 5 % des apports dans un lac de grande taille (superficie = 28 568 km²) dans les Territoires du Nord-Ouest (Gibson et al., 2006). Il est à noter cependant, qu'en l'absence de tributaires de surface, il est toutefois possible

que les précipitations directes à un lac représentent un flux entrant considérable dans le bilan hydrique, notamment des petits lacs (Winter, 1995). Lors de périodes de faible précipitation, les lacs peuvent connaître des baisses considérables de leurs niveaux d'eau tandis que lors de périodes de fortes précipitations, les lacs peuvent rapidement se remplir, modifiant ainsi leur dynamique hydrique, écologique et physique (Winter, 1995). En effet, un excédent de précipitations dans certaines saisons peut influencer la qualité de l'eau en diluant certains paramètres chimiques, tandis qu'un déficit peut entraîner un assèchement, la perte de biodiversité et une concentration accrue en nutriments (Strayer et Findlay, 2010).

2.3.2 Évaporation

L'évaporation dans un lac est un processus naturel par lequel l'eau liquide se transforme en vapeur d'eau qui se dissout dans l'atmosphère, sous l'influence de la température de l'eau, la température de l'air, l'humidité de l'air, le rayonnement et la vitesse du vent. Il est attendu que l'évaporation influence plus fortement les petits lacs puisque le rapport entre la superficie de contact avec l'air et le volume d'eau total est beaucoup plus grand que dans les grands lacs, accentuant ainsi les pertes d'eau par évaporation (Watras et al., 2022). En période estivale, lorsque les températures sont chaudes, l'évaporation peut devenir un facteur déterminant dans l'intensification de l'eutrophisation en affectant le niveau et donc le volume d'eau, ainsi que la température et la salinité (Watras et al., 2022; Winter, 1995). Cependant, l'évaporation peut contribuer de manière marginale dans les lacs où les flux sortants sont dominés par les eaux de surface. Par exemple, l'évaporation a été estimée à 2% des flux sortants pour un lac de petite taille au Québec (superficie = 0.276 km²) et 6% pour un lac de grande taille aux Territoires du Nord-Ouest (superficie = 28 568 km²) (Masse-Dufresne et al., 2021; Gibson et al., 2006).

Plusieurs modèles existent pour calculer l'évaporation de surface d'un lac, utilisant des variables telles que la température de l'air, l'humidité relative de l'air, la

vitesse du vent, le rayonnement net et la pression atmosphérique. Les formules connues sont basées sur les études de Penman (1948), Priestley-Taylor (1972) et Winter (1995). Penman (1948) a développé une méthode combinant le bilan énergétique et l'approche par transfert de masse pour estimer l'évapotranspiration potentielle. Priestley et Taylor (1972) ont simplifié cette approche pour les surfaces bien irriguées en se basant principalement sur le rayonnement net et réduisant ainsi l'incertitude associé aux mesures de vitesse du vent. Winter (1981) a comparé plusieurs études du bilan hydrique des lacs et a conclu que l'estimation de l'évaporation par bilan d'énergie est la plus précise, mais cette approche requiert un effort de suivi considérable. L'utilisation d'un seul modèle n'est pas la meilleure option, car aucun n'est réellement meilleur qu'un autre. Il est alors pertinent d'utiliser plus d'un modèle pour déterminer lequel serait le plus applicable dans le contexte donné (Fristh et al., 2000).

2.3.3 Flux d'eau de surface

Le débit de surface entrant peut alimenter un lac par l'intermédiaire de ses affluents lorsque les précipitations sur un bassin versant s'écoulent vers un cours d'eau. Il peut également parvenir au lac sous forme de ruissellement hypodermique, qui constitue un écoulement dans la couche superficielle du sol avant d'atteindre un cours d'eau ou un lac. Dans certains types d'environnements, le ruissellement hypodermique constitue une contribution importante au bilan hydrique du lac (Winter, 1981). Au sein du Great Slave Lake dans les territoires du Nord-Ouest du Canada ayant une superficie de 28 568 km², Gibson et al. (2006) ont démontré que les débits de surface peuvent représenter jusqu'à 74% des flux entrants, puis au niveau de l'eau de surface sortant, jusqu'à 94% des flux sortants. Le débit sortant joue un rôle clé dans le contrôle du niveau d'eau du lac et son estimation permet de comprendre la dynamique hydrologique du milieu, particulièrement dans les zones où les apports en eau externe sont faibles (Winter, 1995). Par ailleurs, ce flux est un indicateur notable dans les études sur le transport d'éléments nutritifs et de contaminants, car les eaux sortantes

peuvent transporter ces substances hors du système lacustre (Strayer et Findlay, 2010). En effet, des variations dans le débit sortant peuvent avoir un impact direct sur la gestion des ressources en eau, affectant la qualité de l'eau, la biodiversité et les processus écologiques dans les lacs (Stadnyk et al., 2023). Les méthodes utilisées pour mesurer le débit sortant incluent les relevés de niveaux d'eau et de vitesse du courant, qui permettent l'élaboration d'une courbe de tarage et de calculer le débit selon la hauteur d'eau mesurée à une station hydrométrique spécifique (Le Coz et al., 2013).

2.3.4 Flux d'eau souterraine

Les flux en eau souterraine sont souvent négligés dans le bilan hydrique des lacs car on considère qu'ils exercent souvent une faible influence sur le bilan par rapport aux autres flux (Moyers et al., 2023). Toutefois, l'apport en eau souterraine peut contribuer de manière significative au bilan hydrique des lacs. L'apport en eau souterraine à un lac est très variable et dépend de la topographie, de la géologie et du climat (Kalbus et al., 2007, Owor et al., 2011). Par exemple, cet apport représente entre 30 à 74 % des apports dans un lac alpin selon Hood et al. (2006) et 59 à 66 % des apports dans les lacs du Plateau Tibétain (Lei et al., 2022). De manière similaire, l'eau souterraine représentait 74 % de l'apport en eau annuel et 69 % des pertes annuelles en eau dans un lac du Minnesota, (Labaugh et al., 1997). Les interactions eau souterraine - lac sont toutefois rarement documentées dans la littérature puisqu'elles sont difficiles à quantifier en l'absence d'un suivi adapté.

De plus, les échanges d'eau souterraine et des eaux de surface influencent l'écologie des lacs de diverses manières telles que l'atténuation des fluctuations du niveau d'eau, la création d'habitats à température stable, et l'apport en éléments nutritifs et ions (Hayashi et Rosenberry, 2005). Une panoplie de méthodes existe pour étudier les interactions entre l'eau souterraine et les lacs (Rosenberry et al., 2007; tableau 2.2). L'étude à l'échelle du bassin versant évalue les flux d'eau et les apports d'éléments nutritifs à travers l'ensemble du bassin du lac, en se concentrant sur les

processus hydrologiques influençant les échanges avec l'eau souterraine. Le bilan hydrique du lac analyse ensuite les apports et les sorties d'eau afin de comprendre le rôle de l'eau souterraine dans l'équilibre hydrique, tandis que la combinaison des bilans hydrique et chimique permet de déterminer son influence sur la composition chimique du lac. L'utilisation de modèles numériques permet de simuler les mouvements d'eau souterraine et leurs interactions avec les lacs à partir de paramètres tels que la conductivité hydraulique, la porosité, la perméabilité et la topographie du terrain. Ces approches offrent une vision intégrée des échanges hydrologiques et soutiennent la gestion durable des ressources en eau, bien qu'elles reposent sur la disponibilité de données détaillées et parfois coûteuses à obtenir.

Les approches de terrain permettent quant à elles de mesurer plus directement les échanges entre l'eau souterraine et le lac. L'analyse du réseau hydrologique repose sur la mesure des niveaux d'eau dans des puits et l'estimation des flux à l'aide de l'équation de Darcy, basée sur le gradient hydraulique et la conductivité du milieu (Song et al., 2022). L'utilisation d'infiltromètres (« seepage meters ») permet de quantifier les flux d'eau traversant les sédiments du fond du lac, tandis que la méthode thermique se base sur la mesure des gradients de température dans les sédiments et la colonne d'eau pour détecter les apports ou les pertes d'eau souterraine. Les traceurs environnementaux, tels que les isotopes stables de l'eau et le radon (^{222}Rn), permettent également de suivre le flux des eaux souterraines et d'identifier leur provenance (Gibson, 1993). Ces traceurs intègrent les processus à une échelle spatiale plus large que les mesures locales, offrant ainsi une perspective complémentaire.

D'autres indicateurs, comme la présence d'organismes spécifiques ou l'activité microbienne dans les sédiments du lac, peuvent aussi témoigner de l'influence des apports souterrains. Chaque méthode présente ses avantages et ses limites : l'équation de Darcy fournit une estimation locale des flux, tandis que les traceurs et les modèles numériques permettent d'évaluer les échanges à une échelle plus intégrée (Lei et al.,

2022). De manière générale, la combinaison de plusieurs approches permet de recouper les résultats et d'améliorer la fiabilité des estimations liées à la contribution de l'eau souterraine au bilan hydrique des lacs.

Tableau 2.1 Avantages et inconvénients des méthodologies discutées dans Rosenberry et al. (2007).

Méthode	Avantages	Inconvénients
Étude à l'échelle du bassin versant	Vision globale des flux hydrologiques et des apports en éléments nutritifs.	Approche large nécessitant beaucoup de données et de ressources.
Bilan hydrique du lac	Permet d'évaluer l'impact des eaux souterraines sur le lac.	Sensible aux incertitudes dans l'estimation des différents flux (évaporation, précipitations, etc.).
Combinaison du bilan hydrique et du bilan chimique	Améliore la précision en intégrant des données chimiques	Exige des analyses chimiques détaillées et coûteuses.
Analyse du réseau hydrogéologique (approche de Darcy)	Donne une estimation des flux souterrains à partir de mesures directes	Nécessite de nombreux forages et une connaissance fine du sous-sol
Modélisation numérique des flux souterrains	Permet de tester différents scénarios et de mieux comprendre les interactions souterraines	Dépend de la qualité des données d'entrée et des hypothèses du modèle
Traceurs environnementaux	Fournit des informations précises sur les échanges eau souterraine-lac.	Possiblement coûteux et nécessite une expertise spécialisée.
Méthode thermique	Méthode non invasive permettant de détecter les flux souterrains.	Influence de nombreux facteurs externes pouvant fausser les résultats.
Indicateurs biologiques	Approche écologique qui peut révéler des tendances sur le long terme.	Moins précis et nécessitant une validation par d'autres méthodes.
Infiltromètres (<i>seepage meters</i>)	Permet une mesure directe du flux d'eau souterraine	Méthode ponctuelle qui peut ne pas refléter la variabilité spatiale et temporelle

2.4 Traceurs environnementaux

Tel que mentionnée précédemment, il existe différents traceurs environnementaux qui permettent d'informer le bilan hydrique d'un lac et de reconstituer les origines de l'eau, de quantifier les échanges entre le lac et ses environs, et d'estimer les pertes par évaporation ou les apports souterrains (Zuber, 1983). Dans

le cadre de cette étude, les isotopes stables de l'eau, le ^{222}Rn et la conductivité électrique ont été choisis grâce à leur capacité à révéler des processus souvent invisibles offrent une compréhension approfondie des dynamiques hydrologiques à l'échelle temporelle et spatiale.

2.4.1 Isotopes stables de l'eau

Les isotopes stables constituent une catégorie particulière de traceurs environnementaux. Ce sont des variantes d'éléments chimiques ayant le même numéro atomique, mais dont la masse diffère en raison du nombre différent de neutrons dans leur noyau (Haig et al., 2020). Ainsi, les isotopes stables comme l'oxygène-18 (^{18}O) et le deutérium (^2H) peuvent être utilisés pour suivre les mouvements de l'eau et les interactions entre l'eau souterraine et les lacs en se basant sur le principe que chaque flux possède une signature isotopique qui lui est propre (Gonfiantini, 1986; Krabbenhoft et al., 1990; Mattie et al., 2001; Turner and Townley, 2006; Stets et al., 2010). Cette signature isotope est généralement rapportée sous forme de ratio : $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ font respectivement référence aux rapports isotopiques $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ et $^2\text{H}/^1\text{H}$. L'utilisation des isotopes stables de l'eau s'avère intéressante pour comprendre les interactions entre l'eau souterraine et un lac. Dans le cadre d'un bilan hydrique, les traceurs environnementaux permettent d'identifier et/ou de quantifier les flux d'eau entrants dans le lac. Les isotopes stables de l'eau apportent des informations sur le temps de transit de l'eau souterraine dans le système lacustre (Stadnyk et al., 2023). En effet, les différences de composition isotopique entre l'eau souterraine et de surface permettent de distinguer les apports en eau provenant de l'eau souterraine, des affluents ou des précipitations (Boreux et al., 2021). Une étude par Haig et al. (2020) a démontré une forte similarité entre les flux du bilan hydrique estimés à partir de mesures directes des flux et ceux estimés par les isotopes stables de l'eau.

Les isotopes stables de l'eau varient en composition en raison du fractionnement isotopique. Ce processus implique que les molécules d'eau riches en isotopes légers s'évaporent plus facilement que celles contenant des isotopes plus lourds. Ainsi, lors du processus d'évaporation, l'eau restante s'enrichit d'isotopes lourds modifiant ainsi la composition isotopique (Benettin et al., 2018). La composition isotopique des précipitations dépend surtout de l'origine et des conditions climatiques locales (température et humidité de l'air) (Benettin et al., 2018). La composition isotopique de l'eau souterraine est généralement similaire à celle des précipitations de la fin de l'hiver, puisqu'elle est principalement alimentée par celles-ci et qu'il n'y a pas eu d'évaporation venant favoriser les isotopes légers (Clark et Fritz, 1997 ; Gibson et al. 2016). La composition isotopique de l'eau du lac (δ_L) varie selon le bilan hydrique du lac et dépend de la composition isotopique des flux entrants (précipitation) et des changements de composition isotopique associés à l'évaporation au lac.

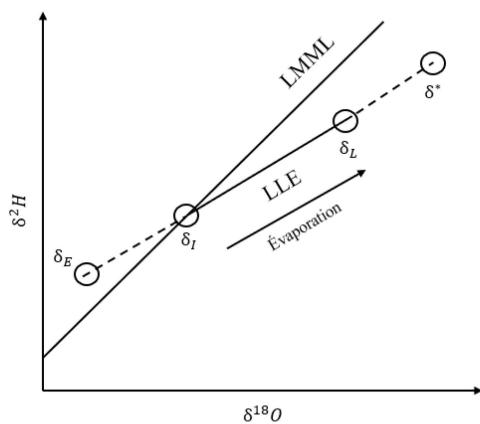


Figure 2.2 Diagramme schématique de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ identifiant les positions des compositions isotopiques des paramètres du bilan isotopique d'un lac, notamment la composition isotopique moyenne des eaux de lac (δ_L), des intrants (δ_I), de l'eau évaporée (δ_E) et la composition isotopique limite des eaux du lac (δ^*), modifié à partir de Arnoux (2017).

Avec les données de composition isotopique des précipitations annuelles de la région du site étudié, il est possible de créer une ligne météorique moyenne locale (LMML; figure 2.2). Additionnellement, la relation entre la composition isotopique $\delta^{18}O$ et δ^2H d'une surface qui évapore permet de créer la ligne locale d'évaporation (LLE). L'intersection entre la LLE et la LMML permet d'estimer la composition isotopique des flux entrants (δ_I). La différence entre la composition isotopique des flux entrants (δ_I) et du lac (δ_L) reflète l'influence de l'évaporation sur la signature isotopique du lac et dépend donc de composition isotopique de l'eau évaporée (δ_E) (Edwards et al., 2004). À l'aide de ces droites, il est ensuite possible de déterminer le rapport isotopique d'évaporation du lac, soit le ratio entre l'évaporation au lac et les flux entrants (tel que décrit avec un de détails par l'équation 12 dans la méthodologie) (Barnes et Allison, 1988 ; Gibson et al., 1993; Putman et al., 2019). Ce rapport est une méthode efficace pour quantifier le bilan hydrique d'un lac, car il fournit une mesure intégrative qui permet de différencier les processus d'évaporation des apports d'eau (Arnoux, 2017).

2.4.2 ^{222}Rn

L'isotope radioactif de radon (^{222}Rn) est un traceur environnemental couramment utilisé pour valider l'origine de l'eau souterraine. Il est l'isotope le plus abondant parmi les quatre isotopes naturels du ^{222}Rn , un gaz rare. Il possède un temps de demi-vie de 3,8 jours (Winter et al., 1998; Corbett et al., 1997; Kluge et al., 2007; Gleeson et al., 2009; Kluge et al., 2012). Le ^{222}Rn se retrouve dans de nombreux types de roches retrouvées sur la Terre, expliquant pourquoi on le retrouve dans tous les aquifères (Mullinger et al., 2007). Cependant, une fois à la surface, le ^{222}Rn se diffuse rapidement vers l'atmosphère. C'est sa propriété de haute solubilité dans l'eau qui permet sa propagation dans l'eau souterraine et qui en fait un traceur intéressant pour quantifier l'eau souterraine en contexte lacustre (Kluge et al., 2012, Wanty et al., 1991). L'observation de la présence de ^{222}Rn ne permet pas de quantifier l'apport en eau

souterraine, mais plutôt de déterminer la présence ou l'absence d'une alimentation en eau souterraine au lac. On détecte généralement une faible activité dans les eaux d'un lac (quelques $Bq m^{-3}$ en comparaison à l'eau souterraine (plusieurs milliers $Bq m^{-3}$) et l'utilisation de ce traceur en milieu lacustre repose donc sur un échantillonnage précis auquel peut se rattacher différentes sources d'erreur comme le dégazage pendant la collecte de l'échantillon et la proximité du point d'échantillonnage au substrat rocheux (Kluge et al., 2012).

2.4.3 Conductivité électrique

La conductivité électrique de l'eau est un autre traceur environnemental utilisé pour suivre les mouvements de l'eau souterraine et de surface (Boreux et al., 2021). La conductivité électrique mesure la capacité de l'eau à conduire l'électricité, ce qui est directement lié à la concentration en ions dissous dans l'eau tels que le sodium, le calcium et le magnésium (Boreux et al., 2021). Ce traceur permet de différencier les eaux de surface de l'eau souterraine en raison de leurs différences de salinité et de composition ionique, offrant ainsi des informations sur les flux d'eau souterraine entrants ou sortants du lac. En surveillant la conductivité électrique dans différentes zones du lac, il est possible de suivre l'origine des apports en eau et de quantifier les échanges entre les différents compartiments d'un écosystème lacustre (Mosquera et al., 2018).

2.5 Dynamique hydrologique des milieux humides

La protection des milieux humides est essentielle à l'échelle mondiale en raison de leur rôle majeur dans la préservation de la biodiversité, l'amélioration de la qualité de l'eau, l'atténuation des inondations, ainsi que leur contribution au cycle de l'eau et à la régulation des écosystèmes (Dixon et al., 2016). Au Québec, les pertes de milieux humides sont particulièrement préoccupantes. Pellerin et Poulin (2013) ont démontré que de 40 à 80 % de leur superficie a disparu depuis la colonisation européenne,

principalement en raison de l'agriculture, mais aussi de la foresterie, de l'aménagement du territoire et du développement des réseaux de transport.

Larocque et Bruneau (2020) soulignent que malgré l'importance reconnue de ces milieux, il y a peu d'études approfondies sur leur hydrologie et sur leurs interactions avec les eaux souterraines, ce qui complique leur intégration dans les processus décisionnels. Pourtant, les milieux humides jouent un rôle clé dans la régulation des eaux souterraines. Comprendre le potentiel de connexion hydrologique entre un milieu humide et un plan d'eau adjacent, comme un lac, est essentiel (Cook et Hauer, 2007). En effet, les eaux de surface et les eaux souterraines interagissent constamment dans ces milieux, influençant directement les flux hydrologiques, la qualité de l'eau et le fonctionnement des écosystèmes. La nature de ces connexions dépend de nombreux facteurs, notamment de la géologie locale, du climat, des variations saisonnières et de la topographie (Ameli et Creed, 2017). Les milieux humides agissent comme des réservoirs naturels, modulant les échanges entre l'eau de surface et l'eau souterraine (Winter et al., 1998). Ces échanges varient dans le temps et l'espace, oscillant entre des flux souterrains lents mais constants et des flux de surface plus rapides (McLaughlin et Cohen, 2013 ; Rains et al., 2006). La dynamique de ces flux peut aussi être altérée par des pressions environnementales telles que l'utilisation des sols et les changements dans la couverture terrestre (Ameli et Creed, 2017). La relation entre les milieux humides et les eaux souterraines est donc complexe, mais constitue un élément fondamental de la gestion intégrée de l'eau, en particulier dans les régions vulnérables à l'érosion, à la pollution et aux effets du changement climatique. La caractérisation et la quantification des connexions entre les milieux humides, les eaux de surface et les eaux souterraines restent toutefois un défi scientifique majeur (Cohen et al., 2016).

En plus de leur rôle hydrologique, les milieux humides contribuent à la filtration de l'eau (Mitsch et Gosselink, 2000). En ralentissant l'écoulement, ils favorisent la sédimentation des contaminants tels que les nutriments (phosphore, azote) et les

métaux lourds, ce qui est particulièrement crucial en milieu agricole et urbain (Hudon et al., 2018). Par ailleurs, l'apport d'eau souterraine influence les concentrations en éléments nutritifs, pouvant stimuler la croissance de certaines plantes tout en limitant d'autres. Grâce à leur sol poreux et saturé, les milieux humides permettent également l'infiltration des eaux pluviales, rechargeant les nappes phréatiques et contribuant au maintien des aquifères en période de sécheresse (Cohen et al., 2016). Leur capacité à emmagasiner de grandes quantités d'eau et à la libérer progressivement en fait des éléments clés du maintien de l'équilibre hydrologique local (McLaughlin et al., 2014). Pendant les périodes de forte recharge, ils reçoivent de l'eau souterraine, tandis qu'en période sèche, ils peuvent alimenter les nappes phréatiques, contribuant ainsi à la régulation des niveaux d'eau souterraine.

Cependant, il demeure difficile de quantifier l'effet des altérations humaines dans les bassins versants sur les milieux humides situés en aval. Une meilleure compréhension de la connectivité entre les différents plans d'eau environnants permettrait d'éclairer les décisions de gestion, notamment en matière de protection et de restauration des milieux humides. Ainsi, l'étude des connexions entre les milieux humides et les eaux souterraines est indispensable pour une gestion durable des ressources en eau et pour la préservation de la qualité des écosystèmes aquatiques. Pour ce faire, le suivi des niveaux de la nappe, à l'aide de piézomètres, constitue un outil pratique (Noorduijn et al., 2019). Un tel réseau de suivi, couvrant l'ensemble des milieux humides d'un site donné, permettrait de documenter la dynamique hydrologique tant sur le plan temporel que spatial.

2.6 Dynamique écologique des milieux humides

Un phénomène global observé à différents endroits est la modification dans le temps de la composition floristique des milieux humides (Chambers et al., 2008). Dans les milieux humides, l'apport d'eau souterraine a un effet sur la croissance, la santé et la diversité de la flore locale, en fournissant une source constante d'humidité pendant les périodes sèches ou en régulant la disponibilité en éléments nutritifs, ainsi favorisant certains types de plantes qui y sont présentes (Devito et al., 2016; McLaughlin et al., 2014). Simkin et al. (2021) ont montré que l'augmentation de la quantité d'eau souterraine favorisait une diversification végétale et une plus grande richesse floristique. Un autre facteur influençant la diversité végétale est la présence d'espèces envahissantes exotiques, qui sont de plus en plus dominantes dans les milieux humides et menacent les espèces indigènes même dans le sud du Québec (Hudon et al. 2018). Il a été démontré que l'envahissement par le *Phragmites australis* par exemple peut réduire la biodiversité locale de certains milieux humides (Lavoie et al., 2003). Dans le contexte actuel du lac Beauchamp, un inventaire de la flore présente dans ses milieux humides environnants permettrait d'évaluer la nécessité d'engendrer des actions dépendant d'un potentiel envahissement ou une protection d'espèces menacées et vulnérables.

CHAPITRE 3

ZONE D'ÉTUDE

3.1 Géographie

Le lac Beauchamp est situé au Québec, dans la région de l'Outaouais et est en plein cœur d'un parc urbain. Le parc du lac Beauchamp est d'une superficie totale de 213 ha et se retrouve dans la trame urbaine de la ville de Gatineau. Le tableau 3.1 et la figure 3.1 présentent les principales caractéristiques du lac. Le bassin versant possède une superficie de 83 hectares, puis le lac est de petite taille avec une superficie de 93 286 m² et une profondeur moyenne de 3,1 m (profondeur maximale = 6,1 m). Le volume du lac a été calculé avec les données bathymétriques recueillies par JFSA (2016) et est de 233 622 m³. Selon des données de profil vertical de température de l'eau, le lac Beauchamp présente généralement une stratification thermique pendant l'été dans la zone la plus profonde. La firme JFSA (2016, 2020) a estimé que le temps de résidence moyen se situe entre 0,9 et 1,8 an, dont la valeur la plus faible correspond à l'année 2017, une année particulièrement humide avec des précipitations totales de 1349 mm en comparaison à la normale climatique de 930 mm, tel que mesuré à la station météorologique 6106000 d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC).

Tableau 3.1 Caractéristiques du lac Beauchamp.

Caractéristique	Valeur	Source
Superficie du bassin versant (ha)	83	JFSA, 2016
Superficie du lac (m²)	93 286	MRNF, 2019
Volume (m³)	233 622	JFSA, 2016
Profondeur moyenne (m)	3,1	JFSA, 2016
Temps de résidence moyen (années)	0,9 à 1,8	JFSA, 2016

Le lac Beauchamp possède un seul exutoire en surface, au sud-ouest du lac, où un ponceau laisse l'eau s'écouler du lac vers le ruisseau sortant (L2, figure 3.1). Selon la cartographie effectuée par Canards Illimités Canada (2017), le parc du lac Beauchamp héberge plusieurs milieux humides d'une superficie totale de 40 ha, composés principalement de tourbières boisées et de marécages selon la cartographie de Canards Illimités faite par photo-interprétation (figure 3.1). La Ville de Gatineau a également recensé des herbiers de roseau commun (*Phragmites australis*) sur la rive ouest du lac et de myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*) tout autour du lac.

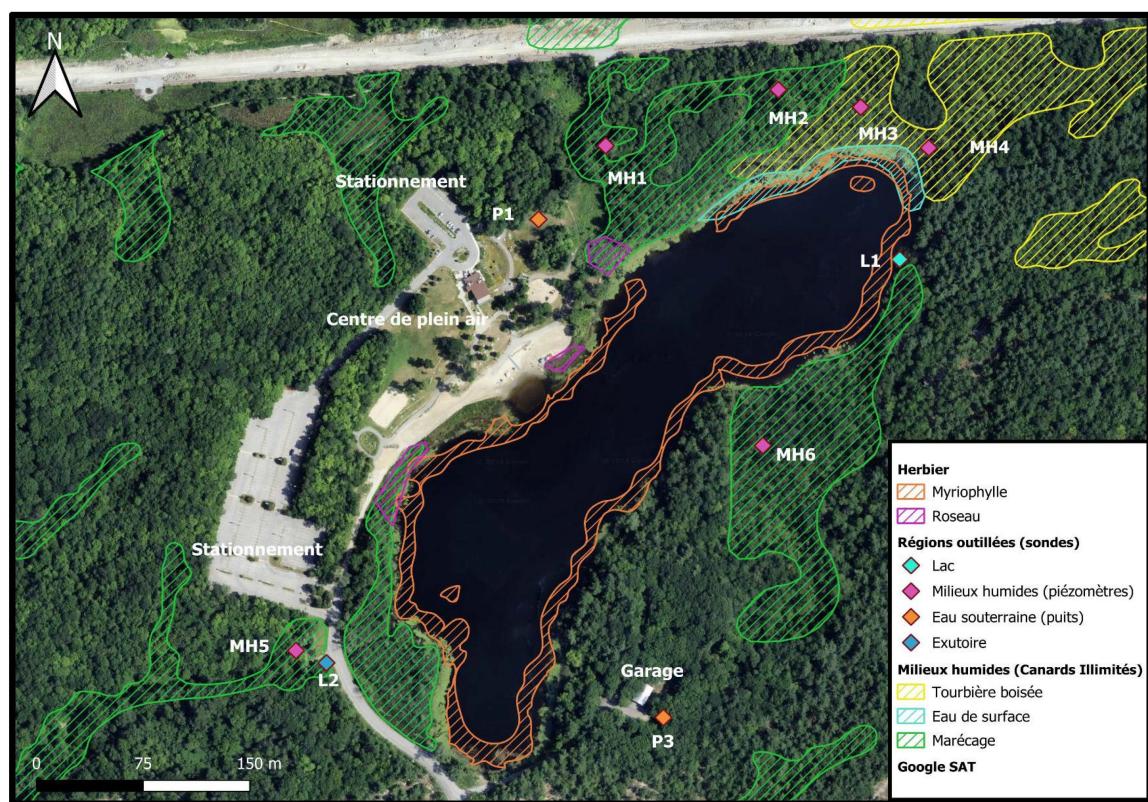


Figure 3.1 Milieux humides dans la zone d'étude du lac Beauchamp (Canards Illimités Canada, 2017).

3.2 Géologie et hydrogéologie

Dans la région d'étude, les dépôts meubles qui recouvrent le roc sont composés de till glaciaire, de sable et gravier fluvioglaciaire, de sédiments argileux, ainsi que des alluvions récentes et anciennes composées de silt, sable et gravier. Ces dépôts sont souvent plus épais dans les vallées, dont la rivière Blanche et la rivière des Outaouais qui se retrouvent à proximité du lac Beauchamp, tandis que les sommets rocheux ne sont couverts que d'une fine couche de till. Il existe un contact géologique entre les roches du Bouclier canadien au nord et les sédiments de la Plateforme du Saint-Laurent au sud (Blumetric, 2018). Le Bouclier canadien est constitué de roches métamorphiques et ignées, comme des paragneiss, du gneiss pélitique et du marbre, tandis que les formations au sud sont principalement des grès et des conglomérats (BluMetric, 2018).

La carte piézométrique a été réalisée à partir de données régionales issues du Système d'information hydrogéologique (MELCCFP, 2023) et des données provenant de Comeau et al. (2023) avec forçage des élévations sur le lac Beauchamp, sur la rivière Blanche et la rivière des Outaouais et sur les lacs de la région. La carte piézométrique montre que l'eau souterraine s'écoule en général du nord-ouest vers le sud-est, en direction de la rivière des Outaouais qui se retrouve au sud du lac Beauchamp (figure 3.2). Cependant, autour du lac Beauchamp se trouvent quatre collines plus élevées à environ 60 m au-dessus du niveau de la mer, ce qui suggère un écoulement potentiel vers le lac à partir du nord-ouest et du sud-est.

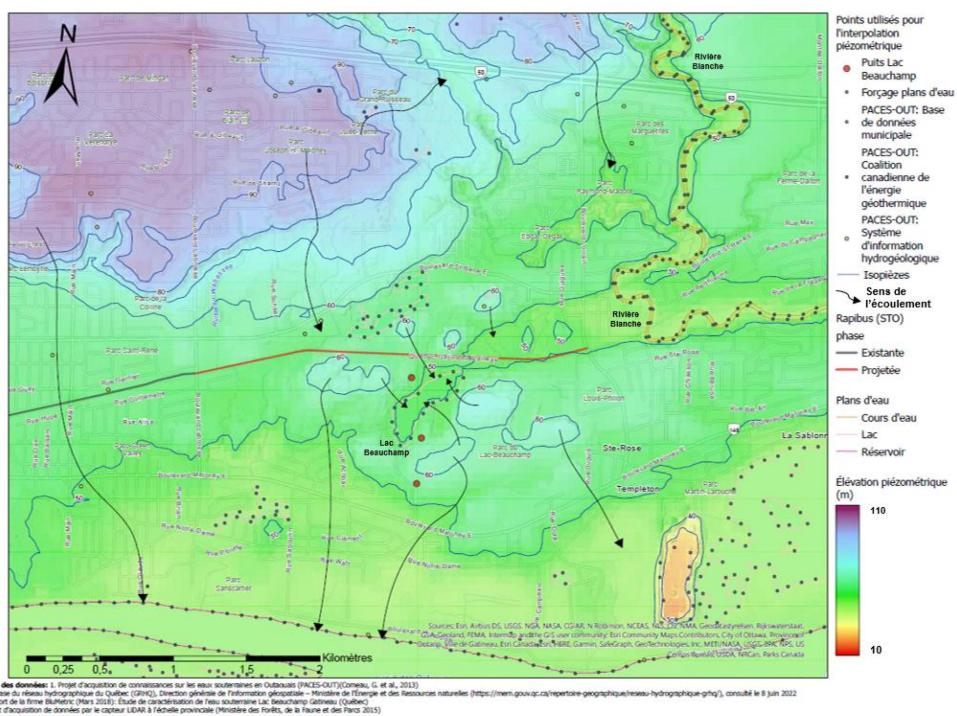


Figure 3.2 Carte piézométrique de la région d'étude (réalisée par Jonathan Chabot-Grégoire, Chaire de recherche sur l'eau et la conservation du territoire de l'UQAM).

3.3 Météorologie

Le climat dans la région de l'Outaouais est continental humide, avec des étés tempérés d'après la classification de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007). Selon les normales climatiques 1991-2010 à l'aéroport international MacDonald-Cartier d'Ottawa (ECCC, station 6106000) situé à 14 km du lac Beauchamp, les précipitations moyennes annuelles sont de 930 mm. La chute de neige moyenne annuelle est de 232 cm, avec un couvert de neige moyen plus grand que 1 cm de décembre à mars. La température moyenne annuelle de l'air est de 6,5 °C, avec des moyennes mensuelles varie entre -10,0 °C en janvier et 21,2 °C en juillet.

CHAPITRE 4

MÉTHODOLOGIE

4.1 Évaluation du bilan hydrique par mesure des flux in situ

Aucun flux entrant d'eau de surface (e.g. Q_{in}) n'est considéré étant donné l'absence de tributaire au lac. De plus, la carte piézométrique du lac Beauchamp (figure 3.2) n'est pas indicatrice d'un flux sortant d'eau souterraine (e.g. GW_{out}). L'équation 2 représente donc le bilan hydrique du lac Beauchamp en considérant seulement les flux entrants des précipitations (P) et d'eau souterraine (GW_{in}) ainsi que les flux sortants d'évaporation (E) et d'eau de surface par le cours d'eau à l'exutoire (Q_{out}) :

$$\Delta S = (P + GW_{in}) - (E + Q_{out}) \quad (2)$$

Les sections suivantes décrivent la méthode utilisée pour l'estimation de chaque composante du bilan hydrique. De plus, la méthode d'estimation de l'incertitude associée à chaque flux est aussi décrite.

4.1.1 Stockage dans le lac

Pour quantifier le stockage d'eau dans le lac, une sonde (*Solinst M10*) mesurant la hauteur de la colonne d'eau a été installée à proximité de la rive nord du lac (L1, figure 3.1, Annexe B). Une sonde barométrique (*Solinst barologger*) a également été installée à proximité afin de convertir les mesures de pression totale prises par la sonde au lac en des mesures de niveau d'eau. La variation de stockage est calculée par la différence de niveau d'eau entre le début et la fin de l'année hydrologique :

$$\Delta S = H_f - H_i \quad (3)$$

où ΔS est la variation de stockage de l'eau pour l'année hydrologique 2022-2023 (m), H_f est la hauteur d'eau au 30 septembre 2023 (m) et H_i la hauteur d'eau au 1^{er} octobre 2022 (m). Pour calculer la variation de stockage en termes de volume (m³), la différence de niveau d'eau a été multipliée par la superficie du lac (93 286 m², tableau 3.1). L'incertitude associée à ΔS fut déterminée à partir de la précision de la sonde de mesure ($\pm 0,3$ cm), pour une incertitude totale de $\pm 0,6$ cm en considérant l'incertitude aux mesures initiale et finale.

4.1.2 Précipitations

Les précipitations totales pour l'année hydrologique 2022-2023 ont été compilées à partir des données de la station météorologique de la Ville de Gatineau située à la station d'épuration, à environ 2 km du lac Beauchamp. Pour obtenir le volume de précipitations incidentes au lac, la hauteur de précipitation a été multipliée par la superficie du lac. Face à certaines incertitudes identifiées par la Ville de Gatineau dans les données de précipitation de leur station, ces données ont été comparées aux précipitations mesurées à deux stations météorologiques d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Les stations 6105976 (Ottawa CDA) et 6106000 (Ottawa INTL A) ont été choisies étant donné la disponibilité complète des données pour l'année hydrologique 2022-2023 et leur proximité au lac Beauchamp (14 et 20 km, respectivement). Les précipitations de la station de la Ville de Gatineau et des stations ECCC présentaient une bonne corrélation au pas de temps mensuel, soit $R=0,73$ (station 6106000) et $R=0,86$ (station 6105976). Les données de la station d'épuration ont donc été jugées fiables pour quantifier le flux entrant par précipitation dans le calcul du bilan hydrique. Les stations d'ECCC ont toutefois été prises en compte pour évaluer l'incertitude associée à P :

$$\Delta P = 0,5 (P_{\text{stn1}} - P_{\text{stn2}}) \quad (4)$$

où ΔP est l'incertitude associée à P , P_{stn1} et P_{stn2} sont les précipitations totales compilées à chacune des deux stations d'ECCC.

4.1.3 Débit sortant

Pour mesurer le flux sortant associé à l'écoulement de surface, un suivi du débit a été fait grâce à une station limnimétrique temporaire mise en place à l'exutoire du lac (L2, figure 3.1, Annexe B). Une sonde (*Solinst M5*) a été installée afin de faire le suivi du niveau d'eau au pas de temps horaire d'octobre 2022 à décembre 2022 et de mars 2023 à septembre 2023. La sonde a été retirée pendant l'hiver (du 30 novembre 2022 au 15 mars 2023) pour éviter des bris liés au gel. Afin de construire une courbe de tarage, des mesures bimensuelles du débit ont été faites à l'aide d'un courantomètre à hélice (*Swoffer Modèle 3000*). À chaque visite sur le terrain, deux transects de mesure étaient faits à deux endroits différents dans le cours d'eau, séparés de moins de 5 m. Les mesures de débit présentant de grands écarts entre les deux points de mesure ont été écartées de l'analyse. L'ajustement de la courbe de tarage faisant la relation entre le niveau d'eau et le débit a été fait par une méthode d'inférence bayésienne, telle qu'implémentée dans le logiciel Baratin (Le Coz et al., 2013). La courbe de tarage prend la forme d'une loi de puissance :

$$Q = a \cdot (h - h_0)^b \quad (5)$$

où Q est le débit ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$), a est un paramètre d'ajustement (0,996 au lac Beauchamp), h est la hauteur de la colonne d'eau telle que mesurée par la sonde (m), h_0 est la hauteur d'initiation de l'écoulement, en deçà de ce seuil, aucun écoulement n'a lieu (estimé à 0,113 m au lac Beauchamp) et b est un autre paramètre d'ajustement (1,670 au lac Beauchamp) sont des paramètres d'ajustement. La figure 4.1 montre la courbe de tarage au lac Beauchamp, incluant l'incertitude quantifiée par la méthode d'inférence bayésienne utilisée. Dans le cadre du projet, l'incertitude paramétrique de la courbe de tarage a été considérée pour quantifier l'incertitude associée à l'estimation de Q_{out} ,

c'est-à-dire l'intervalle de confiance à 95 % calculé à partir de l'ensemble des réalisations de courbes de tarage simulées.

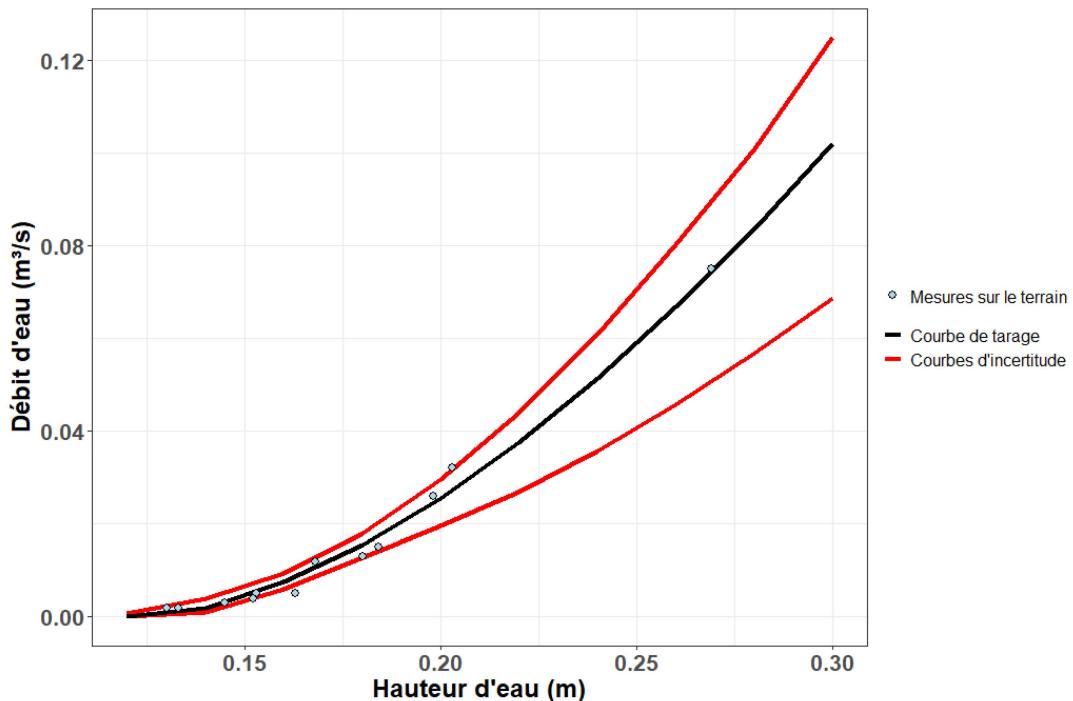


Figure 4.1. Courbe de tarage mettant en relation les mesures de hauteur de niveau d'eau et le débit au lac Beauchamp.

4.1.4 Évaporation

L'évaporation au lac Beauchamp a été estimée à partir de deux approches différentes basées sur un pas de temps journalier afin de tenir compte de l'incertitude associée à l'estimation de ce flux. En effet, on peut retrouver des écarts importants dans l'estimation de l'évaporation selon la méthode utilisée (Rosenberry et al., 2007). La première approche considérée est celle de Penman (1948) :

$$E = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (R_n - N) + \frac{\gamma f(u)(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma} \quad (6)$$

où E est le taux d'évaporation journalier ($\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$), Δ est la pente de la courbe de pression de vapeur à saturation ($\text{Pa} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$), γ est la constante psychrométrique ($\text{Pa} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$), R_n est le rayonnement net (W m^{-2}), N est la variation de stockage d'énergie dans la masse d'eau (W m^{-2}), $f(u)$ est la fonction de vent ($\text{W m}^{-2} \text{ Pa}^{-1}$), e_s est la pression de vapeur à saturation à la température de la surface de l'eau (Pa) et e_a est la pression de vapeur réelle de l'air ambiant (Pa). La fonction de vent utilisée est issue de Penman (1956) :

$$f(u) = 1.313 + 1.381u \quad (7)$$

où u est la vitesse du vent à 2 m (m s^{-1}).

La deuxième approche utilisée pour estimer l'évaporation au lac Beauchamp est celle du transfert de masse qui est basée sur le mouvement de la vapeur d'eau à partir de la surface de l'eau vers l'atmosphère (Dalton, 1802) :

$$E = \frac{f(u) (e_s - e_a)}{L_e} \quad (8)$$

où L_e est la chaleur latente de vaporisation (J kg^{-1}). Pour le modèle de transfert de masse, la fonction de vent correspond à (Adams et al., 1990) :

$$f(u) = \sqrt{\left(2,7\Delta\theta^{\frac{1}{3}}\right)^2 + (3,1u)^2} \quad (9)$$

où $\Delta\theta$ est la différence entre la température virtuelle de la surface de l'eau et de l'air ($^\circ\text{C}$).

L'approche par transfert de masse s'appuie sur les principes de diffusion et de convection pour quantifier le transfert de masse d'eau. Ainsi, contrairement à l'équation de Penman qui tient compte du bilan d'énergie (notamment l'énergie stockée dans la

masse d'eau qui exerce une influence importante pour un lac), l'approche par transfert de masse considère seulement les conditions météorologiques au-dessus du plan d'eau (déficit de pression de vapeur, vitesse du vent). Cette dernière est souvent utilisée pour des plans d'eau plus petits et dans des conditions où le vent joue un rôle critique (Finch et Calver, 2008).

Pour l'application des deux approches d'estimation de l'évaporation, les données météorologiques (rayonnement net, température et humidité de l'air, vitesse du vent) ont été tirées des données de réanalyse ERA5-Land (Muñoz Sabater, 2019). La température de surface de l'eau a été estimée à partir des données du profil vertical de température de l'eau collectées par la Ville de Gatineau au cours de l'été 2023 au point le plus profond du lac Beauchamp. Les données de profil de température ont également été utilisées pour calculer la variation de stockage d'énergie dans la masse d'eau (N). L'évaporation au lac a été évaluée en faisant la moyenne de l'évaporation estimée à l'aide des modèles Penman et de transfert de masse. L'incertitude associée à ce flux a été estimée en considérant les estimations par chacun des modèles comme les bornes inférieures et supérieures.

4.1.5 Appart d'eau souterraine au lac par l'équation de Darcy

Un suivi du niveau de l'eau souterraine a été effectué grâce à l'installation de sondes (*Solinst M5*) dans les puits P1 (profondeur = 96 m) et P3 (profondeur = 73 m) (Annexe B). Les sondes ont été retirées pendant l'hiver (entre le 28 novembre 2022 et le 27 mai 2023) et une simple interpolation linéaire a été faite pour estimer le niveau d'eau pendant cette période. Pour permettre leur analyse, la transformation du niveau d'eau en élévation a été nécessaire. Les niveaux d'eau ont permis d'obtenir un gradient hydraulique, qui représente la différence de charge hydraulique entre deux points dans le sol, selon la distance entre le puits et le point le plus profonds du lac :

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad (10)$$

où i est le gradient hydraulique (m m^{-1}), Δh est la différence entre les niveaux d'eau souterraine mesurés aux puits et le niveau du lac et L est la distance entre les deux points de mesure (m), 98,9 m pour P1 et 102,2 m pour P3.

Un gradient hydraulique positif indique un écoulement souterrain de l'eau du puits vers le lac et à l'inverse, si le gradient hydraulique est négatif, l'écoulement souterrain s'effectue du lac vers le puits. Selon l'équation de Darcy, il est ensuite possible d'estimer le flux en eau souterraine :

$$Q = K A i \quad (11)$$

où Q est le débit à l'interface lac-aquifère ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), K est la conductivité hydraulique (m s^{-1}), A est la superficie d'une section transversale au lac (m^2) et i est le gradient hydraulique (m m^{-1}).

Une conductivité hydraulique (K) de $9,76 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ a été considérée, telle que déterminée par un essai de pompage au puits P1 (BluMetric, 2018). La superficie de la section transversale a été calculée en considérant la longueur de la rive du lac associée à chaque puits (672 m du périmètre du lac associé à P1; 918,3 m du périmètre associé à P3) ainsi que la profondeur maximale du lac (6,1 m). Bien qu'une incertitude considérable soit associée à l'estimation de l'apport en eau souterraine selon la méthode décrite (p. ex. petit nombre de puits considérés ainsi que l'utilisation d'une conductivité hydraulique à partir d'un seul essai de pompage réalisé dans un puits largement plus profond que le lac), l'incertitude n'a pas été quantifiée pour ce flux. La comparaison avec une autre méthode de mesure du flux d'eau souterraine basée sur les traceurs environnementaux fut plutôt préférée pour considérer l'incertitude.

4.2 Évaluation du bilan hydrique par traceurs environnementaux

Trois traceurs environnementaux furent utilisés dans le cadre de cette étude. Dans un premier temps, les isotopes stables de l'eau ont été utilisés pour calculer le bilan de masse isotopique et ainsi estimer l'apport en eau souterraine au lac Beauchamp. Les isotopes stables de l'eau ont également été utilisés pour comprendre la source d'alimentation des milieux humides, en comparant leur signature isotopique à celles de l'eau souterraine et l'eau du lac. Finalement, deux traceurs additionnels, le ^{222}Rn et la conductivité électrique, ont permis d'évaluer la présence d'eau souterraine de manière générale, en appui à la quantification plus précise de l'apport en eau souterraine faite à l'aide du bilan de masse isotopique.

4.2.1 Isotopes stables de l'eau

Des échantillonnages mensuels de 30 mL d'eau ont été faits à partir de juin 2022 jusqu'en octobre 2023 pour pouvoir analyser la composition des isotopes stables de l'eau dans le lac. L'échantillonnage requiert une seringue et un filtre, permettant de retirer les sédiments grossiers et fins de l'eau prélevée lors du transfert dans une bouteille de plastique étanche. Les échantillons ont été prélevés près de l'exutoire, du côté ouest du lac (L2 sur la figure 4.2). Pour compléter les échantillonnages mensuels et créer la droite météorique locale au lac Beauchamp, deux campagnes d'échantillonnage au lac ont également été réalisées, dans les puits et dans les piézomètres installés dans les milieux humides. La première campagne a eu lieu le 9 mai 2023 à la suite de la fonte de la neige, puis la deuxième a eu lieu le 11 septembre 2023 pendant la période d'étiage. Les échantillons dans les milieux humides ont été prélevés directement dans les piézomètres après que le renouvellement de l'eau a été fait, à la suite d'une purge de l'eau retrouvée dans les tubes. Pour les puits, la purge a été faite avec une pompe à batterie pendant plusieurs heures, puis l'eau est ensuite pompée pour pouvoir l'encapsuler en bouteille, s'assurant que l'eau pompée ait des caractéristiques physico-chimiques stables.

La deuxième campagne a utilisé le même protocole, avec l'addition d'un échantillonnage lacustre (deux échantillons de surface et deux échantillons en profondeur). Les mesures au lac ont nécessité un canot pour se rendre aux points d'échantillonnage, ainsi qu'une bouteille Van Dorn permettant d'échantillonner l'eau à des profondeurs de 4 et 5 mètres (F1 et F2 dans la figure 4.2). Les échantillons riverains ont été faits à 1 mètre de la rive et l'eau du lac fut prélevée à 15 centimètres de profondeur (R1 à R4 dans la figure 4.2). Ces données viennent capturer la variation totale des isotopes à travers le temps (mai, septembre) et à plusieurs localisations, permettant de calculer le rapport isotopique d'évaporation du lac.

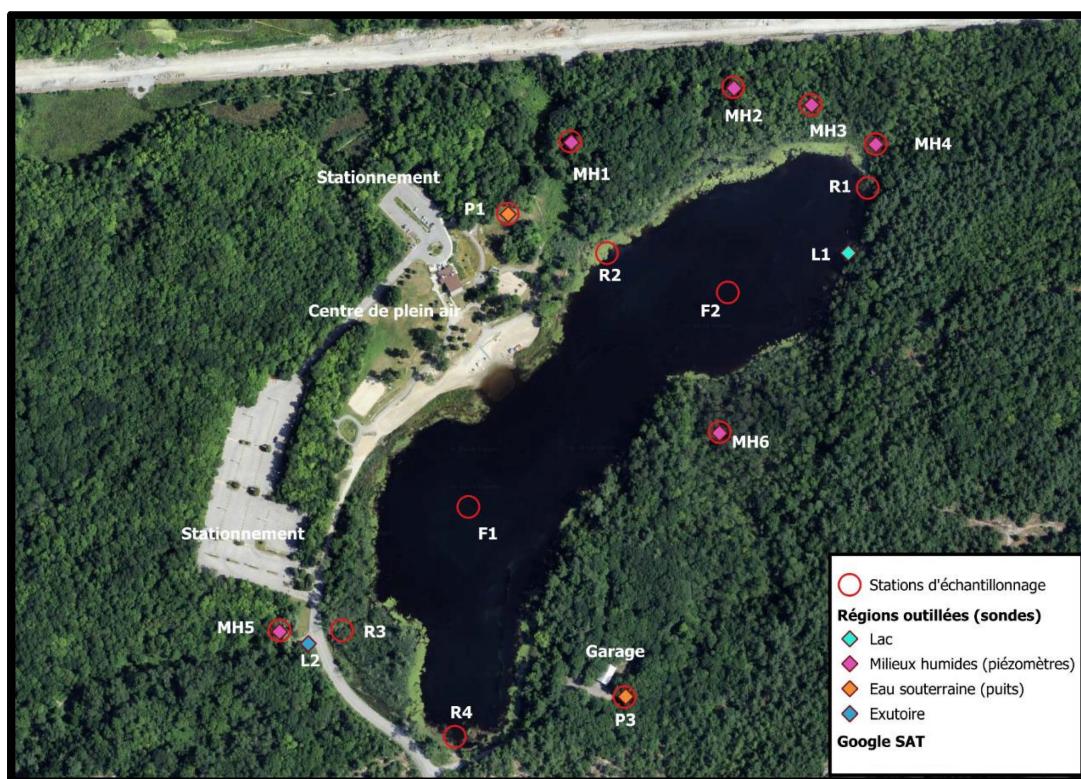


Figure 4.2 Stations d'échantillonnage de l'eau pour les isotopes stables et la conductivité électrique et type de station.

La méthode pour déterminer la composition isotopique des échantillons d'eau suit un protocole développé au laboratoire du Geotop établi par Jean-François Hélie. Un millilitre d'eau d'un échantillon est pipetté dans un vial de deux millilitres et fermé avec un bouchon à septum. Les échantillons ont ensuite été analysés à l'aide d'un spectroscope de masse de types « Cavity Ring Down Spectroscopy (CRDS) » de marque Picarro modèle L2130-i. Les résultats sont exprimés en unité delta (δ) en ‰ V-SMOW.

La ligne météorique moyenne locale (LMML) a été construite à l'aide des données de la station d'Ottawa (station Ottawa RPB), approximativement à 19 km du lac Beauchamp) du Global Network of Isotopes in Precipitation (GNIP) mis en place par l'Agence internationale de l'énergie atomique (IAEA, 2022). Ensuite, la ligne locale d'évaporation (LLE) a été établie en traçant la droite avec les compositions isotopiques échantillonnées au lac Beauchamp (échantillons mensuels et échantillons des campagnes ciblées en mai et septembre 2023). L'intersection de ces droites permet de comprendre la relation entre les différentes sources d'eau entrantes et sortantes du lac, ainsi que la composition isotopique des précipitations locales. À partir de la LMML et de la LLE, il est ensuite possible de dériver le rapport isotopique d'évaporation qui décrit comment l'évaporation et les flux entrants (précipitations, eau souterraine) varient l'un par rapport à l'autre. Il est possible de calculer le rapport isotopique d'un lac en supposant un état hydrique stationnaire du lac à partir de cette équation (Gibson et al., 2016) :

$$\frac{E_L}{I_L} = \frac{\delta_I - \delta_L}{\delta_E - \delta_L} \quad (12)$$

où E_L est l'évaporation du lac, I_L les flux entrants au lac (eau de surface, eau souterraine et précipitation), δ_I est la composition isotopique des flux intrants (composition des précipitations, dérivée à partir de la LMML), δ_L est la composition

isotopique de l'eau du lac (dérivée des échantillons mensuels pris au lac) et δ_E est la composition isotopique de l'évaporation. Il est supposé que l'état du lac Beauchamp soit stationnaire à l'échelle annuelle, car le niveau d'eau ne varie pas de beaucoup d'année en année. La composition isotopique de l'évaporation est calculée selon le modèle de Craig et Gordon (1965), tel que décrit par Gonfiantini (1986) :

$$\delta_E = \frac{\frac{(\delta_L - \varepsilon^+)}{\alpha^+} - h\delta_A - \varepsilon_k}{1 - h + 10^{-3}\varepsilon_k} \quad (13)$$

où δ_E est la composition isotopique de l'évaporation (‰), α^+ est le facteur de fractionnement à l'équilibre, δ_L est la composition isotopique du lac, h est l'humidité relative de l'air, δ_A est la composition isotopique de l'air (‰), ε^+ représente la séparation isotopique à l'équilibre (‰), puis ε_k représente la séparation isotopique cinétique (‰). Certaines de ces variables dépendent des conditions météorologiques de température, de précipitations et/ou d'humidité, calculées comme suit :

$$\alpha^+(\delta^2 H) = \exp\left(1158.8 \cdot \frac{(273.15+T)^3}{10^{12}} - 1620.1 \cdot \frac{(273.15+T)^2}{10^9} + 1158.8 \cdot \frac{(273.15+T)}{10^6} + \frac{161.04}{10^3} + \frac{2999200}{(273.15+T)^3}\right) \quad (14)$$

$$\alpha^+(\delta^{18}O) = \exp\left(-\frac{7.685}{10^3} + \frac{6.7123}{(T+273.15)} - \frac{1666.4}{(T+273.015)^2} + \frac{350410}{(T+273.15)^3}\right) \quad (15)$$

$$\varepsilon^+ = -7.685 + 6.7123\left(\frac{10^3}{T}\right) - 1.6664\left(\frac{10^6}{T^2}\right) + 0.35041\left(\frac{10^9}{T^3}\right) \quad (16)$$

$$\varepsilon_k(\delta^2 H) = \theta * C_K (1 - h) \quad (17)$$

$$\varepsilon_k(\delta^{18}O) = \theta * C_K (1 - h) \quad (18)$$

$$\delta_A = \frac{\delta_P - \varepsilon^*}{1 + 10^{-3}\varepsilon^*} \quad (19)$$

où T est la température de l'air en kelvins (K), θ est un paramètre de résistance au transport généralement proche de 1 pour les petits lacs (Gibson et al., 2015) et C_K est typiquement fixé à 14,2 ‰ pour $\delta^{18}\text{O}$ et 12,5 ‰ pour $\delta^2\text{H}$ dans les études lacustres, car ces valeurs représentent des conditions de vent pleinement turbulentes (Horita et al., 2008). La formule pour le facteur de fractionnement à l'équilibre (α^+) est spécifique à l'hydrogène et l'oxygène. La température et l'humidité de l'air sont calculées en faisant des moyennes entre les deux prises de mesure. Par exemple, pour un échantillon récolté le 2022-09-09, la température et l'humidité de l'air moyennes sont calculées pour la période allant de 2022-08-03 (date du précédent échantillonnage) à 2022-09-08.

Le rapport isotopique d'évaporation (E_L/I_L) annuel a été calculé pour l'hydrogène et l'oxygène, puis la moyenne des deux a été faite par la suite (Skrzypek et al, 2015). Une fois le rapport isotopique d'évaporation connu et l'évaporation (E_L) estimée à partir de modèles (Penman, transfert de masse), il est possible d'estimer les flux entrants (I_L) pour l'année hydrologique 2022-2023, soit l'apport en eau souterraine et les précipitations. En soustrayant les précipitations à I_L , on retrouve donc une estimation de l'apport en eau souterraine au lac (GW_{in}).

4.2.2 ^{222}Rn

Une campagne d'échantillonnage de l'eau pour analyse de ^{222}Rn a eu lieu en août 2022 à plusieurs en droit à proximité des rives du lac (stations LB_Rn1 à LB_Rn7; figure 4.3). Des bouteilles d'eau de 50 mL en plastique ont été remplies et scellées en minimisant le contact avec l'air pour éviter les pertes de ^{222}Rn , puis la concentration de ^{222}Rn a été analysée en laboratoire. Les échantillons d'eau pour le ^{222}Rn ont été préservés à une température ambiante et analysés le lendemain de l'échantillonnage au lac, donc en moins de 24 h, pour limiter le plus possible le dégazage. La méthode pour déterminer le ^{222}Rn dans l'eau utilise le comptage à scintillation liquide (Suomela, 1993). Une solution de scintillant est ajoutée directement à l'échantillon, permettant au

^{222}Rn de se transférer dans la phase organique de la solution. La bouteille fut scellée et laissée pendant une courte période afin que le ^{222}Rn et ses produits de désintégration atteignent un état d'équilibre. La bouteille a ensuite été placée dans un scintillomètre liquide (*Hidex 300 SL*) pour mesurer les particules alpha et bêta émises par le ^{222}Rn pendant 3 h. L'activité du ^{222}Rn fut calculée à partir des comptes détectés, en tenant compte de l'efficacité du comptage, du volume de l'échantillon et des corrections de désintégration (Lefebvre et al., 2013).

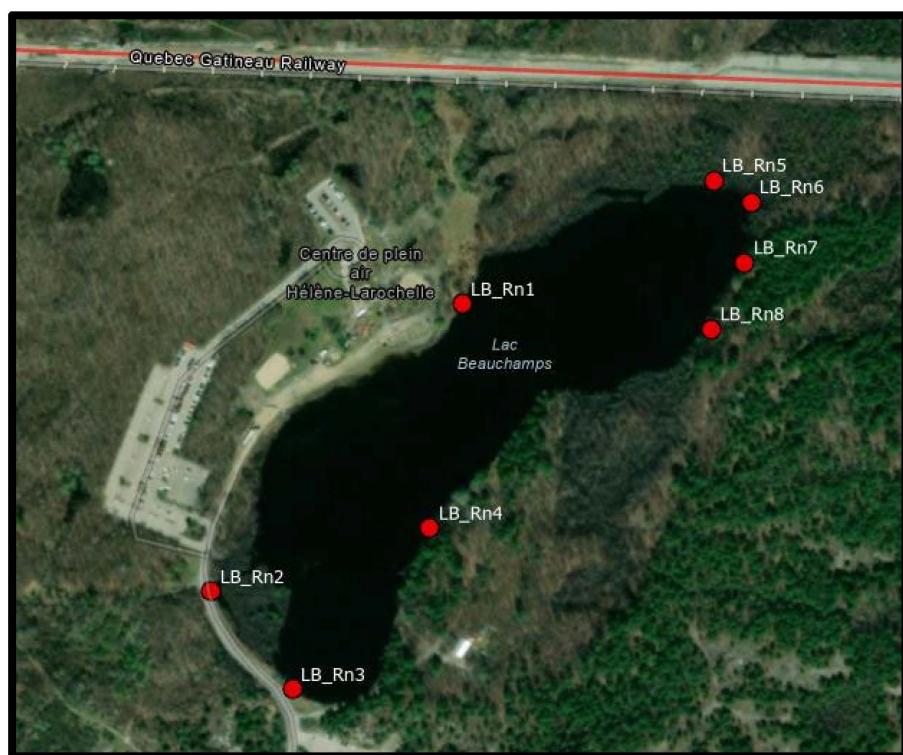


Figure 4.3 Stations d'échantillonnage de l'eau pour le ^{222}Rn .

4.2.3 Conductivité électrique

Une sonde multi-paramètres (modèle Hanna HI9829) a été utilisée pour mesurer la conductivité électrique aux mêmes endroits que les échantillons d'eau pour les isotopes stables, durant les deux campagnes d'échantillonnage (figure 4.2). Le processus pour mesurer la conductivité électrique requiert de calibrer la sonde en la plongeant dans une solution standard de conductivité électrique connue (Hannah Instruments, 2019). Avant la mesure, la sonde fut rincée avec de l'eau désionisée pour éviter toute contamination. La sonde fut ensuite plongée dans l'eau à la station de mesure, en s'assurant que le capteur est entièrement immergé et en remuant légèrement pour éliminer les bulles. La lecture se stabilise tranquillement avant d'enregistrer la valeur, affichée en $\mu\text{S}/\text{cm}$. Après chaque mesure, la sonde fut rincée avec de l'eau désionisée. Pour les mesures faites aux puits, il a été nécessaire d'attendre que la valeur affichée se stabilise lors de l'échantillonnage de l'eau, à la suite de la purge (section 4.2.1).

4.3 Fermeture du bilan hydrique et terme résiduel

Un bilan hydrique est dit « fermé » lorsque la différence entre les apports (précipitations, apports souterrains) et les pertes (évaporation, débit sortant, infiltration souterraine) correspond à la variation observée du volume d'eau du stockage. La non-fermeture du bilan hydrique peut découler des différentes sources d'erreur dans l'estimation des composantes du bilan hydrique, telles l'incertitude des instruments de mesure ou la faible représentativité spatiale et temporelle des mesures. La déviation entre la variation de stockage et la différence entre les apports et les pertes correspond au terme résiduel (ε) :

$$\varepsilon = (P + GW_{in}) - (E + Q_{out}) - \Delta S \quad (20)$$

Ainsi, le terme résiduel représente le flux d'eau manquant ou excédentaire pour permettre la fermeture du bilan hydrique. Lors du calcul du terme résiduel, il est possible de prendre en compte l'incertitude associée à chaque terme du bilan hydrique en considérant les bornes inférieures et supérieures des termes tels que les précipitations (P , incertitude selon l'équation 4), l'évaporation (E , incertitude selon la comparaison des deux modèles), le débit sortant (Q_{out} , incertitude paramétrique sur la courbe de tarage, figure 4.1) et la variation de stockage (ΔS , $\pm 0,6$ cm). Pour l'apport en eau souterraine (GW_{in}), aucune incertitude rattachée au flux ne fut considérée, mais l'évaluation de la fermeture du bilan fut faite, dans un premier temps, en considérant l'estimation par les mesures *in situ* et, dans un deuxième temps, en considérant l'estimation par l'approche isotopique. Dans l'ensemble, le calcul du terme résiduel a été fait pour les 16 ($2^4 = 16$) combinaisons possibles, permettant ainsi d'évaluer la fermeture du bilan hydrique du lac en considérant l'incertitude associée à l'estimation de chaque terme du bilan.

4.4 Temps de résidence de l'eau dans le lac

En considérant un état stationnaire (c'est-à-dire que le stockage ne varie pas beaucoup entre le début et la fin d'une année), le temps de résidence est calculé selon :

$$\tau = \frac{V}{\sum F} \quad (21)$$

où τ est le temps moyen de résidence (an), V est le volume du lac (m^3), $\sum F$ représente la somme de tous les flux entrants ($m^3 \text{ an}^{-1}$).

4.5 Caractérisation des milieux humides

4.5.1 Inventaires et délimitation des milieux humides environnants

À l'été 2022, une délimitation précise des milieux humides au nord-est du lac a été faite pour valider la cartographie de Canards Illimités Canada qui est déterminée par photographie aéroportée (Canards Illimités Canada, 2017). La délimitation a été effectuée selon le Guide d'identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional, défini par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (Lachance et al., 2021). Selon ce protocole, la caractérisation des milieux est faite à partir d'inventaires de végétation ligneuse et non ligneuse, puis d'une observation des lieux (caractéristiques de l'hydrologie, de la topographie, des perturbations et du sol).

Dans un premier temps, une délimitation préliminaire des milieux humides a été faite selon la méthode de délimitation simplifiée du guide. Cette méthode permet de délimiter le milieu humide en faisant un tracé situé entre la transition de la végétation humide et forestière, avec quelques sondages pédologiques confirmant le tracé. Dans un deuxième temps, des transects perpendiculaires aux zones humides ont été établis pour déterminer la localisation des stations d'inventaire visant à valider ou préciser la délimitation préliminaire. Les transects sont composés d'une station humide centrale, une station en bordure et une en milieu non humide ou dans un type de milieu humide différent. Ces transects sont séparés d'une distance de 10 mètres. Au total, 32 stations d'inventaires ont été effectuées (figure 4.4). À chaque station d'inventaire, un relevé des indicateurs hydrologiques, du type de sol et de la végétation a été fait. En considérant un rayon de 10 m à partir du centre de la station d'inventaire, tous les indicateurs hydrologiques témoignant de la présence d'eau dans le milieu ont été relevés (p. ex. ligne de démarcation d'eau, débris apportés par l'eau, odeur de soufre, etc.). Un échantillon de sol d'environ 30 cm de profondeur a été prélevé à l'aide d'une tarière afin d'identifier les sols hydromorphes, c'est-à-dire les sols organiques ou les

sols minéraux présentant un mauvais drainage (sol réductique ou réodoxique). Finalement, un relevé de la végétation a été complété à chaque station d'inventaire en considérant un rayon de 10 m pour la strate arborescente, 5 m pour la strate arbustive et 1 m pour la végétation non ligneuse. Pour chaque strate, le pourcentage de recouvrement d'une espèce donnée a été noté selon la projection verticale de la biomasse aérienne au sol. Ces informations permettent ensuite de déterminer la dominance des espèces indicatrices, soit les espèces obligées et facultatives des milieux humides telles que listées par Lachance et al. (2021). De plus, la présence d'espèces à statut est également notée lors du relevé de végétation, soit les espèces exotiques envahissantes (E), ainsi que les espèces menacées (M), vulnérables (V) ou susceptibles d'être désignées (S) (Lachance et al., 2021). Grâce aux relevés de terrain, le statut de milieu humide est attribué à chaque station d'inventaire lorsque le sol présente des caractéristiques hydromorphes ou lorsque la végétation typique des milieux humides y domine. Le type de milieu humide (étang, marais, marécage, tourbière ouverte ou boisée) est ensuite déterminé à partir du type de sol et de la composition végétale, conformément au protocole de Lachance et al. (2021).

4.5.2 Recouvrement et diversité de la végétation

À chaque station d'inventaire, la diversité végétale a été caractérisée grâce à l'indice de Shannon qui se base sur la richesse et l'abondance relative des espèces :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i) \quad (22)$$

où H' est l'indice de diversité de Shannon, S est le nombre total d'espèces dans l'échantillon, p_i est l'abondance relative de l'espèce i , c'est-à-dire son pourcentage de recouvrement tel que déterminé lors des inventaires de végétation. Une valeur élevée est indicatrice d'une grande diversité spécifique. Un indice de diversité Shannon entre 0 et 1 correspond généralement à une faible diversité, une valeur entre 1 et 2 indique

une diversité modérée et une valeur supérieure à 2 indique une forte diversité (Shannon, 1948).

4.5.3 Suivi hydrologique des milieux humides

Six piézomètres ont été installés dans les milieux humides pour faire des suivis du niveau de l'eau souterraine (MH1 à MH6, figure 4.4). Les stations ont été choisies d'après la cartographie actuelle des milieux humides, dans le but d'avoir une variété de types de milieux humides (marécage et tourbière) situés à divers endroits autour du lac Beauchamp. L'installation des piézomètres suit le protocole établi par Larocque et al. (2024). Le piézomètre est composé d'un tubage composé de deux sections : la section inférieure de 75 cm est crépinée et permet les échanges d'eau avec le substrat environnant en profondeur et la section supérieure est composée d'un tube de PVC plein. L'espace autour du tubage a été comblé de sable et de bentonite afin d'éviter le colmatage de la crêpine et de limiter l'infiltration à partir de la surface. À l'intérieur du tubage, une sonde à pression *Solinst Levelogger* (M5) a été installée pour suivre le niveau d'eau dans le milieu humide. L'installation d'un piézomètre requiert tout d'abord de creuser un trou à l'aide d'une tarière pouvant se rendre jusqu'à un maximum de 4 mètres de profondeur. La profondeur exacte de chaque piézomètre varie selon la profondeur au roc et la complexité du sol. Par exemple, le piézomètre MH1 était situé en sol sableux et ne permettait pas à la tarière de s'enfoncer en raison du sable qui se renfouissait au fur et à mesure que la tarière était levée. Ainsi, le piézomètre fut installé près de la surface à une profondeur de 1,47 m. Le piézomètre MH2 se rend jusqu'au roc à une profondeur de 1,79 m. Le piézomètre MH3 est situé dans une tourbière en bordure du lac où l'épaisseur du sol organique dépassait 4 m et le piézomètre a été installé à une profondeur de 4 m étant donné la contrainte de la longueur de la tarière. Les piézomètres MH4, MH5 et MH6 avaient respectivement une profondeur de 3,68 m, 2,36 m et 2,35 m. L'Annexe B présente un tableau qui résume l'emplacement des stations où les sondes ont été installées.

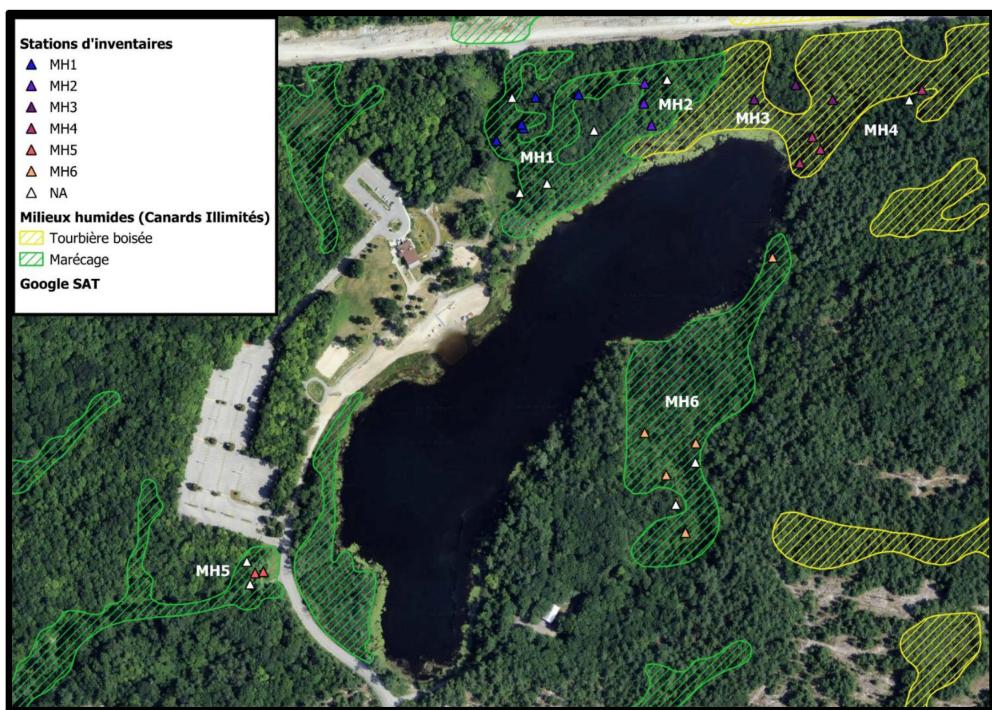


Figure 4.4 Stations d'inventaires de végétation dans les milieux humides environnant le lac Beauchamp durant les étés de 2022 et 2023.

CHAPITRE 5

RÉSULTATS

5.1 Bilan hydrique

5.1.1 Stockage

Entre le début (1^{er} octobre 2022) et la fin (30 septembre 2023) de l'année hydrologique, on peut observer une diminution du stockage d'eau de 62 mm (Figure 5.1) et ainsi le stockage (ΔS) est égal à -5784 m^3 d'eau avec une incertitude associée de $\pm 560 \text{ m}^3$, soit 9,7 % de variation possible. Au cours de l'année hydrologique 2022-2023, le niveau d'eau du lac Beauchamp a présenté une certaine variation, avec une élévation maximale à la crue printanière (50,52 m atteinte le 11 avril 2023) et une élévation minimale au début de l'été (50,16 m observée le 16 juin 2023, figure 5.1). Ainsi, l'amplitude totale de la variation du niveau d'eau du lac Beauchamp fut de 0,36 m au cours de l'année hydrologique. L'été 2023 fut particulièrement humide (section 3.3) et le niveau d'eau du lac est demeuré relativement élevé, avec une élévation d'eau variant entre 5,25 m et 5,35 m en juillet et août. L'automne fut ensuite relativement sec et le niveau du lac fut à la baisse entre la mi-août et octobre.

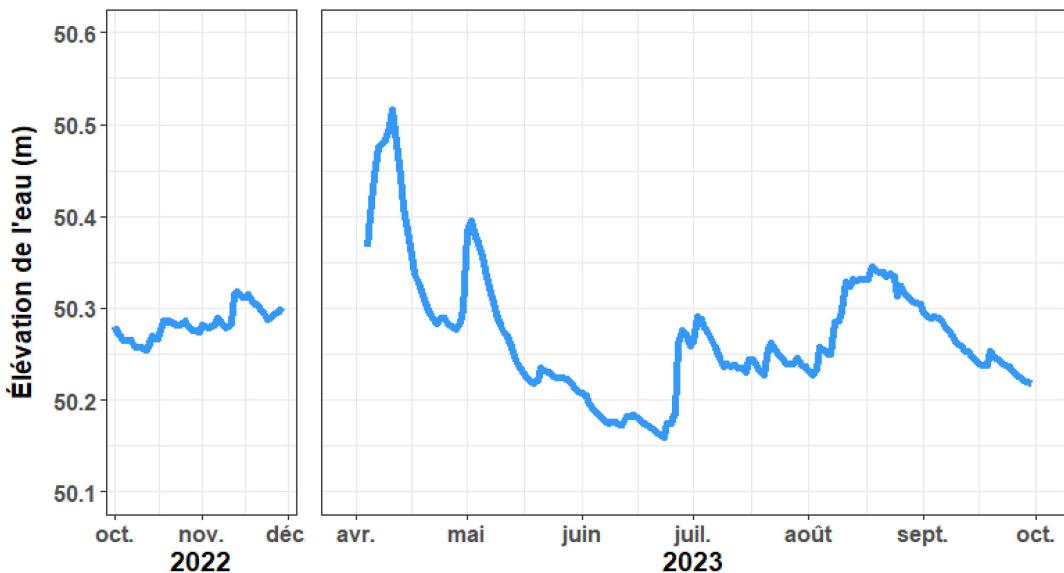


Figure 5.1 Variation de l’élévation d’eau du lac Beauchamp (station L1) entre les mois d’octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n’est disponible entre le 30 novembre 2022 et le 4 avril 2023, car la sonde fut retirée pour éviter des bris liés au gel.

5.1.2 Précipitations

Durant l’année hydrologique 2022-2023, les précipitations totales (liquides et solides) à la station d’épuration de Gatineau à proximité du lac Beauchamp étaient de 933 mm, soit proche de la normale climatique 1991-2010 pour la station météorologique la plus proche (930 mm, section 3.3). L’incertitude associée à la mesure des précipitations totales annuelles est estimée à ± 53 mm, en considérant les précipitations annuelles de 928 mm et 1034 mm aux stations d’Environnement et Changement climatique Canada les plus proches du lac Beauchamp et possédant des données fiables (voir équation 4). Cela correspond à une incertitude de 5,7 % pour l’estimation de ce flux dans le bilan hydrique. La figure 5.2 démontre que les précipitations au cours de l’année 2022-2023 varient des normales mensuelles. En effet, l’année 2022-2023 fut caractérisé par une forte concentration des précipitations

pendant l'été : des précipitations mensuelles de 151 mm et 143 mm furent enregistrées en juillet et août 2023, soit plus de 60 mm au-delà des normales mensuelles pour ces mois (89 mm et 79 mm). Cet été humide fut suivi d'un automne relativement sec en 2023, avec des précipitations de 54 mm en septembre en comparaison à une normale mensuelle de 90 mm. L'automne 2022 en début d'année hydrologique fut aussi relativement sec, avec des précipitations de 40 mm en comparaison à une normale mensuelle de 87 mm.

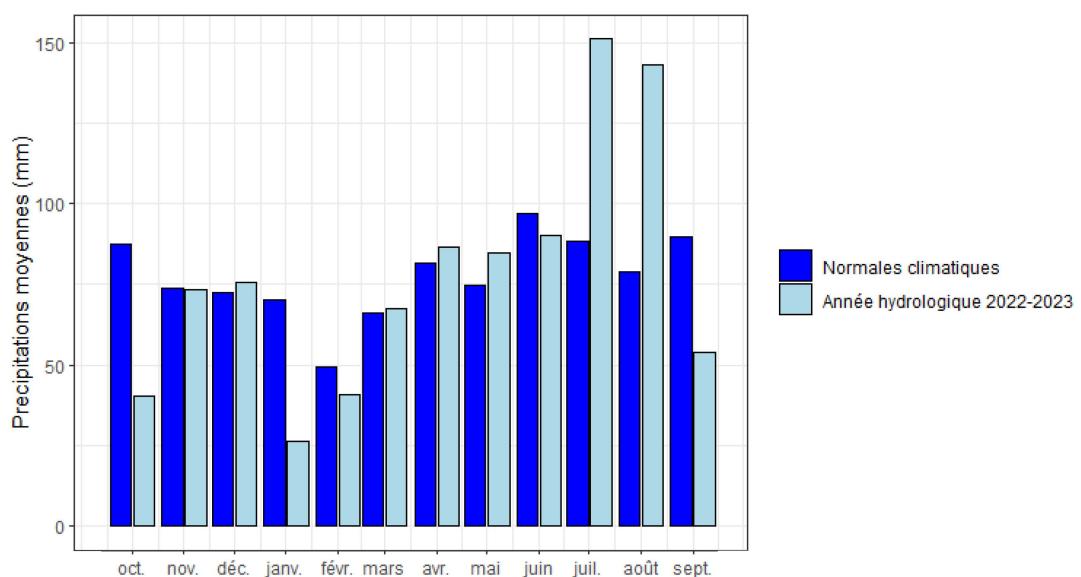


Figure 5.2 Précipitations mensuelles entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023 à la station d'épuration de la Ville de Gatineau à proximité du lac Beauchamp en comparaison à la normale climatique 1991-2010 de la station ECCC 6106000.

5.1.3 Débit sortant

Le volume total d'eau sortante par l'entremise du débit calculé à l'exutoire durant l'année hydrologique de 2022-2023 a été estimé à 161 555 m³ avec une incertitude de $\pm 42 231$ m³, soit ± 26 %. L'incertitude associée à l'estimation du débit sortant est relativement élevée, avec un volume sortant maximal de 207 835 m³ et un volume sortant minimal de 123 373 m³ en considérant l'incertitude paramétrique de la courbe de tarage. Le débit sortant était particulièrement élevé lors de la fonte printanière, avec un pic notable au mois d'avril, où un volume de 55 069 m³ a été enregistré, représentant environ 34 % du débit sortant total pour l'année (figure 5.4). Ce débit élevé peut être attribué à la fonte des neiges qui a entraîné une augmentation rapide du niveau d'eau et du débit dans l'exutoire. Le débit sortant était beaucoup plus faible au début de l'année hydrologique, avec un volume sortant minimal de 1 482 m³ en octobre 2022. L'été correspond généralement à la période d'étiage, mais un volume sortant considérable (21 952 m³) a été observé au mois d'août en raison des précipitations largement au-dessus de la normale en juillet et août.

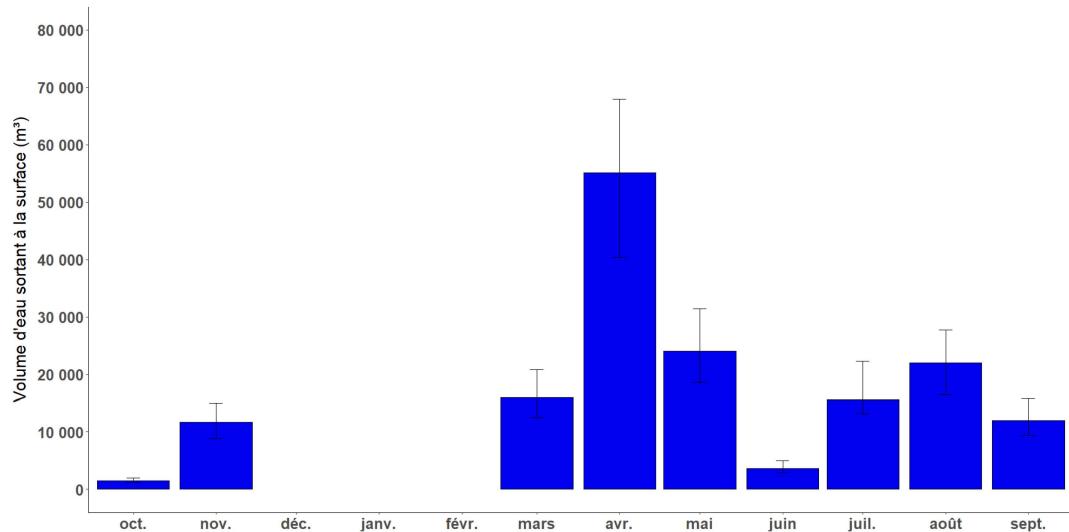


Figure 5.3 Volume d'eau sortant à l'exutoire du lac Beauchamp entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 30

novembre 2022 et le 15 mars 2023, car la sonde fut retirée pour éviter des bris liés au gel.

5.1.4 Évaporation

L'évaporation annuelle estimée par les modèles distincts de Penman et de transfert de masse est respectivement de 623,2 mm et 416,2 mm. Pour l'année hydrologique 2022-2023, l'évaporation annuelle totale moyenne est alors estimée à 519,7 mm, soit un volume de 48 482 m³. En tenant compte de la différence entre les deux méthodes, l'incertitude associée à l'évaporation annuelle a été estimée à $\pm 103,5$ mm, soit 19,9 %. L'évaporation au lac présente des variations saisonnières marquées, avec des valeurs proches de zéro durant les mois d'hiver (de décembre à février), et une augmentation notable à partir du mois d'avril (figure 5.3). L'évaporation mensuelle atteint un maximum en mai 2023 selon le modèle de Penman (132 mm), alors que le maximum est atteint plus tard en juillet 2023 selon le modèle de transfert de masse (90 mm). En effet, bien que les deux modèles utilisés suivent des tendances similaires, on observe une différence de 207 mm au niveau de l'évaporation annuelle et cette divergence s'observe principalement entre mars et juin 2023, période où l'évaporation estimée par le modèle de Penman augmente plus rapidement que celle estimée par le modèle de transfert de masse. Les mois de mars à juin représentent à eux seuls 187 mm de la différence entre les deux modèles, qui est près de 90% de la totalité de leur différence. Les différences observées entre les deux modèles peuvent s'expliquer par le fait que le modèle Penman intègre le rayonnement net et le stockage d'énergie dans la masse d'eau, tandis que le modèle de transfert de masse se concentre essentiellement sur les conditions atmosphériques.

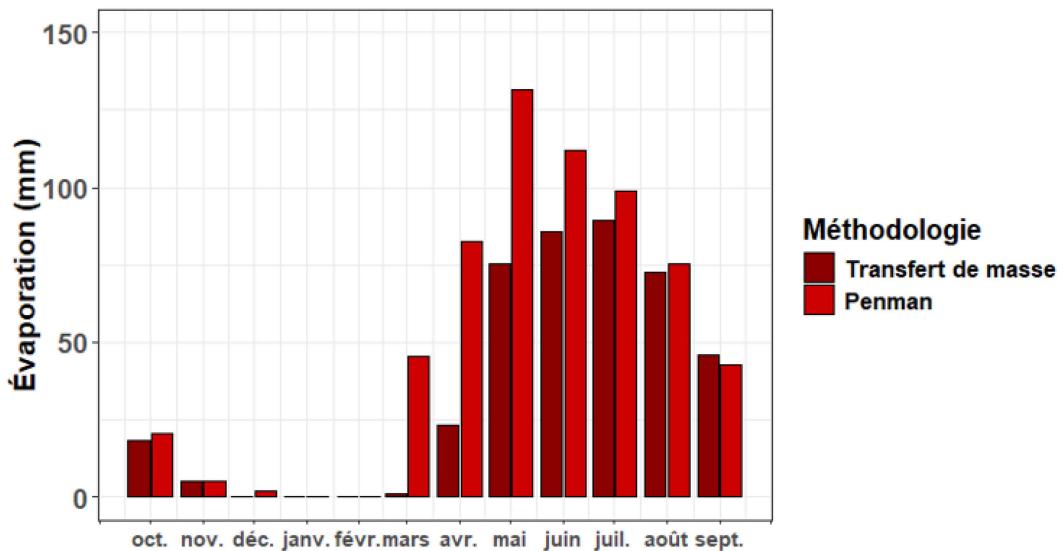
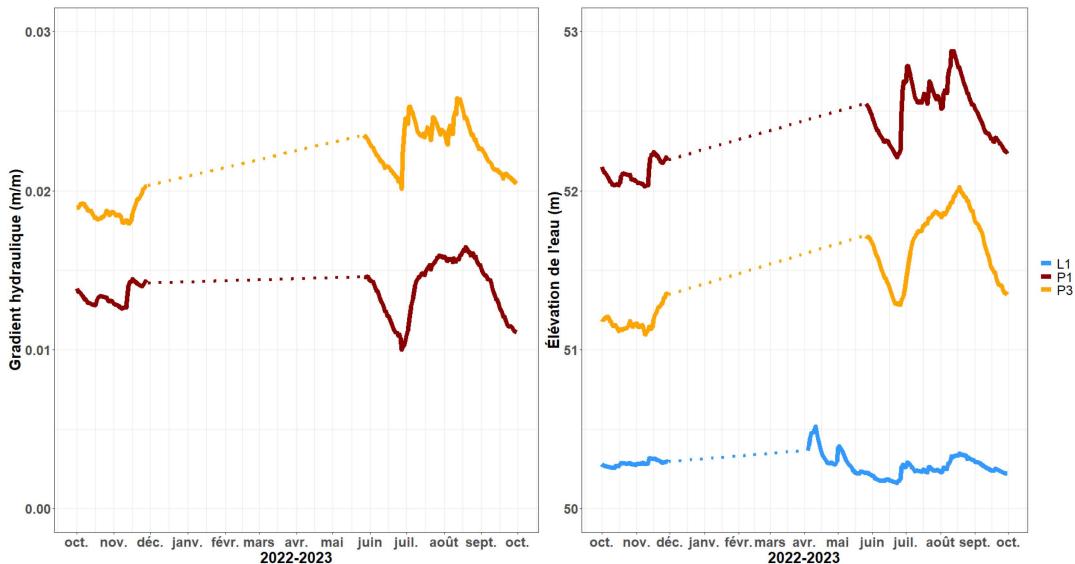


Figure 5.4 Évaporation mensuelle au lac Beauchamp entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023 selon le modèle de transfert de masse et le modèle Penman.

5.1.5 Apport en eau souterraine

5.1.5.1 Apport d'eau souterraine au lac par l'équation de Darcy

À partir de l'équation de Darcy, l'apport en eau souterraine totale pour l'année hydrologique étudiée a été estimé à 54 525 m³. Pendant la période d'étude, l'élévation en eau aux puits P1 et P3 était supérieure à l'élévation en eau au lac (figure 5.5) et cela se traduit donc par un gradient hydraulique positif, indiquant ainsi un écoulement de l'eau souterraine vers le lac (figure 5.6). On observe des fluctuations dans l'élévation en eau durant l'année hydrologique 2022-2023, avec un minimum à la fin juin et un maximum à la mi-août, ce qui coïncide avec les fortes précipitations estivales enregistrées. Pour la période de mesure, l'élévation en eau a varié au total de 0,74 m et 0,76 m aux puits P1 et P3, respectivement (figure 5.5).



Figures 5.5 et 5.6. La figure 5.5 démontre la variation du niveau d'eau dans le temps au lac Beauchamp (L1) et dans les puits P1 et P3 entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 28 novembre 2022 et le 27 mai 2023 et la ligne pointillée représente l'interpolation linéaire pour estimer le niveau d'eau durant cette période. La figure 5.6 représente les gradients hydrauliques entre les puits P1 et P3 et le lac entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Aucune donnée n'est disponible entre le 28 novembre 2022 et le 27 mai 2023 et la ligne pointillée représente le gradient hydraulique dérivé à partir de l'interpolation linéaire de l'élévation d'eau pour cette période.

L'apport en eau souterraine au lac varie au cours de l'année hydrologique 2022-2023 selon les deux puits considérés (figure 5.7). L'aire d'approvisionnement du lac a été délimité approximativement entre les puits P1 et P3, dont 42 % du périmètre du lac rattaché au puits P1 contre 58 % pour le puits P3. Ceci pourrait expliquer pourquoi l'apport associé à la rive est (puits P1) moindre que celui associé à la rive ouest (puits P3). L'apport en eau souterraine atteint un maximum aux mois de juillet et août 2023,

atteignant près de 3500 m³/mois pour la zone d'approvisionnement rattachée au puits P3 et près de 1750 m³/mois pour la zone d'approvisionnement rattachée au puits P1. Toutefois, l'apport en eau souterraine au lac est potentiellement sous-estimé, notamment à la période de crue printanière où l'estimation repose sur l'interpolation linéaire des élévations d'eau entre novembre et mai.

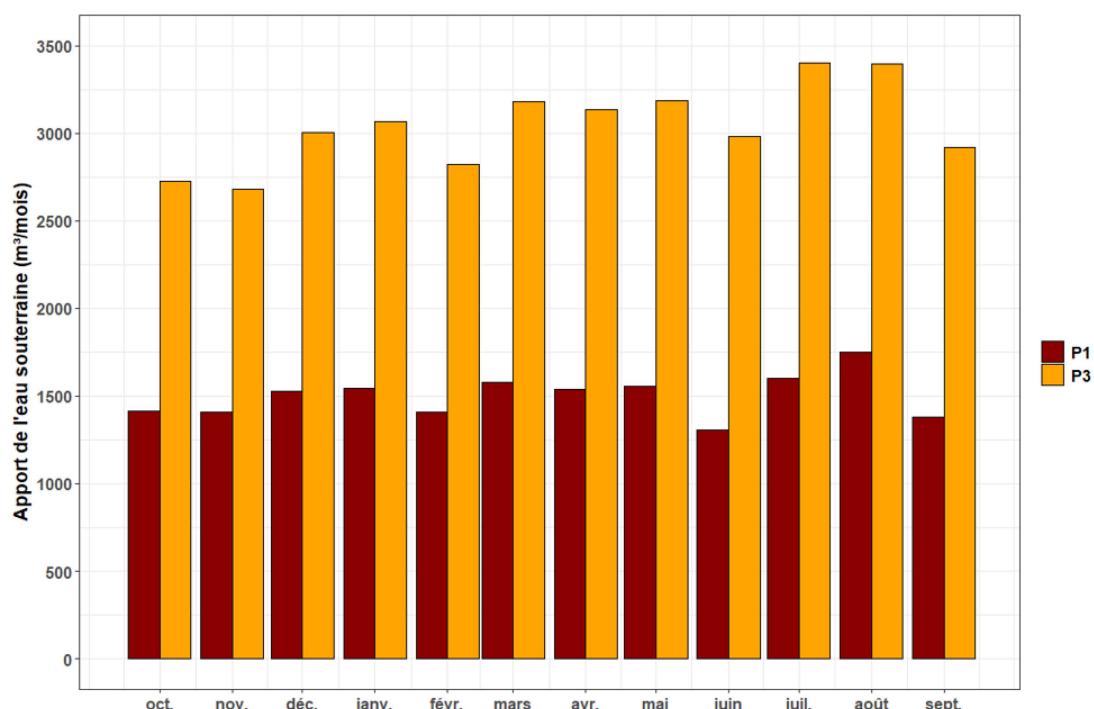


Figure 5.7 Apport d'eau souterraine mensuel au lac Beauchamp, tel qu'estimé pour les rives est (associé au puits P3) et ouest (associé au puits P1) entre les mois d'octobre 2022 et de septembre 2023. Les apports des mois de décembre à mai sont dérivés à partir d'une interpolation linéaire des élévations d'eau.

5.1.5.2 Approche par isotopes stables de l'eau

À partir du rapport isotopique moyen d'évaporation (E_L/I_L), l'apport en eau souterraine est estimé à 1356 mm, soit 126 539 m³. Le rapport isotopique d'évaporation utilisé pour calculer ce volume correspond à la moyenne entre le rapport isotopique de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$, qui sont 0,221 et 0,232 respectivement, résultant à une moyenne de 0,227.

Au cours de l'année, on observe des variations notables dans la composition isotopique des eaux du lac Beauchamp (figure 5.8). La courbe de $\delta^{18}\text{O}$ montre une évolution marquée, passant de valeurs négatives en hiver, autour de -10 ‰ en avril, à environ -6 ‰ en septembre. La courbe de $\delta^2\text{H}$ présente la même tendance, variant de -70 ‰ en avril à environ -45 ‰ en septembre. Ces valeurs appauvries au printemps traduisent une contribution plus importante des eaux souterraines et de la fonte hivernale, tandis que l'enrichissement progressif observé à l'été résulte principalement des processus d'évaporation et d'un apport réduit en eau souterraine.

La figure 5.9 illustre le croisement de la ligne météorique moyenne locale (LMML) et de la ligne locale d'évaporation du lac Beauchamp (LLE), dont les valeurs isotopiques moyennes sont de -10,18 ‰ pour $\delta^{18}\text{O}$ et -70,46 ‰ pour $\delta^2\text{H}$ (‰ V-SMOW). La position des échantillons le long de cette LLE confirme l'influence combinée de l'évaporation estivale et de la recharge en eau souterraine au printemps.

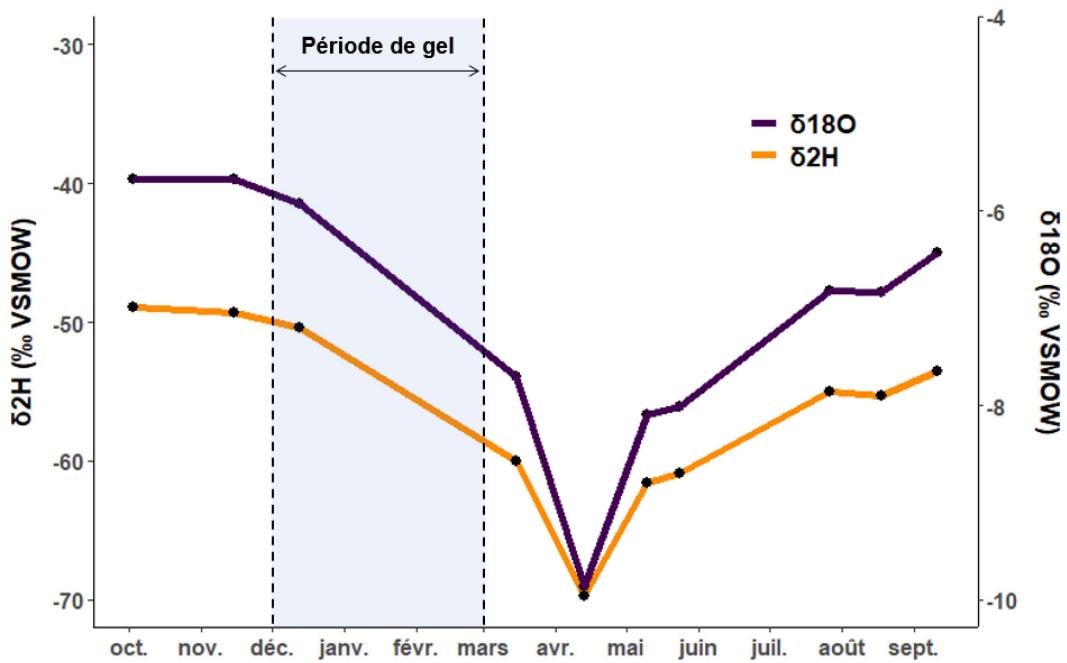


Figure 5.8 Composition isotopique des échantillons mensuels d'eau du lac Beauchamp durant l'année hydrologique 2022-2023. Les points noirs représentent les compositions isotopiques des échantillons d'eau ponctuels, puis plusieurs droites linéaires ont été établies entre chaque point. Durant la période de gel, les données isotopiques ne sont pas considérées étant donné qu'il n'y a pas d'évaporation qui a lieu à la surface du lac.

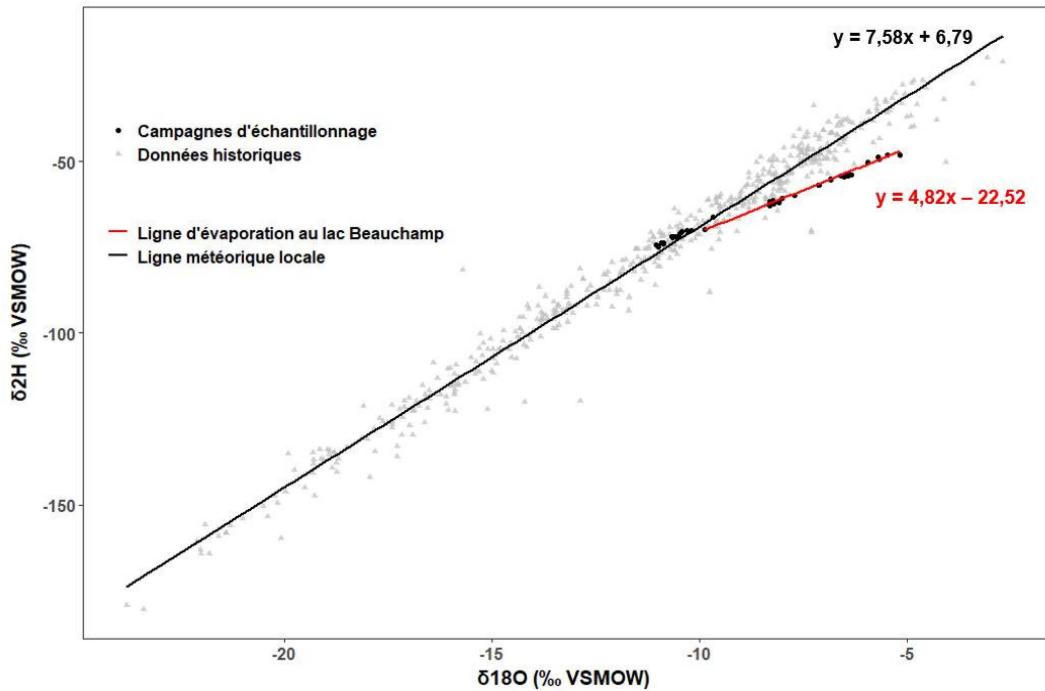


Figure 5.9 Ligne météorique moyenne locale (LMML, noir) déterminée à partir des données de la station du Global Network of Isotopes in Precipitation et ligne locale d'évaporation (LLE, rouge) au lac Beauchamp déterminée à partir des échantillons mensuels d'eau lacustre pris entre les mois d'octobre 2022 et septembre 2023.

La figure 5.10 compare la composition isotopique des eaux prélevées dans le lac, les milieux humides et l'eau souterraine. Tout au long de l'année hydrologique, la composition isotopique des eaux lacustres se distingue bien de la composition isotopique de l'eau souterraine et de l'eau prélevée des milieux humides. La campagne d'échantillonnage lacustre de septembre démontre une composition isotopique plus grande en moyenne ($-6,62 \delta^{18}\text{O}$ et $-54,77 \delta^2\text{H}$) que celle de la campagne d'échantillonnage de mai ($-8,20 \delta^{18}\text{O}$ et $-62,02 \delta^2\text{H}$). De plus, la campagne de septembre démontre davantage d'hétérogénéité, avec deux valeurs plus faibles associées

étant donné l'échantillonnage de deux échantillons en profondeur dans le lac, sous la thermocline alors que la campagne de mai s'est concentrée sur le prélèvement d'échantillons en surface. Par ailleurs, on observe peu de différence entre la composition isotopique de l'eau souterraine et de l'eau prélevée dans les milieux humides en mai et septembre 2023 (figure 5.10). Une seule exception est notée, soit le milieu humide MH1 avec une composition isotopique se rapprochant de celle du lac (valeur de $-9,67 \delta^{18}O$ et $-66,12 \delta^2H$; ‰ V-SMOW). Ainsi, les données de composition isotopique suggèrent que les milieux humides sont principalement alimentés par le l'eau souterraine.

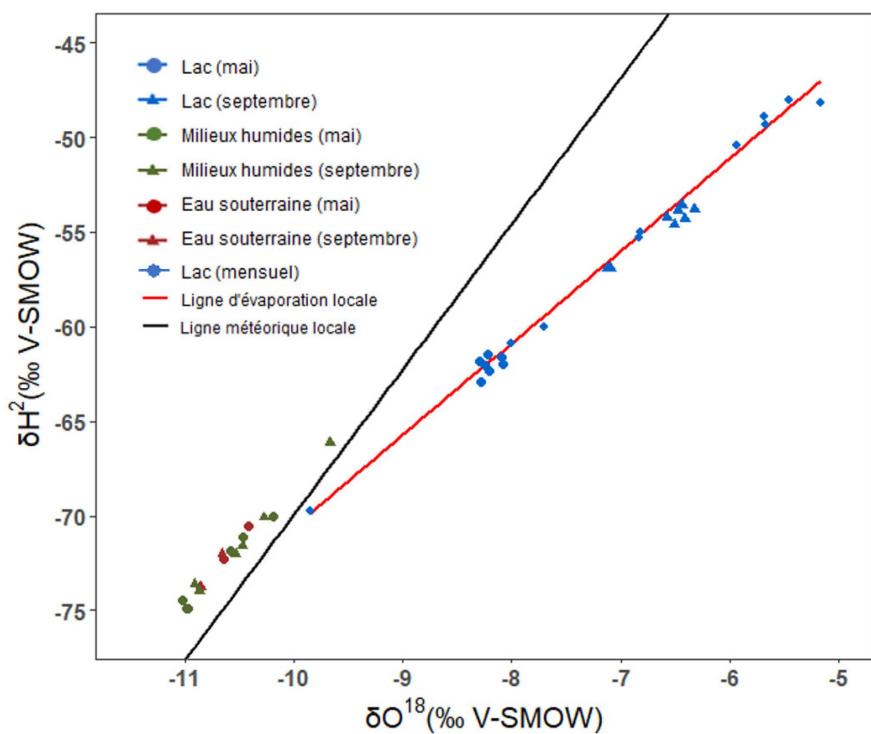


Figure 5.10 Composition isotopique de l'eau échantillonnée au lac (bleu), dans les piézomètres des milieux humides (vert) et dans les puits au roc (rouge) lors des campagnes d'échantillonnage de mai (cercles) et septembre (triangles) 2023.

5.1.5.3 Traceurs environnementaux

Dans l'ensemble, l'activité en radon (^{222}Rn) est relativement faible, avec une moyenne de 0,03 Bq/L et une incertitude de 0,01 Bq/L basée sur les limites de l'instrument de mesure (scintillomètre). En août 2022, l'activité en ^{222}Rn au lac Beauchamp durant la campagne d'échantillonnage était très faible et variait entre 0,00 Bq/L à 0,07 Bq/L, avec des concentrations plus élevées détectées dans les zones proches de la rive sud (0,07 Bq/L) et sud-ouest (0,04 Bq/L) (figure 5.11). À l'inverse, des valeurs très faibles, voire nulles sont observées au centre du lac et à plusieurs points au nord.



Figure 5.11 Activité du ^{222}Rn aux points d'échantillonnage du lac Beauchamp en août 2022.

Du côté de la conductivité électrique, on observe peu de distinction entre les eaux lacustres (prélevées en surface, en profondeur ou à proximité des rives), l'eau souterraine (prélevée dans les puits) et les milieux humides, et ce pour les campagnes d'échantillonnage de mai et septembre 2023 (figure 5.12). La conductivité électrique varie généralement entre 250 et 650 µS/cm, à l'exception de l'eau souterraine prélevée au puits P3 en mai 2023 (915 µS/cm) et de l'eau prélevé au milieu humide à proximité de l'exutoire du lac (MH5) qui se caractérise par des valeurs de conductivité cinq fois plus élevées que les autres points d'échantillonnage (2819 µS/cm en mai et 2495 µS/cm en septembre). Ce milieu humide se situe à proximité de l'aire de stationnement du parc Beauchamp et pourrait refléter une contamination par des sels de voirie plutôt qu'une source d'eau distincte. L'influence des sels de voirie pourrait également expliquer les valeurs de conductivité légèrement plus élevées au mois de mai, soit peu après la fonte printanière, en comparaison au mois d'août.

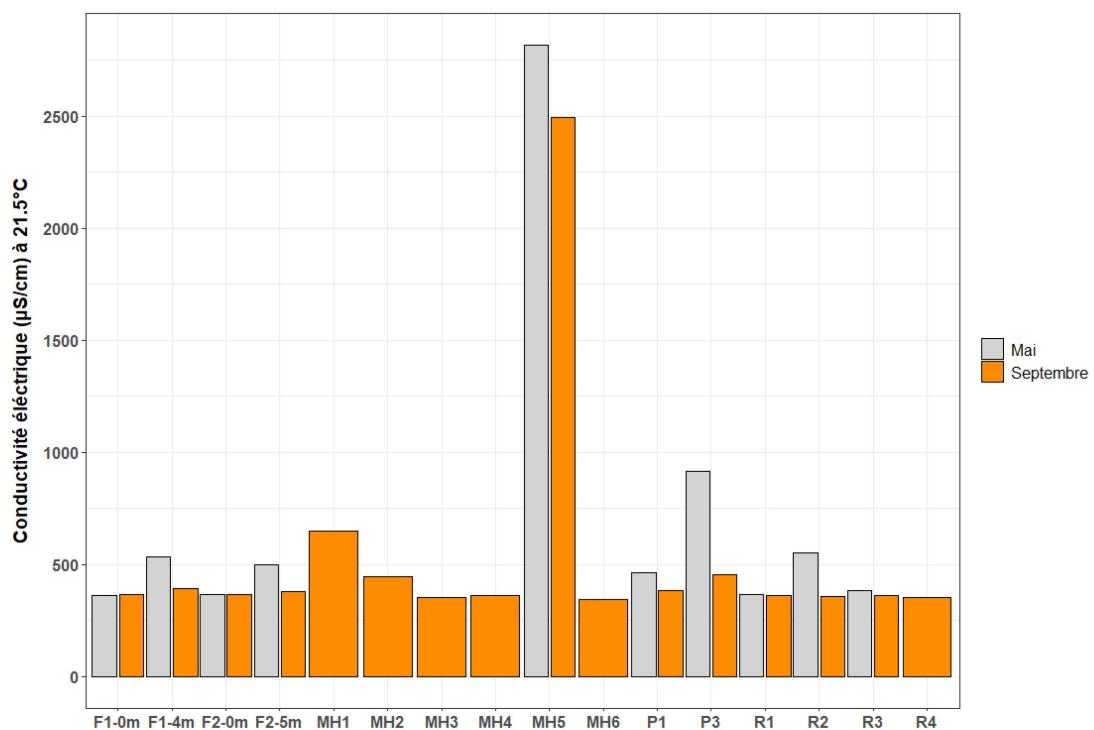


Figure 5.12 Conductivité électrique mesurée lors de campagnes d'échantillonnage en mai (gris) et en septembre (orange) 2023 pour des échantillons d'eau prélevés dans le lac (F à la surface et à 4,0 et 5,0 m sous la surface), dans les milieux humides (MH), dans les puits (P) et sur la rive du lac (R).

5.1.6 Bilan hydrique

La figure 5.13 montre les différentes composantes du bilan hydrique du lac Beauchamp et leurs incertitudes pour l'année hydrologique 2022-2023, puis le tableau 5.1 compile les valeurs estimées. L'apport en eau souterraine varie de manière notable selon la méthode d'estimation utilisée : l'estimation à partir de mesures *in situ* et l'équation de Darcy estime l'apport en eau souterraine à $54\ 525\ m^3$, alors que l'estimation est 2,3 fois plus élevée selon le rapport isotopique d'évaporation, avec un apport de $126\ 539\ m^3$. Ces différences dans l'estimation de l'apport en eau souterraine ont une influence importante sur le calcul du terme résiduel. Selon l'estimation de l'apport en eau souterraine par l'équation de Darcy, un terme résiduel de $62\ 692\ m^3$ est calculé, indiquant ainsi qu'un apport en eau est manquant pour permettre la fermeture du bilan hydrique. Ce terme résiduel positif persiste lorsque l'incertitude des différentes composantes du bilan hydrique est considérée. En effet, pour toutes les 16 combinaisons possibles du calcul du bilan hydrique, le terme résiduel estimé demeure supérieur à 0 : en considérant toutes les combinaisons possibles des bornes inférieures et supérieures des flux estimés, le terme résiduel estimé varie entre $9\ 349\ m^3$ et $124\ 134\ m^3$ (figure 5.14). Selon l'estimation par le rapport isotopique d'évaporation, un terme résiduel de $-9\ 322\ m^3$ est calculé, suggérant plutôt un apport en eau excédentaire. En considérant l'incertitude des différentes composantes du bilan hydrique, le terme résiduel estimé varie entre $-62\ 666\ m^3$ et $52\ 120\ m^3$ (figure 5.14). Ainsi, la fermeture du bilan hydrique est possible lorsque l'apport en eau souterraine est estimé à partir du rapport isotopique d'évaporation.

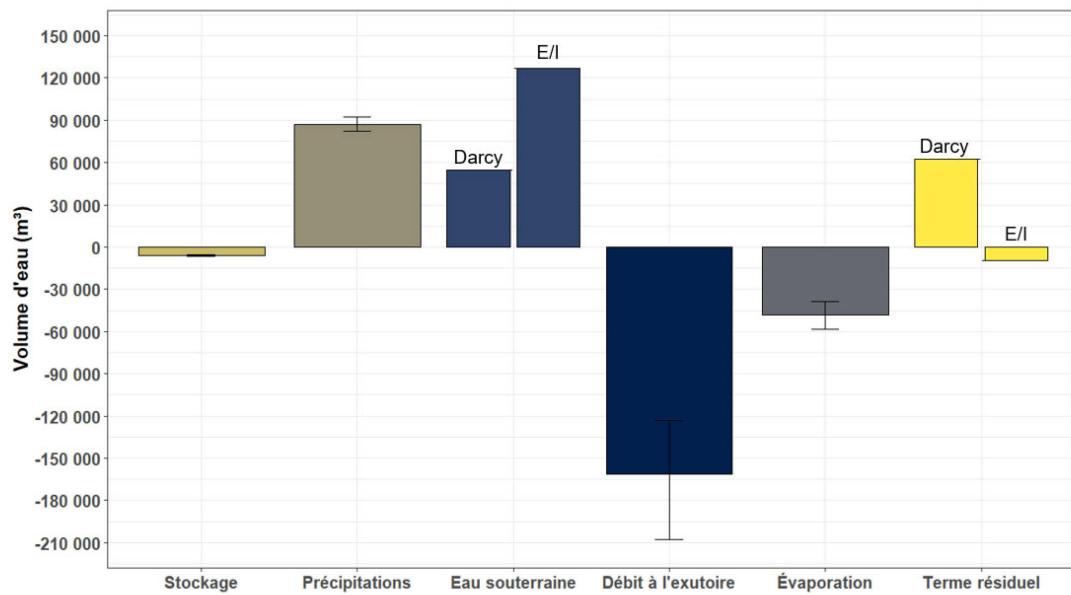


Figure 5.13 Composantes du bilan hydrique du lac Beauchamp pour l'année hydrologique 2022-2023, incluant l'incertitude associée. L'apport en eau souterraine est calculé selon deux méthodes, soit i) avec la mesure *in situ* des flux et l'équation de Darcy ou ii) avec le rapport isotopique d'évaporation (E/I). Le terme résiduel (ε) est calculé selon l'équation 21.

Tableau 5.1 Résultats du bilan hydrique utilisant l'approche des méthodes *in situ* et par traceurs.

Composante du bilan hydrique	Volume (m ³)
Variation de stockage (ΔS)	-5784 \pm 560
Précipitations (P)	87 036 \pm 4 944
Apport en eau souterraine (GW _{in})	
Équation de Darcy	54 525
Rapport isotopique d'évaporation (E/I)	126 539
Évaporation (E)	-48 482 \pm 9 658
Débit sortant (Q _{out})	-161 555 \pm 38 182
Terme résiduel (ϵ)	
Équation de Darcy	62 692
Rapport isotopique d'évaporation (E/I)	-9 322

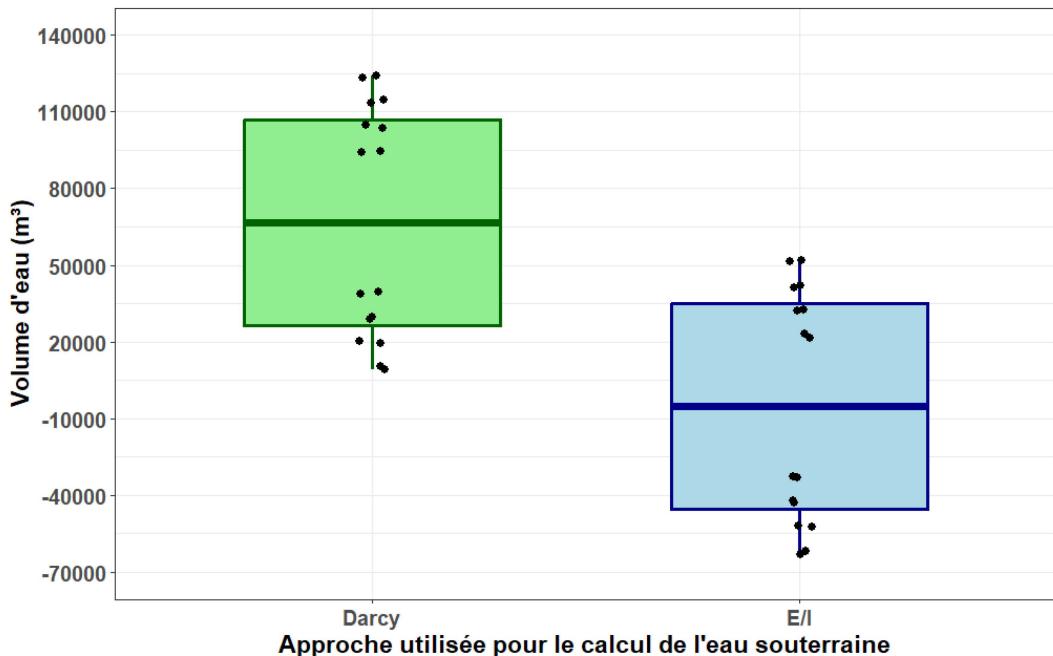


Figure 5.14 Estimation du terme résiduel (ϵ , équation 21) du bilan hydrique en tenant compte des 16 combinaisons possibles des bornes inférieures et supérieures des

composantes du bilan hydrique. Le calcul du terme résiduel est fait en considérant l'apport en eau souterraine calculé selon i) la mesure *in situ* des flux et l'équation de Darcy et ii) le rapport isotopique d'évaporation (E/I).

5.1.7 Temps de résidence

Le temps de résidence au lac Beauchamp est estimé à 1,1 an pour l'année hydrologique 2022-2023 en considérant l'estimation de l'apport en eau souterraine à partir par le rapport isotopique d'évaporation étant donné la fermeture possible du bilan hydrique avec cette approche.

5.2 Milieux humides

Selon les stations d'inventaire des milieux humides, les six piézomètres installés pour suivre le niveau d'eau des milieux humides étaient associés à quatre types : marais, marécage, tourbière boisée et tourbière ouverte (Annexe C). Au total, les milieux humides ont été caractérisés de la manière suivante : cinq stations d'inventaire dans le marécage (MH1), trois à quatre stations dans les tourbières boisées (MH2, MH3, MH4), deux stations dans le marais (MH5) et cinq stations dans la tourbière ouverte (MH6). En général, les milieux humides étudiés sont dominés par des espèces à statut hydrique facultatif et non-indicatrices, avec une présence sporadique d'espèces obligées, notamment dans la strate non ligneuse (figure 5.15).

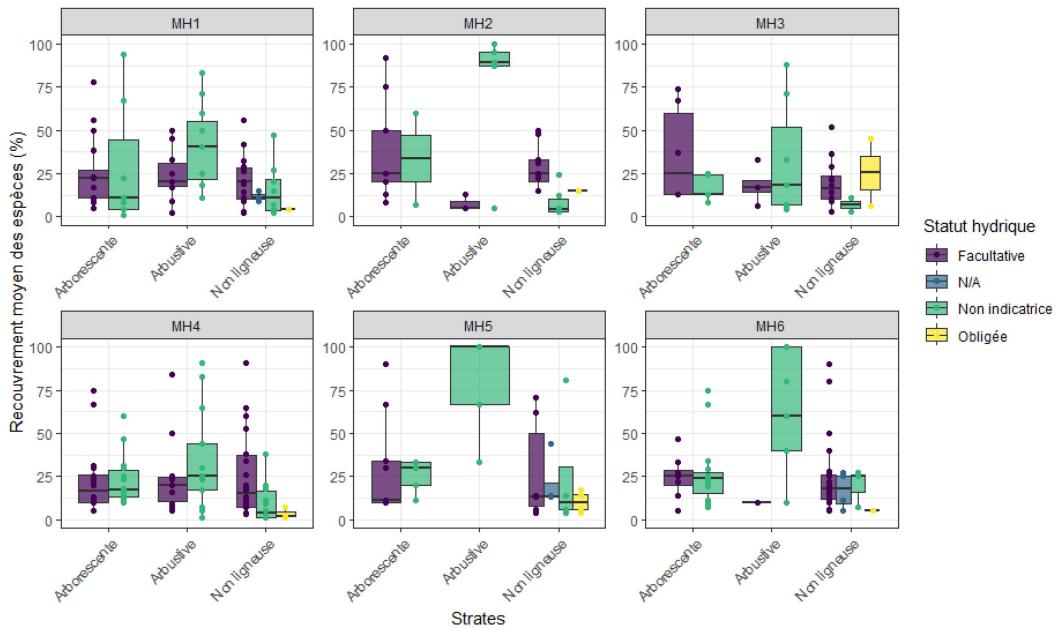


Figure 5.15 Recouvrement végétal retrouvé aux stations d'inventaire des milieux humides étudiés (MH1-MH6) selon la strate (arborescente, arbustive, non ligneuse) et leur statut hydrique (espèce obligée, facultative ou non indicatrice des milieux humides ou absence de statut). Chaque point représente le recouvrement d'une espèce spécifique.

La figure 5.16 démontre que la strate arbustive est largement dominée par des espèces non indicatrices, avec un recouvrement des espèces non indicatrices qui dépasse souvent 50 % aux stations des milieux humides MH2, MH5 et MH6. Ce phénomène est particulièrement accentué dans les milieux humides MH2 et MH5, où plus de 80 % de la strate arbustive est recouverte par des espèces exotiques envahissantes, principalement le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula*). Cela se reflète dans la faible diversité observée dans la strate arbustive, où l'indice de Shannon est souvent inférieur à 0,5 aux stations d'inventaire des milieux MH2, MH5 et MH6 (figure 5.17). En revanche, la strate non ligneuse présente une plus grande diversité,

avec un indice de Shannon généralement supérieur à 1 dans les stations d'inventaire des milieux étudiés. Parmi les espèces à statut, la présence d'espèces menacées, telles que *Fraxinus nigra*, a été observée dans la strate arborescente de toutes les stations, à l'exception du MH3. Des espèces vulnérables et susceptibles ont également été notées, telles que *Alnus serrulata* à MH6 et *Matteuccia struthiopteris* à MH3 (figure 5.17). L'Annexe D présente les espèces à statut aux différentes stations d'inventaire, avec leurs coordonnées géographiques détaillées.

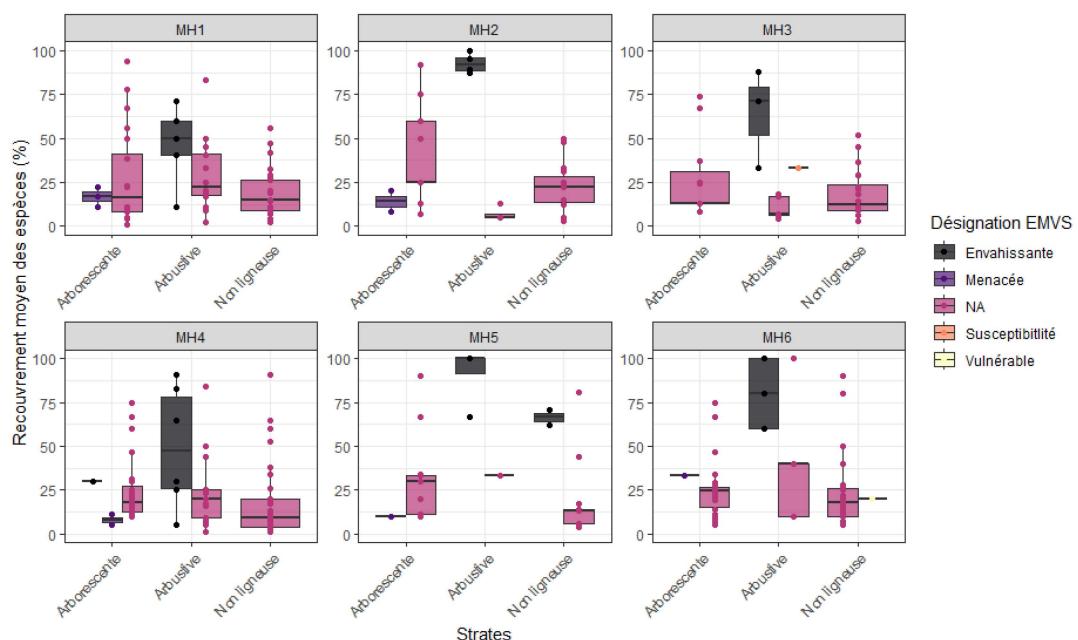


Figure 5.16 Recouvrement végétal retrouvé aux stations d'inventaire des milieux humides étudiés (MH1-MH6) selon la strate (arborescente, arbustive, non ligneuse) et la désignation EMVS : espèces exotiques envahissantes (E), espèces menacées (M), vulnérables (V) ou susceptibles d'être ainsi désignée (S).

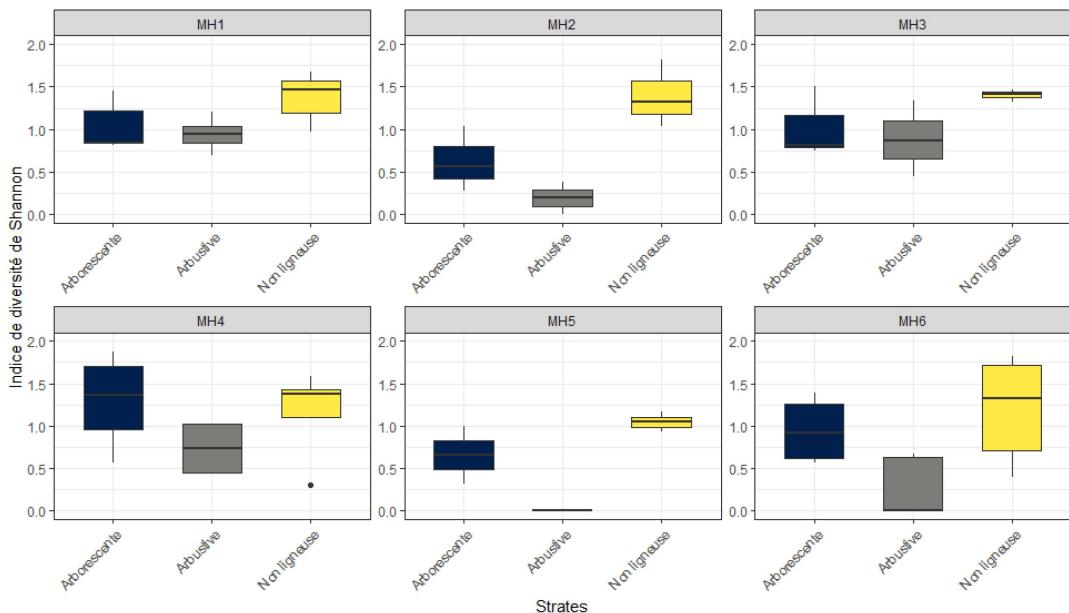
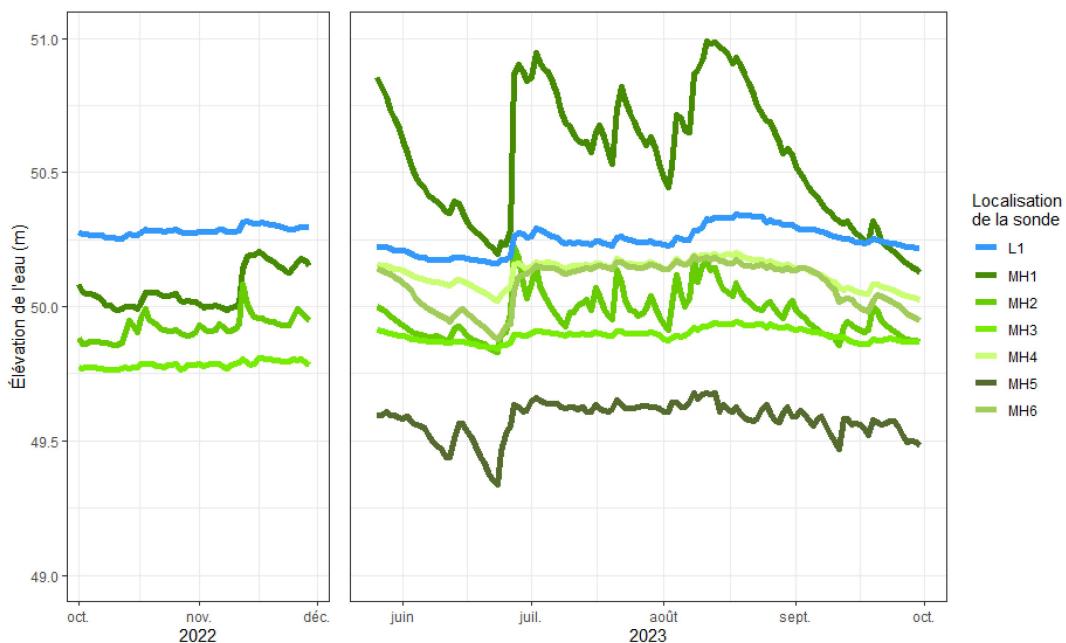


Figure 5.17 Indice de diversité de Shannon dans les milieux humides échantillonnées étudiés (MH1-MH6).

Au niveau de la dynamique hydrologique des milieux humides, les mesures d’élévation de l’eau aux piézomètres montrent que, à l’exception du marécage MH1, la plupart des milieux humides présentent des élévations d’eau inférieures à celles du lac Beauchamp, variant entre 14,6 cm en dessous du niveau du lac au MH4 jusqu’à 69,4 cm au MH5 (figure 5.18). Ceci suggère un écoulement de l’eau du lac vers les milieux humides, cependant les analyses isotopiques des eaux prélevées dans les piézomètres (MH1-MH6) indiquent que les milieux humides autour du lac Beauchamp sont majoritairement alimentés par l’eau souterraine. En effet, les résultats révèlent que ces milieux partagent la composition isotopique de l’eau souterraine prélevée aux puits P1 et P3, et se distinguent de celle des eaux du lac (figure 5.10). Il faut alors prendre en compte que les mesures d’élévation de l’eau présentent une certaine incertitude dans le relevé altimétrique par GPS de chaque piézomètre étant donné la végétation

environnante, ainsi que l'incertitude associée à la mesure de la profondeur de mesure dans les piézomètres.



Bien que l'incertitude des mesures d'élévation rende difficile la comparaison des piézomètres entre eux, les données peuvent être interprétées de manière à évaluer la variabilité temporelle des niveaux d'eau à un site donné. Selon la mesure des niveaux d'eau grâce aux piézomètres, les milieux humides tels que MH2, MH3 et MH4, qui sont principalement des tourbières boisées, montrent une faible variabilité dans les

niveaux d'eau, avec un coefficient de variation moyen de 12 % pour la période allant d'octobre 2022 à septembre 2023. À l'inverse, le marécage MH1 présente une variabilité plus élevée, avec un coefficient de variation de 61 %, indiquant une variation plus importante des niveaux d'eau au cours de la période d'étude. Les autres milieux humides, tels que le marais (MH5) et la tourbière ouverte (MH6), montrent des coefficients de variation de 13 % et 17 % respectivement, ce qui témoigne d'une variabilité similaire aux tourbières boisées et inférieure par rapport au marécage MH1.

CHAPITRE 6

DISCUSSION

6.1 Bilan hydrique

Afin d'informer un plan d'aménagement adapté aux conditions particulières du lac Beauchamp situé en milieu urbain à Gatineau, cette étude i) a quantifié le bilan hydrique du lac Beauchamp et ii) a fait une caractérisation écologique et hydrologique des milieux humides autour du lac. Ces informations seront utiles afin de mieux comprendre le rôle que joue l'eau souterraine dans le fonctionnement des écosystèmes (lac et milieux humides) et ainsi aider au développement d'un plan d'intervention afin de ralentir ou renverser leur dégradation progressive.

6.1.1 Comparaison des approches pour estimer l'apport en eau souterraine du lac Beauchamp

Dans cette étude, l'apport en eau souterraine au lac a été estimée selon deux approches, soit l'application de l'équation de Darcy et le calcul du rapport isotopique d'évaporation. Ces deux approches mènent à une différence notable ($72\ 014\ m^3$) dans l'estimation de l'apport en eau souterraine, avec un apport 2,3 fois plus élevé calculé avec l'approche isotopique. L'estimation de l'apport en eau souterraine à l'aide du rapport isotopique d'évaporation apparaît comme l'approche la plus fiable dans cette étude. En effet, seule l'approche des isotopes stables permettait la fermeture du bilan hydrique du lac lorsque l'incertitude des différents termes est prise en compte : l'estimation du terme résiduel moyen est de $-9\ 322\ m^3$ (minimum = $-62\ 666\ m^3$ et maximum = $52\ 120\ m^3$) (figure 5.14). Au contraire, un terme résiduel positif persiste au sein du bilan hydrique où l'apport en eau souterraine est estimée par l'équation de Darcy, et ce, même lorsque l'incertitude associée à l'estimation des différentes composantes du bilan hydrique est prise en compte.

Différentes sources d'incertitude sont rattachées à l'estimation de l'apport en eau souterraine par l'application de l'équation de Darcy. Premièrement, cette estimation repose sur des données de niveaux largement incomplète, avec des données aux deux puits de mesure (P1, P3) pour seulement la moitié de l'année hydrologique. De plus, une incertitude importante est rattachée à la conductivité hydraulique utilisée dans l'équation de Darcy. Celle-ci fut estimée à l'aide d'un seul test de pompage dans des puits (profondeur = 96 m pour P1, 73 m pour P3) allant largement au-delà de la profondeur maximale du lac (profondeur = 6,1m). Une estimation de la conductivité hydraulique des matériaux géologiques dans les dix premiers mètres à partir de la surface aurait été davantage représentative des conditions contrôlant l'apport en eau souterraine au lac Beauchamp. Celle-ci aurait probablement été plus élevée car la conductivité hydraulique diminue généralement à partir de la surface, ce qui aurait permis de mieux fermer le bilan hydrique. Finalement, l'apport en eau souterraine au lac a été estimé à l'aide de seulement deux puits, un nombre probablement insuffisant pour bien capter la variabilité spatiale des apports tout autour du lac. L'équation de Darcy est reconnue pour des applications plus locales et la précision de cette méthode dépend de la densité de puits de suivi l'application de cette méthodologie pourrait sous-estimer l'apport d'eau souterraine du lac lorsque la couverture des puits environnants n'est pas suffisante (Rosenberry et al., 2008).

Du côté de l'approche par isotopes stables, l'incertitude rattachée à l'estimation de l'apport en eau souterraine pourrait provenir en partie de la sensibilité du rapport isotopique d'évaporation durant la période de gel du lac. Le rapport isotopique d'évaporation a été calculé pour tous les mois sans couvert de glace au lac et les mois de décembre, janvier et février n'ont ainsi pas été inclus dans le calcul. Toutefois, les dates exactes de l'apparition et la disparition du couvert de glace sur le lac ne sont pas connue étant donné le retrait des sondes pour éviter un bris d'équipement. En ne considérant que les mois de janvier et février comme étant les seuls mois avec couvert de glace (c'est-à-dire en excluant le mois de décembre), le rapport isotopique

d'évaporation serait de 0,223 plutôt que 0,227. Outre la définition de la période de gel, d'autres sources d'incertitude sont rattachées au calcul du rapport isotopique d'évaporation. Skrzypek et al. (2015) soulignent que la composition isotopique de l'air ambiant (δ_A , équation 20) constitue une source d'incertitude importante et recommande la mesure directe sur le terrain. À défaut d'avoir accès aux équipements permettant un tel échantillonnage, la composition isotopique de l'ambiant a plutôt été dérivée de la composition isotopique des précipitations, contribuant ainsi à l'incertitude du rapport isotopique d'évaporation pour le lac Beauchamp.

L'estimation de l'apport en eau souterraine à partir du rapport isotopique d'évaporation dépend également de l'estimation de l'évaporation au lac. Deux modèles (Penman et transfert de masse) ont été utilisés pour évaluer l'évaporation au lac, avec un estimation 1,5 fois plus élevée avec le modèle de Penman (623,2 mm) qu'avec le modèle de transfert de masse (416,2 mm). La différence principale entre ces deux modèles touche la prise en compte du rayonnement net et du stockage d'énergie dans le calcul de l'évaporation par le modèle de Penman alors que le modèle de transfert de masse se base uniquement sur les conditions météorologiques ambiantes. Durant l'été 2023, le rayonnement solaire maximal a été observé pour le mois de mai, ce qui explique la forte évaporation estimée pour ce mois avec le modèle Penman (figure 5.3). Le choix du modèle d'évaporation influence de manière importante l'estimation de l'apport en eau souterraine. Par exemple, en se basant uniquement sur l'estimation de l'évaporation à partir du modèle Penman, l'apport en eau souterraine estimé serait de 169 084 m³ alors qu'en se basant sur le modèle de transfert de masse, l'apport en eau souterraine serait plutôt de 83 993 m³. Cette analyse de sensibilité montre bien que le choix du modèle d'évaporation est une étape importante pour le calcul du rapport isotopique d'évaporation.

Les autres traceurs environnementaux (²²²Rn et conductivité électrique) n'ont pas permis de tirer de conclusions claires sur la connexion entre les eaux souterraines

et le lac Beauchamp. La faible activité en ^{222}Rn suggère que le substrat géologique environnant n'est pas une source majeure de ^{222}Rn dissous dans l'eau du lac. L'activité en ^{222}Rn était relativement faible ($< 0,07 \text{ Bq/L}$) en comparaison à l'activité mesurée variant entre 0,05 et 0,60 Bq/L dans un lac des Laurentides (Arnoux et al., 2017). Les travaux d'Arnoux et al. (2017) ont bien montré que l'activité en ^{222}Rn présente une forte variabilité spatiale (à différents endroits dans le lac et à différentes profondeurs dans la colonne d'eau) et temporelle. Leurs travaux ont montré un apport en eau souterraine important dans les couches profondes du lac plutôt que dans les zones de faible profondeur, soit une zone qui n'a pas été échantillonnée au lac Beauchamp avec un échantillonnage concentrée aux rives. Ainsi, une plus grande couverture spatiale et temporelle de l'échantillonnage au lac Beauchamp aurait permis une meilleure évaluation de l'activité en ^{222}Rn . De plus, l'analyse de l'activité en ^{222}Rn des puits aurait permis de mieux déterminer si le potentiel d'activité des eaux souterraines dans les environs du lac Beauchamp.

La conductivité électrique mesurée indique des valeurs plutôt homogènes entre les différents points d'échantillonnage au lac (rive et zone profonde), aux milieux humides et dans les puits. En l'absence d'un signal clair associé aux eaux souterraines, il est difficile de tirer des conclusions probantes à partir de ce traceur. Des facteurs anthropiques, comme l'influence d'un stationnement où l'épandage du sel est effectué pendant l'hiver pourrait empêcher la détection d'un signal clair associé aux eaux souterraines. En effet, la forte conductivité observée au MH5 ($\sim 2500 \mu\text{S/cm}$) semble suggérer une contamination par les sels de voirie. Par ailleurs, différentes études au Québec et en Ontario ont montré l'importance tendance à la hausse de la conductivité électrique dans les écosystèmes lacustres en raison de l'épandage de sels de voirie (Fournier et al., 2020; Yao et al., 2020).

6.1.2 Importance relative des flux au sein du bilan hydrique

Le bilan hydrique compilé pour l'année hydrologique 2022-2023 a révélé que l'eau souterraine joue un rôle prépondérant dans les apports d'eau du lac Beauchamp, représentant 59 % des flux entrants selon l'approche des isotopes stables. Ainsi, l'hypothèse initiale que l'eau souterraine constitue le principal apport en eau au lac est vérifiée selon les résultats obtenus pour l'année hydrologique 2022-2023.

L'apport en eau souterraine aux lacs est très variable dans la littérature. Par exemple, Hood et al. (2006) fait part d'un apport de l'eau souterraine qui représente entre 30 à 74 % des flux entrants dans un lac alpin au Canada. Deux études étudiant les apports dans les lacs du Plateau Tibétain (Lei et al., 2022; 59 à 66 % des apports) et un lac à bassin fermé du Minnesota, (Labaugh et al., 1997; 74 % des apports) se rapprochent plutôt de la valeur obtenue dans l'étude du lac Beauchamp. Dans le sud du Québec, Arnoux et al. (2017) a montré que l'apport en eau souterraine domine les flux entrants du lac Lacasse (superficie = 27 164 m², profondeur maximale = 5,5 m), représentant 72 % des flux entrants selon une estimation basée sur les isotopes stables de l'eau et 59 % des flux entrants selon un estimation basé sur l'activité en ²²²Rn. Bien que les eaux souterraines aient souvent été ignorées dans la quantification du bilan hydrique des lacs, les différentes études citées montrent bien l'importance de considérer les flux associés aux eaux souterraines.

Le stockage ne représente qu'une faible variation au cours de l'année hydrologique 2022-2023, ce qui dénoterait une certaine stabilité du niveau d'eau du lac Beauchamp à l'échelle annuelle. Les précipitations représentent environ 40 % des flux entrants, soit un apport considérable qui témoigne de l'importance des précipitations directes dans le bilan hydrique d'un lac de petite taille, tel que le lac Beauchamp. En ce qui concerne les flux sortants, le débit de surface à l'exutoire représente le flux le plus important du lac Beauchamp avec 77 % du volume d'eau sortante durant l'année hydrologique de 2022-2023, puis 23% du côté de l'évaporation.

Les résultats obtenus pour le lac Beauchamp diffèrent de ceux rapportés dans d'autres études, notamment celles de Masse-Dufresne et al. (2021), portant sur un petit lac artificiel, et de Gibson et al. (2006), réalisé sur un lac de grande taille. Dans ces travaux, les précipitations représentaient respectivement environ 1 % et 5 % des apports en eau, tandis que l'évaporation comptait pour 2 % et 6 % des pertes. Ces écarts peuvent s'expliquer par des différences marquées entre les systèmes étudiés, notamment en ce qui concerne la morphologie des lacs (superficie, profondeur) et leur connexion au réseau hydrique de surface. Le lac Beauchamp, de superficie et de profondeur relativement faibles et dépourvu de tributaire, se distingue donc de ces systèmes. Étant donné les spécificités de chaque lac, il s'avère difficile de prédire le bilan hydrique des lacs et des études locales sont généralement nécessaire pour permettre une bonne estimation du bilan hydrique des lacs.

6.1.3 L'effet de l'eau souterraine sur le temps de résidence

Pour l'année hydrologique 2022-2023, le temps de résidence au lac Beauchamp a été estimé à 1,1 année. Ce temps est comparable aux études faites antérieurement par la firme JFSA (2016, 2020) qui rapportent un temps de résidence entre 0,9 et 1,8 ans (incluant des années exceptionnellement humides, tel que 2017). En effet, le temps de résidence rapporté par JFSA (2020) de 0,9 an correspond à l'année 2017, une année particulièrement humide avec des précipitations totales de 1349 mm (ECCC, station 6106000), soit 419 mm supérieur à la normale pour la période 1991-2010 (930 mm). Dans leur étude à l'échelle globale du temps de résidence de l'eau dans les lacs, Messager et al. (2016) rapportent un temps de résidence médian de 456 jours (1,25 an). Ainsi, le temps de résidence du lac Beauchamp serait relativement comparable à une médiane globale pour des lacs. Dans les Laurentides, le temps de résidence du lac Lacasse, un plan d'eau de plus petite superficie que le lac Beauchamp mais de profondeur similaire (superficie = 27 164 m², profondeur maximale = 5,5 m), a été estimé entre 0,67 à 1,15 année selon la méthode utilisée (Arnoux et al., 2017). Ce temps

de résidence se rapproche de 1,1 année estimée pour le lac Beauchamp à l'année hydrologique 2022-2023. Une étude visant un petit lac artificiel (superficie = 27,9 ha) en bordure du lac des Deux-Montagnes a estimé le temps de résidence à 0,37 années, suggérant un temps de résidence plus court pour ce système de plus petite taille. Dans l'ensemble, le temps de résidence du lac Beauchamp est d'un ordre de grandeur comparable aux temps de résidence estimés de petits plans d'eau dans le sud du Québec.

6.2 Caractérisation des milieux humides

6.2.1 Dynamique et connectivité hydrologique

Les milieux humides situés dans les tourbières boisées (MH2, MH3, MH4) présentent une faible variabilité des niveaux d'eau, tandis que le marécage (MH1) présente une plus grande variabilité. Ces observations suggèrent qu'au lac Beauchamp, les tourbières boisées conservent des niveaux d'eau plus stables au fil du temps. Cette faible variabilité dans les niveaux d'eau des tourbières est un phénomène bien documenté, car les tourbières sont souvent des systèmes qui, par leur épaisseur de tourbe, agissent comme des réservoirs d'eau et atténuent les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau (Bridgham et al., 2006; Vitt, 1994).

Au lac Beauchamp, la composition isotopique des eaux prélevées des milieux humides étaient comparables à celle des eaux souterraines prélevées aux puits P1 et P3, et se distinguait de la composition isotopique des eaux prélevées au lac (figure 5.10). L'analyse isotopique des eaux prélevées des milieux humides en mai et septembre 2023 montre donc que les milieux humides autour du lac Beauchamp sont majoritairement alimentés par l'eau souterraine. D'autres études ont démontré que les milieux humides, notamment ceux situés en bordure de lacs, sont souvent alimentés par l'eau souterraine, ce qui influence leur écologie (Winter et al., 2003; Euliss et al., 2008). Cela contraste avec l'interprétation qui aurait pu découler de l'analyse des élévations d'eau à partir

des piézomètres qui suggère plutôt un écoulement du lac vers les milieux humides (figure 5.18).

Or, l'incertitude associée aux mesures d'élévation d'eau (e.g. relevé altimétrique, profondeur du piézomètre) pourrait être en cause, soulignant ainsi l'intérêt d'utiliser une variété d'approches dans des études de connectivité hydrologique. La discordance observée entre les gradients hydrauliques et la composition isotopique pourrait s'expliquer non seulement par les incertitudes liées aux mesures altimétriques, mais aussi par des facteurs hydrologiques et géomorphologiques. Les isotopes intègrent les conditions hydrologiques sur une période plus longue, tandis que les mesures de niveau d'eau reflètent des conditions instantanées pouvant varier selon l'année, la recharge ou la structure du sous-sol (Gibson et al., 2006).

6.2.2 Vulnérabilité et biodiversité

Les données de cartographie des milieux humides de Canards Illimités concordent globalement avec les relevés terrain au nord du lac Beauchamp, où l'on retrouve un marécage au nord-ouest (MH1) et une tourbière boisée au nord-est (MH2-MH3-MH4). Cependant, des différences notables apparaissent dans la portion sud du lac, où les relevés de terrain indiquent la présence d'un marais (MH5) à proximité de l'exutoire au sud-ouest, et d'une tourbière ouverte (MH6) au sud-est, contrairement à ce que suggérait la cartographie de Canards Illimités, qui mentionnait la présence de marécages dans ces zones (Annexe C). La cartographie de Canards Illimités est effectuée par photo-interprétation et la validation terrain demeure une étape primordiale pour assurer une cartographie précise des milieux humides (Loiselle et al., 2025). Cette même étude a démontré que cette problématique est plus généralisée qu'au lac Beauchamp, démontrant une précision de 66% de la classification des milieux humides par photo-interprétation et que certains types de milieux humides boisés sont

plus difficiles à classifier que d'autres. Il faut alors faire attention de ne pas totalement se fier aux classifications par survol aérien pour des décisions de gestion.

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que les milieux humides du lac Beauchamp sont dominés par des espèces à statut hydrique facultatives et non indicatrices, avec une forte présence d'espèces envahissantes, en particulier le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula*). Ces résultats sont en accord avec d'autres études sur les milieux humides montrant que les espèces envahissantes, telles que le nerprun, peuvent avoir un impact important sur la diversité (Lavoie et al., 2003). En effet, la forte dominance du nerprun dans la strate arbustive des milieux humides du lac Beauchamp semble être l'un des facteurs principaux expliquant la faible diversité dans cette strate, avec un indice de Shannon qui ne dépasse pas 0,5 dans la plupart des stations d'inventaire. Cette tendance est également observée dans des écosystèmes similaires, où la dominance d'espèces exotiques envahissantes a été liée à une réduction de la biodiversité locale (Lishawa et al., 2019). En revanche, la diversité est plus élevée dans la strate non ligneuse, avec un indice de Shannon supérieur à 1, ce qui indique une plus grande richesse spécifique dans cette strate. Cette observation concorde avec des travaux antérieurs qui ont montré que les strates non ligneuses dans les milieux humides peuvent maintenir une plus grande diversité végétale, car elles sont moins sensibles à l'invasion des espèces exotiques (Zedler et Kercher, 2005). La présence d'espèces envahissantes comme le nerprun bourdaine met en lumière la nécessité de stratégies de gestion ciblées pour limiter l'expansion de cette espèce dans les milieux humides. Des études ont montré que la gestion active des invasions d'espèces exotiques est essentielle pour préserver la biodiversité des écosystèmes humides (Gallardo et al., 2016). Une gestion proactive pourrait inclure des techniques de contrôle de la propagation des espèces invasives, telles que le rabattage ou l'utilisation de produits biologiques.

6.3 Limites de l'étude

Plusieurs limites doivent être prises en compte lors de l'interprétation des résultats de cette étude. Au niveau du bilan hydrique du lac, les sources d'incertitude associées à l'application de l'équation de Darcy ont précédemment été discutées et incluent des données incomplètes de niveaux d'eau dans les puits et l'utilisation de mesures de conductivité hydraulique effectuées pour des puits largement plus profonds que le lac.

L'estimation des faibles débits revêt une incertitude importante étant donné l'utilisation d'un courantomètre à hélice qui rend difficile la mesure de faible écoulement. En effet, l'écoulement était jugé nul pour toute hauteur d'eau inférieure à 0,113 m (section 4.1.3), soit des conditions observées pour 33 % de la période de mesure. De plus, il est important de souligner qu'aucune mesure n'a été effectuée entre décembre 2022 et mi-mars 2023, à la suite du retrait de la sonde pour éviter des bris dus au gel. Les mesures de débit sortant sont ainsi estimées nulles durant la période d'étiage hivernal. Cela a été confirmé par des observations faites sur le terrain indiquant de manière générale l'absence d'écoulement en période hivernale. Cependant, des événements de pluie sur neige ou de fonte précoce pourraient avoir entraîné un débit sortant qui n'a pas été pris en compte dans le calcul du bilan hydrique pour cette période. La présence d'un barrage de castor à l'exutoire du lac pourrait également avoir influencé l'estimation de la courbe de tarage. En effet, le barrage était détruit de manière régulière par la ville pendant l'été 2023, favorisant des coups d'eau importants et le relâchement de débris dans l'exutoire. Au sein du bilan hydrique, la plus forte incertitude était rattachée à l'estimation du débit sortant (figure 5.13) et l'installation d'une station de suivi permanente permettrait d'améliorer de manière considérable la quantification du bilan hydrique.

Au niveau du suivi des milieux humides, les piézomètres ont permis de mieux comprendre la dynamique temporelle des niveaux d'eau mais l'incertitude des mesures

n'a pas permis l'utilisation de ces données pour étudier le sens d'écoulement. En effet, les mesures d'élévation des piézomètres ont été faites à l'aide de relevés GPS et la végétation environnante a pu affecter de manière importante la précision des mesures. L'incertitude dans la mesure de la profondeur de la sonde déployée constitue également une source d'erreur. Finalement, un nombre limité de piézomètres ($n = 6$) a été déployé autour du lac Beauchamp, limitant la capacité à généraliser les résultats. Une plus grande couverture spatiale du réseau de piézomètres et un nombre accru de stations d'inventaire permettraient une caractérisation plus fine de l'écosystème du lac Beauchamp.

6.4 Implication pour la gestion du lac Beauchamp

La solution envisagée par la Ville de Gatineau, visant à réduire le temps de résidence de l'eau par un apport externe ou la régulation de l'exutoire, agit principalement sur la dynamique hydrologique : elle augmenterait le renouvellement de l'eau et pourrait diminuer temporairement la concentration en nutriments et la prolifération d'algues (Olsson et al., 2022). Les autres alternatives, telles que la restauration des berges, la plantation d'arbres riverains ou l'aménagement de bandes tampons végétalisées, agissent sur les apports externes de nutriments et de sédiments, réduisant l'érosion et filtrant les polluants avant leur entrée dans le lac (Spiering et al., 2021). Ces mesures diminuent la charge nutritive qui alimente l'eutrophisation (Liu et al., 2018). La gestion des plantes aquatiques envahissantes et la réduction des coliformes fécaux ciblent plutôt les sources internes et biologiques de dégradation de la qualité de l'eau. Plus spécifiquement, ces pratiques limiteraient la production de matière organique et la consommation d'oxygène lors de sa décomposition <, et complémenteraient la réduction du temps de résidence en traitant les facteurs qui ne sont pas modifiables par le simple renouvellement hydrologique (Hershner et Havens, 2008; North et al., 2014).

Ainsi, la réduction du temps de résidence et les autres mesures proposées sont complémentaires : le renouvellement de l'eau peut s'avérer efficace si les apports externes de nutriments sont limités, et la protection ou la restauration des fonctions écologiques du lac (bandes riveraines, milieux humides, contrôle des espèces envahissantes) renforce la résilience du système face aux pressions. En termes de processus, les mesures se distinguent : certaines agissent sur l'hydrologie, d'autres sur les apports externes, et d'autres encore sur les sources internes, mais combinées, elles offriraient une approche intégrée pour améliorer durablement la qualité de l'eau du lac Beauchamp.

CHAPITRE 7

CONCLUSION

Cette étude fournit une quantification précise du bilan hydrique du lac Beauchamp pour l'année hydrologique 2022-2023, permettant une estimation du temps de résidence de l'eau du lac. Les résultats soulignent l'importance de l'eau souterraine dans la dynamique hydrologique du lac Beauchamp et démontrent la nécessité d'intégrer cette composante dans les stratégies de gestion de l'eau du lac. En effet, l'eau souterraine constituait le principal en apport en eau au lac pour l'année hydrologique 2022-2023, représentant 59 % des apports. Malgré les incertitudes existantes, l'approche par isotopes stables a permis une quantification adéquate de l'apport en eau souterraine au lac Beauchamp, avec une fermeture du bilan possible pour l'année 2022-2023 lorsque l'incertitude associée à l'estimation des différents flux étaient prise en compte. Cette approche permet de conclure que le temps de résidence est fortement influencé par l'eau souterraine. Ainsi, la solution étudiée par la Ville de Gatineau d'effectuer un apport externe au lac via une station de pompage de l'eau souterraine devrait être étudiée de manière plus approfondie étant donné les apports déjà importants d'eau souterraine au lac. Si l'objectif principal est de réduire le temps de résidence au lac, la gestion du débit sortant à l'exutoire, notamment avec une gestion plus active des barrages de castors, serait une solution simple et moins coûteuse qu'un système de pompage externe. Cela étant dit, la réduction du temps de résidence apparaît comme une solution mitigée pour l'amélioration de la qualité de l'eau, tel que démontré par les études de Welch et Patmont (1980), Hu et al. (2008) et Olsson et al. (2021).

Cette étude soulève aussi l'importance d'avoir un réseau de suivi (stations hydrologiques, capteurs météorologiques, piézomètres et puits forés) pour comprendre la dynamique hydrologique d'un lac. Un suivi à long terme permettrait de mieux comprendre les variations interannuelles dans le bilan hydrique du lac Beauchamp, ce

que la présente étude n'a pas pu aborder. Ce type de suivi est nécessaire pour détecter les changements à long terme des échanges entre les eaux souterraines et le lac, qui peuvent être influencés par les fluctuations climatiques, la recharge de la nappe, ou encore les modifications du drainage dans le bassin versant (Tetzlaff et al., 2017). Une telle compréhension est essentielle pour évaluer la réponse du lac face aux variations hydrologiques et anticiper leurs effets sur la qualité de l'eau et les écosystèmes humides environnants.

Cette étude a aussi permis de réaliser une caractérisation écologique et hydrologique des milieux humides adjacents au lac Beauchamp, dans le but d'identifier les vulnérabilités potentielles pour les futures interventions au sein de ces écosystèmes. Les résultats ont révélé que les milieux humides à proximité du lac Beauchamp sont majoritairement alimentés par l'eau souterraine, une découverte appuyée par la similarité de la composition isotopique des eaux prélevées dans les milieux humides et celles des puits. Cette connectivité entre les milieux humides et les eaux souterraines doit également être prise en compte si une station de pompage est envisagée pour fournir un apport externe en eau au lac et ainsi réduire le temps de résidence, car une telle intervention pourrait modifier les gradients hydrauliques locaux et réduire l'alimentation en eau souterraine des milieux humides environnants. Une baisse du niveau de la nappe ou une inversion du sens d'écoulement risquerait d'entraîner un assèchement partiel des milieux humides.

En outre, l'étude a permis de mettre en évidence la forte présence d'espèces exotiques envahissantes, telles que le nerprun bourdaine, dans la strate arbustive, ce qui a conduit à une réduction de la diversité végétale dans certaines zones, bien que la strate non ligneuse ait conservé une biodiversité plus élevée. L'évaluation de la biodiversité a également montré la présence d'espèces menacées et vulnérables, soulignant l'importance des milieux humides pour la conservation de ces espèces. Ces résultats fournissent une base solide pour mieux comprendre le rôle de ces milieux dans

l'écosystème du lac Beauchamp. Cette étude, bien qu'ayant apporté de nouvelles connaissances sur les milieux humides du lac Beauchamp, souligne également la nécessité de poursuivre les recherches afin de mieux appréhender les interactions complexes entre les facteurs écologiques, hydrologiques et anthropiques, et ainsi garantir la pérennité de ces milieux dans le cadre des futures interventions de gestion.

Finalement, cette étude ouvre plusieurs pistes pour de futures recherches. Une direction intéressante serait d'étudier de manière plus approfondie l'impact des espèces envahissantes sur la diversité des milieux humides, en particulier en utilisant des techniques de suivi à long terme pour observer l'évolution de la flore en réponse à des stratégies de gestion des invasions (Hovick et al., 2023). Mesurer la résilience des différents types de milieux humides face aux changements environnementaux, notamment les changements de couverture végétale et d'alimentation en eau, pourrait fournir des informations pour la gestion à long terme de ces écosystèmes surtout considérant que les changements climatiques ont un impact important sur les milieux humides et semblent favoriser les espèces résistantes et adaptatives (Birnbaum et al., 2021). Toutefois, il est difficile de prédire comment les écosystèmes réagiront et bien que des études à long terme permettent ces observations, ces études sont rares et coûteuses, d'où le manque de connaissance (Hovick et al., 2023). Les flux d'eau souterraine sont importants dans la dynamique hydrologique du lac et un changement dans leur régime pourrait profondément altérer leur fonctionnement (Arnoux, 2017). Il serait alors également pertinent de mener des études supplémentaires sur les flux d'eau souterraine et leur influence sur l'hydrologie des milieux humides, notamment en utilisant des modèles hydrologiques pour prédire les effets des changements climatiques sur la connectivité hydrologique des milieux (Ameli et Creed, 2017).

ANNEXE A

Résumé de trois études présentées sur l'effet de l'apport en eau pour la réduction du temps de résidence.

Milieu	Superficie du lac (km ²)	Intervention sur le temps de résidence de l'eau	Effet sur l'eutrophisation	Conclusions principales
Lac Elterwater, Royaume-Uni (Olsson et al., 2022)	0,19	Réduction du temps de résidence de l'eau de ~40% (4,9 jours) avec un afflux d'eau supplémentaire.	Réduction minime du phosphore total et de la chlorophylle a, légère réduction de la durée et de la stabilité de la stratification estivale.	Insuffisant pour induire des changements physiques majeurs; suggère que des réductions plus importantes du temps de résidence pourraient être nécessaires pour un impact significatif.
Lac Moses, États-Unis (Welch et Patmont, 1980)	27,9	Augmentation du taux de renouvellement de l'eau de 1% par jour à 7-11% par jour de mai à septembre	Réduction de la chlorophylle a de 60-80%, diminution du phosphore de 50-60%, réduction de la dominance des cyanobactéries de 96% à 68%.	Amélioration significative de la biomasse algale et de la qualité de l'eau dans les zones cibles; efficace comme mesure d'urgence pour contrôler l'eutrophisation.
Lac Taihu, Chine (Hu et al., 2008)	2250	Transferts expérimentaux d'eau pendant deux périodes (2002, 2003).	Amélioration de la qualité de l'eau dans certaines sous-zones en réduisant le phytoplancton, l'azote total et l'oxygène dissous, peu d'impact sur le phosphore total.	Efficace pour réduire certains polluants dans des sous-zones spécifiques; recommandé uniquement comme mesure d'urgence en raison des préoccupations liées à la charge en éléments nutritifs.

ANNEXE B

Instrumentation et localisation des stations de suivi des niveaux dans le lac Beauchamp (L1 et L2), dans les puits (P1 et P3) et dans les milieux humides (MH1 à MH6)

Station	Modèle de sonde	Utilisation	Latitude	Longitude
L1	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau du lac	-75.618092	45.491723
L2	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau de l'exutoire	-75.624261	45.488666
P1	<i>Leveelogger Junior M10</i>	Niveau d'eau du puits foré au nord-ouest du lac	-75.621942	45.492061
P3	<i>Leveelogger Junior M10</i>	Niveau d'eau du puits foré au sud-est du lac	-75.620669	45.488204
MH1	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau dans les milieux humides au nord-ouest du lac	-75.621217	45.492626
MH2	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau dans les milieux humides au nord-ouest du lac	-75.619367	45.493044
MH3	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau dans les milieux humides au nord du lac	-75.61849	45.492903
MH4	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau dans les milieux humides au nord du lac	-75.617598	45.492511
MH5	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau dans les milieux humides au sud-ouest du lac	-75.624531	45.488765
MH6	<i>Leveelogger Junior M5</i>	Niveau d'eau dans les milieux humides à l'est du lac	-75.619574	45.490297

ANNEXE C

Types de milieux humides associés à chaque piézomètre.

Piézomètre	Type de milieu humide dominant	Nombre de stations d'inventaires définies comme un milieu humide
MH1	Marécage	5
MH2	Tourbière boisée	3
MH3	Tourbière boisée	3
MH4	Tourbière boisée	4
MH5	Marais	2
MH6	Tourbière ouverte	5

ANNEXE D

Stations d'inventaire de la végétation aux stations MH1 à MH6 durant l'été 2023

Station	Type	Zone	Latitude	Longitude	Espèces à statut	Espèces envahissantes
1	NA	MH2	-75.619367	45.493044	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
2	NA	MH1	-75.620878	45.492148	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
3	Tourbière boisée	MH4	-75.617598	45.492511		<i>Rhamnus frangula</i>
4	Tourbière boisée	MH4	-75.617461	45.492420	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
5	Tourbière boisée	MH4	-75.617728	45.492295		<i>Rhamnus frangula</i>
6	Tourbière boisée	MH4	-75.616215	45.492949		
7	NA	MH4	-75.616378	45.492842		<i>Rhamnus frangula</i>
8	NA	MH1	-75.621293	45.492898		<i>Rhamnus frangula</i>
9	Marécage	MH1	-75.621179	45.492667	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
10	Marécage	MH1	-75.621174	45.492649		<i>Rhamnus frangula</i>
11	Marécage	MH1	-75.620475	45.492926	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
12	NA	MH1	-75.620286	45.492605		
13	Tourbière boisée	MH2	-75.619572	45.492649		<i>Rhamnus frangula</i>
14	Tourbière boisée	MH2	-75.619659	45.492842	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
15	Tourbière boisée	MH3	-75.617307	45.492859		<i>Rhamnus frangula</i>
16	Tourbière boisée	MH3	-75.617778	45.492981		<i>Rhamnus frangula</i>
17	Tourbière boisée	MH3	-75.618304	45.492858	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
18	Tourbière boisée	MH2	-75.619641	45.493010		<i>Rhamnus frangula</i>
19	NA	MH1	-75.621216	45.492075	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
20	Marécage	MH1	-75.621490	45.492525		<i>Rhamnus frangula</i>
21	Marécage	MH1	-75.621007	45.492902		<i>Rhamnus frangula</i>
22	Tourbière boisée	MH6	-75.619660	45.489949		<i>Rhamnus frangula</i>
23	Marais	MH5	-75.624531	45.488765		<i>Rhamnus frangula, Phragmites australis</i>
24	Marais	MH5	-75.624498	45.488764		<i>Rhamnus frangula, Phragmites australis</i>
25	NA	MH5	-75.624624	45.488682		<i>Rhamnus frangula</i>
26	NA	MH5	-75.624656	45.488865	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
27	Marécage	MH6	-75.618059	45.491459	<i>Alnus serrulata</i>	<i>Rhamnus frangula</i>
28	Tourbière ouverte	MH6	-75.619060	45.489808		<i>Rhamnus frangula</i>
29	NA	MH6	-75.619074	45.489728		<i>Rhamnus frangula</i>
30	NA	MH6	-75.619301	45.489310		<i>Rhamnus frangula</i>
31	Tourbière ouverte	MH6	-75.619213	45.489073	<i>Fraxinus nigra</i>	
32	Marécage	MH6	-75.619434	45.489574		<i>Rhamnus frangula</i>

RÉFÉRENCES

- ABV des 7. (2015). Suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac Beauchamp et de ses herbiers de myriophylle en épi en 2015. Rapport soumis à la ville de Gatineau, 48p.
- ABV des 7. (2016). Suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac Beauchamps, juillet à décembre 2016. Rapport soumis à la Ville de Gatineau, 15p.
- ABV des 7. (2017). Suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac Beauchamp, février 2017. Rapport soumis à la Ville de Gatineau, 7 p.
- ABV des 7. (2018) : Étude d'avant-projet pour le contrôle du myriophylle à épis au lac Beauchamp. Rapport remis à la Ville de Gatineau, 18 p.
- ABV des 7. (2019). Étude d'avant-projet pour le contrôle des herbiers de myriophylle en épi en au lac Beauchamp en 2019. Rapport présenté à la Ville de Gatineau, Gatineau, Québec.
- Ambrosetti, W., Barbanti, L., & Sala, N. (2003). Residence time and physical processes in lakes. *Journal of Limnology*, 62(1), 1-15.
<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2003.s1.1>
- Ameli, A. A. et Creed, I. F. (2017). Quantifying hydrologic connectivity of wetlands to surface water systems, *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 1791-1808. <https://doi.org/10.5194/hess-21-1791-2017>
- Arnoux, M. D. J. (2017). Interactions lac-eaux souterraines et sensibilité aux changements climatiques et environnementaux, 255.
- Arnoux, M., Barbecot, F., Gibert-Brunet, E., Gibson, J. et Noret, A. (2017). Impacts of changes in groundwater recharge on the isotopic composition and geochemistry of seasonally ice-covered lakes: insights for sustainable management. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(11), 5875-5889. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5875-2017>
- Arnoux, M., Gibert-Brunet, E., Barbecot, F., Guillon, S., Gibson, J. et Noret, A. (2017). Interactions between groundwater and seasonally ice-covered lakes: Using water stable isotopes and radon-222 multilayer mass balance models. *Hydrological Processes*. 31, 2566-2581. <https://doi.org/10.1002/hyp.11206>

- Barnes CJ et GB Allison. (1988). Tracing of water movement in the unsaturated zone using stable isotopes of hydrogen and oxygen. *Journal of Hydrology*, 100(1), 143-176. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90184-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90184-9)
- Birnbaum, C., Waryszak, P. et Farrer, E. C. (2021). Direct and indirect effects of climate change in coastal wetlands: will climate change influence wetlands by affecting plant invasion? *Wetlands*, 41, 59. <https://doi.org/10.1007/s13157-021-01456-z>
- BluMetric (2018). Rapport final - Évaluation technico-économique pour la réalisation d'un puits d'approvisionnement en eau souterraine et infrastructures reliées, parc du lac Beauchamp, Gatineau (Québec).
- BluMetric. (2016). Étude de caractérisation de l'eau souterraine. Lac Beauchamp. Gatineau (Québec).
- Boreux, M. P., Lamoureux, S. F., et Cumming, B. F. (2021). Use of water isotopes and chemistry to infer the type and degree of exchange between groundwater and lakes in an esker complex of northeastern Ontario, Canada. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25, 6309-6332. <https://doi.org/10.5194/hess-25-6309-2021>
- Bridgham, S.D., Megonigal, J.P. et Keller, J.K. (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26, 889-916. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[889:TCBONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[889:TCBONA]2.0.CO;2)
- Cable Rains, M., Fogg, G.E., Harter, T., Dahlgren, R.A. et Williamson, R.J. (2006), The role of perched aquifers in hydrological connectivity and biogeochemical processes in vernal pool landscapes, Central Valley, California. *Hydrological Processes*, 20, 1157-1175. <https://doi.org/10.1002/hyp.5937>
- Canards Illimités Canada. (2017). Cartographie détaillée des milieux humides des secteurs habités du sud du Québec - territoire des basses-terres de l'Outaouais et ses environs - Données géographiques [ArcMap, ESRI Canada], Québec (Québec).
- Carmack, E.C., Wiegand, R.C., Daley, R.J., Gray, C. B.J., Jasper, S. et Pharo, C.H. (1986). Mechanisms influencing the circulation and distribution of water mass in a medium residence-time lake. *Limnology and Oceanography*, 31(2), 249-265. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.2.0249>
- Carpenter, S.R. (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102, 29, 10002-10005. <https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102>

- Carpenter, S.R., Stanley, E.H., & Vander Zanden, M.J. (2011). State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36, 75-99.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-021810-094524>
- Chambers, P.A., Lacoul, P. et Murphy, K.J. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9-26.
<https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- CIMA+. (2016). Gestion environnementale du lac Beauchamp. 75p.
- Clark ID et Fritz P. (1997). Environmental isotopes in hydrogeology. *CRC press LLC*, 328 p. <https://doi.org/10.1201/9781482242911>
- Cohen MJ, Creed IF, Alexander L, Basu NB, Calhoun AJ, Craft C, D'Amico E, DeKeyser E, Fowler L, Golden HE, Jawitz JW, Kalla P, Kirkman LK, Lane CR, Lang M, Leibowitz SG, Lewis DB, Marton J, McLaughlin DL, Mushet DM, Raanan-Kiperwas H, Rains MC, Smith L et Walls SC. (2016). Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 113(8), 1978-1986. <https://doi.org/10.1073/pnas.1512650113>
- Cook, B.J. et Hauer, F.R. (2007). Effects of hydrologic connectivity on water chemistry, soils, and vegetation structure and function in an intermontane depressional wetland landscape. *Wetlands*, 27, 719-738.
[https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27\[719:EOHCOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[719:EOHCOW]2.0.CO;2)
- Corbett DR, Burnett WC, Cable PH et Clark SB. (1997). Radon tracing of groundwater input into Par Pond, Savannah River Site. *Journal of Hydrology*, 203, 209-227. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00103-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00103-0).
- Dalton, J. (1802). Experimental essays on the constitution of mixed gases. *Manchester Literary and Philosophical Society Memo*, 5, 535-602.
- Das, R., Samal, N. R., Roy, P. K. et Mitra, D. (2006). Role of Electrical Conductivity as an Indicator of Pollution in Shallow Lakes. *Asian Journal of Water*, 3(1), 143-146. https://doi.org/10.3233/AJW-2006-3_1_21
- Devito, Kevin J., Mendoza, Carl, Petrone, Richard M., Kettridge Nick, et Waddington, James M. (2016). Utikuma Region Study Area (URSA) - Part 1: Hydrogeological and ecohydrological studies (HEAD). *The Forestry Chronicle*, 92(01), 57-61. <https://doi.org/10.5558/tfc2016-017>

- Dixon, M., Loh, J., Davidson, N., Beltrame, C., Freeman, R. et Walpole, M. (2016). Tracking global change in ecosystem area: the Wetland Extent Trends index. *Biological Conservation*, 193, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.023>
- Duchesne, D., Kovacz, D. et Caissy, A.-R. (2013). Cohabiter avec le castor : de la planification à l'intervention. Organisme de bassins versants des rivières Rouge, Petite Nation et Saumon. 81 p. <https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1334/>
- Edwards TWD, Wolfe BB, Gibson JJ. Et Hammarlund D. (2004). Use of water isotope tracers in high-latitude hydrology and paleohydrology. *Long-Term Environmental Change in Arctic and Antarctic Lakes, Developments in Paleoenvironmental Research*, 7, 187-207. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2126-8_7
- Engel, L. C. (2014). Exploring hydraulic residence in Minnesota's Sentinel Lakes: implications for management. *University Digital Conservancy*. Repéré à <https://hdl.handle.net/11299/166711>
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). (2021). Normales climatiques canadiennes : normales et moyennes climatiques de 1981-2010. Repéré à https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html
- Environnement et changements climatiques Canada. (2023). *Rapport de données historiques- Climat - Environnement et Changement climatique Canada*. https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html
- Euliss, Ned H. Jr., Smith, Loren M., Wilcox, Douglas A. et Browne, Bryant A. (2008). Linking Ecosystem Processes with Wetland Management Goals: Charting a Course for a Sustainable Future. *USGS Northern Prairie Wildlife Research Center*, 272. <https://digitalcommons.unl.edu/usgsnpwrc/272>
- Feng, M., Zhang, W., Zhang, S., Sun, Z., Li, Y., Huang, Y., Wang, W., Qi, P., Zou, Y. et Jiang, M. (2022). The role of snowmelt discharge to runoff of an alpine watershed: Evidence from water stable isotopes. *Journal of Hydrology*, 604, 127-209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127209>.
- Finch, J. et Calver, A. (2008). Methods for the quantification of evaporation from lakes. *Commission for Hydrology, World Meteorological Organization*. Retiré de https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/14359/1/wmoevap_271008.pdf

- Fournier, I. B., Galvez-Cloutier, R., et Vincent, W. F. (2020). Roadside snowmelt: a management target to reduce lake and river contamination. *Inland Waters*, 12(1), 47-60. <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1801312>
- Fritsch, J.M., Hilliker, J., Ross, J., et Vislocky, R.L. (2000). Model consensus. *Weather and forecasting*, 15(5), 571-582. [https://doi.org/10.1175/1520-0434\(2000\)015%3C0571:MC%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0434(2000)015%3C0571:MC%3E2.0.CO;2)
- Gagné, S. (2010). Apport de l'eau souterraine aux cours d'eau et estimation de la recharge sur le mont Covey Hill (Mémoire de maîtrise). UQAM. 114. <https://archipel.uqam.ca/3791/1/M11843.pdf>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I. et Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22, 151-163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- Gibson JJ, Edwards TWD, Bursey GG et Prowse TD. (1993). Estimating evaporation using stable isotopes: quantitative results and sensitivity analysis. *Nordic Hydrology*, 24, p.79-94.
- Gibson, J. J., Edwards, T. W. D. et Prowse, T. D. (1996). Development and validation of an isotopic method for estimating lake evaporation. *Hydrological Processes*, 10, 1369-1382. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199610\)10:10%3C1369::AID-HYP467%3E3.0.CO;2-J](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199610)10:10%3C1369::AID-HYP467%3E3.0.CO;2-J)
- Gibson, J., Prowse, T. et Peters, D. (2006). Hydroclimatic controls on water balance and water level variability in Great Slave Lake. *Hydrological Processes*, 20 (19), 4155-4172. <https://doi.org/10.1002/hyp.6424>
- Gibson, J. J., Birks, S. J. et Yi, Y. (2016). Stable isotope mass balance of lakes: a contemporary perspective. *Quaternary Science Reviews*, 131, 316-328. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2015.04.013>
- Gleeson T., Novakowski K., Cook PG. et Kyser TK. (2009). Constraining groundwater discharge in a large watershed: Integrated isotopic, hydraulic, and thermal data from the Canadian shield. *Water Resources Research*, 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007622>
- Gonfiantini R. (1986). Environmental isotopes in lake studies. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, 3, 113-168. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-42225-5.50008-5>
- Haig, H. A., Hayes, N. M., Simpson, G. L., Yi, Y., Wissel, B., Hodder, K. R. et Leavitt, P. R. (2020). Comparison of isotopic mass balance and instrumental

- techniques as estimates of basin hydrology in seven connected lakes over 12 years. *Journal of Hydrology*, 6, 100046.
<http://doi.org/10.1016/j.hydroa.2019.100046>
- Hannah Instruments Inc. (2019) HI9829 Instructions Manual.
https://www.hannainst.com/hubfs/product-manuals/MAN9829_06_19.pdf?hsLang=en
- Hayashi, M. et Rosenberry, D.O. (2005). Effects of Ground Water Exchange on the Hydrology and Ecology of Surface Water. *Groundwater*, 40, 309-316.
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2002.tb02659.x>
- Healy, R.W. et Cook, P.G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 91-109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- Hershner, C. et Havens, K.J. (2008), Managing Invasive Aquatic Plants in a Changing System: Strategic Consideration of Ecosystem Services. *Conservation Biology*, 22, 544-550. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00957.x>
- Hood, J. L., Roy, J. W., et Hayashi, M. (2006), Importance of groundwater in the water balance of an alpine headwater lake, *Geophysical Research Letters*, 33, L13405. <https://doi.org/10.1029/2006GL026611>
- Horita, J., Rozanski, K., & Cohen, S. (2008). Isotope effects in the evaporation of water: A status report of the Craig - Gordon model. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 44, 23–49.
<https://doi.org/10.1080/10256010801887174>
- Hovick, S. M., Adams, C. R., Anderson, N. O., et Kettenring, K. M. (2023). Progress on Mechanisms and Impacts of Wetland Plant Invasions: A Twenty-Year Retrospective Analysis and Priorities for the Next Twenty. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 42(4), 239–282.
<https://doi.org/10.1080/07352689.2023.2233232>
- Hu, L., Hu, W., Zhai, S. et Wu, H. (2010). Effects on water quality following water transfer in Lake Taihu, China. *Ecological Engineering*, 36(4), 471-481.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.016>
- Hudon, C., Jean, M. et Létourneau, G. (2018). Temporal (1970-2016) changes in human pressures and wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Science of the Total Environment*, 643, 1137-1151.
<https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.080>

- IAEA. *Ressources d'information NUCLEUS*. (2022). <https://www.iaea.org/fr/ressources/nucleus>
- Imteaz, M. A., Asaeda, T., & Lockington, D. A. (2003). Modelling the Effects of Inflow Parameters on Lake Water Quality. *Environmental Modeling & Assessment*, 8(2), 63–70. <https://doi.org/10.1023/A:1023905532180>
- International Atomic Energy Agency. (2013) Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle: Principles and Applications. 73p.
- JFSA. (2016). Plan de gestion environnementale, Lac Beauchamp, Rapport soumis à la Ville de Gatineau.
- JFSA. (2020). Instrumentation du bassin versant du lac Beauchamp durant la période 2018-2019. Lettre à la Ville de Gatineau.
- Kalbus E., Reinstorf F. et Schirmer M. (2007). Measuring methods for groundwater - surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, 873-887.
- Kluge T., Ilmberger J., von Rohden C. et Aeschbach-Hertig W. (2007). Tracing and quantifying groundwater inflow into lakes using a simple method for radon~222 analysis. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1621-1631.
- Kluge T., von Rohden C., Sonntag P., Lorenz S., Wieser M., Aeschbach-Hertig W. et Ilmberger J. (2012). Localising and quantifying groundwater inflow into lakes using high-precision 222Rn profiles. *Journal of Hydrology*, 450-451, 70-81. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.026>
- Krabbenhoft, D.P., Bowser, C.J., Anderson, M.P. et Valley, J.W. (1990). Estimating groundwater exchange with lakes. 1. The stable isotope mass balance method. *Water Resources Research*, 26, 2445-2453. <https://doi.org/10.1029/WR026i010p02445>
- LaBaugh, J. W., Winter, T. C., Rosenberry, D. O., Schuster, P. F., Reddy, M. M. et Aiken, G. R. (1997). Hydrological and chemical estimates of the water balance of a closed-basin lake in north central Minnesota, *Water Resources Research*, 33(12), 2799-2812. <https://doi.org/10.1029/97WR02427>
- Lachance, D., Fortin, G. et Dufour Tremblay, G. (2021). Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional - version décembre 2021, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. *Direction adjointe de la conservation des milieux humides*, 70 p. + annexes, [En ligne],

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-identif-dellimit-milieux-humides.pdf>

Larocque, M. et Bruneau, S. (2020). *Impact des activités anthropiques de drainage et de pompage d'eau souterraine sur la pérennité des milieux humides* - Rapport final. Rapport déposé au MELCC. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec. 117 p.

Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F. et Létourneau, G. (2003). Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, 30(4), 537-549. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00854.x>

Le Coz, J., Chaléon, C., Bonnifait, L., Le Boursicaud, R., Renard, B., Branger, F., et Valente, M. (2013). Analyse bayésienne des courbes de tarage et de leurs incertitudes : la méthode BaRatin. *La Houille Blanche*, 99(6), 31-41. <https://doi.org/10.5194/pahs-384-25-2021>

Lefebvre K., Barbecot F., Ghaleb B., Larocque M., Gagné S. (2013) Full range determination of 222Rn at the watershed scale by liquid scintillation counting. *Applied Radiation and Isotopes*, 75, 71-76. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2013.01.027>

León, J.G., Beamud, S.G., Temporetti, P.F., Atencio, A.G., Diaz, M.M. et Pedrozo, F.L. (2016). Stratification and residence time as factors controlling the seasonal variation and the vertical distribution of chlorophyll-a in a subtropical irrigation reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 101, 36-47. <https://doi.org/10.1002/iroh.201501811>

Li, Y., Yao, J. et Zhang L. (2016). Investigation into mixing in the shallow floodplain Poyang Lake (China) using hydrological, thermal and isotopic evidence. *Water Science and Technology*, 74(11), 2582-2598. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.444>

Liu, Z., Hu, J., Zhong, P., Zhang, X., Ning, J., Larsen, S. E., Chen, D., Gao, Y., He, H., et Jeppesen, E. (2018). Successful restoration of a tropical shallow eutrophic lake: Strong bottom-up but weak top-down effects recorded. *Water research*, 146, 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.007>

Lishawa, SC., Lawrence, BA., Albert, DA., Larkin, DJ. et Tuchman, NC. (2019). Invasive species removal increases species and phylogenetic diversity of wetland plant communities. *Ecology and Evolution*, 9(11), 6231-6244. <https://doi.org/10.1002/ece3.5188>

- Loiselle, A., Goyette, J.-O., Pellerin S., et Poulin. (2025). La classification des milieux humides est-elle un outil efficace de conservation de la flore? *Le Naturaliste Canadien*. Volume 149, numéro 2. <https://doi.org/10.7202/1121148ar>
- Masse-Dufresne, J., Barbecot, F., Baudron, P. et Gibson, J. (2021). Quantifying floodwater impacts on a lake water budget via volume-dependent transient stable isotope mass balance. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25, 3731-3757. <https://doi.org/10.5194/hess-25-3731-2021>
- Mattie, N., Kinzelbach, W., Beyerle, U., Huggenberger, P. et Loosli, H.H. (2001). Exploring an aquifer system by integrating hydraulic, hydrogeologic and environmental tracer data in a three dimensional hydrodynamic transport model. *Journal of Hydrology*, 242, 183-196. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00394-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00394-2)
- McLaughlin, D.L., Kaplan, D.A. et Cohen, M.J. (2014). A significant nexus: Geographically isolated wetlands influence landscape hydrology. *Water Resources Research*, 50, 7153-7166, <https://doi.org/10.1002/2013WR015002>
- McLaughlin, D.L. et Cohen, M.J. (2013). Realizing ecosystem services: wetland hydrologic function along a gradient of ecosystem condition. *Ecological Applications*, 23, 1619-1631. <https://doi.org/10.1890/12-1489.1>
- MDDELCC (2014, 2015, 2016). Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca>.
- Messager, M., Lehner, B. et Grill, G. (2016). Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach. *Nature Communications*, 7, 13603. <https://doi.org/10.1038/ncomms13603>
- Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2019). Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ), dans Données Québec. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/grhq>
- Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. (2000). Wetlands (3rd ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/rrr.637>
- Mosquera, G. M., Segura, C. et Crespo, P. (2018). Flow partitioning modelling using high-resolution isotopic and electrical conductivity data. *Water*, 10(7), 904. <https://doi.org/10.3390/w10070904>
- Moyers, K., Sabie, R., Waring, E., Preciado, J., Naughton, C. C. et Harmon, T. (2023). A decade of data-driven water budgets: Synthesis and bibliometric

- review. *Water Resources Research*, 59, <https://doi.org/10.1029/2022WR034310>
- Mullinger NJ, Binley-AM, Pates JM et Crook NP. (2007). Radon in Chalk streams: Spatial and temporal variation of groundwater sources in the Pang and Lambourn catchments, UK. *Journal of Hydrology*, 339(3-4), 172-182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.03.010>
- Muñoz Sabater, J. (2019). ERA5-Land hourly data from 1950 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). <https://doi.org/10.24381/cds.e2161bac>
- Nürnberg, G.K. et LaZerte, B.D. (2016). More than 20 years of estimated internal phosphorus loading in polymictic, eutrophic Lake Winnipeg, Manitoba. *Journal of Great Lakes Research*, 42(1), 18-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2015.11.003>
- Noorduijn, S. L., Cook, P. G., Simmons, C. T. et Richardson, S. B. (2019). Protecting groundwater levels and ecosystems with simple management approaches. *Hydrogeology Journal*, 27(1), 225-237. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1849-4>
- North, R.L., Khan, N.H., Ahsan, M., Prestie, C., Korber, D.R., Lawrence, J.R. et Hudson, J.J. (2014). Relationship between water quality parameters and bacterial indicators in a large prairie reservoir: Lake Diefenbaker, Saskatchewan, Canada. *Canadian Journal of Microbiology*, 60, 4, 243-249. <https://doi.org/10.1139/cjm-2013-0694>
- Olsson, F., Mackay, E. B., Barker, P., Davies, S., Hall, R., Spears, B., Exley, G., Thackeray, S. J. et Jones, I. D. (2022). Can reductions in water residence time be used to disrupt seasonal stratification and control internal loading in a eutrophic monomictic lake? *Journal of Environmental Management*, 304, 114-169. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114169>
- Orihel, D.M., Baulch, H.M., Casson, N.J., North, R.L., Parsons, C.T., Seckar, D.C. et Venkiteswaran, J.J. (2017). Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 74(12), 2005-2029.
- Owor, M., Taylor, R., Mukwaya, C. et Tindimugaya, C. (2011). Groundwater/surface-water interactions on deeply weathered surfaces of low relief: evidence from Lakes Victoria and Kyoga, Uganda. *Hydrogeology Journal*, 19: 1403-1420. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0779-1>

- Peel, M.C., Finlayson, B.L. et McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pellerin, S. et Poulin, M. (2013). Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Rapport final présenté au Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs. 104 p.
- Piper B.S., Plinston D.T. et Sutcliffe J.V. (1986) The water balance of Lake Victoria. *Hydrological Sciences*, 31,1. <https://doi.org/10.1080/0262668609491025>
- Priestley, C.H.B. et Taylor, R.J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81-92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100%3C0081:OTAOSH%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100%3C0081:OTAOSH%3E2.3.CO;2)
- Putman, A.L., Fiorella, R.P., Bowen, G.J. et Cai, Z. (2019). A Global Perspective on Local Meteoric Water Lines: Meta-analytic Insight Into Fundamental Controls and Practical Constraints. *Water Resources Research*, 55(8), 6896-6910. <https://doi.org/10.1029/2019WR025181>
- Refsgaard, J.C. (1997), Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models, *Journal of Hydrology*, 198(1-4), 69-97. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03329-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03329-X)
- Rosenberry, D.O., Winter, T.C., Buso, D.C. et Likens, G.E. (2007). Comparison of 15 evaporation methods applied to a small mountain lake in the northeastern USA. *Journal of hydrology*, 340(3-4), 149-166. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.03.018>
- Rosenberry, D. O., LaBaugh, J. W., et Hunt, R. J. (2008). Use of monitoring wells, portable piezometers, and seepage meters to quantify flow between surface water and ground water. *United States Geological Survey Techniques and Methods*, 4-D2, 39-70. <https://doi.org/10.3133/tm4D2>
- Scheffer, M. et Jeppesen, E. Regime Shifts in Shallow Lakes. (2007). *Ecosystems*, 10, 1-3. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9002-y>
- Schindler, D.W., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E. et Orihel, D.M. (2016). Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental science & technology*, 50(17), 8923-8929. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>

- Schmidt, A., Gibson, J. J., Santos, I. R., Schubert, M., Tattrie, K. et Weiss, H. (2010). The contribution of groundwater discharge to the overall water budget of two typical Boreal lakes in Alberta/Canada estimated from a radon mass balance, *Hydrology Earth System Sciences*, 14, 79-89. <https://doi.org/10.5194/hess-14-79-2010>
- Service des transports de l'Outaouais. (2018). Rapibus Lorrain-Labrosse, Étude écologique par JFSA.
- Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Simkin, S.M., Bedford, B.L. et Weathers, K.C. (2021). Regional Wetland Plant Responses to Sulfur and Other Porewater Chemistry in Calcareous Rich Fens. *Wetlands*, 41, 42. <https://doi.org/10.1007/s13157-021-01438-1>
- Skrzypek, G., Mydłowski, A., Dogramaci, S., Hedley, P., Gibson, J. J. et Grierson, P.F. (2015). Estimation of evaporative loss based on the stable isotope composition of water using Hydrocalculator. *Journal of Hydrology*, 523, 781-789. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.010>
- Smith, V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science & Pollution Research*, 10, 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith, V. H. et Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201-207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Spiering, D.W., Kibler, K.M., Kitsikoudis, V., Donnelly, M.J. et Walters, L.J. (2021). Detecting hydrodynamic changes after living shoreline restoration and through an extreme event using a Before-After-Control-Impact experiment. *Ecological Engineering*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106306>
- Stadnyk, T.A., Gibson, J.J., Birks, J. et Holmes, T.L. (2023). The state of isotope hydrology research in Canada (2007-2022). *Canadian Water Resources Journal*, (4), 428-449. <https://doi.org/10.1080/07011784.2023.2224280>
- Stets, E.G., Winter, T.C., Rosenberry, D.O. et Striegl, R.G. (2010). Quantification of surface water and groundwater flows to open- and closed-basin. lakes in a headwater's watershed using a descriptive oxygen stable isotope model. *Water Resources Research*, 46. <https://doi.org/10.1029/2009WR007793>

- Strayer, D.L. et Findlay, S.E.G. (2010). Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences*, 72, 127-163. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0128-9>
- Suomela, J. (1993). Method for determination of radon-222 in water by liquid scintillation counting. *International Atomic Energy Agency*. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/25/011/25011271.pdf
- Tetzlaff, D., Carey, S. K., McNamara, J. P., Laudon, H., et Soulsby, C. (2017). The essential value of long-term experimental data for hydrology and water management. *Water Resources Research*, 53, 2598–2604. <https://doi.org/10.1002/2017WR020838>
- Tremblay, R. et Pienitz, R. (2015). Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec l'état trophique. *Revue des sciences de l'eau*, 28(2), 139–162. <https://doi.org/10.7202/1032295ar>
- Turner, J.V. et Townley, L.R. (2006). Determination of groundwater flow-through regimes of shallow lakes and wetlands from numerical analysis of stable isotope and chloride tracer distribution patterns. *Journal of Hydrology*, 320, 451-483. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.050>
- Ville de Gatineau. (2022). Protocoles expérimentaux pour le projet de recherche visant le bilan hydrique du lac Beauchamp et l'impact de l'utilisation de l'eau souterraine sur les milieux humides environnants.
- Ville de Gatineau. (2022). Travaux environnementaux au lac Beauchamp. Récupéré en ligne : https://www.gatineau.ca/portail/default.aspx?c=en-CA&p=guichet_municipal/travaux_projets_majeurs_fermetures_rues_fermetures_sentiers/travaux_environnementaux_lac_beauchamp
- Vitt, D.H. (1994). AN OVERVIEW OF FACTORS THAT INFLUENCE THE DEVELOPMENT OF CANADIAN PEATLANDS. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 126, 7-20. <https://doi.org/10.4039/entm126169007-1>
- Wanty, R.B., Johnson, S.L. et Briggs, P.H. (1991). Rn-222 and its parent radionuclides in groundwater from 2 study areas in New-Jersey and Maryland, USA. *Applied Geochemistry*, 6, 305-318. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(91\)90007-C](https://doi.org/10.1016/0883-2927(91)90007-C)
- Watras, C.J., Michler, J.R. et Rubsam, J.L. (2022). Monitoring the water balance of seepage lakes to track regional responses to an evolving climate. *Canadian*

Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 79(7), 1056-1063.
<https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0217>

Watson, S.B., McCauley, E., Downing, J.A. (1997). Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography*, 42. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.3.0487>

Webster, K.E., Bowser, C.J., Anderson, M.P. et Lengers, J.D. (2006). Understanding the lake-groundwater system: Just follow the water. *Long-Term Dynamics of Lakes in the Landscape: Long-Term Ecological Research on North Temperate Lakes*. Oxford University Press, 19-48.

Welch, E.B. et Patmont, C.R. (1980). Lake restoration by dilution: Moses Lake, Washington. *Water Research*, 14(9), 1317-1325.
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90192-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90192-X)

Welch, E.B., Barbiero, R.P., Bouchard, D. et Jones, C.A. (1992). Lake trophic state change and constant algal composition following dilution and diversion. *Ecological Engineering*, 1(3), 173-197. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(92\)90001-I](https://doi.org/10.1016/0925-8574(92)90001-I)

Wetzel, R.G. (2001). Limnology: lake and river ecosystems. *New York, NY: Academic Press*.

Winter, T.C. (1981). Uncertainties in estimating the water balance of lakes. *Journal of the American Water Resources Association*, 17(1), 82-115.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb02593.x>

Winter, T. C., Rosenberry, D. O., & Sturrock, A. M. (1995). Evaluation of 11 equations for determining evaporation for a small lake in the north central United States. *Water Resources Research*, 31(4), 983-993.
<https://doi.org/10.1029/94WR02537>

Winter, T.C. (1995). Hydrological processes and the water budget of lakes. *Physics and Chemistry of Lakes*, 1-36. https://doi.org/10.1007/978-3-642-85132-2_2

Winter T.C. (1999). Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7, 28-45.
<https://doi.org/10.1007/s100400050178>

Winter, T.C. (1998). Ground water and surface water: A single resource. *United States Geological Survey*. <https://doi.org/10.3133/cir1139>

Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. et Alley, W.M. (1998). Ground water and surface water: A single resource. *U.S. Geological Survey*.
<https://doi.org/10.3133/cir1139>

Winter, T.C., Rosenberry, D.O. et LaBaugh, J.W. (2003). Where Does the Ground Water in Small Watersheds Come From? *Groundwater*, 41, 989-1000. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2003.tb02440.x>

Yang, Xe., Wu, X., Hao, Hl. et He, Zl. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9, 197–209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>

Yao, H., Paterson, A. M., James, A. L., McConnell, C., Field, T., Ingram, R., et Higgins, S. N. (2020). Contrasting long-term trends of chloride levels in remote and human-disturbed lakes in south-central Ontario, Canada. *Lake and Reservoir Management*, 37(1), 19–33.
<https://doi.org/10.1080/10402381.2020.1820642>

Zedler, J.B. et Kercher, S. (2005). WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39-74.
<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Zuber, A. (1983). On the environmental isotope method for determining the water balance components of some lakes. *Journal of Hydrology*, 61(4), 409-427. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(83\)90004-5](https://doi.org/10.1016/0022-1694(83)90004-5)