

Acquisition de connaissances sur la dynamique hydrique des habitats de rainette faux-grillon de l'ouest

RAPPORT FINAL

**Marie Larocque
Sylvain Gagné
Marjolaine Roux
Olivier Cousineau**

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

Département des sciences de la Terre et de l'atmosphère

17 juin 2020

Référence à citer

Larocque, M., Roux, M., Gagné, S., Cousineau, O. 2020. Acquisition de connaissances sur la dynamique hydrique de la rainette faux-grillon de l'ouest – Rapport final. Rapport déposé au MFFP. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec. 86 p.

RÉSUMÉ

Les populations de rainettes faux-grillon de l'Ouest déclinent depuis plusieurs années en Montérégie, en raison, notamment d'une perte marquée d'habitats au profit des activités humaines. Ce projet a été mis sur pied dans le but de mieux comprendre la dynamique hydrologique de ces habitats afin d'éclairer les décisions de conservation. Les objectifs spécifiques du projet étaient 1) d'apporter de nouvelles connaissances sur l'hydrologie des habitats de rainettes faux-grillon en Montérégie et 2) de développer des protocoles et des outils permettant une modélisation de la dynamique hydrique de ces habitats. L'analyse des niveaux d'eau dans 48 étangs instrumentés par le MFFP a été réalisée et sept sites-témoins ont été caractérisés, instrumentés de manière complémentaire et modélisée pour la période 2016-2019. Les résultats montrent que la dynamique hydrologique printanière, suivie d'un assèchement estival, puis d'une réactivation automnale et finalement d'une activité hivernale soutenue est observée à presque tous les sites (à l'exception de certains sites qui ne s'assèchent pas). Les durées des périodes hydrologiquement actives ont été très variables d'un site à l'autre et d'une année à l'autre. L'analyse a montré que les précipitations de mars à juin de chaque année et la profondeur maximale de l'étang sont les deux facteurs principaux qui expliquent la longueur de l'hydropériode. L'analyse des données de niveaux et les modèles montrent que les étangs sont alimentés par le ruissellement de surface sur des aires de drainage plus petites que celles identifiées à partir des données topographiques. Les étangs sont connectés à la nappe et représentent probablement des zones d'exfiltration de l'eau souterraine, même si les dépôts sur lesquels ils sont situés sont de granulométrie fine. Ils se vidant par infiltration, par évapotranspiration et par débordement. Les scénarios climatiques montrent que les hydropériodes pourraient débuter plus tôt et les périodes printanières pourraient être plus humides au milieu et à la fin du siècle. L'augmentation de l'évapotranspiration causée par la hausse des températures ne compenserait pas pour cette hausse des précipitations et les hydropériodes futures pourraient être plus longues que celles observées entre 2016 et 2019. Limiter les nouvelles activités anthropiques dans l'aire d'alimentation des étangs pouvant modifier l'utilisation du sol, la position de la nappe ou la vidange des étangs contribuerait à protéger leur dynamique hydrologique actuelle. La mise en place d'un suivi hydrologique robuste et permanent des sites les plus propices à la reproduction des rainettes permettrait de détecter d'éventuels changements hydrologiques à moyen et long terme.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	III
LISTE DES FIGURES.....	VI
1 INTRODUCTION.....	1
2 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE	3
3 METHODES UTILISÉES.....	8
3.1 Identification des sites	8
3.2 Levés topographiques	9
3.3 Levés géologiques	10
3.4 Suivis hydrologiques	10
3.5 Hydropériodes	11
3.6 Estimation des superficies mouillées des étangs	12
3.7 Estimation des aires de drainage des étangs	13
3.8 Relations niveau-volume et niveau-surface des sites-témoins.....	13
3.9 Variations journalières de niveaux d'eau.....	14
3.10 Scénarios climatiques.....	14
3.11 Modélisation du bilan hydrique.....	15
4 RÉSULTATS.....	17
4.1 Géologie des sites-témoins.....	17
4.2 Relations niveau-volume et niveau-surface des sites-témoins.....	18
4.3 Superficies des étangs et aires de drainage	18
4.4 Niveaux d'eau dans les étangs	20
4.5 Niveaux de l'eau souterraine.....	20
4.6 Hydropériodes	21
4.7 Facteurs influençant l'hydropériode	25
4.8 Variation journalière des niveaux	28
4.9 Volumes d'eau simulés	31
4.10 Changements anticipés des conditions hydroclimatiques.....	38
5 DISCUSSION.....	44
5.1 Facteurs influençant l'hydropériode des étangs	44
5.2 Dynamique hydrologique des étangs	45
5.3 Recommandations pour l'étude de l'hydrologie des étangs	47
5.4 Recommandations pour la protection de la dynamique hydrologique des étangs	49

6	CONCLUSION	50
7	RÉFÉRENCES.....	52
	ANNEXE A. COUPES TOPO-GEOLOGIQUES DES SITES-TEMOINS	55
	ANNEXE B. INFORMATIONS DETAILLEES SUR LES ETANGS	62
	ANNEXE C. RELATIONS NIVEAU-VOLUME ET NIVEAU-SURFACE POUR LES SITES-TEMOINS.....	66
	ANNEXE D. CHRONIQUES DE NIVEAUX MESUREES ENTRE 2016 ET 2019	69
	ANNEXE E. NIVEAUX PIÉZOMETRIQUES	71
	ANNEXE F. DÉTAILS DU MODÈLE DE BILAN HYDRIQUE	74

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude et des étangs étudiés a) topographie, b) dépôts meubles	4
Figure 2 : Carte de l'utilisation du territoire pour la zone des sites étudiés (données de l'année 2015 ; Bissonnette et al., 2016).....	5
Figure 3 : Données météorologiques de la station de Saint-Hubert a) moyennes interannuelles 1980- 2010, b) moyennes mensuelles (janvier 2015 - novembre 2019) et c) précipitations mensuelles nettes (janvier 2015 – novembre 2019).....	7
Figure 4 : Emplacements des instruments sur les sites-témoins a) en coupe et b) en plan. L'instrumentation est composée de piézomètres et de sondes pour le suivi de l'eau souterraine (point 1) et d'une sonde niveau pour le suivi de l'eau de surface (point 2).....	11
Figure 5 : Surface maximale de l'étang P5 délimitée à l'aide d'une photographie aérienne.....	12
Figure 6 : Proportions des différentes granulométries des échantillons de sédiments.....	17
Figure 7 : Début de l'hydropériode calculée entre 1960 et 2019 selon la méthode de Bouthillier et Reyes (2016) et celle présentée dans ce rapport. La première écoute annuelle des chants de rainettes entre 1993 et 2019 ainsi que les valeurs présentées dans Bouthillier et Reyes (2016) ont été ajoutées.	22
Figure 8 : a) Durée de l'hydropériode selon l'année et la classification du MFFP pour les 48 sites incluant les sites permanents (>150 jours) et b) durée moyenne de l'hydropériode par type et par année. Les lignes pointillées à 60 et 90 jours délimitent la période théorique permettant le développement de la RFGO.....	24
Figure 9 : Relation entre a) la hauteur maximale d'eau mesurée dans l'étang et la durée moyenne de l'hydropériode et b) l'abaissement moyen du niveau d'eau et la durée moyenne de l'hydropériode par type. Les sites ayant une HP moyenne de 150 jours ou plus ont été exclus.....	26
Figure 10 : Relation entre les précipitations totales de mars à juin et la durée médiane de l'hydropériode pour chaque année.	27
Figure 11 : Taux d'abaissement journalier moyen des niveaux pour les 48 sites (les données de 2016 à 2019 d'avril à octobre sont utilisées pour la valeur moyenne).....	28

Figure 12 : Taux d'abaissement mensuel moyen pour tous les sites (les barres verticales représentent les écarts-types ; le mois d'avril de l'année 2018 n'est pas illustré en raison du manque de données).....	29
Figure 13 : Valeurs moyennes des ratios précipitation/hausse du niveau pour les 48 sites (les données de 2016 à 2019 d'avril à octobre sont utilisées pour la valeur moyenne)	30
Figure 14 : Variables météorologiques a) évapotranspirations potentielles estimées avec la méthode d'Oudin et al. (2005) et simulées et b) neige au sol mesurée et simulée	32
Figure 15 : Niveaux de la nappe simulés entre 2016 et 2019 pour le site BTRF.....	34
Figure 16 : Volumes mesurés et simulés aux sites-témoins a) BTRF (Boisé du Tremblay), b) BCV2 (Boucherville), c) CONTH (Contrecoeur) (noter que l'échelle verticale est différente pour le site BCV2)	36
Figure 17 : Volumes mesurés et simulés aux sites-témoins d) MDN3 (Défense nationale), e) P5 (La Prairie) et f) BA1 (Longueuil) (noter que l'échelle verticale est différente pour le site MDN3)	37
Figure 18 : Date de début de l'hydropériode pour la période 2016-2019, pour la période 1960-2019 (températures mesurées à la station de Saint-Hubert), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type).....	40
Figure 19 : Précipitations pour les mois mars à juin pour la période 2016-2019, pour la période 1960-2019 (températures mesurées à la station de Saint-Hubert), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type).....	41
Figure 20 : Durée de l'hydropériode pour la période 2016-2019 (valeurs moyennes réelles), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés au site BTRF (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type)	42
Figure 21 : Date de fin de l'hydropériode pour la période 2016-2019 (valeurs moyennes réelles), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type)	43
Figure 22 : Coupe topo-géologique de l'étang BTRF (Boisé du Tremblay)	55
Figure 23 : Coupe topo-géologique de l'étang BCV2 (Boucherville)	56

Figure 24 : Coupe topo-géologique de l'étang CONTH (Contrecoeur).....	57
Figure 25 : Coupe topo-géologique de l'étang MDN3 (Défense nationale)	58
Figure 26 : Coupe topo-géologique de l'étang P5 (La Prairie)	59
Figure 27 : Coupe topo-géologique de l'étang BA1 (Longueuil).....	60
Figure 28 : Coupe topo-géologique de l'étang SQ23 (SEPAQ).....	61
Figure 29 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin BTRF (Boisé du Tremblay).....	66
Figure 30 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin BCV2 (Boucherville) ..	66
Figure 31 : Relations niveaux-volumes pour le site-témoin CONTH (Contrecoeur)	67
Figure 32 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin MDN3 (Défense nationale)	67
Figure 33 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin P5 (La Prairie)	68
Figure 34 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin BA1 (Longueuil).....	68
Figure 35 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2016.....	69
Figure 36 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2017.....	69
Figure 37 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2018.....	70
Figure 38 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2019.....	70
Figure 39 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site BTRF.....	71
Figure 40 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site BCV2.....	71
Figure 41 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site CONTH	72
Figure 42 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site P5	72
Figure 43 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site BA1	73
Figure 44 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site SQ23.....	73
Figure 45 : Représentation conceptuelle du modèle de bilan hydrique des sites-témoins	75

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Nombre de sites avec données pour chaque année	8
Tableau 2 : Modèles climatiques et scénarios d'émission utilisés.....	15
Tableau 3 : Sommaire de la stratigraphie pour les sites-témoins.....	18
Tableau 4 : Superficies maximales des étangs et des aires de drainage selon les secteurs.....	19
Tableau 5 : Nombre de sites, début des chants, durée moyenne, durée médiane et écart-type des hydro périodes	23
Tableau 6 : Statistiques des régressions entre la durée médiane des hydro périodes et la précipitation et avec la pluie nette (P-ETP) totale pour différentes périodes	27
Tableau 7 : Paramètres calés pour les sites-témoins	34
Tableau 8 : Statistiques de calage pour les sites-témoins (calage 2018-2019).....	38
Tableau 9 : Températures moyennes annuelles et précipitations totales annuelles pour les 12 scénarios climatiques et les trois périodes	39
Tableau 10 : Début moyen de l'hydro période pour les 12 scénarios climatiques et les trois périodes	39
Tableau 11 : Précipitations simulées pour les mois de mars à juin pour les trois mailles météo	40
Tableau 12 : Résultats de la simulation hydrologique de l'étang BTRF pour les trois périodes.....	42
Tableau 13 : Localisation, début du suivi hydrologique, hauteur d'eau maximale et hydro périodes des 48 étangs (suite à la page suivante)	62
Tableau 14 : Périmètres, superficies des étangs et superficies des aires de drainage des 48 étangs (suite à la page suivante)	64

1 INTRODUCTION

Les étangs temporaires sont des milieux humides géographiquement isolés présentant une absence de connexion au réseau hydrographique de surface, i.e. des rivières, lacs et autres milieux humides se trouvant à proximité (Brooks et al., 1998). L'eau souterraine peut être une composante du bilan hydrique si le niveau de la nappe et les conditions géomorphologiques le permettent. Les étangs temporaires se retrouvent dans les faibles dépressions topographiques où l'eau peut s'accumuler. Ces cuvettes s'inondent à partir de l'automne lorsque le taux d'évapotranspiration diminue, puis se remplissent à capacité maximale à la fonte de la neige printanière pour s'assécher au courant de l'été (Brooks et al., 1998). La durée d'inondation printanière, appelée hydropériode, influence la composition et la reproduction faunique du milieu environnant (Wiggins et al., 1980; Pechmann et al., 1989 ; Skelly 1996; Semlitsch et al., 1996; Brooks, 2000; Werner et al., 2009).

L'agriculture intensive, le développement urbain et industriel, les activités forestières, l'introduction d'espèces invasives, le remplissage et le drainage des milieux humides font partie des pressions observées sur tous les types de milieux humides à travers le monde. À ces pressions s'ajoutent les changements climatiques qui modifieront significativement les précipitations et les températures dans le sud du Québec au cours des prochaines décennies. Toutes ces pressions affectent tout particulièrement l'hydrologie et la faune des étangs temporaires, car ils sont généralement isolés du réseau hydrographique, et car leurs populations (notamment d'amphibiens) sont dépendantes d'une activité hydrologique de durée minimale en période de reproduction (Colburn, 2004). Les activités anthropiques qui exercent une pression sur les étangs temporaires sont très présentes dans la région métropolitaine de Montréal, site actuel de reproduction de la rainette faux-grillon de l'Ouest (Daigle, 1997). Depuis sa désignation comme espèce vulnérable au Québec en 2001, le déclin des populations de rainette faux-grillon de l'Ouest s'est poursuivi, sans doute en lien avec la perte de sites de reproduction (Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest du Québec, 2019). Les étangs actifs pendant la période de reproduction printanière et intermittents par la suite sont nécessaires pour la reproduction de la rainette puisqu'ils sont habituellement dépourvus de poissons et autres prédateurs (Werner, 2009). La dynamique hydrique de ces étangs, et l'effet des pressions anthropiques et climatiques sur celle-ci sont toutefois encore très peu étudiés.

Le présent projet avait pour but d'approfondir cette question. Les objectifs spécifiques étaient 1) d'apporter de nouvelles connaissances sur l'hydrologie des habitats de rainettes faux-grillon en Montérégie et 2) de développer des protocoles et des outils permettant une modélisation de la dynamique hydrique de leurs habitats de reproduction.

Le projet a débuté en 2017, d'abord grâce à un financement de la Fondation de la Faune du Québec (2017-2019), puis grâce à un financement du Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs (2019-2020). Ce rapport présente l'ensemble des activités réalisées entre le lancement du projet en mai 2017 (Larocque et al., 2019) et février 2020. Les différentes sections du rapport décrivent la zone d'étude, les méthodologies mises en œuvre, les résultats obtenus et des recommandations.

Le projet est réalisé par une équipe de recherche en hydroécologie de l'UQAM composée de Marie Larocque (hydrogéologue et professeure au département des sciences de la Terre et de l'atmosphère), de Marjolaine Roux et de Sylvain Gagné (agents de recherche), et d'Olivier Cousineau (étudiant à la maîtrise). Trois stagiaires de premier cycle en géologie, Laurence Brunelle, Claudie Lefebvre et Samuel Bolduc, ont aussi contribué à l'acquisition de données. Le technicien de la faune du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Simon Bellefleur, a participé à l'instrumentation des sites et aux multiples relevés de données.

2 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude est située en Montérégie, à l'est de l'île de Montréal. La topographie est relativement plane, allant d'une altitude de quelques mètres au-dessus du niveau de la mer près du fleuve et de la rivière Richelieu à plus de 200 m sur le mont Saint-Bruno (**Figure 1a**).

La zone d'étude fait partie de la plate-forme des Basses-Terres du Saint-Laurent et est constituée de roches sédimentaires peu déformées, généralement disposées en strates horizontales (**Figure 1b**). La colline montréalaise du mont Saint-Bruno, une intrusion de roches ignées alcalines (Globensky, 1987), perce le relief au centre de la zone d'étude. Les sédiments marins fins dominent sur toute la zone d'étude. Ces sédiments ont été déposés lors de l'invasion de la mer de Champlain (~11 200 ans). Ces dépôts peuvent atteindre de grandes épaisseurs, soit plus de 20 m (Dubé-Loubert et al., 2014 ; Carrier et al., 2013). À des altitudes supérieures à celle de la limite marine (185 m au mont Saint-Hilaire), soit sur les flancs des collines Montérégiennes, se trouve du till remanié en couverture continue ainsi que des sédiments littoraux et périlittoraux.

La zone d'étude est principalement située en zone urbaine et périurbaine dans la banlieue sud-est de Montréal. De grands secteurs sont occupés par l'agriculture et des îlots boisés sont encore présents (**Figure 2**). Les milieux forestiers englobent les friches, les arbustes et les forêts ouvertes à denses. La Montérégie est recouverte de 6,7 % (5,6 % ; MELLC, 2017) de milieux humides ce qui représente 745 km² (CIC et MELCC, 2019).

Les étangs étudiés dans ce projet sont situés entre le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu. La grande majorité des sites sont situés sur des dépôts de till épais à mince. Ceux situés sur des dépôts argileux demeurent près des zones de till ou de dépôts d'alluvions sableux, ce qui suggère que les dépôts argileux sont probablement minces et remaniés. Finalement, les sites sont tous situés dans les derniers territoires boisés ou à proximité de ceux-ci.

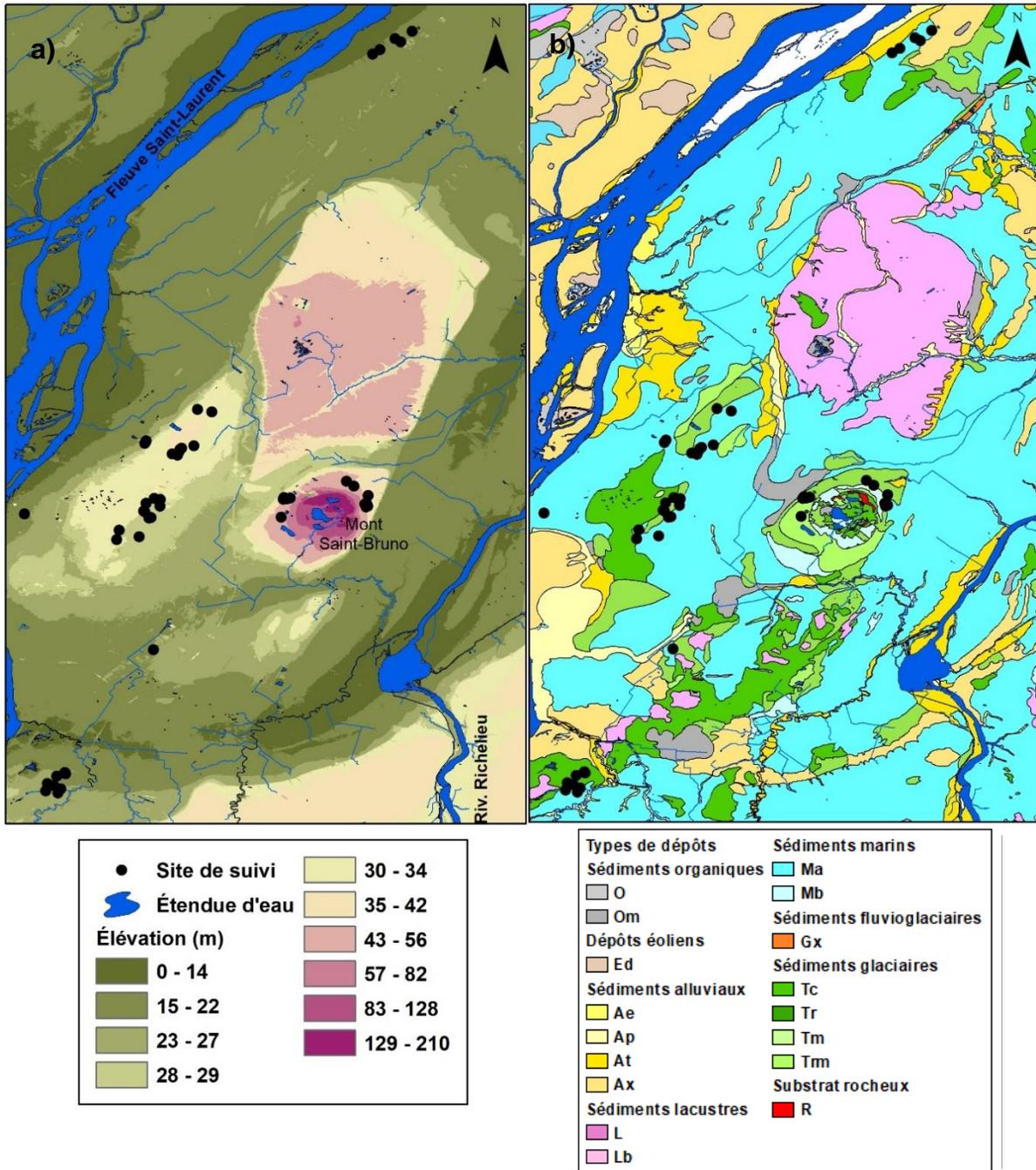


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude et des étangs étudiés a) topographie, b) dépôts meubles

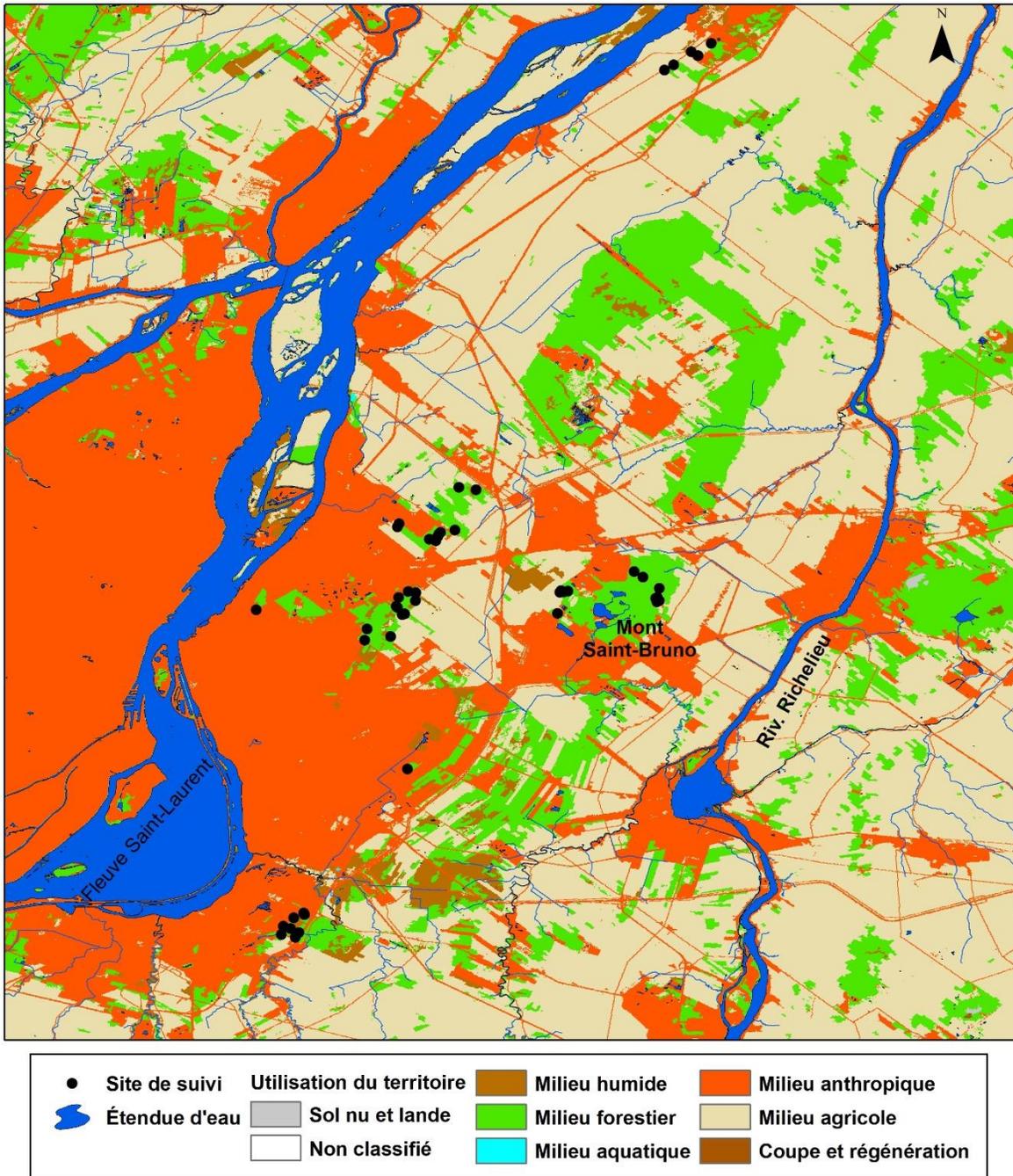


Figure 2 : Carte de l'utilisation du territoire pour la zone des sites étudiés (données de l'année 2015 ; Bissonnette et al., 2016)

Les précipitations moyennes interannuelles à la station Saint-Hubert (ID7027329 ; 1981-2010 ; **Figure 3a**) sont 1010 mm et les mois d'hiver sont légèrement plus secs que les mois d'été et d'automne. La température moyenne interannuelle est de 6.2°C, avec un minimum en janvier et un maximum en juillet. L'évapotranspiration potentielle (ETP) a été calculée avec la méthode d'Oudin et al., (2005). Cette méthode permet de calculer la valeur maximale de l'évapotranspiration journalière en utilisant la température de l'air, le jour julien et la latitude. L'ETP annuelle à la station est en moyenne de 603 mm, avec une pointe de 126 mm/mois en juillet et des valeurs nulles pour les mois de novembre, janvier et février.

Les précipitations annuelles pour les années 2016, 2017, 2018 et 2019 sont respectivement 937, 1016, 946 et 1057 mm (**Figure 3b**). Deux des quatre années de suivi hydrologique (2016 et 2018) ont donc reçu des précipitations inférieures à la moyenne des 30 dernières années. Les précipitations totales pour les mois de janvier à juin sont 384 mm (2016), 573 mm (2017), 434 mm (2018) et 512 mm (2019), elles aussi inférieures à la moyenne interannuelle de 461 mm pour 2015, 2016 et 2018. Depuis 2015, la moyenne annuelle a varié entre 6,7°C (2015) et 7,5°C (2016). La température moyenne mensuelle la plus élevée a été de 23,6°C en juillet 2018. Pour les années 2016, 2017, 2018 et 2019, l'ETP totale annuelle a été de 666, 660, 666 et 625 mm. L'ETP potentielle mensuelle est maximale en juillet, avec la valeur la plus élevée, 149 mm/mois, en 2018.

Entre 2016 et 2019, les précipitations nettes, i.e. les précipitations totales mensuelles moins l'ETP mensuelle, sont généralement positives de septembre ou octobre à avril. Pendant ces mois, l'ETP est donc plus faible que les précipitations. Les précipitations nettes sont négatives pour les mois de mai à août (ETP supérieure aux précipitations) (**Figure 3c**). L'excédent hydrique des étés 2016 et 2018 a été particulièrement négatif.

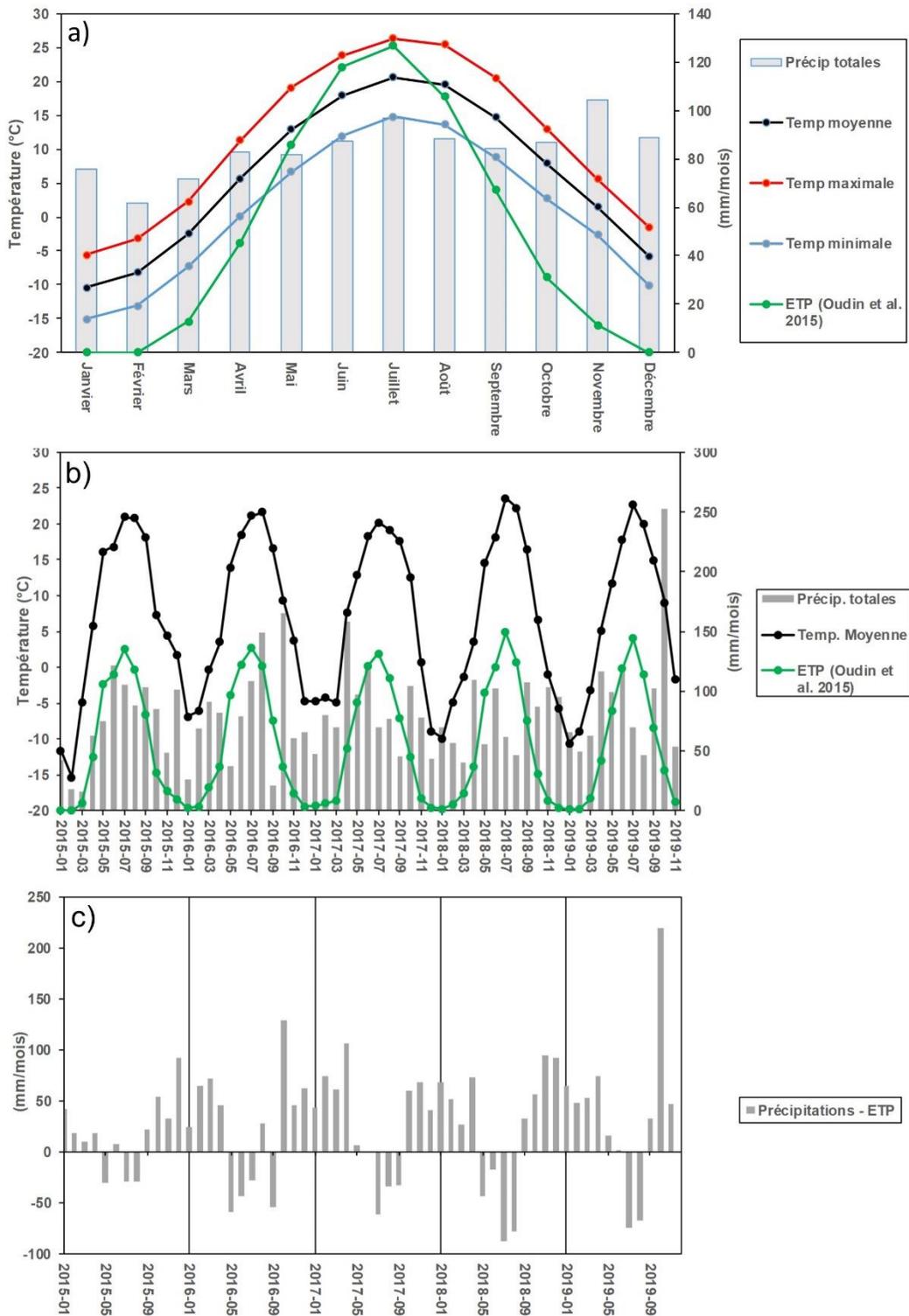


Figure 3 : Données météorologiques de la station de Saint-Hubert a) moyennes interannuelles 1980-2010, b) moyennes mensuelles (janvier 2015 - novembre 2019) et c) précipitations mensuelles nettes (janvier 2015 – novembre 2019)

3 METHODES UTILISÉES

3.1 Identification des sites

Entre 2015 et 2019, 70 étangs temporaires ont été identifiés et instrumentés par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Parmi ces sites, 48 ont été sélectionnés par l'UQAM pour un suivi hydrologique dans le cadre du présent projet. Les sites exclus sont ceux n'ayant pas d'hydropériode d'enregistrée en raison d'une instrumentation trop tardive, ceux présentant à la fois une seule année de suivi et une hydropériode extrêmement courte, ainsi que les sites aménagés entre 2016 et 2019 ayant été délimités par des sacs de sable. Les sites retenus ont été mis en place en 2015, 2016, 2017 et 2018. Au cours de cette période, le suivi a été interrompu à certains sites, tandis que d'autres sites ont été interrompus une année et ensuite réinstrumentés. Certains sites n'ont été suivis qu'une seule année, et seulement deux sites ont été suivis pendant cinq années (BCV2 et MDN3) (voir **Tableau 13**). Les sites interrompus volontairement ne représentaient pas les conditions favorables au maintien d'une population de rainettes faux-grillon de l'ouest.

Tous les sites à l'étude se situent dans les Basses-Terres du Saint-Laurent dans sept secteurs de la région administrative de la Montérégie, soit les secteurs du Boisé du Tremblay, de Boucherville, de Contrecoeur, de la Défense nationale, de La Prairie, de Longueuil et de la SEPAQ. Le secteur Longueuil contient les sites BA1 (Longueuil) et SHUF (Brossard) (**Tableau 1** et **Tableau 13** à l'**Annexe B**). Les sites se trouvent en bordure d'environnements urbains, périurbains, agricoles et forestiers. Ils sont pour la plupart caractérisés de sédiments fins et d'une faible pente. Seuls les sites du secteur défense nationale et de la SEPAQ se trouvent sur un relief légèrement plus abrupt à proximité du mont Saint-Bruno.

Tableau 1 : Nombre de sites avec données pour chaque année

Secteur	Nombre de sites				
	2015*	2016	2017	2018	2019
Boisé du Tremblay	0	2	10	9	8
Boucherville	1	5	7	8	3
Contrecoeur	0	0	5	5	5
Défense nationale	1	2	4	6	5
La Prairie	0	8	8	8	6
Longueuil	0	0	2	2	2
SEPAQ	0	4	4	4	4
Total	2	21	40	42	33

* : En 2015, les quatre sites n'ont été instrumentés qu'à partir de juin et ces données de niveaux ne sont pas interprétées.

En se basant sur des paramètres observés lors de l'écoute de chants printaniers, le MFFP a mis en place une classification hydrologique des étangs. Un site « témoin » est un lieu de reproduction de bonne qualité pour la rainette faux-grillon et où il y a peu de perturbations intrinsèques (il y en a 23). Les sites construits dans le cadre de compensation ou de réintroduction à moyen ou long terme sont identifiés comme des sites « aménagés » (il y en a 11). Les sites de reproduction dont les conditions hydrologiques sont perturbées par le développement anthropique sont identifiés comme des sites « modifiés » (il y en a 11). Des sites sont également identifiés comme présentant un « potentiel pour l'aménagement » (il y en a 3). Des rainettes ont été entendues à tous les sites des secteurs du Boisé du Tremblay, de Boucherville, de Contrecoeur, de Laprairie et de Longueuil (MFFP, 2019). Aucune rainette n'a été entendue dans certains sites du secteur de la Défense nationale (MDN9, MDN10, MDN12 et MDN13) ni sur aucun site du secteur de la SEPAQ. Ce dernier secteur rassemble des sites venant d'être aménagés (printemps 2017) pour un projet de recherche portant sur l'introduction de populations de rainettes.

Un site-témoin a été identifié dans chaque secteur, pour un total de sept sites-témoins caractérisés en détail (BTRF au Boisé du Tremblay, BCV2 à Boucherville, CONTH à Contrecoeur, MDN3 à la Défense nationale, P5 à La Prairie, BA1 à Longueuil et SQ23 à la SEPAQ). Ces sites ont été choisis 1) en raison de leur dispersion sur le territoire et de leur classification en tant que site « témoin » par le MFFP (à l'exception du site SQ23 qui a été légèrement modifié avec des sacs de sable en 2018) et 2) en raison de la présence d'une cuvette bien délimitée permettant de définir leur surface maximale (à l'exception du site SQ23). La présence d'une cuvette facilite la modélisation de la dynamique hydrique des étangs.

3.2 Levés topographiques

Les relevés topographiques ont été réalisés sur chacun des sites-témoins au moyen d'un GPS relié au réseau cellulaire GNSS (Global Navigation Satellite System) au cours des étés 2017, 2018 et avant la feuillaison du printemps 2019. Au total, 5835 niveaux topographiques ont été relevés, permettant ainsi d'obtenir une topographie fine pour les sept sites-témoins. Des données LiDAR sont disponibles pour les 48 sites étudiés.

3.3 Levés géologiques

L'épaisseur et la nature des matériaux meubles à l'intérieur et en bordure de l'étang ont été analysées par sondages manuels au cours des étés 2018 et 2019. Les sondages ont été réalisés à l'aide d'une tarière manuelle permettant le prélèvement de la matière organique et des sédiments fins à plus grossiers. Des sondages ont été faits sur chaque site-témoin. Les sondages sont situés à l'intérieur et à l'extérieur de l'étang, ce qui permet de réaliser des coupes stratigraphiques. Les forages au site MDN3 se situent seulement à l'extérieur puisqu'il est interdit de creuser en raison de la présence du pipeline Montréal-Portland passant dans le secteur.

Des échantillons de matériaux meubles ont été prélevés sur les sites-témoins et ont été analysés par granulométrie laser (Microtrac Bluewave) dans les laboratoires de l'UQAM. Deux échantillons ont été prélevés aux sites-témoins BA1, BTRF, CONTH, P5 et SQ23, un seul échantillon a été prélevé au site BCV2, et aucun échantillon n'a été prélevé au site MDN3.

3.4 Suivis hydrologiques

Aux 48 sites étudiés, un tube de PVC de 5 cm de diamètre a été installé au point le plus profond des étangs (Bouthillier et Reyes, 2016). Ces tubages n'ont pas pu être installés au point le plus profond des étangs FUT4, P6 et P7 (les différences entre la sonde de niveau et l'endroit le plus profond de l'étang sont 0,07, 0,27 et 0,05 m pour les trois sites respectivement). Chaque tube de PVC est perforé de fentes horizontales permettant l'entrée d'eau. Les variations horaires du niveau d'eau ont été enregistrées au moyen de sondes *Onset* (modèle U20L). Les sondes ont été installées en avril 2016 et retirées assez tôt (juillet) au cours de cet été, à l'exception du secteur de la SEPAQ où les sondes sont restées en place jusqu'en novembre. La réactivation automnale n'a donc pas été enregistrée pour 2016. Par la suite, les sondes ont été installées en avril 2017 et retirées en octobre ou novembre 2017. De la même façon, les sondes ont été installées au début mai 2018. Contrairement aux autres années, les sondes ont été laissées sur place pour l'hiver 2018-2019 dans certains étangs où le niveau d'eau était suffisamment haut (>30 cm) pour que la sonde demeure sous l'eau jusqu'au printemps suivant. Les autres sondes ont été installées en avril 2019. Pour mieux comprendre l'interaction entre l'eau de surface et l'eau souterraine, un **piézomètre** en PVC de 2,5 cm de diamètre a été mis en place dans les sédiments à l'extérieur de l'étang dans six des sept sites-témoins au printemps 2018 (**Figure 4** ; la sonde installée dans la nappe au MDN3 a fait défaut). Les piézomètres sont installés dans un trou creusé préalablement à la tarière manuelle permettant ainsi de décrire le type de dépôts meubles. Une crépine de 60 cm (SQ23, BTRF, MDN3, BCV2, BA1), 72 cm (P5) et 80 cm (CONTH) a été installée à la base du sondage manuelle. Autour de celle-

ci, et jusqu'à 30 cm de la surface, un massif filtrant de sable de silice a été installé. Le piézomètre a ensuite été terminé par la mise en place d'un bouchon de bentonite de la surface jusqu'à 30 cm de profondeur. Ces piézomètres ont été instrumentés de sondes automatiques ventilées (*INW PT2X*) mesurant les variations horaires du niveau d'eau. Ces sondes ont été laissées en place tout l'hiver 2018-2019. Tout le matériel a été retiré à la fin octobre 2019.

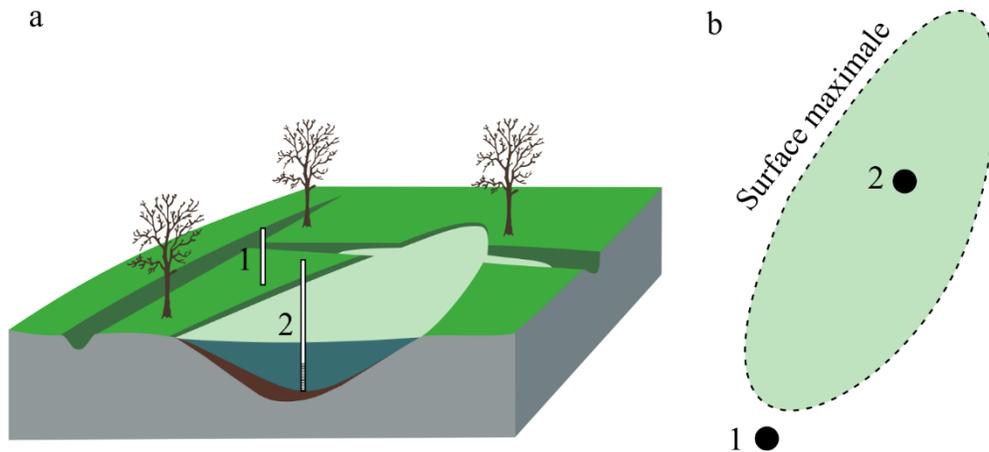


Figure 4 : Emplacements des instruments sur les sites-témoins a) en coupe et b) en plan. L'instrumentation est composée de piézomètres et de sondes pour le suivi de l'eau souterraine (point 1) et d'une sonde niveau pour le suivi de l'eau de surface (point 2)

3.5 Hydropériodes

Les données de niveau d'eau dans les étangs ont été utilisées pour calculer l'hydropériode de tous les étangs. Le début de l'hydropériode correspond à la journée suivant une suite de cinq jours pendant laquelle la température moyenne est supérieure à un certain seuil et pour laquelle dans les 10 jours suivants, il n'y a aucune journée où la température minimale est inférieure à une température identifiée comme définissant le gel. La température seuil et la température correspondant au gel ont été calibrées de manière à ce que le début de l'hydropériode corresponde aux dates de chants de rainettes entendus entre 1993 et 2019. Cette méthode de calcul, basée sur les températures, permet d'estimer l'hydropériode pour les années passées où des chants de rainettes ne sont pas disponibles ainsi que pour les scénarios en climats futurs. Cette méthode est compatible avec la recommandation de Whiting (2004) dans une étude au site BCV2 et selon laquelle quelques jours au printemps au-dessus d'une température de l'air de 5°C permettent à la rainette d'entamer sa migration et la période de reproduction. Cet auteur suggère d'utiliser ce moment comme le début de l'hydropériode, mais il ne précise pas le nombre de jours consécutifs

suivant le premier jour où la température de l'air moyenne est supérieure à 5°C. Ce paramètre est cependant très important pour déterminer le début de l'hydropériode. La méthode de Whiting (2004) a été reprise dans Bouthillier et Reyes (2016). La fin de l'hydropériode est la première journée où le niveau d'eau mesuré correspond au point le plus profond de l'étang (Reyes, 2016).

3.6 Estimation des superficies mouillées des étangs

La bathymétrie des sites-témoins a été calculée à l'aide des données topographiques obtenues avec le DGPS, des données LiDAR, des orthophotographies (photos prises en mai 2013) de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) et les séries temporelles de niveaux d'eau (superficie inondée pour différentes hauteurs d'eau). La superficie maximale des étangs est celle associée à la hauteur d'eau maximale mesurée dans chaque cuvette.

La superficie mouillée des 41 autres sites a été déterminée à l'aide des données LiDAR, des orthophotographies de la CMM et des données du Modèle d'Élévation du Canada (Figure 5). Étant donné que certains sites ont connu du développement urbain et différents aménagements depuis 2013, GoogleEarth ainsi que le réseau de drainage identifié à partir du LiDAR ont également servi à délimiter les surfaces mouillées des étangs.



Figure 5 : Surface maximale de l'étang P5 délimitée à l'aide d'une photographie aérienne

3.7 Estimation des aires de drainage des étangs

Une aire de drainage est la surface sur laquelle l'eau converge vers un même point, dans ce cas, vers un site étudié. Les aires de drainage des sites-témoins ont été calculées à l'aide des données LiDAR. Les données topographiques issues de la couche LIDAR ont d'abord été transformées en données de pente à l'aide de l'outil *Slope* d'ArcGIS. Ensuite, une couche d'accumulation de flux (*Cumulative flow*) a été calculée à l'aide de l'outil du même nom dans ArcGIS. Finalement, l'outil *Watershed* d'ArcGIS a ensuite été utilisé pour calculer l'aire d'alimentation de chacun des étangs. Cet outil utilise les deux couches d'information préalablement calculées pour déterminer la surface de l'aire de drainage. Les résultats ont ensuite été validés manuellement en utilisant les courbes topographiques des données LiDAR et DGPS, et en s'assurant que le calcul correspond bien aux directions d'écoulement connues.

3.8 Relations niveau-volume et niveau-surface des sites-témoins

Les données topographiques obtenues à l'aide du DGPS et complées avec les données LIDAR (lorsque les données DGPS ne couvraient pas tous le site) ont permis de construire une courbe bathymétrique et d'établir les relations niveau-volume et niveau-surface pour chacun. Seul le site SQ23 n'a pas pu être caractérisé de cette manière, car les données LiDAR et DGPS ne montrent pas de cuvette. L'eau est maintenue dans cet étang par un aménagement dédié permettant de retenir l'eau.

Les données topographiques ont été utilisées pour créer une couche matricielle de la topographie du fond des étangs. À partir de celle-ci, le volume de chaque site a été calculé avec l'outil «Surface-Volume» du logiciel ArcGIS et une valeur de volume et de surface pour chaque tranche de 10 cm à partir du fond de l'étang a été extraite. Ces données sont ensuite utilisées pour établir les équations niveau-volume et niveau-surface représentant le mieux chaque site.

Hayashi et van der Kamp (2000) présente une méthode permettant de trouver la relation hauteur-surface sans toutefois réaliser une bathymétrie complète de chacun des sites. Par contre, au minimum deux couples hauteur-surface doivent être mesurés.

3.9 Variations journalières de niveaux d'eau

L'analyse des séries temporelles de niveaux d'eau dans les étangs, notamment les taux de baisses et de remontées des niveaux fournissent des informations sur les processus intervenant dans le bilan hydrique des sites. Ces analyses ont été réalisées pour tous les étangs entre 2016 et 2019.

La vitesse d'abaissement journalière du niveau d'eau causée par l'infiltration à travers les sédiments, par la vidange par trop-plein et par évapotranspiration a été analysée. Si le niveau du jour $j+1$ est inférieur au jour j , la différence entre les deux niveaux est calculée et la date du jour $j+1$ est extraite. Un contrôle est effectué afin d'éliminer les journées influencées par les précipitations. Pour ce faire, les journées pour lesquelles la somme des précipitations des trois jours précédents (et de la journée concernée) est supérieure à 1 mm ont été exclues. Ces données sont ensuite analysées pour estimer le taux de descente moyen et l'évolution du taux de descente dans le temps pour les mois d'avril à octobre inclusivement. Les taux de descente inférieurs à 1 cm/jour ont été exclus de l'analyse.

La même analyse a été réalisée pour les taux de hausse journaliers (remontée du niveau de l'eau en réponse à un événement pluvieux, causé par la pluie atteignant l'étang et par le ruissellement de surface). Pour chaque journée où il y a eu une hausse, la somme des précipitations de la journée concernée et du jour précédent a été extraite. Les valeurs de hausse pour lesquelles aucune précipitation n'a été mesurée et les valeurs de hausse inférieures à 1 cm ont été exclues de l'analyse.

3.10 Scénarios climatiques

Douze scénarios climatiques provenant de modèles et de scénarios d'émissions différents (RCP4.5 et RCP8.5) ont été fournis par Ouranos (**Tableau 2**). La sélection de ces scénarios permet d'avoir une grande gamme au niveau des précipitations et températures. Les variables utilisées sont les précipitations, ainsi que les températures maximales et minimales journalières. Plusieurs mailles de la grille pour laquelle les données sont disponibles recouvrent le territoire d'étude. Pour l'analyse, les mailles suivantes ont été retenues : Contrecoeur (45.790810, -73.295837 ; utilisée pour le secteur de Contrecoeur), Saint-Bruno/Longueuil (45.540821, -73.295837 ; utilisée pour les secteurs du Boisé du Tremblay, de Boucherville, de la Défense nationale, de Longueuil et de la SEPAQ) et La Prairie (45.374161, -73.462494 ; utilisée pour le secteur de La Prairie). Les données des scénarios climatiques seront comparées selon trois périodes de 30 années : 1981-2010 (période passée de référence), 2041-2070 (futur rapproché) et 2071-2100 (futur éloigné).

Tableau 2 : Modèles climatiques et scénarios d'émission utilisés

Modèle	Nom	RCP
ACCESS1-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization	4.5
ACCESS1-3	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization	8.5
BCC-CSM1-1-m	Beijing Climate Center - Climate System Model	4.5
BNU-ESM	Beijing Normal University Earth System Model	8.5
CanESM2	The Second Generation Canadian Earth System Model	4.5
CMCC-CMS	Centro Euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici Climate Model	4.5
GFDL-CM3	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory Climate Model Version 3	4.5
GISS-E2-R	Goddard Institute for Space Studies ModelE/Russell	4.5
INMCM4	Russian Institute for Numerical Mathematics Climate Model Version 4	4.5
MIROC-ESM-CHEM	Model for Interdisciplinary Research on Climate - Earth System Model - Atmospheric Chemistry Coupled Version	8.5
MIROC-ESM-CHEM	Model for Interdisciplinary Research on Climate - Earth System Model	4.5
MRI-ESM1	Meteorological Research Institute - Earth System Model Version 1	8.5

3.11 Modélisation du bilan hydrique

Un modèle de calcul du bilan hydrique des étangs a été développé pour des étangs forestiers de l'Outaouais (Roux, 2019). Celui-ci se base sur le modèle PHYDO (Pyke, 2004) et sur l'approche utilisée dans le modèle hydrologique MOHYSE (Fortin et Turcotte, 2007). Le modèle a cependant été simplifié pour mieux représenter l'environnement dans lequel se situent les sites étudiés dans le présent projet. Le modèle tient compte des précipitations, de l'évapotranspiration, de la fonte de la neige, du ruissellement sur l'aire d'alimentation, de l'infiltration et des échanges avec la nappe pour calculer le bilan hydrique des sites-témoins. Les précipitations, les températures, la surface maximale de l'étang, la surface de l'aire d'alimentation, la hauteur d'eau maximale et la courbe bathymétrique de l'étang sont les seules données requises pour utiliser le modèle. Le fonctionnement détaillé du modèle est présenté à l'**Annexe F**.

Le modèle comporte 12 paramètres qui sont calibrés pour minimiser l'erreur entre les volumes d'eau mesurés dans l'étang (déduits des niveaux d'eau et de la courbe bathymétrique) et les volumes d'eau simulés, et pour minimiser l'erreur moyenne entre les hydropériodes mesurées et simulées. Les paramètres liés à l'évapotranspiration et à la fonte de la neige (C_{ETP} , C_{Tr} , T_f et C_f) sont calibrés de manière identique pour tous les sites (représentent des conditions météorologiques communes) tandis que tous les autres paramètres peuvent varier d'un site à l'autre. La qualité du calage est

évaluée avec le *NSE* (Nash-Sutcliffe model Efficiency) et le r^2 pour les erreurs sur les volumes dans l'étang, ainsi qu'avec l'erreur moyenne sur les hydropériodes.

Le modèle calibré est ensuite utilisé pour reproduire les conditions météorologiques, et notamment les durées d'hydropériodes, passées (1981-2010) et futures pour les horizons proche (2041-2070) et éloigné (2071-2100).

4 RÉSULTATS

4.1 Géologie des sites-témoins

Les coupes stratigraphiques présentées à l'**Annexe A (Figure 22 à Figure 28)** illustrent les dépôts en périphérie des étangs et sous-jacents aux étangs. Les sondages manuels réalisés atteignent une profondeur comprise entre 0,76 m (BA1, BCV2) et 2,3 m (CONTH). Une couche de matière organique (unité 1, **Tableau 3**) est présente à tous les sites, elle a une épaisseur (moyenne de tous les sondages sur chaque site) de 0,25 m (BTRF), 0,25 m (BCV2), 0,28 m (CONTH), 0,27 m (P5), 0,16 m (BA1) et 0,22 m (SQ23). Ces dépôts organiques sont superposés à une couche de sédiments (unité 2 et unité 3) principalement composés de silt, de silt argileux et de sable (SQ23). Ces dépôts meubles de granulométrie fine limitent, mais n'empêchent pas l'infiltration de l'eau sur l'aire d'alimentation et à partir du fond de l'étang. Ils contribuent au maintien de l'eau et à son accumulation dans les dépressions topographiques. La proportion plus importante de sable au SQ23 pourrait permettre une infiltration plus importante et une plus forte interaction avec l'eau souterraine (**Figure 6**).

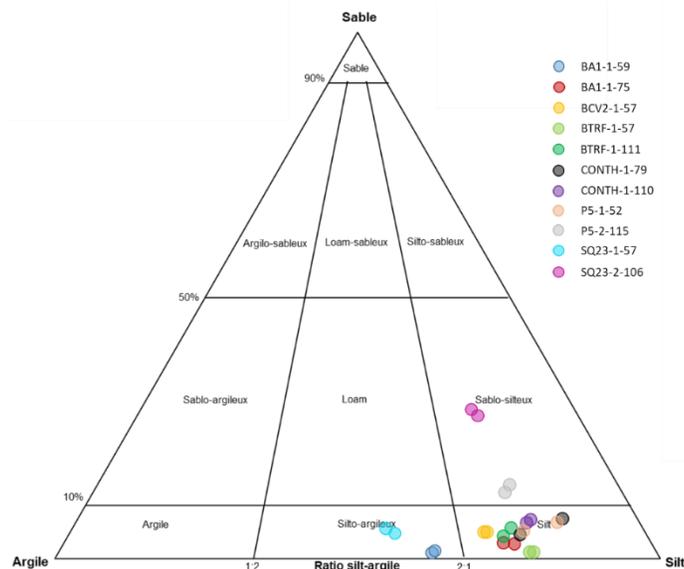


Figure 6 : Proportions des différentes granulométries des échantillons de sédiments

Tableau 3 : Sommaire de la stratigraphie pour les sites-témoins

Site	Unité 1	Épais. moy. (m)	Unité 2	Épais. moy (m)	Unité 3	Épais. moy (m)	Prof. tot. (m)
BTRF	Matière organique	0,25	Silt	0,63	-	-	0,88
BCV2	Matière organique	0,25	Silt	0,94	-	-	1,19
CONTH	Matière organique	0,28	Silt	0,37	Silt	1,13	1,78
MDN3*	Matière organique.	0,35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
P5	Matière organique	0,27	Silt	0,15	Till (silt sableux)	0,60	1,02
BA1	Matière organique	0,16	Silt argileux	0,90	-	-	1,06
SQ23	Matière organique	0,22	Silt argileux	0,35	Till (silt sableux)	0,54	1,11

* : Aucune mesure stratigraphique n'a été réalisée **sous** le site MDN3 en raison de la présence du pipeline Montréal-Portland.

4.2 Relations niveau-volume et niveau-surface des sites-témoins

Les résultats des relations hauteur volume et hauteur surface sont présentés à l'**Annexe C**. Pour six sites-témoins, il a été possible d'utiliser une relation de type puissance ($a * x^b$) entre le volume d'eau contenu dans l'étang ou la surface mouillée de l'étang, et le niveau d'eau dans celui-ci. Dans le modèle, ces équations sont nécessaires pour traduire en volume d'eau et en surface inondée le niveau simulé dans l'étang à chaque pas de temps. Les relations hauteur-volume et hauteur-surface varient d'un site à l'autre puisqu'elles dépendent de la morphologie du site (Hayashi et van der Kamp, 2000).

4.3 Superficies des étangs et aires de drainage

Les superficies maximales des étangs sont très variables d'un site à l'autre, allant de 9 m² (FUT5 et CONTF) à 6 149 m² (SHUF), avec une moyenne de 975 m² pour toute la zone d'étude. Les plus grands étangs sont ceux du secteur de Longueuil (deux sites seulement). Les étangs du Bois de Tremblay, de Boucherville, de Contrecoeur et de La Prairie ont des superficies similaires (**Tableau 4** et **Tableau 13** à l'**Annexe B**). Ceux du secteur de la Défense nationale et de la SEPAQ sont les plus petits. Les superficies des sept sites-témoins UQAM sont similaires aux valeurs moyennes. Le groupe des sites témoins a une moyenne de 1385 m². La moyenne des sites potentiels est 250 m², celle des sites modifiés est 1016 m² et celle des sites aménagés est 193 m². Les moyennes sont plus petites pour ces derniers groupes puisque les sites potentiels se retrouvent pour la plupart dans des fossés, le maintien de l'eau dans les sites modifiés se fait à l'aide de sacs de sable et les sites aménagés sont des trous creusés à la pelle mécanique.

Quelques sites de petites superficies sont difficiles à délimiter malgré l'utilisation de plusieurs outils (surfaces délimitées par le CERFO, photos aériennes de la CMM, Google Earth et réseau de drainage du LiDAR). Une délimitation de la surface maximale au printemps à l'aide d'un DGPS permettrait d'avoir la surface maximale réelle.

Les aires de drainage des étangs varient de 63 m² (FUT4, un des étangs ayant la plus petite superficie maximale) à 536 695 m² (IP13), avec une moyenne de 35 525 m². Les étangs ayant les aires de drainage les plus grandes se trouvent dans le secteur de la Défense nationale où les étangs ont de faibles superficies maximales, tandis que les plus petits se trouvent dans le secteur de La Prairie où les étangs ont des superficies moyennes. Les aires de drainage des sites-témoins sont similaires aux valeurs moyennes.

Varin et al. (2018) ont estimé les superficies des étangs temporaires de la Montérégie au moyen d'une méthode automatisée basée sur les données LiDAR. Parmi les 48 sites étudiés ici, cinq seulement ont également été ciblés par Varin et al. (2018) (**Tableau 14 à l'Annexe B**). Une fois les étangs localisés, les aires de drainage ont aussi été estimées. Les aires de drainage de ces sites sont différentes de celles estimées ici, mais néanmoins du même ordre de grandeur pour les sites IP4, IP13 et P1. Pour les sites BCV2 et P3, les superficies de Varin et al. (2018) sont entre 5 et 14 fois plus grandes que celles estimées dans ce projet à partir d'une analyse manuelle des données LiDAR. En raison de la topographie très peu marquée de la région, les aires de drainage des étangs sont approximatives, peu importe la technique utilisée pour les délimiter.

Tableau 4 : Superficies maximales des étangs et des aires de drainage selon les secteurs

Secteur (nom du site-témoin)	Superficie maximale (m ²)		Aire de drainage (m ²)		Nb de sites
	Moyenne du secteur	Site-témoin	Moyenne du secteur	Site-témoin	
Boisé du Tremblay (BTRF)	1 225	2 042	22 886	9 157	11
Boucherville (BCV2)	1 152	4 039	78 925	30 187	10
Contrecoeur (CONTH)	971	1 383	11 142	18 383	5
Défense nationale (MDN3)	161	345	55 264	657	7
La Prairie (P5)	904	774	8 334	2 159	8
Longueuil (BA1)	3 862	1 574	12 904	5 949	2
SEPAQ (SQ23)	234	133	25 835	12 714	5

4.4 Niveaux d'eau dans les étangs

Les niveaux d'eau maximums pour les 48 sites sont présentés à l'**Annexe B**. Les niveaux d'eau maximum dans les étangs étudiés ont varié de 0,15 m au SQ23 à 0,97 m au P5, avec un niveau maximum moyen de 0,42 m. Les moyennes des hauteurs maximales pour les sites potentiels, modifiés, témoins et aménagés sont 0,23 m (3 sites), 0,39 m (10), 0,42 m (26) et 0,53 m (9) respectivement. Les chroniques de niveaux aux sites instrumentés (**Figure 35** à **Figure 38**, **Annexe D**) ont été tronquées pour les mois d'hiver (mi-novembre à mi-avril) en raison du couvert de glace qui peut fausser les mesures de pression dans les sondes. Les données montrent que les niveaux les plus élevés sont généralement observés au printemps. Les niveaux printaniers sont similaires d'une année à l'autre pour les sites-témoins. Les niveaux baissent ensuite de manière générale, mais réagissent à la hausse aux précipitations. En 2016 (année sèche), trois sites ne se sont pas asséchés (P5, P6 et P7), en 2017 (année humide) six sites ne se sont pas asséchés (FUT4, P2, P4, P5, P6 et P7), tandis qu'en 2018 (année sèche) cinq sites (TM134, CONTC, CONF, P6 et P7) ne se sont pas asséchés. En 2019, tous les sites se sont asséchés. Les sites P6 et P7 ont été actifs pendant les trois années où ils ont été étudiés (2017 à 2019), il ne s'agit donc pas d'étangs temporaires. Ces sites aménagés sont munis de géomembranes qui semblent favoriser la rétention d'eau. Le site SQ23 se démarque des autres par son niveau d'eau très bas (<0,1 m) en mai et juin des trois années où il a été étudié (2017 à 2019). Des sacs de sable ont été aménagés pour maintenir un certain niveau d'eau dans ce site. Certains sites qui s'assèchent l'été se réactivent suite à un événement pluvieux. Les sites asséchés se réactivent tous à l'automne (entre octobre et novembre) et les niveaux rejoignent généralement en décembre ceux du printemps. Tous les sites sont ensuite actifs jusqu'au printemps suivant.

4.5 Niveaux de l'eau souterraine

Les niveaux d'eau souterraine ou de la nappe phréatique mesurés aux sites BTRF, BCV2, CONTH, P5, BA1 et SQ23 au cours d'une saison estivale (2018 ou 2019) sont présentés aux **Figure 39** à **Figure 44** de l'**Annexe E**. Les niveaux d'eau souterraine sont supérieurs au niveau de l'eau de surface dans l'étang aux sites BTRF, BCV2, CONTH et SQ23. Ceci est une indication d'une connexion entre l'eau souterraine et l'étang. Aux sites P5 et BA1, les niveaux d'eau souterraine sont inférieurs au niveau d'eau dans l'étang pendant toute la période estivale illustrée, ce qui est une indication d'une connexion moins importante entre la nappe phréatique et l'étang.

Au site BTRF, le niveau de l'eau souterraine est généralement au-dessus de celui de l'eau de surface de l'étang et suit les principales fluctuations du niveau d'eau de l'étang. La nappe phréatique se retrouve sous le fond de l'étang environ une journée avant l'assèchement de l'étang. Les fluctuations journalières (baisse durant le jour et hausse durant la nuit) visibles sur les chroniques de la nappe phréatique et de l'étang sont causées par la reprise évaporatoire. Au site BCV2, le niveau de la nappe est également au-dessus de celui du niveau d'eau de surface dans l'étang jusqu'à l'assèchement de l'étang. Il suit les principales fluctuations du niveau de l'étang et se retrouve sous le fond de l'étang le même jour où l'étang s'assèche. La remontée de la nappe phréatique, au-dessus du niveau fond de l'étang, à la fin juillet n'induit pas une réactivation de l'étang. Au site CONTH, le niveau de la nappe suit les principales fluctuations du niveau d'eau de l'étang et se retrouve sous le fond de l'étang le même jour où l'étang s'assèche. Les fluctuations journalières de la nappe sont peu visibles à ce site. Au site P5, le niveau de la nappe phréatique demeure inférieur au niveau d'eau de surface dans l'étang pendant tout le printemps et l'été 2019. Les fluctuations journalières causées par la reprise évaporatoire sont très visibles dans la nappe. Le niveau de l'eau souterraine atteint le fond de l'étang environ 25 jours avant l'assèchement de l'étang. Au site BA1, le niveau de l'eau souterraine demeure également inférieur au niveau d'eau dans l'étang pendant tout le printemps et l'été 2019. Les fluctuations journalières dues à l'ETP ne sont pas visibles dans la nappe, mais se discernent clairement dans l'étang. Le niveau de l'eau souterraine atteint le fond de l'étang environ 60 jours avant l'assèchement de l'étang. Au site SQ23, le niveau de la nappe est au-dessus du niveau d'eau dans l'étang jusqu'à l'assèchement de ce dernier. Les fluctuations dues à la reprise évaporatoire sont peu visibles à ce site. Les principales fluctuations du niveau d'eau dans l'étang sont aussi observées dans le niveau de l'eau souterraine. Le niveau de la nappe est inférieur au fond de l'étang le même jour où l'étang s'assèche.

4.6 Hydropériodes

L'utilisation de la température moyenne sur cinq jours de 5°C (température journalière moyenne) et d'une température de gel de -5°C (température journalière minimale) s'est avérée la meilleure combinaison de paramètres pour représenter les chants de rainettes observés entre 1993 et 2019. L'erreur moyenne entre les dates de chants 1993 à 2019 et le début de l'hydropériode calculée est de 0,2 jour et l'écart-type de cette erreur est de 10 jours. Une comparaison a été réalisée avec la méthode présentée dans Whiting (2004) et utilisée dans Bouthillier et Reyes (2016). La date du début de l'hydropériode correspond à la première journée dont la température moyenne est 5°C. De plus, la température moyenne doit être de 5°C ou plus sur quelques jours consécutifs. Entre 1993

et 2015, les moyennes en jour julien sont de 102,9 (13 avril), 99,6 (10 avril) et 102,9 (13 avril) pour les dates de chants, les résultats de Bouthillier et Reyes (2016) et l'étude en cours respectivement. La moyenne de 99,6 jours juliens provenant des résultats de Bouthillier et Reyes (2016) peut être causée par le manque de données sur six années. Pour combler la série de Bouthillier et Reyes (2016), la méthode Whiting (2004) a été utilisée avec un nombre de quatre jours consécutifs d'une température moyenne de 5°C. L'erreur moyenne entre la série complète selon Whiting (2004) et les chants est de 0,8 jour et l'écart-type est de 9,8. La **Figure 7** présente les résultats selon les différentes méthodes. Une différence entre les résultats de Bouthillier et Reyes (2016) et ceux calculés selon la méthode Whiting (2004) est observée. Un enregistreur placé au mois de mars dans quelques secteurs permettrait de vérifier que la date de chant obtenue lors de la visite au site correspond à la première date de chant de l'année.

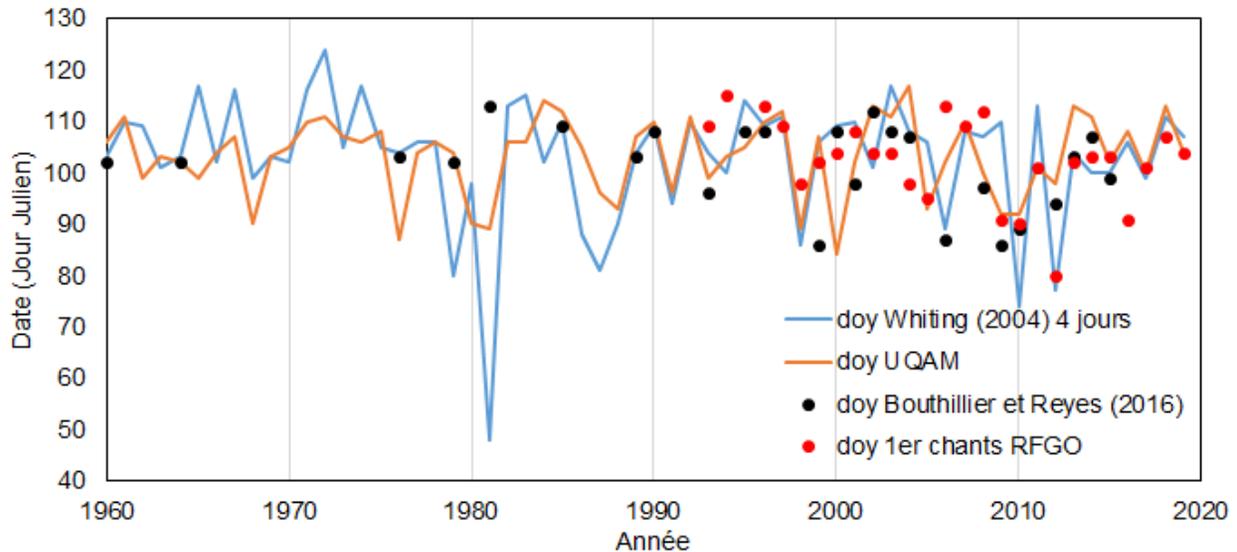


Figure 7 : Début de l'hydropériode calculée entre 1960 et 2019 selon la méthode de Bouthillier et Reyes (2016) et celle présentée dans ce rapport. La première écoute annuelle des chants de rainettes entre 1993 et 2019 ainsi que les valeurs présentées dans Bouthillier et Reyes (2016) ont été ajoutées.

Pour la période de la présente étude, les dates de chants entendus de 2016 à 2019 varient du 1^{er} avril (2016) au 18 avril (2018). Les dates de début des hydropériodes basées sur les températures de l'air moyennes de la station Saint-Hubert varient quant à elles du 10 avril (2017) au 23 avril (2018) (**Tableau 5**).

La durée moyenne des hydropériodes qui résulte de ces dates de début est de 79 jours (2016), 109 jours (2017), 68 jours (2018) et 91 jours (2019). Les moyennes incluent les sites permanents. Tous les sites ayant une durée d'hydropériode de 150 jours et plus ont une valeur de 150 pour les calculs.

Les résultats montrent deux années avec des hydropériodes courtes (2016 et 2018) et deux années avec des hydropériodes plus longues (2017 et 2019). L'écart-type sur la longueur de l'hydropériode est toutefois relativement grand entre les sites. La durée moyenne des hydropériodes se situe entre la période de 60 à 90 jours considérée nécessaire pour que les rainettes bénéficient d'un habitat mouillé suffisamment long pour assurer la survie des rainettes juvéniles. Cet intervalle est à titre indicatif, car la température de l'eau peut influencer le développement de la rainette (Werner et al., 2009; Bouthillier et Reyes, 2016; 55-83 jours, Smith, 1983). En 2016, 61% des sites étudiés ont eu des hydropériodes supérieures à 60 jours. En 2017, c'était le cas de 83% des sites, en 2018 de 55% des sites, et en 2019 de 91% des sites (ces chiffres incluent les étangs qui ne se sont pas asséchés).

Mis à part P6 et P7, tous les sites se sont asséchés au moins une fois entre 2016 et 2019. Des sept sites-témoins à l'étude, seul le P5 est permanent (2016 et 2017) tandis que les hydropériodes varient de 37 jours (SQ23 en 2018) à 129 jours (BTRF en 2017). L'hydropériode du printemps 2016 a été enlevée pour les sites SQ22A, SQ83A et SQ84A. Ceux-ci ont été aménagés entre 2016 et 2017. Les hydropériodes ne sont donc pas comparables, car la morphologie du site diffère entre ces deux années. Des travaux dans le but d'augmenter la rétention de l'eau ont été réalisés au printemps 2018 au site SQ23 (MFFP, 2019). Le fait qu'un site soit « témoin », « aménagé » ou « modifié » (nomenclature du MFFP) semble influencer son hydropériode (**Figure 8**). Les sites aménagés ont une hydropériode plus longue que ceux des autres catégories. Ceux-ci ont une hauteur d'eau maximale moyenne plus grande. Aussi, la morphologie (fossé) des sites potentiels ne permet pas d'emmagasiner l'eau.

Tableau 5 : Nombre de sites, début des chants, durée moyenne, durée médiane et écart-type des hydropériodes

Année	Nombre de sites*	Début		Durée hydropériode	
		Chants	Temp.	Moyenne/médiane	Écart-type
2016	15	1 avril**	17 avril	79/67	41
2017	32	12 avril***	10 avril	109/114	36
2018	37	18 avril***	23 avril	68/70	36
2019	33	15 avril**	14 avril	91/97	22

* Nombre de sites non permanents ayant une hydropériode > 15 jours.

** Chants entendus dans le secteur La Prairie.

*** Chants entendus dans le secteur Boisé du Tremblay.

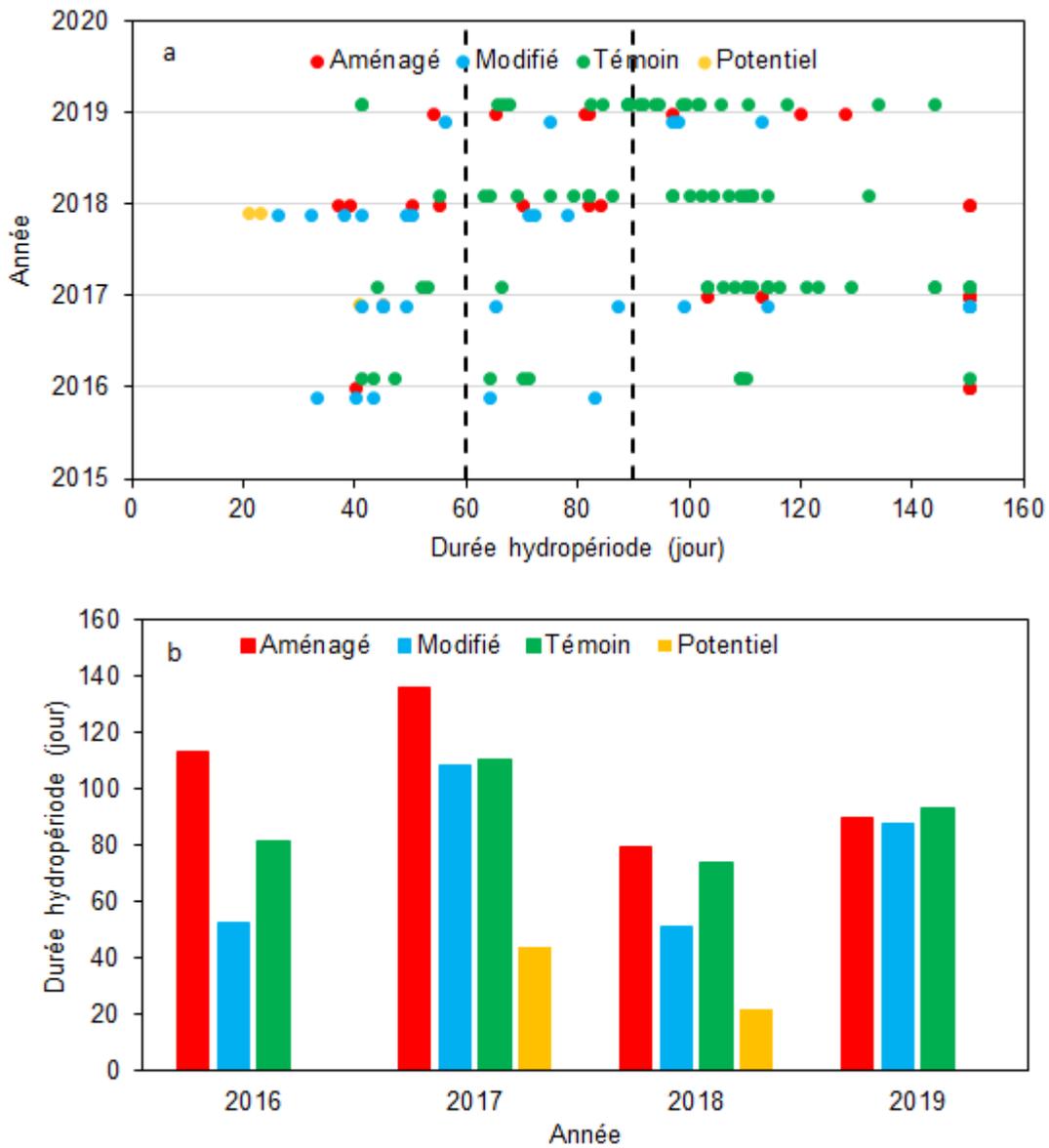


Figure 8 : a) Durée de l'hydropériode selon l'année et la classification du MFFP pour les 48 sites incluant les sites permanents (>150 jours) et b) durée moyenne de l'hydropériode par type et par année. Les lignes pointillées à 60 et 90 jours délimitent la période théorique permettant le développement de la RFGO.

4.7 Facteurs influençant l'hydropériode

Dans une démarche de recherche de facteurs explicatifs de la longueur de l'hydropériode, des relations statistiquement significatives ont été cherchées entre la durée de l'hydropériode et le périmètre de l'étang, la hauteur d'eau maximale, la surface maximale de l'étang, la surface de l'aire d'alimentation, la pente de l'aire d'alimentation, le taux d'abaissement moyen du niveau d'eau, le ratio P/hausse du niveau et la hauteur de la canopée dans un rayon de 20 m autour de l'étang. Ces relations ont été appliquées sur tous les sites confondus, puis par type, sauf pour ceux ayant une HP moyenne de 150 jours. Ces sites ont donc été permanents sur toute les années de suivi. La hauteur maximale d'eau dans l'étang montre une relation statistiquement significative ($p < 0,01$) avec l'hydropériode moyenne pour tous les sites confondus (**Figure 9**), indiquant qu'une hauteur d'eau maximale élevée allongera la durée de l'hydropériode. L'abaissement du niveau d'eau moyen montre une relation statistiquement significative ($p < 0,05$), mais seulement pour les sites de type « Aménagé ».

L'analyse des précipitations précédant et suivant le début de l'hydropériode a permis de déterminer quels mois ont le plus d'influence sur la durée médiane des hydropériodes des 48 sites (

Tableau 6). Pour cette analyse, les sites étant permanents sur toutes les années de suivi (hydropériodes > 150 jours) ont été retirés. Le meilleur résultat est obtenu avec la période de mars à juin avec un r^2 de 1 ($p < 0,01$). Ceci indique que ce sont les précipitations cumulées se produisant dans les semaines précédant le début de l'hydropériode (mars et avril) et dans les deux mois suivants (mai et juin) qui ont le plus d'influence sur la durée de l'hydropériode. Pendant les années étudiées, ces précipitations ont été de 290 mm (2016, hydropériode médiane 63 jours), 445 mm (2017, hydropériode médiane 110 j), 307 mm (2018, hydropériode médiane 55 j) et 397 mm (2019, hydropériode médiane 87 j). Lorsque la même analyse est réalisée en utilisant toutes les données d'hydropériodes plutôt que la médiane des 48 sites, la valeur de r^2 diminue à 0,30, mais la relation demeure statistiquement significative ($p < 0,01$) (**Figure 10**).

Des tests similaires ont été réalisés avec les températures de l'air maximales mensuelles, mais ces analyses ne se sont pas avérées concluantes. La pluie nette, soit la différence entre la précipitation et l'évapotranspiration indique aussi une relation statistiquement significative ($r^2 = 1$ et $p < 0,01$), mais pour les mois d'avril à juillet. L'effet de la température sur l'hydropériode est décalé d'un mois par rapport aux précipitations. La température de l'eau de surface n'a pas été testée. Cette donnée peut être influencée par la hauteur de l'eau, la position de la sonde par rapport au sol (entre -0,85 cm et +0,27 cm) et l'ensoleillement. L'ensoleillement à chacun des sites est une donnée enregistrée par le MFFP, mais qui n'a pas été traitée dans le cadre de ce projet.

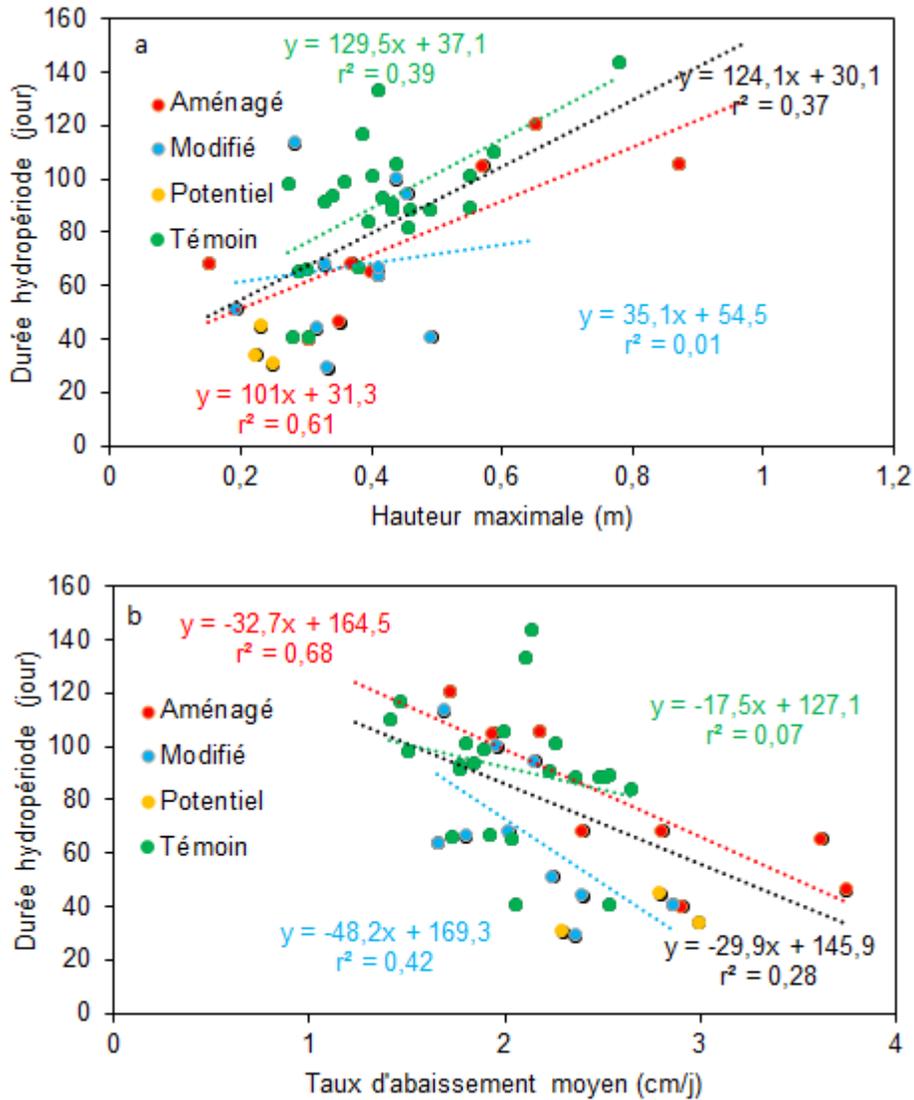


Figure 9 : Relation entre a) la hauteur maximale d'eau mesurée dans l'étang et la durée moyenne de l'hydropériode et b) l'abaissement moyen du niveau d'eau et la durée moyenne de l'hydropériode par type. Les sites ayant une HP moyenne de 150 jours ou plus ont été exclus.

Tableau 6 : Statistiques des régressions entre la durée médiane des hydropériodes et la précipitation et avec la pluie nette (P-ETP) totale pour différentes périodes

Paramètre	Période	r ²	
Précipitation	Janvier-avril	0,77	
	Janvier-mai	0,95*	
	Janvier-juin	0,97*	
	Mars-juin	1,00**	
	Avril-juin	0,91	
	Mai-juin	0,86	
	Avril-juillet	0,97*	
	Mai-juillet	0,96*	
	Toutes les données (mars-juin)		0,24**
	P-ETP	Janvier-avril	0,84
Janvier-mai		0,99*	
Janvier-juin		0,96*	
Mars-juin		0,99**	
Avril-juin		0,90	
Mai-juin		0,85	
Avril-juillet		1,00**	
Mai-juillet		0,96*	
T	Moyenne maximale juin	0,94	

*Statistiquement significative (p < 0,05)

** Statistiquement significative (p < 0,01)

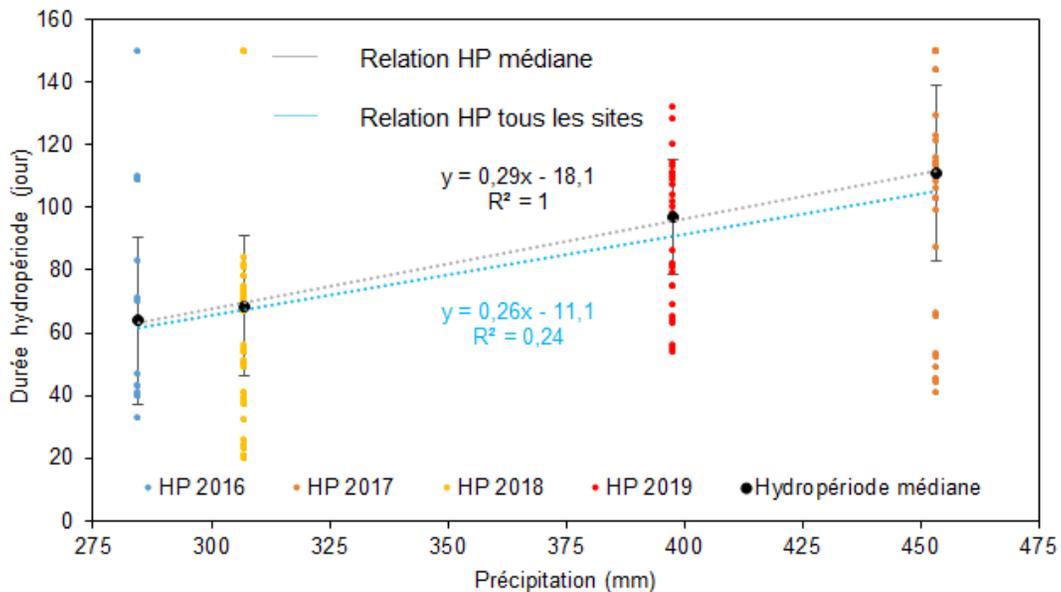


Figure 10 : Relation entre les précipitations totales de mars à juin et la durée médiane de l'hydropériode pour chaque année.

4.8 Variation journalière des niveaux

Les taux de descente journaliers des niveaux d'eau montrent des variations de 1,2 cm/j (P7) à 5,6 cm/j (BTRJ) (**Figure 11**). La valeur moyenne pour tous les sites et toutes les années est de 2,2 cm/j. Les sites-témoins BTRF (2,0 cm/j), MDN3 (1,7 cm/j), P5 (1,5 cm/j) et BA1 (1,8 cm/j) ont des valeurs inférieures à la moyenne tandis que les sites-témoins BCV2 (2,2 cm/j), CONTH (2,5 cm/j) et SQ23 (2,4 cm/j) ont des valeurs égales ou supérieures à la moyenne. Ces taux de baisse sont nettement supérieurs aux ETP journalières de la période estivale qui varient en moyenne (de 2016 à 2019) de 1,2 à 4,8 mm/j entre mai et juillet. La vidange par trop-plein et l'infiltration à travers les sédiments expliquent probablement les taux de baisse très importants observés sur les différents étangs. L'analyse des sites témoins montre qu'il ne semble pas y avoir de lien entre le taux de baisse des niveaux et la nature des dépôts meubles.

Les taux d'abaissement moyens par groupe sont 2,1 cm/j, 2,2 cm/j, 2,4 cm/j et 2,7 cm/j pour les sites modifiés, témoins, aménagés et potentiels respectivement. Les taux sont très variables au sein des sites aménagés. Les sites permanents aménagés avec des membranes géotextiles ont des taux de baisse particulièrement bas (P6, P7). Les sites MDN12, MDN13 et MDN16 sont situés près d'anciens fossés. Ces fossés pourraient augmenter le drainage de ce secteur et ainsi expliquer les taux plus élevés

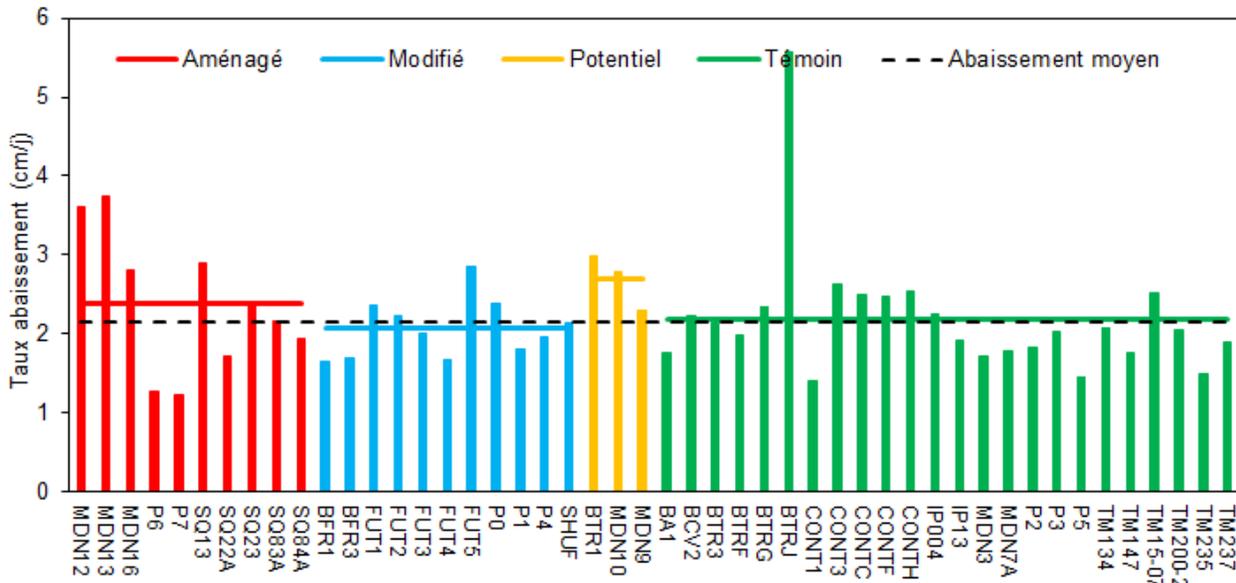


Figure 11 : Taux d'abaissement journalier moyen des niveaux pour les 48 sites (les données de 2016 à 2019 d'avril à octobre sont utilisées pour la valeur moyenne)

Les taux d'abaissement semblent plus faibles au printemps (avril et mai) et à l'automne (octobre), et généralement plus élevés l'été (juin, juillet et août) (**Figure 12**). Toutefois, la variabilité intra-annuelle et interannuelle des taux d'abaissement moyens mensuels est très importante, ce qui rend difficile l'identification des causes des différences saisonnières.

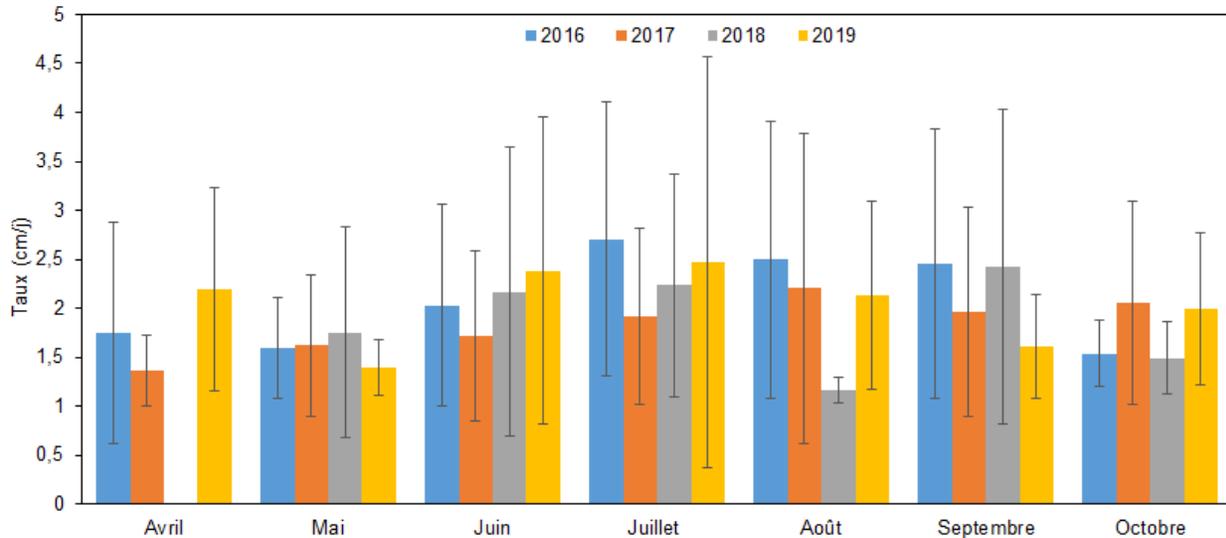


Figure 12 : Taux d'abaissement mensuel moyen pour tous les sites (les barres verticales représentent les écarts-types ; le mois d'avril de l'année 2018 n'est pas illustré en raison du manque de données).

La hausse du niveau d'eau reflète le bilan hydrique de l'étang. Sur une période d'une journée, l'ampleur d'une hausse (Δh) résulte de la précipitation tombée directement sur l'étang ($P_{\acute{E}t}$), de la précipitation qui atteint l'étang après avoir ruisselé sur son aire d'alimentation (R) et de la vidange de l'étang par un trop-plein (Q_{TP}).

$$P_{\acute{E}t} + R - Q_{TP} = \Delta h \quad (\text{éq. 1})$$

$$Ratio = \frac{P_{\acute{E}t}}{\Delta h} \quad (\text{éq. 2})$$

Sur une période plus longue, l'apport d'eau souterraine à l'étang et la perte d'eau par infiltration peuvent également intervenir dans le bilan hydrique. Si l'aire d'alimentation d'un étang est très petite et que le trop-plein n'est pas atteint, les termes R et Q_{TP} sont nuls, Δh sera égal à $P_{\acute{E}t}$ et le ratio sera égal à un. Si le trop-plein n'est pas atteint ($Q_{TP} = 0$), un ratio inférieur à un indique que la pluie tombée sur l'aire d'alimentation contribue (par ruissellement) à l'augmentation du niveau. Dans ce cas, plus le ratio est faible, plus l'aire d'alimentation contribue à Δh . Cette représentation du bilan hydrique est

toutefois très simplifiée et comme la bathymétrie de l'étang n'est pas prise en compte dans le calcul, il n'est pas possible d'estimer la superficie de l'aire d'alimentation qui contribue à l'apport d'eau à l'étang. Également, l'activation d'un trop-plein au cours d'un événement pluvieux ou suite à celui-ci peut contribuer à réduire le Δh . Les ratios supérieurs à un pourraient indiquer des étangs qui se vident plus rapidement qu'ils ne se remplissent lors d'une pluie.

Les ratios moyens par site et pour toutes les années varient de 0,46 (FUT1) à 1,19 (SQ23), avec une moyenne de 0,76 (**Figure 13**). Ces valeurs indiquent que pour la plupart des étangs, les aires de drainage contribuent à l'alimentation pendant un événement pluvieux. L'aire de drainage semble toutefois très petite ($1 > \text{ratio} > 0,9$) pour les sites BA1, BTRJ, MND3, SQ22A et TM235. Un ratio > 1 pour les sites P1, P6, P7, SQ23 et TM234 pourrait indiquer la présence d'une vidange de l'étang rapide pendant un événement pluvieux. Les ratios pour les différents types de sites sont 0,61, 0,72, 0,75 et 0,85 pour les sites potentiels, modifiés, témoins et aménagés respectivement.

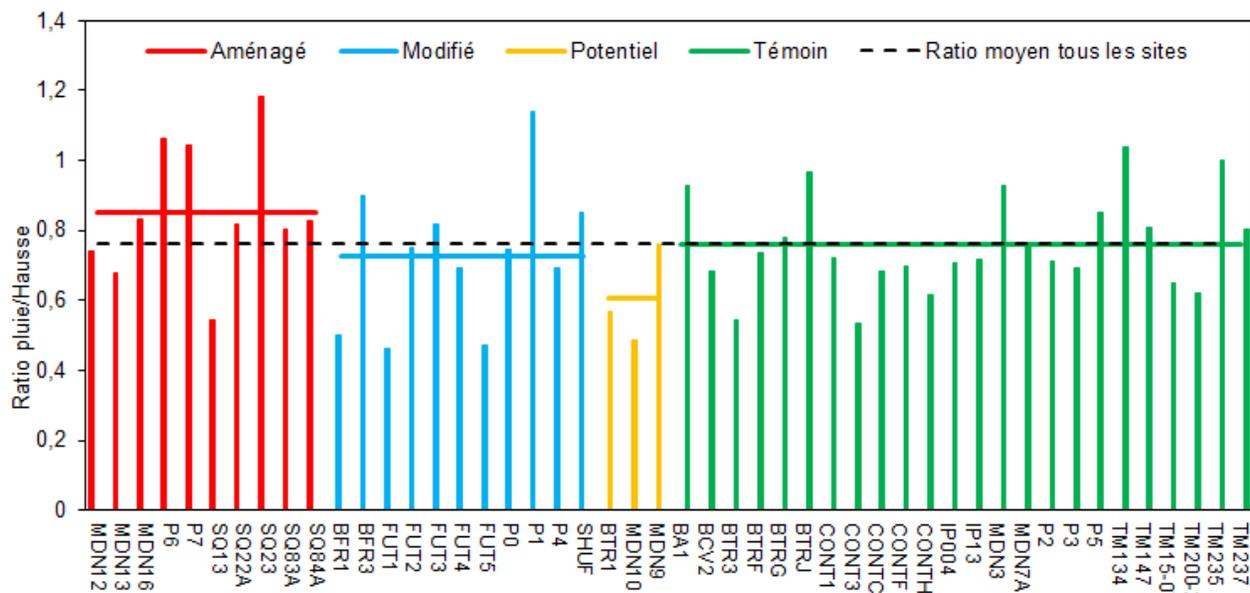


Figure 13 : Valeurs moyennes des ratios précipitation/hausse du niveau pour les 48 sites (les données de 2016 à 2019 d'avril à octobre sont utilisées pour la valeur moyenne)

Les sites potentiels (BTR1, MDN9 et MDN10) présentent une grande et rapide (hausse du niveau sur un jour) accumulation d'eau (ratio $< 0,76$) et une vidange rapide. Ce type de sites est associé à une proximité de fossés. Il est possible qu'après une précipitation, l'eau répartie sur l'aire de drainage soit rapidement acheminée jusqu'à l'étang. D'autres sites présentent des variations rapides du niveau d'eau et sont localisés près ou dans un fossé (MDN12, MDN13, SQ13, FUT5, P0, CONT3,

CONTC, CONTF, CONTH et TM15-07). La moyenne des surfaces maximales pour les sites situés à proximité ou dans un fossé est de 390 m² (n=13). Comme les zones non urbaines de la Montérégie sont pour la plupart du temps des zones agricoles, plusieurs autres sites interceptent des fossés (SQ23, SHUF, BCV2, BTR3, BTRJ, IP4, IP13, P2, P3, TM134 et TM147), mais ont des taux d'abaissement et des ratios différents. Pour ces derniers sites, l'interception des fossés se fait en périphérie de la zone inondée principale. Ceux-ci sont dotés d'une grande surface maximale inondable. La moyenne des surfaces maximales est de 2507 m² (n=11). Les sites situés dans un fossé ou à proximité et qui ont une petite surface inondable ont un niveau d'eau de surface sujet à de grandes et rapides variations.

Seul le site BTRJ a un taux d'abaissement plus élevé que 4 cm/j. Le ratio $P/\Delta h$ à ce site est élevé, ce qui pourrait résulter d'une infiltration importante dans les sédiments sous-jacents. Comme d'autres sites, BTRJ se situe près de terres cultivées sur des dépôts de granulométrie fine. Il est donc difficile de déterminer le ou les paramètres influençant le niveau d'eau. Aucune relation n'a été observée entre les hauteurs moyenne et maximale des arbres dans un rayon de 20 m autour du site et le taux d'abaissement moyen par site.

4.9 Volumes d'eau simulés

Les volumes d'eau journaliers ont été simulés sur six des sept sites-témoins. Le site SQ23 n'a pu être simulé, car l'absence de cuvette n'a pas permis de développer la courbe bathymétrique nécessaire au modèle. Les simulations ont été réalisées de janvier 2014 à octobre 2019 et le modèle a été calibré de mai à septembre pour les années 2017, 2018 et 2019 (2018 est une année sèche comparativement aux deux autres). Les mois d'hiver ont été exclus de la calibration, car les niveaux d'eau mesurés peuvent être faussés par la présence de glace sur l'étang. Les années 2014 et 2015 sont utilisées comme période de chauffe permettant de stabiliser le modèle avant la comparaison avec les données mesurées de 2016 à 2019. Les données de précipitations et de températures utilisées sont celles de la station Saint-Hubert pour tous les sites. La hauteur de neige au sol utilisée est celle de la station de l'aéroport de Dorval à Montréal.

L'évapotranspiration potentielle simulée représente correctement celle obtenue avec l'équation de Oudin et al. (2005) (**Figure 14a**). Les évapotranspirations potentielles sont quasiment nulles de décembre à mars et atteignent un maximum entre 5 et 6 mm/j en juillet de chaque année. L'évapotranspiration réelle annuelle de 2016 à 2019 varie de 233 mm en 2019 pour le site BA1 à 463 mm en 2017 pour le site MDN3. Les évapotranspirations potentielles (et les paramètres calés

qui y sont liés) sont les mêmes pour tous les sites, mais les évapotranspirations réelles varient d'un site à l'autre, en fonction de la surface active de l'étang.

Le modèle représente bien le début et la fin de la période d'enneigement. La neige au sol au cours de l'hiver est bien représentée en 2018, est surestimée en 2019 et sous-estimée principalement à la fin de l'hiver 2017. Une faible accumulation de neige au sol en 2016 comparativement aux autres années peut être causée par la présence d'un El Niño à l'hiver 2015-2016 (**Figure 144b**). La neige au sol mesurée à l'aéroport commence à s'accumuler entre le 16 novembre (2018) et le 27 novembre (2017). La valeur maximale de neige au sol varie de 59 mm (2016) à 103 cm (2017). La fonte débute entre le 26 février (2018) et le 27 mars (2017) et le couvert neigeux a disparu entre le 27 mars (2016 et 2018) et le 11 avril (2019). La neige au sol (et les paramètres qui y sont liés) est la même pour tous les étangs. Pour des fins de comparaison, la transformation de l'équivalent en eau simulé en neige au sol simulée a été réalisée à l'aide des données de densité des stations nivométriques Yamaska et Brome (MELCC, 2019).

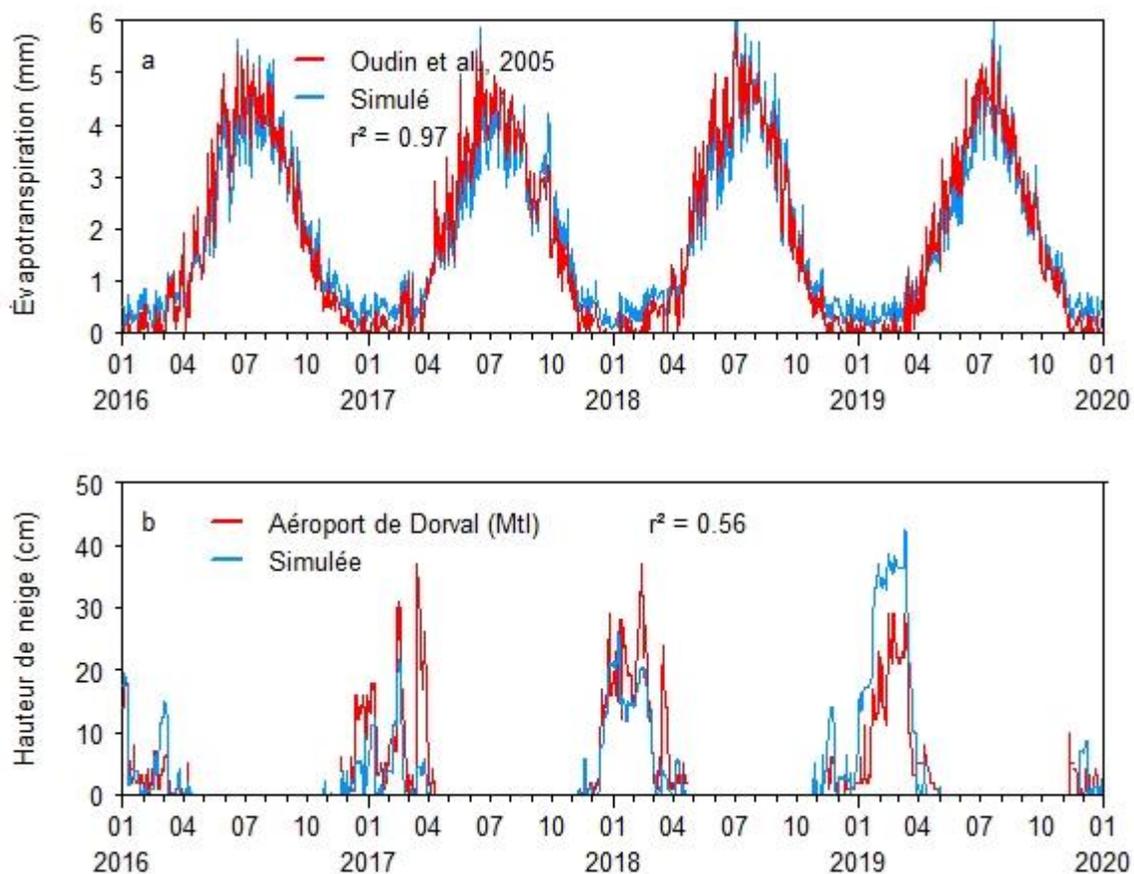


Figure 14 : Variables météorologiques a) évapotranspirations potentielles estimées avec la méthode d'Oudin et al. (2005) et simulées et b) neige au sol mesurée et simulée

Les précipitations cumulées à la fonte de la neige sont divisées entre le ruissellement et l'infiltration vers le réservoir superficiel par un coefficient d'infiltration. Ce coefficient a été calé pour représenter de manière réaliste les volumes d'eau ruisselé simulés par Dubois et al. (in prep) à l'aide d'un modèle de bilan hydrique superficiel à l'échelle de toutes les Basses-Terres du Saint-Laurent. Le ruissellement annuel moyen simulé pour les sites-témoins est du bon ordre de grandeur, de 329 à 503 mm/an, comparativement à la gamme obtenue par Dubois et al. (in prep) de 310 à 442 mm/an. La percolation simulée hors du réservoir superficiel dans le modèle, de 82 à 283 mm/an (moyenne pour tous les sites de 181 mm/an), est comparable au taux d'infiltration de 214 à 220 mm/an simulés dans la région avec le modèle HELP par Carrier et al. (2013).

Pour simuler les volumes d'eau dans l'étang, il a été nécessaire de réduire la superficie de l'aire de drainage contribuant directement à l'étang à l'aide du coefficient c_{AA} . Les superficies utilisées dans le modèle représentent entre 7 % et 30 % des aires de drainage. L'utilisation de ce coefficient reflète le fait que les aires de drainages identifiées avec les données topographiques ne représentent pas la zone qui alimente réellement les étangs (cf. observation faite plus haut dans l'analyse des niveaux d'eau dans les étangs). Pour les étangs en milieu agricole, le système de drainage peut capter une fraction des précipitations (Martin et al., 2009). Les ratios entre l'aire de drainage (ou aire d'alimentation de l'étang) ainsi réduite et la surface maximale de l'étang ($SAA/S_{A_{max}}$; **Tableau 7**) montrent des différences entre les étangs et traduisent des zones d'alimentation réelles relativement faibles.

Les coefficients des flux entrants et sortants des réservoirs superficiel et profond permettent de représenter le niveau de la nappe (**Figure 15**) à partir duquel l'étang peut recevoir de l'eau souterraine (hiver et printemps) et à partir duquel il n'y a pas d'infiltration de l'étang vers l'aquifère profond. Les coefficients d'infiltration des étangs ont été contraints à ne pas dépasser les valeurs des pentes journalières calculées à partir des chroniques de niveaux. Les coefficients calés permettent d'assurer le maintien de l'eau dans l'étang au printemps. Les paramètres liés aux conditions météorologiques (c_{ETP} , c_{TR} , T_f et c_f) ont été calibrés une seule fois pour tous les étangs. Les autres paramètres ont été calibrés pour chaque étang, de manière à optimiser les critères de calage.

Tableau 7 : Paramètres calés pour les sites-témoins

Sites	CETP	CTR	T _f	C _f	C _i	CRS	CRP	CAA	CIP	CINF	CEXU	np	SAA/SA _{max}
BTRF	1,58	0,22	0	5,6	8,7	0,1	0,4	0,105	0,02	8,9	1	32,8	4,5
BCV2	1,58	0,22	0	5,6	5	0,15	0,35	0,125	0,05	4,9	90	6	7,5
CONTH	1,58	0,22	0	5,6	10	0,1	0,5	0,07	0,03	8	30	31,14	13,3
MDN3	1,58	0,22	0	5,6	10	0,21	0,64	0,3	0,028	8	5	31,1	1,9
P5	1,58	0,22	0	5,6	5	0,25	0,35	0,3	0,02	7,5	3	13,5	2,8
BA1	1,58	0,22	0	5,6	6	0,3	0,45	0,068	0,015	4,2	30	27,9	3,8



Figure 15 : Niveaux de la nappe simulés entre 2016 et 2019 pour le site BTRF

Les sites BTRF, MDN3 et BA1 sont les mieux simulés, avec de faibles différences entre les hypopériodes simulées et calculées et des critères de calage élevés pour les années 2018 et 2019 (**Tableau 8**). Néanmoins, les modèles confirment que les sites-témoins réagissent de façon similaire à l'inondation printanière et lors de l'assèchement estival (**Figure 17** et **Figure 17**). Seul le site P5 réagit différemment en restant permanent en 2017. La période de réactivation observée à l'automne est reproduite par la simulation pour tous les sites. La simulation est hâtive pour le site BCV2. Peu d'événements pluvieux estivaux d'assez grande importance pour inonder les étangs ont été observés entre 2017 et 2019, le plus important étant celui de 2016 qui est mesuré et simulé aux sites BCV2 et MDN3. Comme les années 2017 et 2019 sont plus humides que 2018, il s'est avéré difficile de représenter à la fois 2018 et les années 2017 et 2019 pour la plupart des sites (BA1, CONTH, MDN3, BCV2 et P5). C'est au site BTRF que la fin de l'hypopériode est la mieux représentée avec une différence maximale de moins trois jours en 2017.

Peu de précipitations ont été observées durant l'hiver et le printemps 2016. La hauteur d'eau simulée dans le réservoir profond est basse. Comme la hauteur d'eau se retrouve la plupart du temps sous le seuil établi, peu d'apports en eau souterraine et beaucoup d'infiltration caractérisent cette période. Cela peut expliquer la mauvaise simulation de l'année 2016. Un suivi de la nappe phréatique aurait permis de valider le niveau de la nappe.

Les zones de trop-pleins observées à tous les sites sont nécessaires pour le calage des modèles. Les trop-pleins des sites BA1 et BCV2 génèrent des écoulements importants hors de l'étang qui pourraient expliquer les faibles volumes mesurés et simulés dans les étangs au printemps 2017, malgré des conditions météorologiques humides. Les valeurs du trop-plein pour tous les sites sont faibles en 2018 comparativement aux années 2017 et 2019.

La qualité de la simulation de 2016 à 2019 au site BTRF permet d'y analyser les flux entrants et sortants. Le ruissellement sur l'aire d'alimentation (40%) et les apports par précipitations directement sur la surface mouillée (59%) représentent la totalité des intrants à l'étang. Il est intéressant de noter que l'apport d'eau souterraine du réservoir superficiel est très faible. Toutefois, le bilan hydrique de l'étang est sensible à la présence d'une nappe élevée qui limite l'infiltration verticale et contribue à maintenir plus longtemps les niveaux d'eau dans l'étang. Cette nappe élevée simulée correspond aux observations faites dans les piézomètres situés dans la nappe. L'infiltration (53%), l'évapotranspiration (43%) et la vidange par trop-plein (4%) représentent les flux sortants de l'étang. Il est intéressant de noter qu'à ce site, la percolation moyenne (2016-2019) simulée vers l'aquifère profond représente 214 mm/an, une valeur très similaire à l'infiltration simulée par Carrier et al. (2013). La répartition des flux est similaire aux autres sites, mais n'est pas illustrée ici, car considérée moins fiable en raison de la qualité moindre du calage sur l'ensemble de la période simulée.

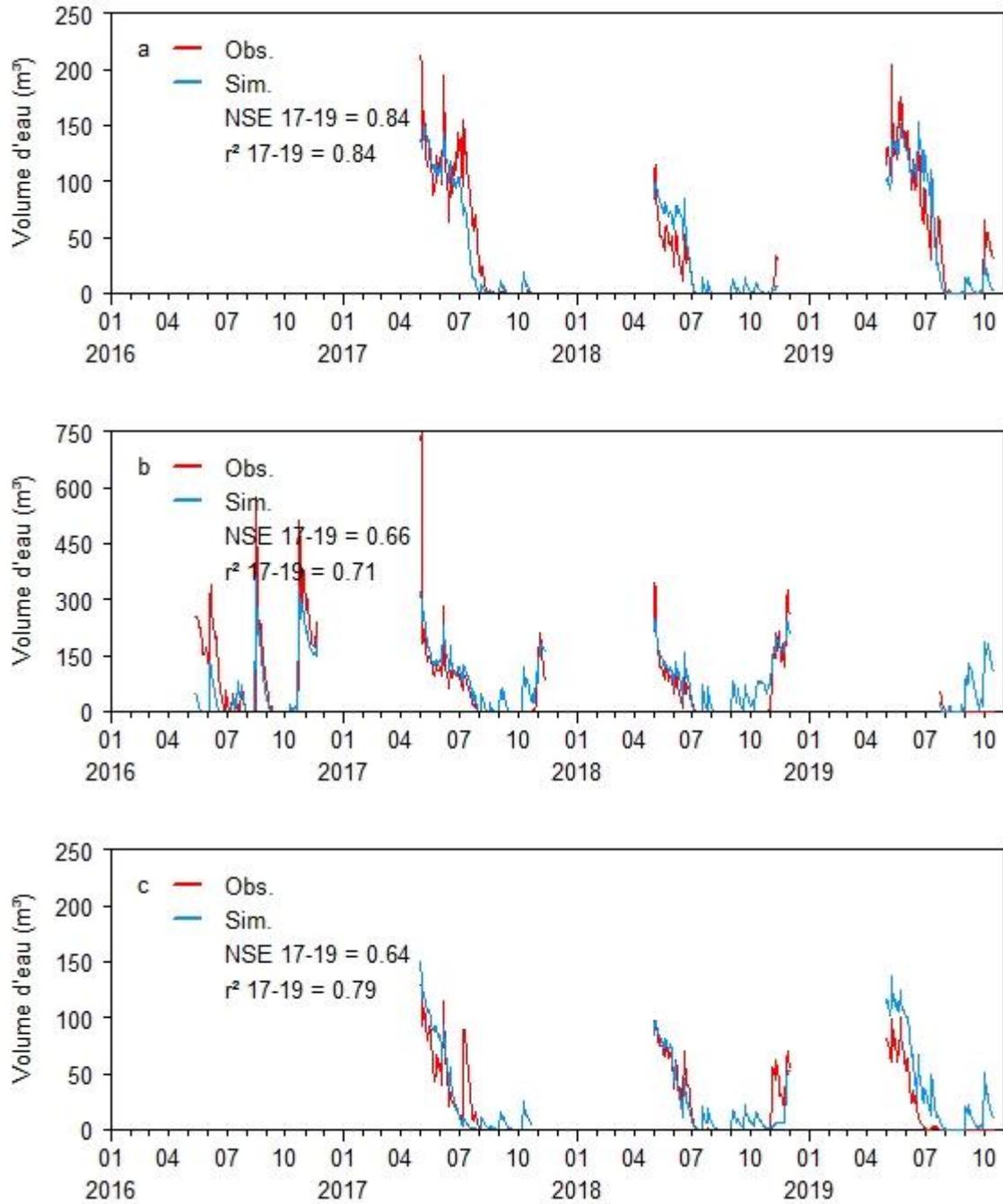


Figure 16 : Volumes mesurés et simulés aux sites-témoins a) BTRF (Boisé du Tremblay), b) BCV2 (Boucherville), c) CONTH (Contrecoeur) (noter que l'échelle verticale est différente pour le site BCV2)

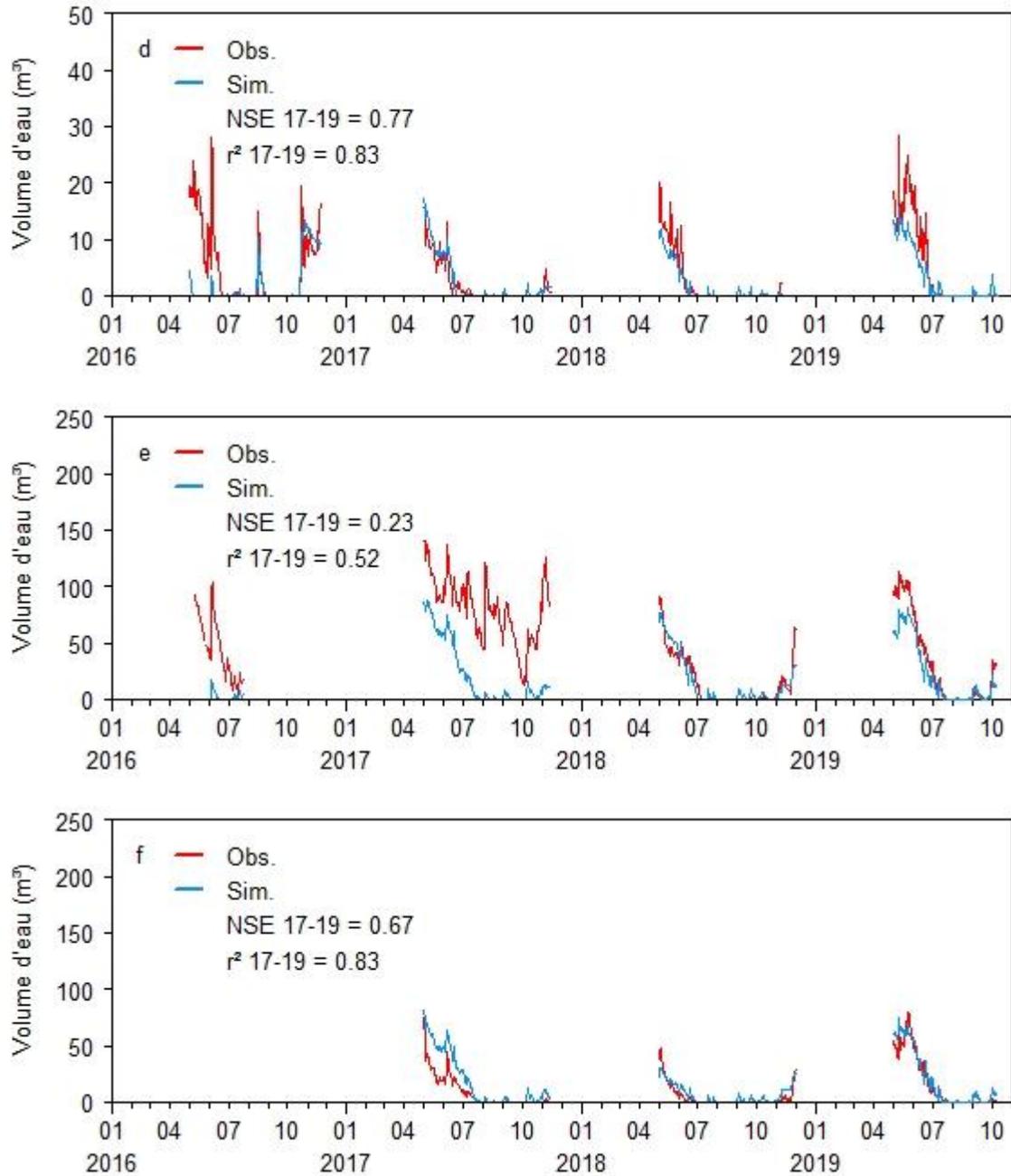


Figure 17 : Volumes mesurés et simulés aux sites-témoins d) MDN3 (Défense nationale), e) P5 (La Prairie) et f) BA1 (Longueuil) (noter que l'échelle verticale est différente pour le site MDN3)

Tableau 8 : Statistiques de calage pour les sites-témoins (calage 2018-2019)

Sites	Δ Hydropériode			Statistiques	
	2017	2018	2019	NSE	r^2
BTRF	-1	3	-2	0,84	0,84
BCV2	27	-1	-4	0,66	0,71
CONTH	-6	-4	38	0,64	0,79
MDN3	8	0	4	0,77	0,83
P5	>150	-3	0	0,23	0,52
BA1	-6	-1	-9	0,67	0,83

4.10 Changements anticipés des conditions hydroclimatiques

Les données climatiques simulées pour la période de référence et les deux périodes futures montrent qu'il pourrait y avoir une hausse de la température moyenne annuelle de 2,9 à 4,2°C pour les horizons 2041-2070 et 2071-2100 respectivement tandis que les précipitations annuelles pourraient augmenter de 160 à 208 mm pour les mêmes périodes (**Tableau 9**). Les changements pour les quatre cellules analysées étant très similaires, celle représentant Saint-Bruno/Longueuil sera utilisée pour les simulations avec le modèle de bilan hydrique.

Les données des douze scénarios climatiques ont été utilisées afin d'évaluer les changements dans le début de l'hydropériode en climat futur. La méthodologie utilisée pour définir le début de l'hydropériode est la même que celle utilisée avec les données météorologiques observées. Au cours de la période 1981-2010, les températures simulées pour la période de référence permettent de calculer une date moyenne du début de l'hydropériode au 9 ou 10 avril. À l'horizon 2041-2070, l'hydropériode pourrait débuter entre 12 jours (30 mars) et 15 jours (27 mars) plus tôt que pour la période de référence 1981-2010. À l'horizon 2071-2100, le début de l'hydropériode pourrait se produire entre 22 jours (20 mars) et 28 jours (14 mars) plus tôt. Pour illustrer la variabilité des débuts d'hydropériodes d'un scénario climatique à l'autre, la **Figure 18** présente la moyenne plus et moins un écart-type pour les horizons 1981-2010, 2041-2070 et 2071-2100 (l'écart-type est plus grand pour l'horizon le plus éloigné, ce qui génère une gamme plus large de débuts d'hydropériodes). Les écarts-types sont présentés au lieu des valeurs minimales et maximales puisqu'il y a une grande variabilité dans les données.

Les dates de début d'hydropériodes mesurées dans le projet pour 2016 à 2019 (10 au 23 avril) sont similaires à celles issues des températures simulées pour la période de référence des scénarios climatiques (1981-2010) (**Figure 18** et **Tableau 10**). Ces dates simulées se situent d'ailleurs au

centre de la gamme de débuts d'hydropériodes calculés à l'aide des données de températures de la station de Saint-Hubert pour la période 1960 à 2019 (du 25 mars au 26 avril). Fait intéressant, plus de la moitié de la gamme des débuts d'hydropériodes calculées pour cette période recoupe celle de l'horizon 2041-2070.

Tableau 9 : Températures moyennes annuelles et précipitations totales annuelles pour les 12 scénarios climatiques et les trois périodes

Maille météo	1981-2010		2041-2070		2071-2100	
	Temp (°C)	Préc (mm)	Temp (°C)	Préc (mm)	Temp (°C)	Préc (mm)
Contrecoeur	6,4	960	9,3 (+2,9)*	1123 (+163)	10,6 (+4,2)	1168 (+208)
Saint-Bruno/Longueuil	6,7	992	9,6 (+2,9)	1149 (+157)	10,9 (+4,2)	1192 (+200)
La Prairie	7,0	974	9,9 (+2,9)	1131 (+157)	11,1 (+4,1)	1175 (+201)
Moyenne	6,7	975	9,6 (+2,9)	1135 (+160)	10,9 (+4,2)	1178 (+203)

* : Les valeurs entre parenthèses indiquent les changements en comparaison avec la période de référence 1981-2010.

Tableau 10 : Début moyen de l'hydropériode pour les 12 scénarios climatiques et les trois périodes

Maille météo	1981-2010	2041-2070	2071-2100
Contrecoeur	10 avril	30 mars (-12 j)*	20 mars (-22 j)
Saint-Bruno/Longueuil	10 avril	28 mars (-14 j)	17 mars (-25 j)
La Prairie	9 avril	27 mars (-15 j)	14 mars (-28 j)
Moyenne	10 avril	28 mars (-14 j)	17 mars (-25 j)

* : Les valeurs entre parenthèses indiquent les changements en comparaison avec la période de référence 1981-2010.

Étant donné que les précipitations jouent un rôle primordial dans la dynamique hydrologique des étangs, les données de précipitations des scénarios climatiques ont été analysées afin d'extraire l'information des périodes clés pour la dynamique hydrologique des hydropériodes, soit les mois de mars à juin. Les précipitations moyennes pour cette période ont été calculées pour les 12 scénarios et les trois secteurs (**Tableau 11**). Les précipitations observées de mars à juin de 2016 à 2019 (290 à 445 mm) se situent dans la portion supérieure de celles observées à la station de Saint-Hubert entre 1960 à 2019 (160 à 455 mm) et globalement supérieures à celles simulées pour la période de référence (1981-2010) (259 à 381 mm). Les précipitations de mars à juin pour les deux périodes futures ont des intervalles de tailles similaires, mais avec des valeurs plus élevées que celles de 2016-2019 (**Figure 19**). Comme pour le début de l'hydropériode, les données provenant des scénarios sont présentées par la moyenne et les écarts-types de chaque intervalle tandis que les données entre 2016 et 2019 représentent les valeurs réelles.

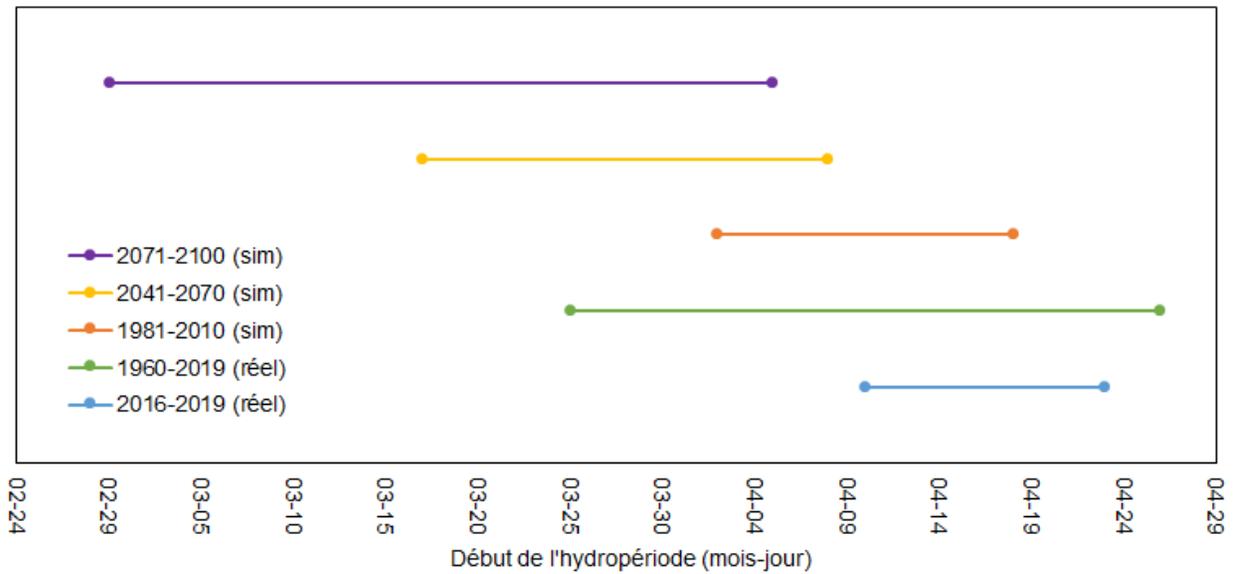


Figure 18 : Date de début de l'hydropériode pour la période 2016-2019, pour la période 1960-2019 (températures mesurées à la station de Saint-Hubert), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type)

Tableau 11 : Précipitations simulées pour les mois de mars à juin pour les trois mailles météo

Maille météo	Précipitations (mm)		
	1981-2010	2041-2070	2071-2100
Contrecoeur	315	371 (+56)	389 (+74)
Saint-Bruno/Longueuil	324	380 (+56)	397 (+73)
La Prairie	323	377 (+54)	396 (+73)
Moyenne	320	376 (+56)	394 (+74)

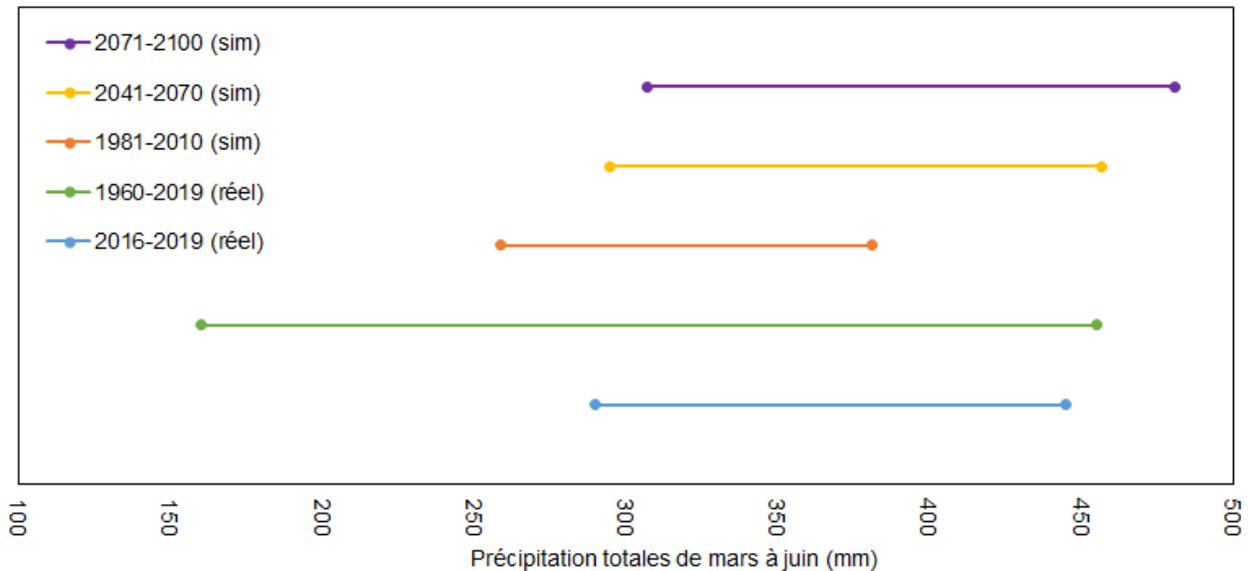


Figure 19 : Précipitations pour les mois mars à juin pour la période 2016-2019, pour la période 1960-2019 (températures mesurées à la station de Saint-Hubert), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type)

Ainsi, les étangs pourraient recevoir entre 54 et 56 mm de précipitations additionnelles entre mars et juin à l'horizon 2041-2070 et entre 73 et 74 mm à l'horizon 2071-2100. Suivant les régressions présentées plus haut, cette hausse des précipitations pourrait faire augmenter la durée des hydropériodes de 15 à 20 jours. Il est toutefois important de souligner que cette relation ne tient pas compte de l'évapotranspiration qui devrait augmenter avec la hausse des températures.

Les précipitations et les températures des 12 scénarios climatiques ont été utilisées pour simuler les volumes d'eau au site BTRF où le modèle simule bien la fin des hydropériodes observées de 2017 à 2019. L'intervalle de durées des hydropériodes moyennes (**Tableau 12** et **Figure 20**) de 2017 à 2019 se situe au centre des valeurs simulées pour la période de référence (1981-2010). Le modèle montre que les hydropériodes seront en moyenne plus longues que pour la période de référence, de 27 à 46 jours pour les horizons 2041-2070 et 2071-2100. L'intervalle des dates de fin d'activité hydrologique moyennes observées entre 2017 et 2019 se situe au centre des valeurs simulées pour la période de référence (1981-2010) (**Tableau 12** et **Figure 20** **Figure 21**). Le modèle montre que la fin des hydropériodes sera en moyenne plus tardive en climat futur, de 14 jours pour l'horizon 2041-2070 et de 24 jours pour l'horizon 2071-2100.

La hausse des températures en climat futur fera en sorte que le début de l'hydropériode se produira plus tôt au printemps (**Tableau 10**). Cette hausse des températures va contribuer à faire augmenter l'évapotranspiration toute l'année. Pour la période de mars à juin, l'ETP va augmenter de 44 mm à l'horizon 2041-2070 et de 64 mm à l'horizon 2071-2100, comparativement à la période de référence (1981-2010) (**Tableau 12**). Toutefois, comme la hausse des précipitations est en moyenne supérieure à celle de l'évapotranspiration, la pluie nette moyenne est peu modifiée (hausse de 12 et 9 mm pour les horizons futurs proche et éloigné respectivement). L'augmentation de la durée moyenne des hydropériodes en climat futur serait donc principalement causée par la hausse des précipitations printanières.

Tableau 12 : Résultats de la simulation hydrologique de l'étang BTRF pour les trois périodes

	Périodes simulées		
	1981-2010	2041-2070	2071-2100
Fin HP	20 juin	4 juillet (+14 j)	14 juillet (+24 j)
Durée HP (jour)	73	100 (+27)	119 (+46)
ETP (mm)	281	325 (+44)	345 (+64)
Précipitations (P) mars-juin (mm)	324	380 (+56)	397 (+73)
P-ETP (mm)	43	55 (+12)	52 (+9)

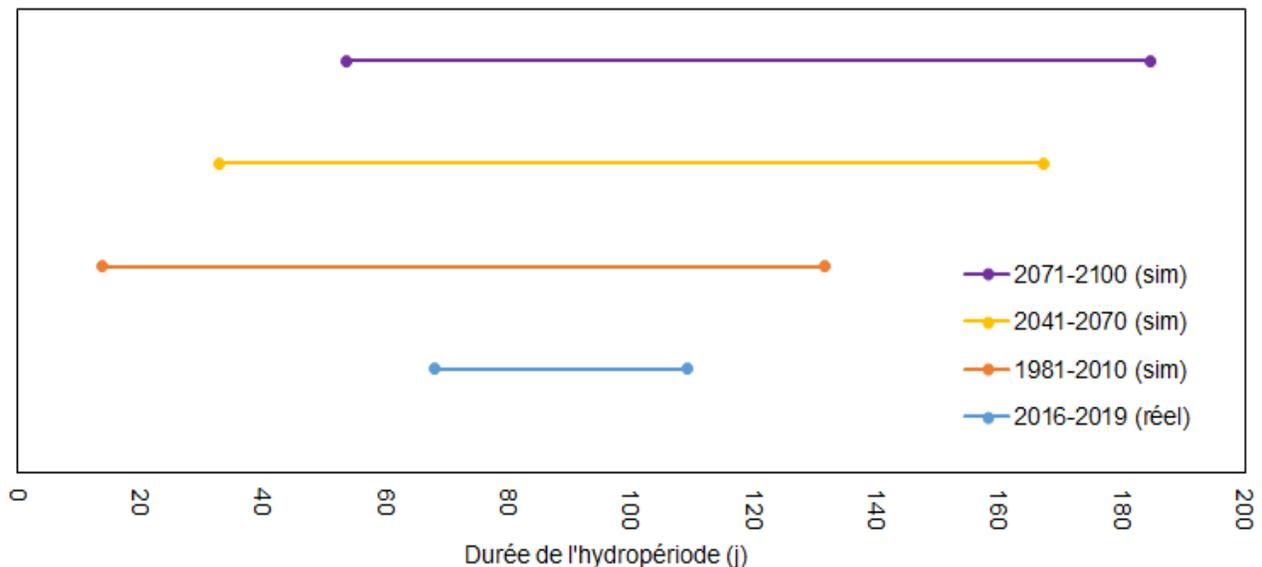


Figure 20 : Durée de l'hydropériode pour la période 2016-2019 (valeurs moyennes réelles), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés au site BTRF (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type)

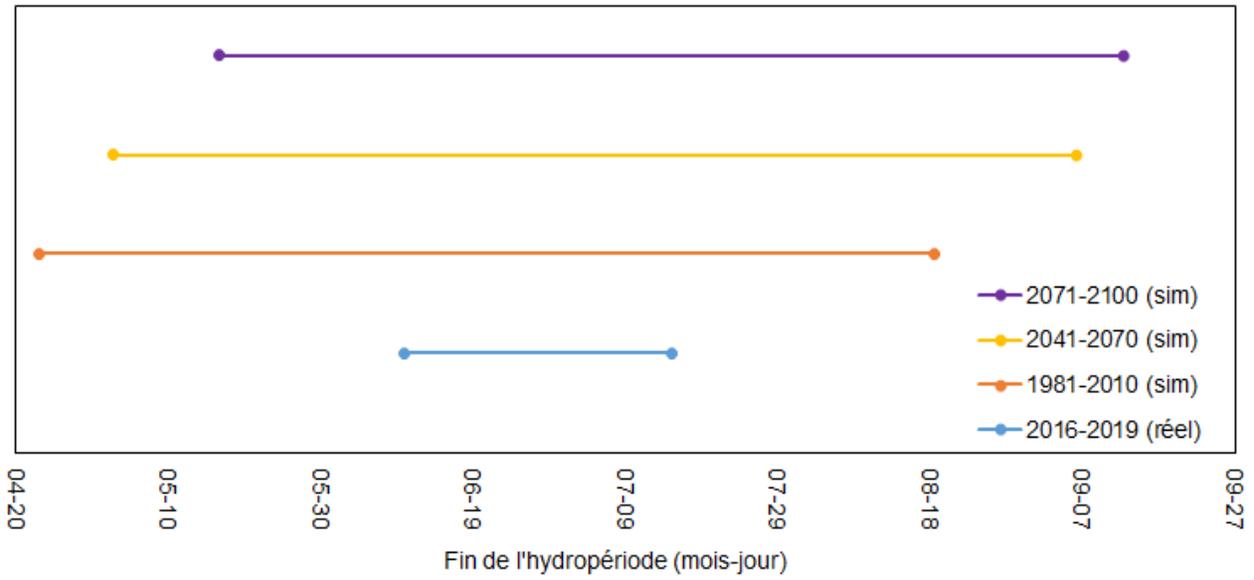


Figure 21 : Date de fin de l'hydropériode pour la période 2016-2019 (valeurs moyennes réelles), pour la période de référence simulée (1981-2010), et pour les deux horizons futurs simulés (pour les données simulées, les intervalles représentent les moyennes plus et moins un écart-type)

5 DISCUSSION

5.1 Facteurs influençant l'hydropériode des étangs

Les résultats montrent que les périodes d'activité printanière (hydropériodes) calculées pour les 48 sites sont très variables d'une année à l'autre. Toutefois, il est important de souligner qu'une partie de cette variabilité provient du fait que tous les sites n'ont pas été suivis chaque année. Différents tests ont montré que la discontinuité des chroniques ajoute un niveau d'incertitude important dans les données disponibles. Néanmoins, les résultats ont montré que les hydropériodes moyennes des deux années sèches peuvent être de durée supérieure (78 et 67 jours en 2016 et 2018) aux 60 jours correspondant à la durée minimale estimée pour permettre la métamorphose d'un certain pourcentage de têtards. En 2016 et 2018, seulement 62% et 55% des sites ont eu des hydropériodes supérieures à 60 jours, alors que la proportion des sites excédant ce seuil est de 83% et 91% en 2017 et 2019.

Cette variabilité interannuelle des hydropériodes s'explique par les précipitations de la période de mars à juin et par les précipitations nettes entre avril et juillet. Les précipitations précédant la fonte et suivant le début de l'activité hydrologique des étangs sont donc cruciales pour assurer le maintien de l'eau dans les étangs pendant une période suffisamment longue. Il est intéressant de constater que les précipitations de mars à juin pour 2016 à 2019 sont dans la moitié supérieure des variations observées depuis 1960 dans la région d'étude. Il semble que des printemps encore plus secs que ceux de 2016 et 2018 n'aient pas été exceptionnels depuis 1960. Par ailleurs, les débuts d'hydropériodes mesurés et observés entre 2016 et 2019 sont dans la gamme supérieure des dates déduites (début tardif de l'hydropériode) des chroniques de températures observées depuis 1960 dans la région d'étude. Il est possible que la combinaison de printemps plus hâtifs et plus secs se soit produite à plusieurs reprises au cours des dernières décennies.

Les analyses ont également montré que le facteur morphologique qui influence le plus la durée de l'hydropériode est la profondeur de l'étang. Un étang deux fois plus profond que son voisin aura une activité hydrologique printanière presque deux fois plus longue. Ceci s'explique sans doute par un emmagasinement plus grand, par un volume d'eau limité sortant par trop-plein et par une connexion plus importante de la nappe. Cette connexion serait également favorisée par une plus grande surface de contact entre les surfaces latérales de l'étang et les matériaux géologiques saturés. Il pourrait représenter un maintien des niveaux dans l'étang par transfert de pression si les matériaux sont peu perméables et dans certains cas, une surface de résurgence de la nappe et des flux d'eau souterraine à l'étang plus importants.

Les niveaux d'eau souterraine montrent d'ailleurs que la nappe joue un rôle important à plusieurs sites. Ceux où une connexion surface/souterrain potentielle a été identifiée montrent que l'assèchement et la réactivation de l'étang concordent avec une baisse ou une remontée de l'eau souterraine au-dessus du fond de l'étang (site BTRF, BVC2, CONTH et SQ23). Ces sites sont aussi ceux ayant les taux d'infiltration les plus élevés parmi les sept sites étudiés plus en détail (taux égal ou supérieur à la moyenne des 48 sites). À l'inverse, les niveaux d'eau souterraine plus bas des sites P5 et BA1 indiquent une connexion surface/souterrain faible ou inexistante.

Les deux sites qui ont des taux d'abaissement plus faibles laissent penser que des matériaux ayant une conductivité hydraulique plus faible des sédiments au fond de ces étangs. Ceci n'a toutefois pas été observé dans les données granulométriques des sondages stratigraphiques. Les matériaux géologiques dans lesquels se situent les étangs sont d'ailleurs relativement similaires d'un site à l'autre. Il n'a donc pas été possible de discerner le rôle de ces matériaux dans la dynamique hydrologique des étangs. Bien que les dépôts quaternaires sont de granulométrie relativement fine, ils semblent être néanmoins suffisamment perméables pour que des échanges aient lieu entre l'étang et la nappe adjacente ou sous-jacente. Des essais hydrauliques *in situ* ou en laboratoire devraient être réalisés pour mesurer les conductivités hydrauliques.

Les facteurs anthropiques à proximité tels que la végétation (p. ex. : présence de phragmite ou d'arbres), les routes ou les voies ferrées ont été analysées, mais en raison de la variabilité intersite, aucun facteur de causalité n'a pu être mis en évidence.

5.2 Dynamique hydrologique des étangs

Mis à part quelques exceptions, les 48 étangs étudiés montrent une dynamique hydrologique relativement similaire. En réponse à la fonte de la neige, les niveaux les plus élevés sont observés en avril de chaque année. Selon les précipitations printanières, les niveaux vont ensuite diminuer plus ou moins rapidement jusqu'au milieu de l'été, alors que la plupart des étangs s'assèchent. Les étangs secs peuvent se réactiver et s'assécher à plusieurs reprises pendant l'été, selon les précipitations. Ces dernières alimentent probablement les étangs à la fois par apport direct sur l'étang, par ruissellement de surface et par ruissellement hypodermique ou apport de la nappe. Tous les étangs sont actifs à partir de la fin octobre et ils restent actifs pendant tout l'hiver. Cette dynamique annuelle montre un lien direct avec les précipitations et avec les niveaux de nappe.

Le modèle développé pour BTRF montre que pour la période 2016 à 2019, 40 % de l'eau atteignant l'étang provient du ruissellement de surface, 59 % proviennent des précipitations et aucun flux ne

provient de la nappe. Le modèle montre néanmoins que la présence de la nappe est importante puisqu'elle limite l'infiltration de l'eau sous l'étang vers l'aquifère régional. Les pertes d'eau se font par évapotranspiration (43 %), par infiltration vers la nappe (53 %) et par trop-plein (4 %). Les résultats de la modélisation aux autres sites-témoins n'ont toutefois pas donné des résultats aussi probants qu'au BTRF. D'autres processus, non représentés dans les modèles, sont probablement à l'origine de ces résultats. La présence de l'exutoire a été identifiée pour la plupart des sites. Cependant, une meilleure caractérisation et estimation du volume d'eau sortant permettrait de mieux simuler les hauts niveaux. Un plus long suivi de la nappe permettrait aussi de mieux définir les périodes cruciales de la dynamique hydrique des étangs, comme l'assèchement et la réactivation. Ce dernier paramètre viendrait modifier les périodes d'infiltration sous l'étang.

Étant donné la faible profondeur des étangs, et la topographie peu marquée de la région, il est probable que l'apport d'eau souterraine aux étangs provienne d'un ruissellement hypodermique ou d'un écoulement souterrain peu profond. Même si ceci n'a pas pu être vérifié avec le dispositif en place, la nappe régionale n'alimente probablement pas les étangs. Il est toutefois probable que les étangs alimentent cette nappe régionale en période d'étiage lorsque les niveaux de nappe sont bas et que l'apport souterrain aux étangs est interrompu.

Les résultats montrent également que l'aire de drainage des étangs est probablement plus petite que celle délimitée par les données LiDAR. De plus, l'analyse des remontées d'eau dans les étangs à la suite d'une précipitation et les résultats de la modélisation montrent que cette aire de drainage est relativement petite comparativement à la superficie maximale de l'étang. Ceci s'explique sans doute par la topographie peu marquée des sites qui rend l'évaluation de la surface contributrice très imprécise.

Les analyses des remontées d'eau suivant une précipitation et des taux d'abaissement des niveaux en absence de précipitations dans les étangs et les résultats de la modélisation confirment par ailleurs que plusieurs sites se vident par dans des zones de débordement ou des trop-pleins en période très humide. Ces exutoires sont parfois contrôlés par des points bas dans la topographie ou par des interventions humaines, par exemple des fossés ou des drains.

L'analyse des scénarios climatiques a montré que les débuts d'hydropériodes pourraient être devancés de 12 à 15 jours à l'horizon 2041-2017 et de 22 à 28 jours à l'horizon 2071-2100 (comparativement aux simulations de référence 1981-2010). Les valeurs extrêmes de ces débuts d'hydropériodes se produisent un mois avant les débuts d'hydropériodes les plus tôt observés depuis 1960 (horizon 2071-2100). Toutefois, les précipitations de mai à juin simulées pour les deux

horizons futurs sont toutes supérieures à celles observées depuis 1960 et ne dépassent que très peu les valeurs les plus élevées depuis 1960. Elles sont du même ordre de grandeur que la gamme des valeurs observées entre 2016 et 2019. Ces chiffres semblent indiquer que les hypopériodes débuteront plus tôt et seront de plus longue durée pour les deux horizons futurs. Par ailleurs, les effets combinés d'hivers plus doux, d'une couverture de neige réduite et de températures plus élevées entre mars et juin pourraient être des facteurs qui influencent également la reproduction des rainettes.

5.3 Recommandations pour l'étude de l'hydrologie des étangs

Cette étude a permis de tester un certain nombre de techniques sur le terrain et d'analyses des données. La plupart se sont avérées pertinentes et pourraient être intégrées dans de futures études sur l'hydrologie des étangs.

Les sites de certains secteurs montrent des comportements particuliers, par exemple ceux de La Prairie dont plusieurs étangs ne se sont pas asséchés pendant au moins une année, tandis que certains sites de la SEPAQ ont des niveaux d'eau très bas. L'analyse de sept sites-témoins, tous suivis pour au moins trois années, s'est avérée un bon moyen de mettre en évidence ces comportements particuliers. Toutefois, la variabilité des données hydrologiques au sein d'un même secteur n'a pas permis d'établir des spécificités générales à chacun et les sites ont tous été analysés comme une seule population.

Les informations géologiques ont été facilement prélevées sur les sites-témoins et ont permis de tracer des coupes pertinentes. Toutefois, en raison de la faible profondeur d'investigation, les informations stratigraphiques en découlant n'ont pas permis de statuer sur la nature des formations géologiques sous-jacentes qui pourraient influencer les niveaux de nappe dans les différents secteurs. Une analyse plus approfondie des conditions hydrostratigraphiques et hydrogéologiques serait utile pour combler ce manque d'information (p. ex. : levés géophysiques, forages à proximité des sites, essais hydrauliques *in situ* ou en laboratoire).

Les données topographiques LiDAR étaient disponibles pour toute la zone d'étude. Ces données ont une précision raisonnable, d'environ 26 cm en milieu boisé (Hodgson et Bresnahan, 2004). En région de dénivelé peu marqué, cette précision n'est toutefois pas suffisante pour permettre de délimiter de manière fiable les aires de drainage des sites-témoins, que ce soit par délimitation automatique (cf. Varin et al., 2018), ou par l'analyse manuelle des données LiDAR. Les données DGPS (précision de l'ordre du cm) se sont avérées être très utiles pour confirmer certaines

élévations. Il est donc recommandé de réaliser des levés topographiques sur le terrain pour confirmer les superficies des aires de drainage.

La combinaison des données LiDAR, des données DGPS et des photos aériennes s'est avérée pertinente pour délimiter la superficie maximale des étangs. L'analyse de la bathymétrie a été basée sur des levés topographiques DGPS réalisés dans la cuvette des étangs. Les courbes volume-niveau et surface-niveau ont ensuite pu aisément être déduites du modèle d'élévation généré à partir de ces levés DGPS. Il a été impossible de trouver ces relations au site-témoin SQ23, car celui-ci était modifié à l'aide de sacs de sable. Cette technique a des limites lorsqu'un site est modifié et que sa cuvette est peu définie. Les courbes bathymétriques sont nécessaires pour utiliser le modèle de bilan hydrique.

Les mesures de niveaux d'eau dans les étangs ont été centrales à ce projet. Certaines recommandations découlent des analyses faites sur les données recueillies. Par ailleurs, dans le but de réduire la variabilité des niveaux mesurés entre les sites, il serait souhaitable de pouvoir analyser des sites témoins seulement. Les sites aménagés pourraient faire l'objet d'études spécifiques et détaillées distinctes. La mise en place et le retrait des sondes induit également des imprécisions sur les niveaux mesurés (dates variables d'une année à l'autre, possibilité d'erreurs lors de la réinstallation des sondes, problèmes techniques, etc.). L'installation même des piézomètres peut induire une erreur dans les données mesurées. Ces erreurs peuvent provenir du fait que les sondes n'ont pas été installées au point le plus bas d'un étang (s'assèche plus vite que d'autres portions de l'étang), ou parce que le tubage s'est colmaté ou a été enfoncé dans les sédiments. L'utilisation de sondes fixées au fond des étangs et retirées simplement pour télécharger les données faciliterait le suivi, réduirait les interventions terrain et limiterait les possibilités d'erreurs. Des mesures manuelles de niveaux d'eau sont également recommandées à tous les sites, au moins deux fois par année, pour valider les données acquises.

Le suivi des niveaux de nappe réalisé dans cette étude a fourni des données intéressantes pour identifier les connexions nappe-étang. Des chroniques longues et fiables apporteraient des informations supplémentaires cruciales pour confirmer l'alimentation des étangs par l'eau souterraine à long terme. Ces suivis pourraient être réalisés grâce à des piézomètres atteignant au moins 1 m sous le point le plus bas des sites-témoins et mis en place à l'aide d'une foreuse environnementale.

L'utilisation de modèles des écoulements souterrains ou de modèles intégrant les écoulements superficiels et souterrains, représentant les processus de manière plus complète (par exemple

Modflow ou HydroGeoSphere) permettrait de pousser plus loin la simulation des conditions actuelles, passées et futures. Pour cela, des chroniques de niveaux d'eau plus longues (étang et nappe), des mesures en continu des débits entrants et sortants des étangs, ainsi que des données hydrostratigraphiques et topométriques (bathymétrie des étangs) plus détaillées seraient nécessaires.

5.4 Recommandations pour la protection de la dynamique hydrologique des étangs

Les résultats de ce projet permettent de formuler un certain nombre de recommandations pour la protection de l'hydrologie des étangs.

- Puisque l'apport d'eau souterraine aux étangs peut être une contribution non négligeable au bilan hydrique des étangs, il est important d'assurer le maintien de cet apport en protégeant une zone autour des étangs pour y favoriser l'infiltration.
- De manière similaire, il convient de protéger cette zone dans l'aire de drainage des étangs pour ne pas modifier le ruissellement superficiel.
- Afin de maintenir l'eau dans les étangs le plus longtemps possible, il est également recommandé d'éviter la mise en place de fossés, de drains ou de zones de surcreusage (trop-pleins créés artificiellement), de manière à ralentir la vidange des étangs et ainsi favoriser des hydropériodes plus longues. Toutefois, une diversité dans les sites au niveau de la durée de l'hydropériode, donc de profondeur d'inondation, permettrait de conserver quelques sites inondés durant les printemps secs. De plus, l'eau de surface d'un étang peu profond comparativement à un étang profond pour un même type de couvert forestier sera plus chaude.
- Une caractérisation détaillée de plusieurs sites, la mise en place d'un dispositif expérimental simple, robuste et identique pour tous ces sites et l'instauration d'un suivi à long terme (10- 20 ans) permettraient d'étudier de manière rigoureuse les effets des pressions anthropiques et climatiques sur l'hydrologie des étangs.

En raison de l'objectif du projet, ces recommandations n'incluent pas des conditions autres qu'hydrologiques qui pourraient influencer directement la reproduction ou la survie des rainettes. Par exemple, Rayes (2016) ont suggéré qu'un site propice à la reproduction des rainettes doit être capable de maintenir un niveau d'eau superficielle > 20 cm pendant toute la durée de l'hydropériode, et avoir une canopée suffisamment ouverte pour permettre à la lumière d'atteindre l'étang dans un rayon minimum de 6 m.

6 CONCLUSION

Les objectifs de ce projet étaient 1) d'apporter de nouvelles connaissances sur l'hydrologie des habitats de rainettes faux-grillon en Montérégie et 2) de développer des protocoles et des outils permettant une modélisation de la dynamique hydrique de ces habitats. Ces objectifs ont été atteints par l'analyse des chroniques de niveaux d'eau à 48 étangs dans sept secteurs différents, ainsi que par la caractérisation et la modélisation de sept sites-témoins (un par secteur).

Les résultats montrent que tous les sites ont une dynamique hydrologique similaire, avec une activation printanière suivant la fonte, suivie d'une période estivale généralement sèche pendant laquelle des réactivations peuvent être observées, une réactivation automnale et une activité hydrologique soutenue pendant tout l'hiver. Les hydropériodes sont très variables d'un site à l'autre, mais semblent influencées principalement par les précipitations de mars à juin de chaque année et par les précipitations nettes entre avril et juillet. La profondeur maximale de l'étang est également un facteur majeur dans la durée de l'hydropériode. Les résultats indiquent que les aires de drainage réelles sont plus petites que celles identifiées à partir de la topographie, que la nappe apporte un volume d'eau non négligeable aux étangs et que plusieurs se vident par des trop-pleins naturels ou artificiels. La position de la nappe joue un rôle important dans le contrôle des niveaux et de l'emmagasinement d'eau dans plusieurs étangs. Les modèles ont permis de reproduire la dynamique hydrologique de certains sites-témoins seulement. Les conditions hydrologiques apparemment simples sont sans doute influencées par les propriétés hydrodynamiques des matériaux géologiques, une information qui n'a pas été prise en compte dans la modélisation. L'analyse et la simulation de scénarios climatiques futurs a montré que les hydropériodes pourraient débuter plus tôt qu'au cours des 60 dernières années, à la faveur d'un printemps plus hâtif. Les précipitations printanières pourraient être légèrement plus élevées, mais pas de manière marquée comparativement aux données historiques. Les hydropériodes simulées seraient plus longues, malgré une évapotranspiration printanière plus importante.

À la lumière de l'ensemble des résultats, il est recommandé de mettre en place des suivis hydrologiques et hydrogéologiques permanents pour des sites-témoins où aucun aménagement ne serait réalisé. Ces sites pourraient faire l'objet d'une caractérisation plus poussée et être instrumentés de manière simple robuste pour un suivi à long terme. En raison du rôle de la nappe dans le maintien des niveaux d'eau dans certains étangs, et en raison de l'importance des apports d'eau par ruissellement, il est recommandé de mettre en place des mesures de protection dans les

aires de drainage, de manière à protéger les apports d'eau aux étangs. La superficie à protéger n'a toutefois pas pu être quantifiée dans ce projet.

Ce projet a permis de répondre à un certain nombre de questions pour comprendre la dynamique hydrologique actuelle des étangs habitats de rainettes faux-grillon de l'Ouest et d'anticiper les conditions futures en contexte de changements climatiques. Pour différentes raisons, les données demeurent toutefois incomplètes et les outils méthodologiques pour modéliser cette dynamique hydrologique peuvent encore être améliorés. Néanmoins, ce projet apporte des connaissances nouvelles, originales et porteuses au sujet de milieux humides encore très peu étudiés au Québec, au Canada et dans le monde.

7 RÉFÉRENCES

- Bissonnette, J., Demers, A. et Lavoie, S. 2016. *Utilisation du territoire. Méthodologie et description de la couche d'information géographique*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Direction de l'écologie et de la conservation. Direction générale du suivi de l'environnement.
- Bouthillier, L. et Reyes, L. A. M. 2017. *Protocole de suivi hydrologique des habitats de reproduction de la rainette faux-grillon* Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Montréal, Canada, 14 p.
- Bouthillier, L. et Reyes, L. A. M. 2016. *Étude des habitats potentiels au mont Saint-Bruno pour l'aménagement d'habitats pour la rainette faux-grillon. Rapport pour l'année 2015*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur des opérations régionales. Montréal, Canada, 127 p.
- Brooks, R. T., Stone, J. et Lyons, P. 1998. An inventory of seasonal forest ponds on the Quabbin Reservoir Watershed, Massachusetts. *Northeastern Naturalist*, 5(3), 219-230.
- Brooks, R. T. 2000. Annual and seasonal variation and the effects of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest ("vernal") ponds in Central Massachusetts. USA. *Wetlands*, 20(4), 707–715.
- Burne, M. R. 2001. *Aerial photo survey of potential vernal pools*. (Massachusetts Natural Heritage and Endangered Species Program). Westborough, Maine, États-unis, 80 p. Colburn, E. A. (2004). *Vernal pools: Natural history and conservation*. McDonald & Woodward Publishing Company, Californie, États-Unis, 426 p.
- Carrier, M.-A., et al. 2013. *Portrait des ressources en eau souterraine en Montérégie Est, Québec, Canada. Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec (PACES)*. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, INRS, CGC, OBV Yamaska, IRDA: 283
- CIC et MELCC (Canards Illimités Canada et Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques). 2019. *Cartographie détaillée des milieux humides des secteurs habités du sud du Québec – Données du projet global [ESRI Canada]*, Québec (Québec).
- Colburn, E. A. 2004. *Vernal pools: Natural history and conservation*. Distribution and abundance of the chorus frog *Pseudacris triseriata* in Québec. In: Green, D.M. (editor). *Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem*. Herpetological Conservation, Vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, Missouri, pp. 73-77.
- Daigle, C. 1997. *Distribution and abundance of the chorus frog Pseudacris triseriata in Québec*. In: Green, D.M. (editor). *Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem*. Herpetological Conservation, Vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, Missouri, pp. 73-77.
- Dubé-Loubert, H., et al. 2014. *Cartographie des dépôts de surface des bassins versants contigus des rivières Richelieu, Yamaska et de la baie Missisquoi*. Ministère des Ressources Naturelles du Québec. RG 2014-01: 26.

- Dubois, E., Larocque, M. et Gagné, S. In prep. HydroBilan, a parsimonious open-sourced spatialized groundwater recharge model for regional scale and long-term simulations – Example application in Eastern Canada. Sera soumis à *Hydrogeology Journal* en juillet 2020.
- Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest du Québec. 2019. *Plan de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest (Pseudacris triseriata) - 2019-2029*. Produit pour le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 65 p.
- Fortin, V. et Turcotte, R. 2007. *Le modèle hydrologique MOHYSE*, Montréal, Canada, 18 p.
- Globensky, Y. (1987) *Géologie des Basses-terres du Saint-Laurent*. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec, Rapport MM 85-02, 70 p., 1 carte au 250 000.
- Hayashi, M. et van der Kamp, G. 2000. Simple equations to represent the volume–area–depth relations of shallow wetlands in small topographic depressions. *Journal of Hydrology* 237: 74–85.
- Hodgson, M. et Bresnahan, P. 2004. Accuracy of airborne Lidar-derived elevation: empirical assessment and error budget. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 70(3): 331–339.
- Larocque, M., Roux, M., Cousineau, O. et Gagné, S. 2019. *Acquisition de connaissance sur la dynamique hydrique de la rainette faux-grillon de l'ouest – Rapport d'activités de l'année 1*. Rapport déposé à la Fondation de la Faune du Québec. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 44 p.
- Martin, A. R., Kaleita, A. L. et Soupir, M. L. 2019. Inundations patterns of farmed pothole depressions with varying subsurface drainage. *Agricultural and Biosystems Engineering*, 62(6): 1579-1590.
- MELCC (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques). 2019. Données du Réseau de surveillance du climat du Québec, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- MELCC (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques). 2017. Utilisation du territoire. Récupérée de <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/utilisation-du-territoire>
- MFFP (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs). 2019. Communication personnelle.
- MNÉC (Modèle numérique d'élévation du Canada) 2017. Récupérée de <https://cartes.canada.ca/czs/index-fr.html>
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F. et Loumagne, C. 2005. Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model? Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall–runoff modelling. *Journal of Hydrology*. 303. 290-306.
- Pechmann J. H. K., Scott, D. E., Gibbons, J. W. and Semlitsch, R. 1989. Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands Ecology and Management*, 1(1), 3-11.
- Pyke, C. R. 2004. Simulating vernal pool hydrologic regimes for two locations in California, USA. *Ecological Modelling*, 173(2-3), 109-127.

- Reyes, L. A. M. 2016. *Préservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest (Pseudacris triseriata) par l'étude des caractéristiques hydrologiques de son habitat reproductif* (Travail dirigé), Université de Montréal, Montréal, Canada, 23 p.
- Roux, M. 2019. *Dynamique hydrique de milieux humides temporaires dans la forêt du Québec méridional*. (Mémoire de maîtrise non publié). Université du Québec à Montréal, Montréal, Canada, 138 p.
- Semlitsch, R. D., Scott, D. E., Pechmann, J. H. K. et Gibbons, J. W. 1996. *Structure and dynamics of an amphibian community*. Dans Cody, M. L. et Smallwood, J. A., eds., Long-term studies of vertebrate communities, 217-250, San Diego, Academic Press.
- Skelly, D. K. 1996. Pond drying, predators, and the distribution of *Pseudacris* tadpoles. *Copeia* 1996:599–605.
- Smith, D. C. 1983. Factors controlling tadpole populations of the chorus frog (*Pseudacris triseriata*) on Isle Royale, Michigan. *Ecology*, 64, 501-510.
- Varin, M., R. Gadbois-Langevin, P. Bournival, F. Grenot, J. Fink et C. Blanchot. 2018. *Identification des habitats de la rainette faux-grillon à partir du LiDAR aéroporté*. Rapport 2018-11, Sainte-Foy, Québec, 20 p.
- Werner, E. E., Relyea R. A., Yurewicz K. L., Skelly, D. K. and Davis, C. J. (2009). Comparative landscape dynamics of two anuran species: climate-driven interaction of local and regional processes. *Ecological Monographs*, 79, 503-521.
- Whiting, A. 2004. *Population ecology of the Western Chorus Frog, Pseudacris triseriata*. Université McGill, Montréal, Canada, 106 p.

ANNEXE A. Coupes topo-géologiques des sites-témoins

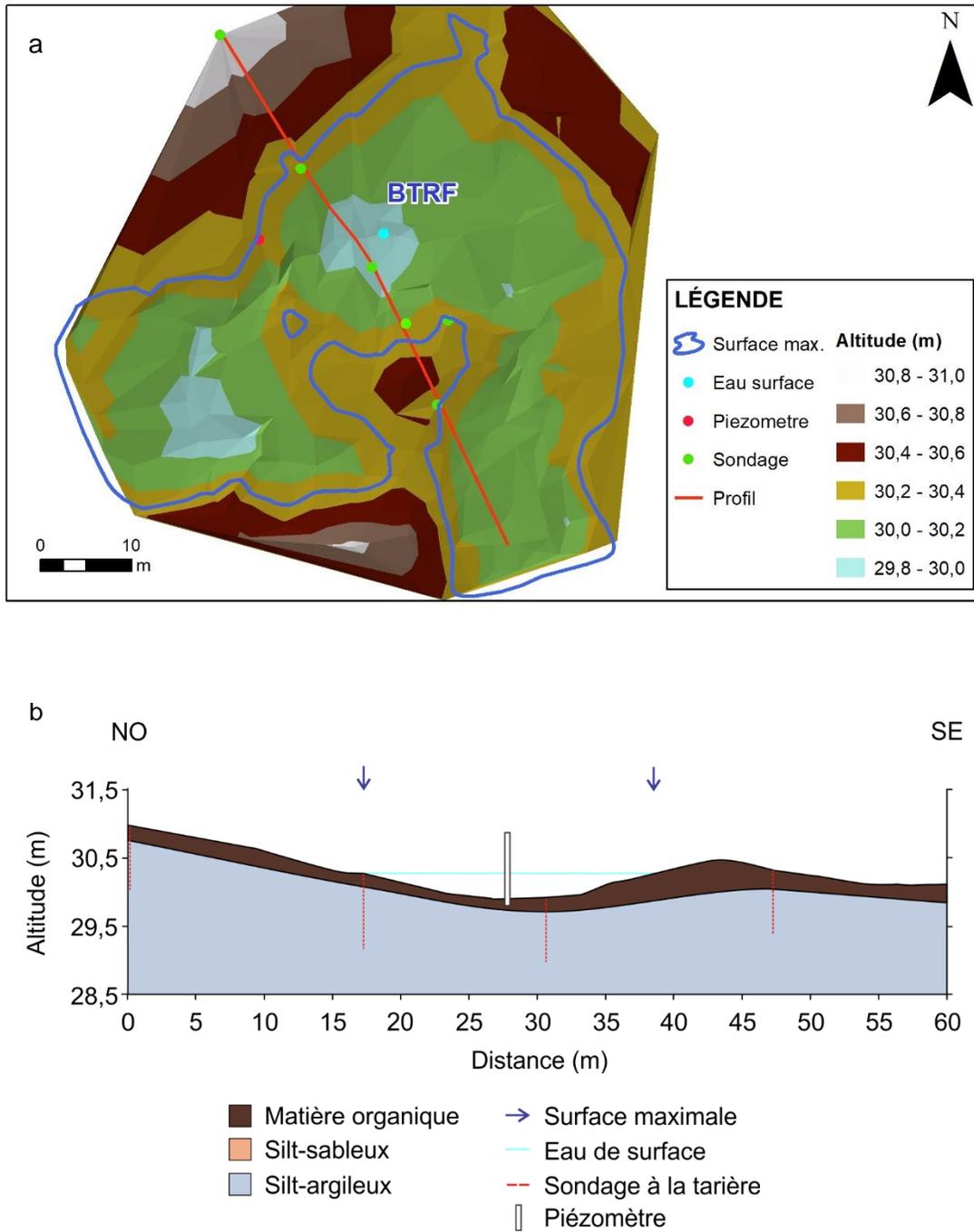


Figure 22 : Coupe topo-géologique de l'étang BTRF (Boisé du Tremblay)

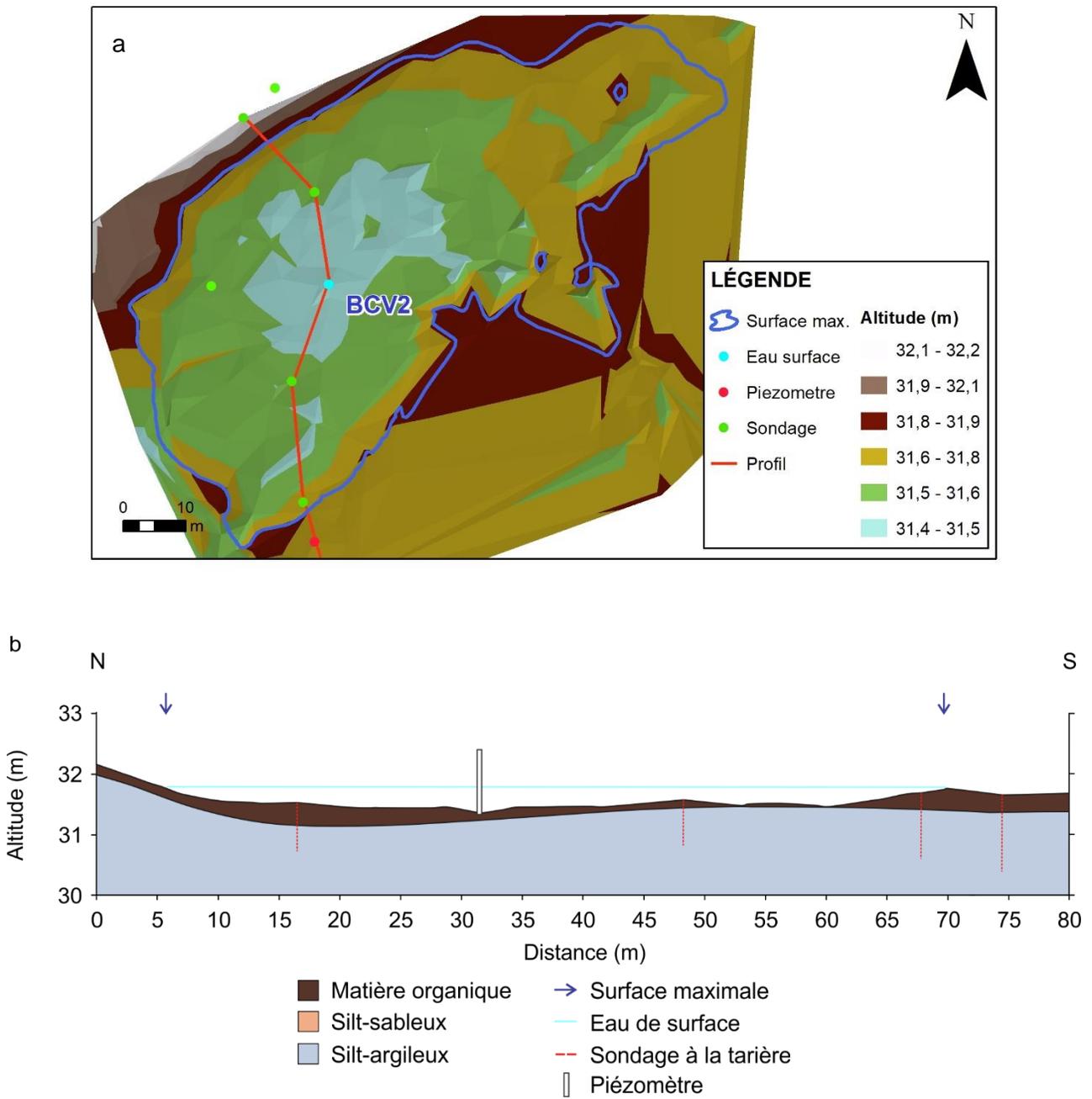


Figure 23 : Coupe topo-géologique de l'étang BCV2 (Boucherville)

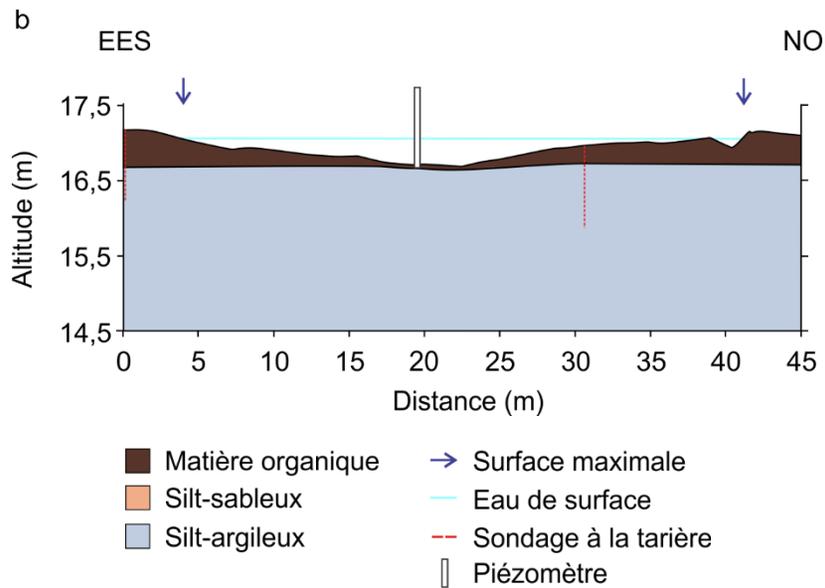
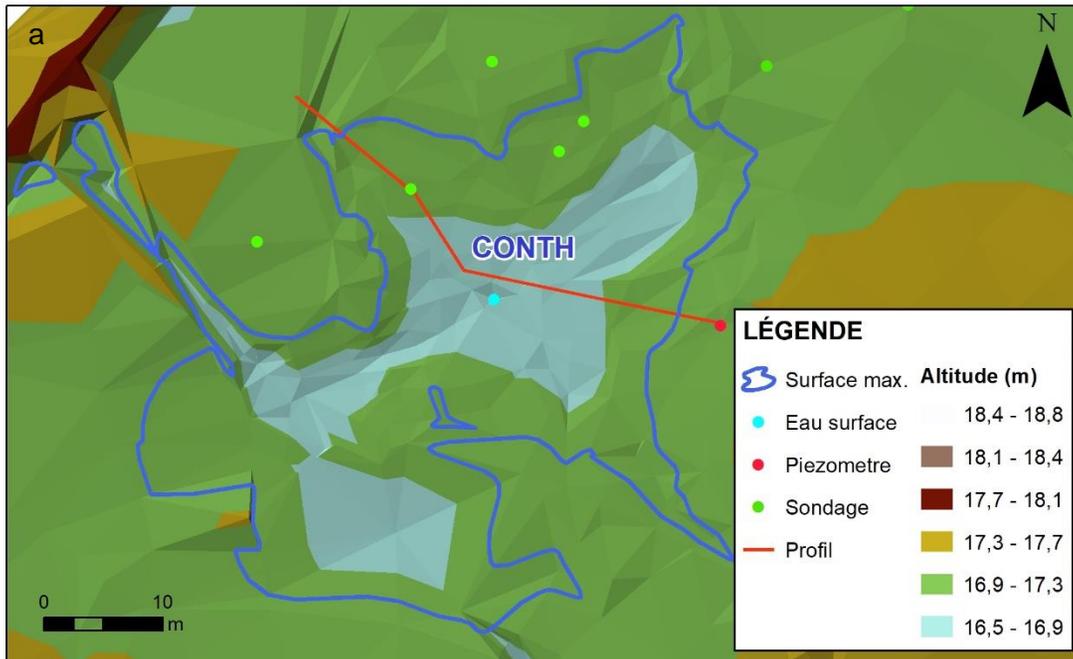


Figure 24 : Coupe topo-géologique de l'étang CONTH (Contrecoeur)

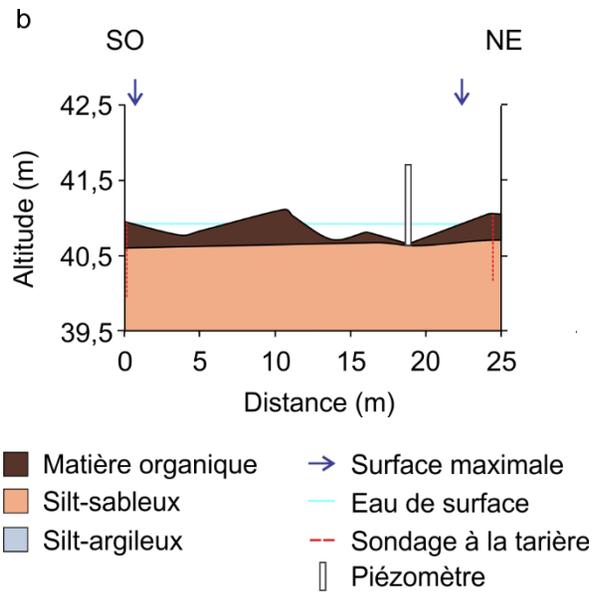
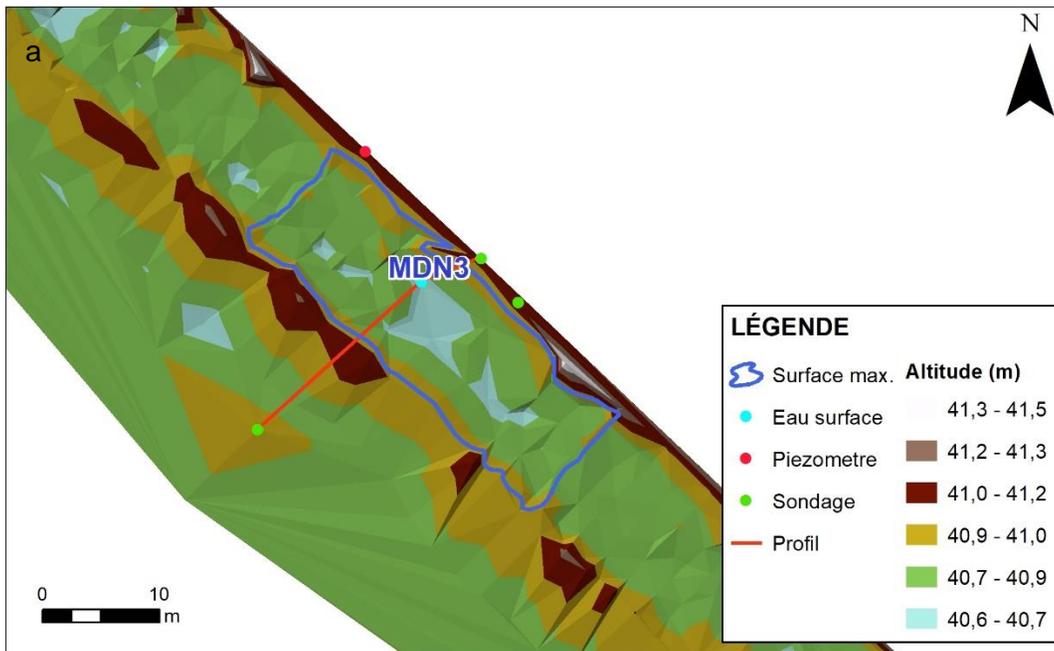


Figure 25 : Coupe topo-géologique de l'étang MDN3 (Défense nationale)

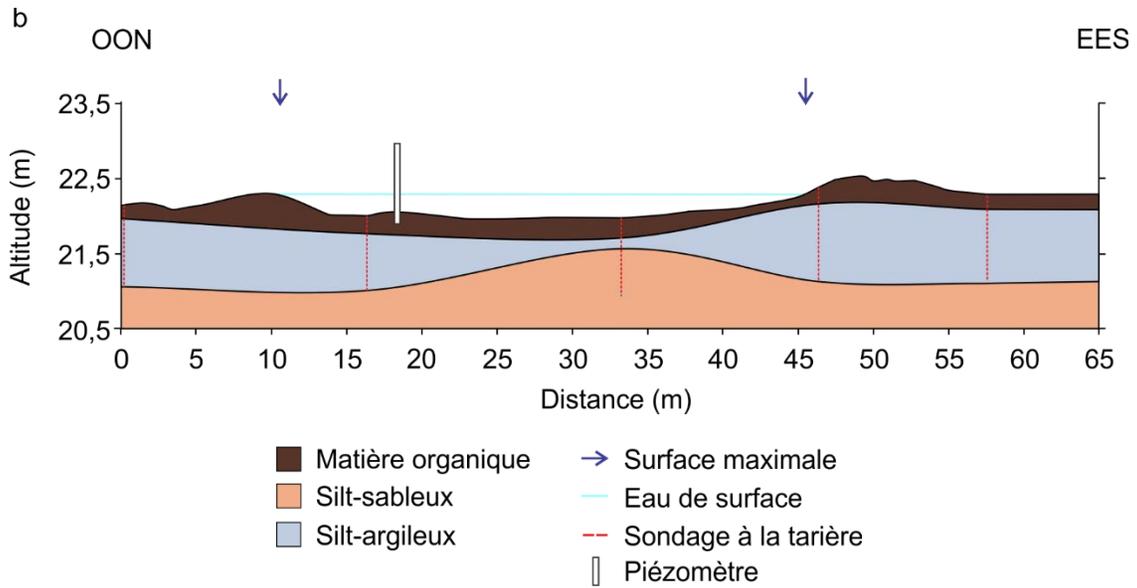
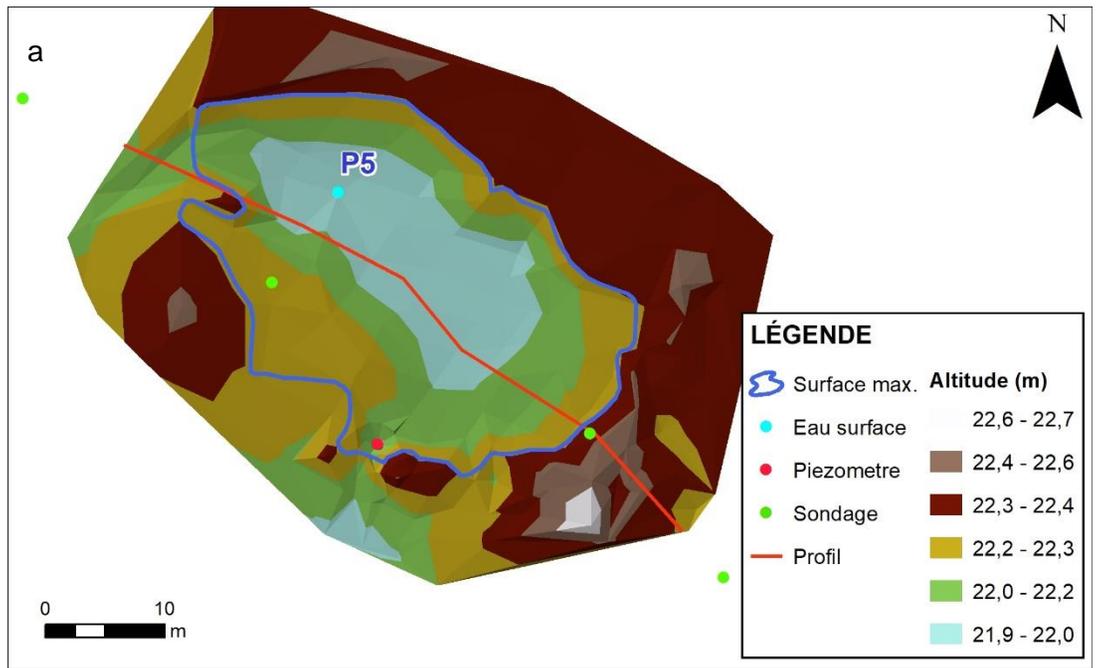


Figure 26 : Coupe topo-géologique de l'étang P5 (La Prairie)

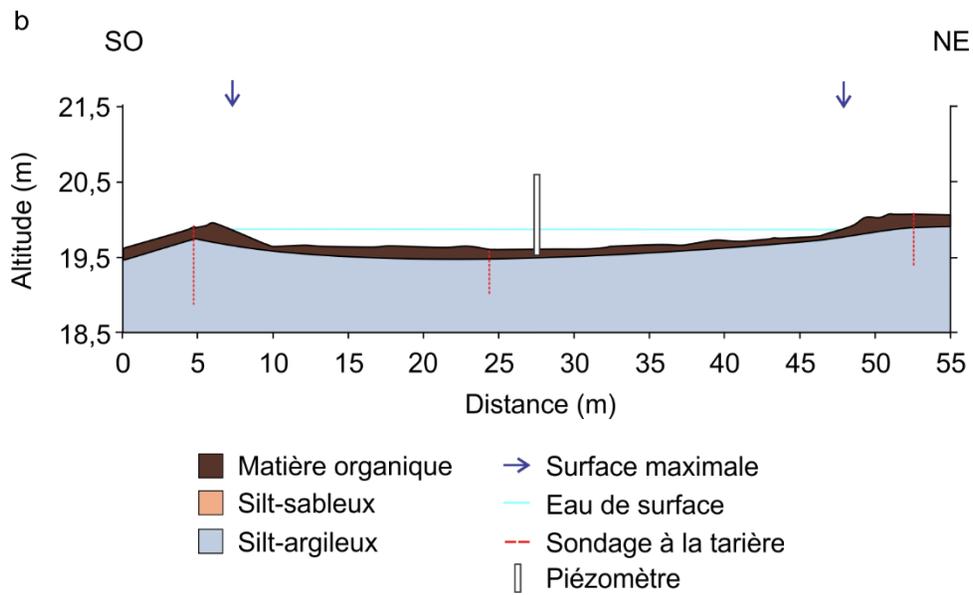
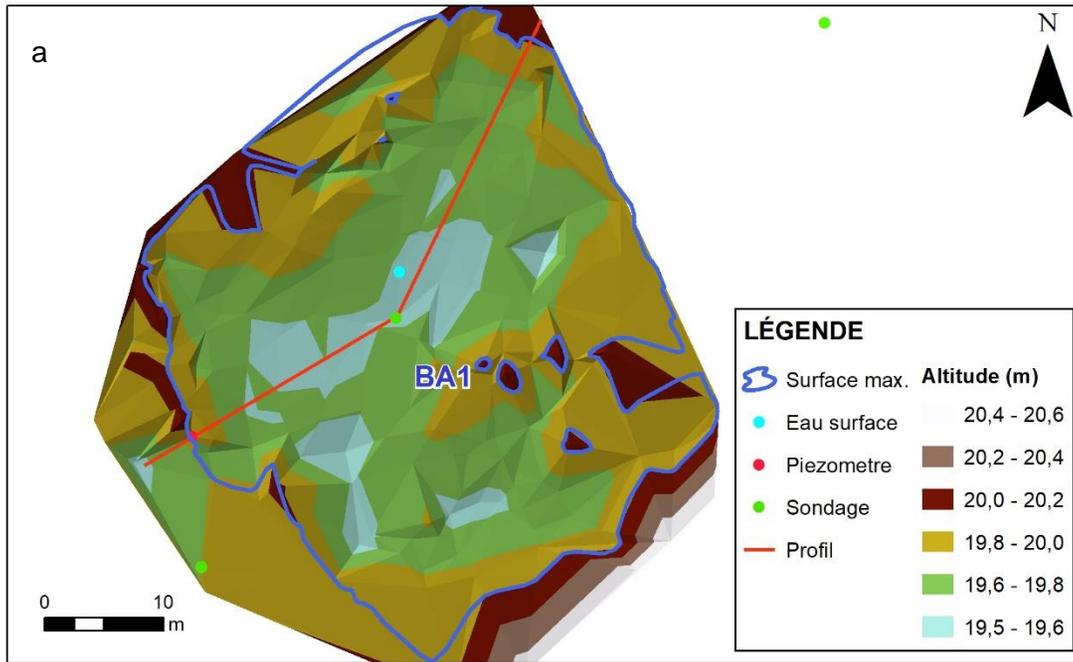


Figure 27 : Coupe topo-géologique de l'étang BA1 (Longueuil)

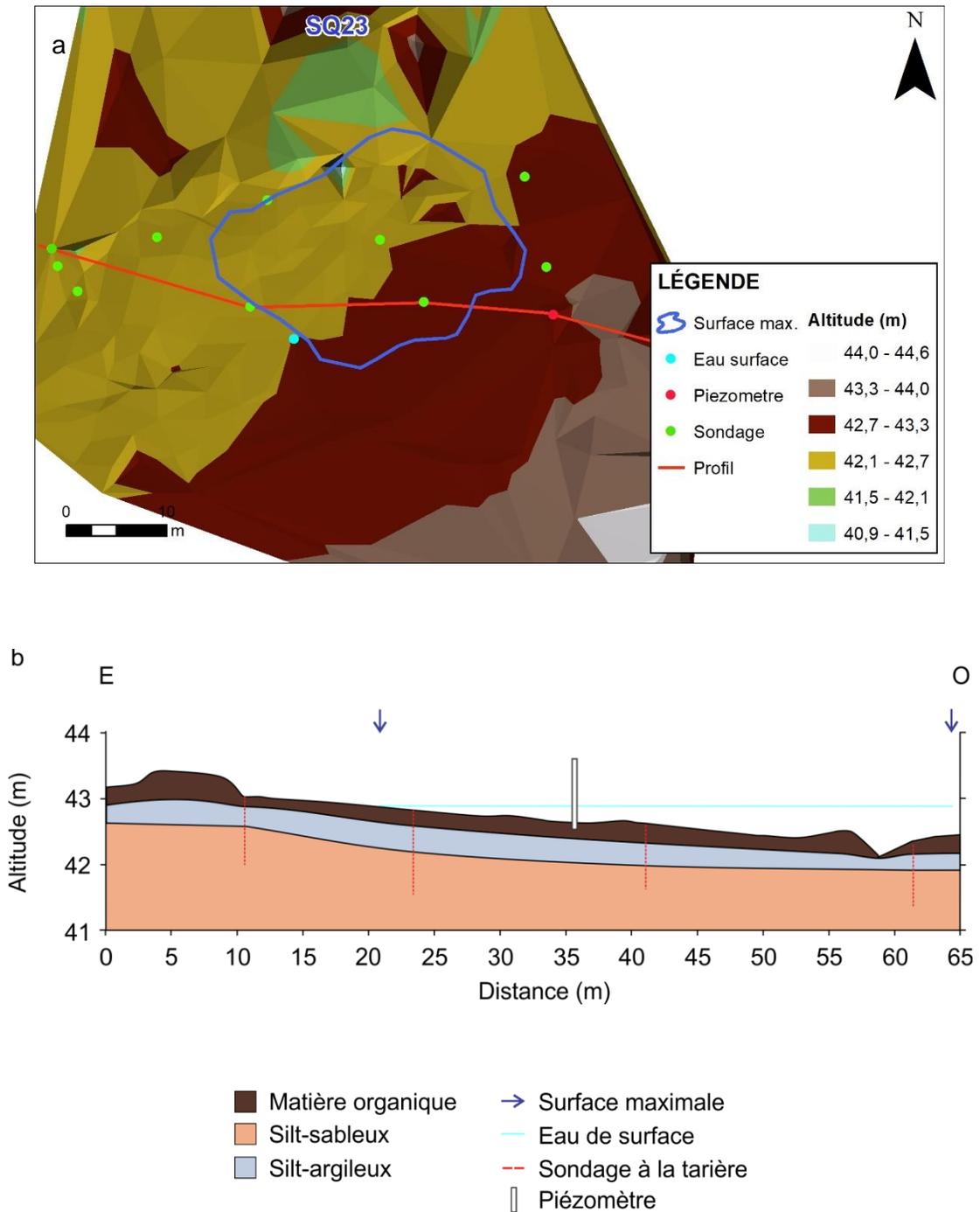


Figure 28 : Coupe topo-géologique de l'étang SQ23 (SEPAQ)

ANNEXE B. Informations détaillées sur les étangs**Tableau 13 : Localisation, début du suivi hydrologique, hauteur d'eau maximale et hydropériodes des 48 étangs (suite à la page suivante)**

Secteurs	Sites	Classe ⁽¹⁾	Coordonnées			Hauteur max (m)	Hydropériode			
			X	Y	Z		2016	2017	2018	2019
Boisé du Tremblay	BTR1	P	-73,423	45,550	29,0	0,22	-	45	23	-
Boisé du Tremblay	BTR3	T	-73,420	45,546	28,4	0,78	-	144	-	-
Boisé du Tremblay	BTRF ⁽²⁾	T	-73,437	45,539	30,3	0,44	-	129	74	114
Boisé du Tremblay	BTRG	T	-73,438	45,534	28,8	0,49	-	114	56	97
Boisé du Tremblay	BTRJ	T	-73,425	45,535	28,1	0,46	-	114	51	82
Boisé du Tremblay	TM134	T	-73,422	45,549	28,5	0,41	109	144	>150 ⁽³⁾	132
Boisé du Tremblay	TM147	T	-73,414	45,552	28,8	0,33	-	110	54	111
Boisé du Tremblay	TM15	T	-73,419	45,546	28,6	0,30	-	44	24	55
Boisé du Tremblay	TM200	T	-73,413	45,556	28,9	0,28	41	-	-	-
Boisé du Tremblay	TM235	T	-73,417	45,557	29,1	0,27	-	116	71	109
Boisé du Tremblay	TM237	T	-73,422	45,554	29,7	0,36	-	123	73	102
Boucherville	BCV2	T	-73,393	45,607	32,1	0,43	70	111	73	110
Boucherville	BFR1	M	-73,421	45,589	24,4	0,41	64	-	-	-
Boucherville	BFR3	M	-73,422	45,588	24,6	0,28	-	>150 ⁽³⁾	78	113
Boucherville	FUT1	M	-73,404	45,581	32,5	0,33	33	-	26	-
Boucherville	FUT2	M	-73,402	45,584	34,3	0,19	-	65	38	-
Boucherville	FUT3	M	-73,407	45,582	32,5	0,33	-	87	49	-
Boucherville	FUT4	M	-73,402	45,585	34,2	0,64	-	>150 ⁽³⁾	-	-
Boucherville	FUT5	M	-73,403	45,583	33,3	0,04	-	-	41	-
Boucherville	IP4	T	-73,385	45,605	32,7	0,55	110	121	74	-
Boucherville	IP13	T	-73,395	45,586	32,6	0,38	47	103	20	100
Contrecoeur	CONT1	T	-73,273	45,818	18,0	0,58	-	>150 ⁽³⁾	70	111
Contrecoeur	CONT3	T	-73,279	45,813	17,8	0,39	-	106	78	69
Contrecoeur	CONTC	T	-73,291	45,808	16,0	0,43	-	52	>150 ⁽³⁾	64
Contrecoeur	CONTF	T	-73,295	45,806	16,5	0,46	-	53	>150 ⁽³⁾	63
Contrecoeur	CONTH	T	-73,282	45,814	16,9	0,55	-	108	81	79
Défense nationale	MDN3	T	-73,297	45,558	40,9	0,30	64	66	54	82
Défense nationale	MDN7A	A	-73,305	45,564	43,9	0,40	109	114	75	107
Défense nationale	MDN9 ⁴	P	-73,298	45,554	41,4	0,25	-	41	21	-
Défense nationale	MDN10	P	-73,297	45,552	41,5	0,23	-	45	-	-
Défense nationale	MDN12	A	-73,298	45,552	42,1	0,40	-	-	50	81
Défense nationale	MDN13	A	-73,299	45,554	42,1	0,35	-	-	39	54
Défense nationale	MDN16	A	-73,309	45,566	43,8	0,37	-	-	55	82
La Prairie	P0	M	-73,467	45,403	21,0	0,32	40	49	32	56
La Prairie	P1	M	-73,472	45,401	22,2	0,41	43	99	50	75
La Prairie	P2	T	-73,471	45,392	23,2	0,34	71	>150 ⁽³⁾	70	86

Secteurs	Sites	Classe ⁽¹⁾	Coordonnées			Hauteur max (m)	Hydropériode			
			X	Y	Z		2016	2017	2018	2019
La Prairie	P3	T	-73,478	45,393	22,2	0,29	43	103	41	75
La Prairie	P4	M	-73,477	45,397	22,8	0,44	83	>150 ⁽³⁾	71	97
La Prairie	P5	T	-73,473	45,396	22,4	0,39	>150 ⁽³⁾	>150 ⁽³⁾	73	97
La Prairie	P6	A	-73,467	45,403	20,9	0,97	>150 ⁽³⁾	>150 ⁽³⁾	>150 ⁺	-
La Prairie	P7	A	-73,469	45,394	22,3	0,71	>150 ⁽³⁾	>150 ⁽³⁾	>150 ⁺	-
Longueuil	BA1	T	-73,490	45,548	19,9	0,42	-	110	67	104
Longueuil	SHUF	M	-73,417	45,472	21,6	0,45	-	114	72	98
SEPAQ	<i>SQ13</i>	A	-73,346	45,546	46,7	0,30	40	-	-	-
SEPAQ	<i>SQ22A</i>	A	-73,343	45,557	41,9	0,65	-	>150 ⁽³⁾	84	128
SEPAQ	SQ23	A	-73,341	45,557	42,4	0,15	-	103	37	65
SEPAQ	<i>SQ83A</i>	A	-73,345	45,556	40,6	0,87	-	>150 ⁽³⁾	70	97
SEPAQ	<i>SQ84A</i>	A	-73,344	45,557	41,0	0,57	-	113	82	120

⁽¹⁾ : Suivant la terminologie du MFFP : P=potentiel pour l'aménagement, M=modifié, T=témoin, A= aménagé

⁽²⁾ : Les noms de sites en caractères gras indiquent un site-témoin.

⁽³⁾ : Les sites encore actifs à la fin septembre sont considérés comme ayant été permanents pour l'année visée (HP>150 j).

⁽⁴⁾ : Les noms de sites en italiques sont ceux où aucune grenouille n'a été entendue.

Tableau 14 : Périmètres, superficies des étangs et superficies des aires de drainage des 48 étangs (suite à la page suivante)

Secteurs	Sites	Superficie max (m ²)	Aire de drainage (m ²)	Aires drainage CERFO (m ²)	Numéros photos	Sources données
Boisé du Tremblay	BTR1	337	43 905	-	310-5045	LiDAR+CMM ⁽²⁾
Boisé du Tremblay	BTR3	46	102	-	311-5045	LiDAR
Boisé du Tremblay	BTRF⁽¹⁾	2 042	9 157	-	309-5044	LiDAR+CMM+DG PS
Boisé du Tremblay	BTRG	2 275	12 053	-	309-5043	LiDAR+CMM
Boisé du Tremblay	BTRJ	403	3 674	-	310-5043	LiDAR
Boisé du Tremblay	TM134	3 627	60 845	-	310-5045	LiDAR+CMM
Boisé du Tremblay	TM147	4 365	116 392	-	311-5045	LiDAR
Boisé du Tremblay	TM15	40	1 027	-	311-5045	LiDAR
Boisé du Tremblay	TM200	57	1 341	-	311-5046	LiDAR
Boisé du Tremblay	TM235	62	236	-	311-5046	LiDAR
Boisé du Tremblay	TM237	221	3 017	-	310-5046	LiDAR
Boucherville	BCV2	4 039	30 187	160 047(3)	313-5051	LiDAR+CMM
Boucherville	BFR1	1 984	3 084	-	310-5049	LiDAR
Boucherville	BFR3	462	41 389	-	310-5049	LiDAR
Boucherville	FUT1	276	859	-	312-5049	LiDAR
Boucherville	FUT2	53	175	-	312-5049	LiDAR
Boucherville	FUT3	284	5 487	-	312-5049	LiDAR+CMM
Boucherville	FUT4	13	63	-	312-5049	LiDAR
Boucherville	FUT5	9	41 755	-	312-5049	LiDAR
Boucherville	IP13	3 112	129 558	133 767	313-5049	LiDAR
Boucherville	IP4	1 286	536 695	302 895	313-5051	LiDAR
Contrecoeur	CONT1	1 396	11 150	-	322-5075	LiDAR+CMM
Contrecoeur	CONT3	1 821	19 816	-	321-5074	LiDAR+CMM
Contrecoeur	CONTC	246	4 729	-	321-5074	LiDAR
Contrecoeur	CONTF	9	1 631	-	320-5073	LiDAR
Contrecoeur	CONTH	1 383	18 383	-	321-5074	LiDAR+CMM+DG PS
Défense nationale	MDN3	345	657	-	320-5046	LiDAR+CMM+DG PS
Défense nationale	MDN7A	34	171	-	320-5047	LiDAR
Défense nationale	MDN9	325	2 267	-	320-5046	LiDAR
Défense nationale	MDN10	88	2 073	-	320-5045	LiDAR
Défense nationale	MDN12	53	3 010	-	320-5045	LiDAR
Défense nationale	MDN13	257	14 249	-	320-5045	LiDAR
Défense nationale	MDN16	25	364 422	-	319-5047	LiDAR
La Prairie	P0	111	1 688	-	307-5029	LiDAR+CMM
La Prairie	P1	1 446	4 359	9 414	307-5029	LiDAR
La Prairie	P2	2 713	8 847	-	307-5027	LiDAR
La Prairie	P3	1 374	18 345	264 870	306-5028	LiDAR+CMM
La Prairie	P4	393	30 238	-	306-5028	LiDAR+CMM

Secteurs	Sites	Superficie max (m ²)	Aire de drainage (m ²)	Aires drainage CERFO (m ²)	Numéros photos	Sources données
La Prairie	P5	774	2 159	-	306-5028	LiDAR
La Prairie	P6	181	779	-	307-5029	Google Earth
La Prairie	P7	243	256	-	307-5028	Google Earth
Longueuil	BA1	1 574	5 949	-	305-5045	LiDAR+CMM
Longueuil	SHUF	6 149	19 858	-	311-5036	LiDAR+CMM
SEPAQ	SQ22A	274	14 641	-	317-5046	LiDAR
SEPAQ	SQ23	133	12 714	-	317-5046	LiDAR+CMM
SEPAQ	SQ83A	466	36 549	-	316-5046	LiDAR
SEPAQ	SQ84A	162	44 477	-	316-5046	LiDAR

⁽¹⁾ : Les noms de sites en caractères gras indiquent un site-témoin.

⁽²⁾ : CMM = Communauté Métropolitaine de Montréal, MNÉC = Modèle Numérique d'Élévation du Canada.

⁽³⁾ : Données provenant de Varin et al. (2018).

ANNEXE C. Relations niveau-volume et niveau-surface pour les sites-témoins

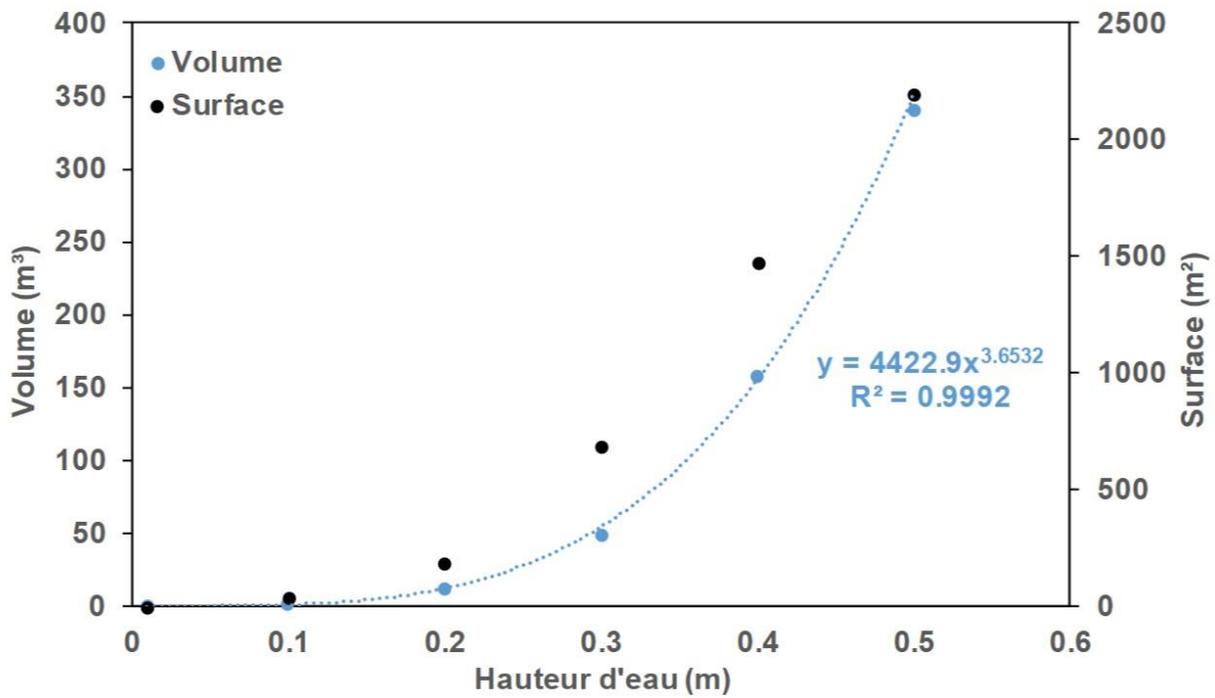


Figure 29 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin BTRF (Boisé du Tremblay)

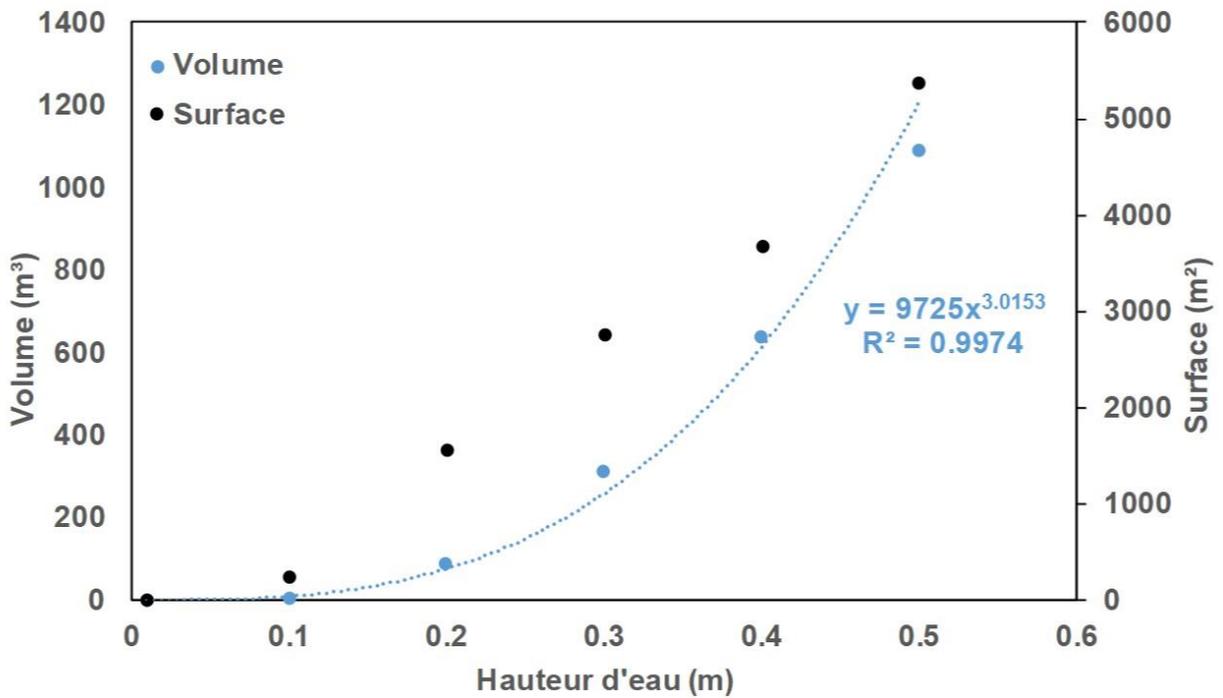


Figure 30 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin BCV2 (Boucherville)

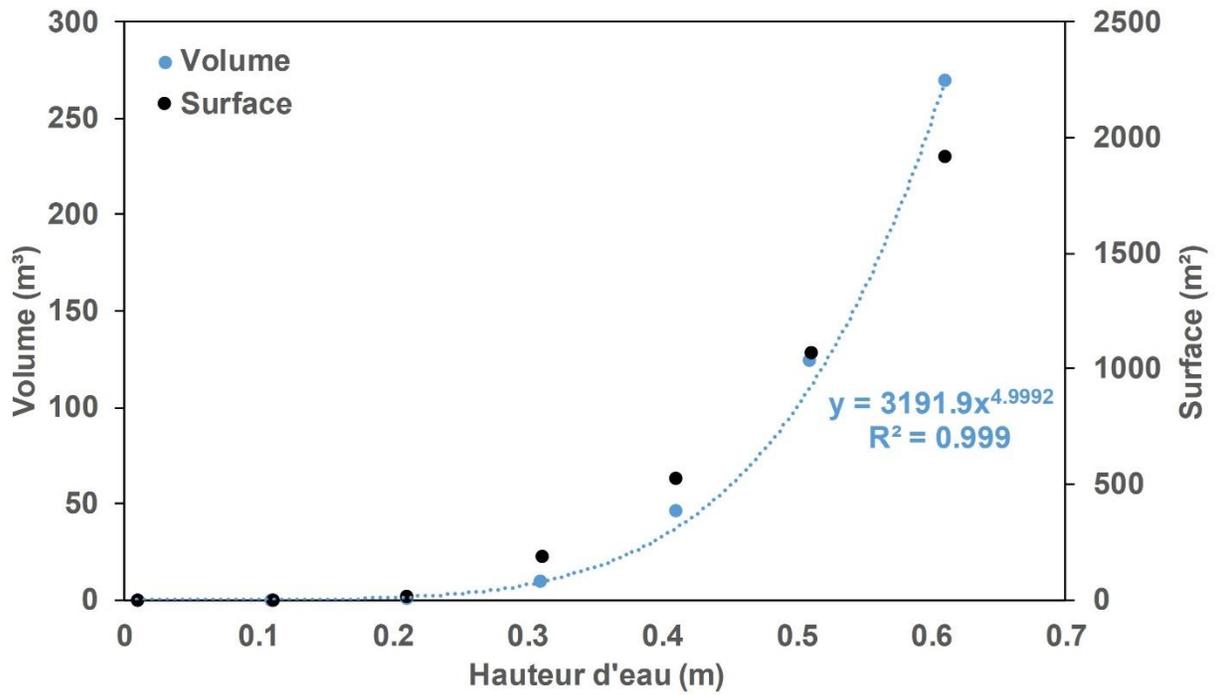


Figure 31 : Relations niveaux-volumes pour le site-témoïn CONTH (Contrecoeur)

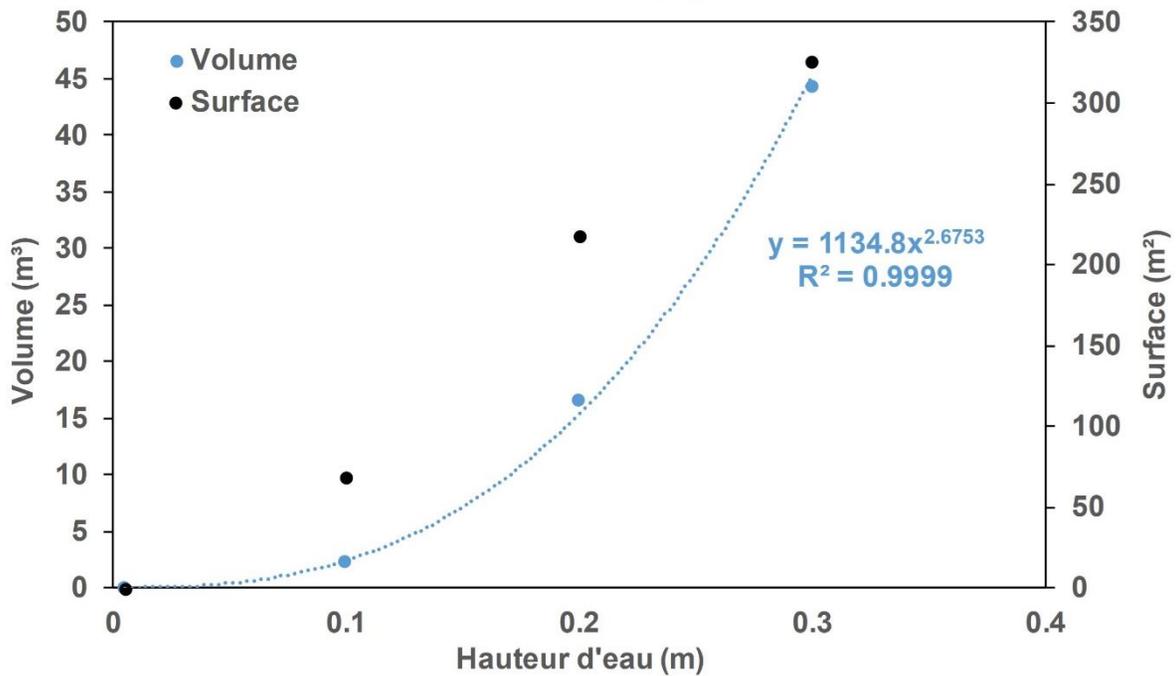


Figure 32 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoïn MDN3 (Défense nationale)

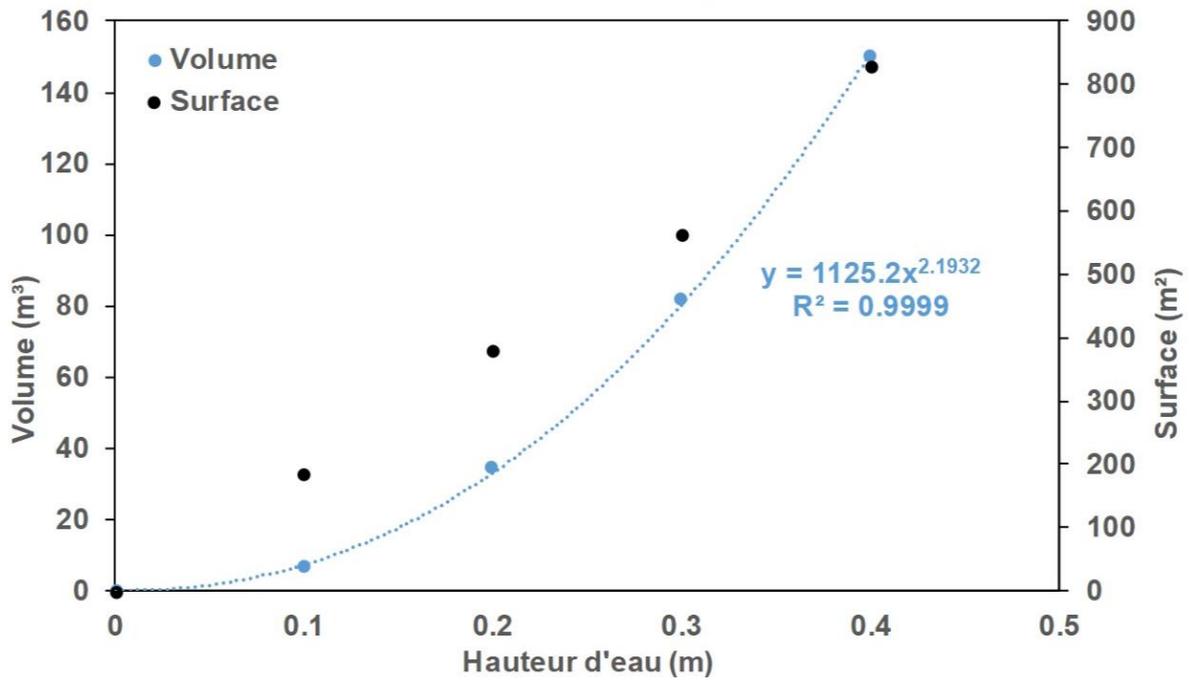


Figure 33 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin P5 (La Prairie)

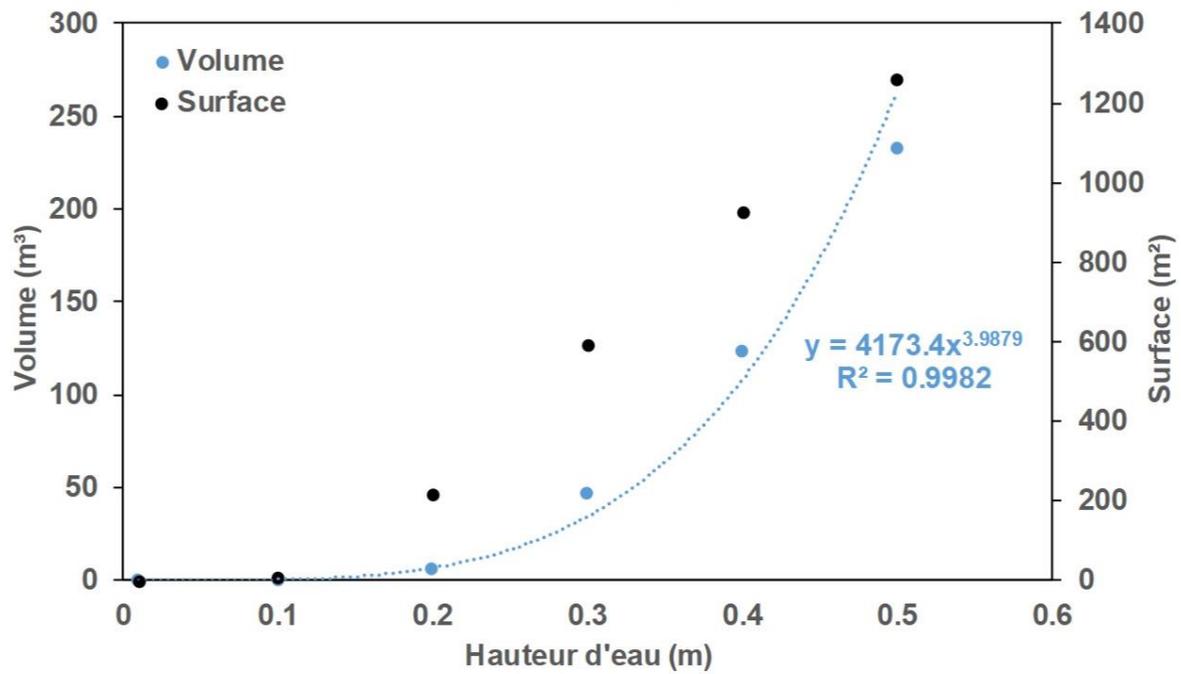


Figure 34 : Relations niveau-volume et niveau-surface pour le site-témoin BA1 (Longueuil)

ANNEXE D. Chroniques de niveaux mesurées entre 2016 et 2019

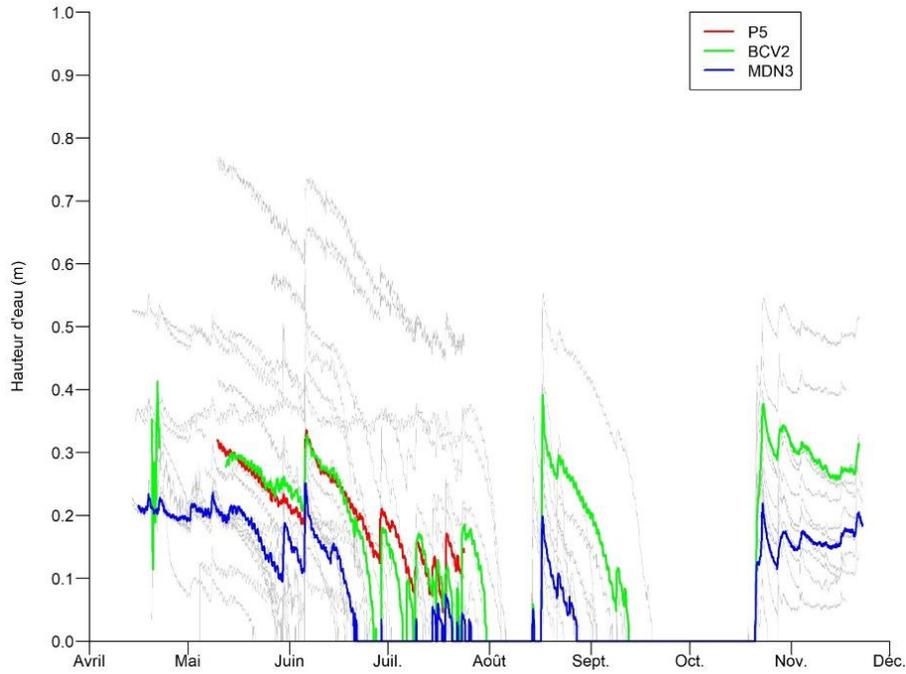


Figure 35 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2016

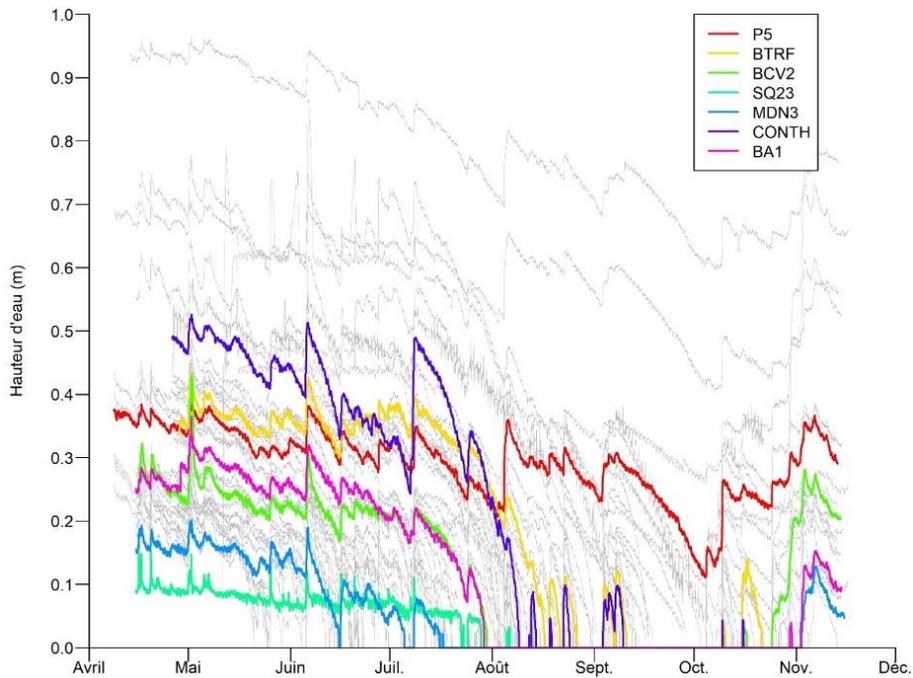


Figure 36 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2017

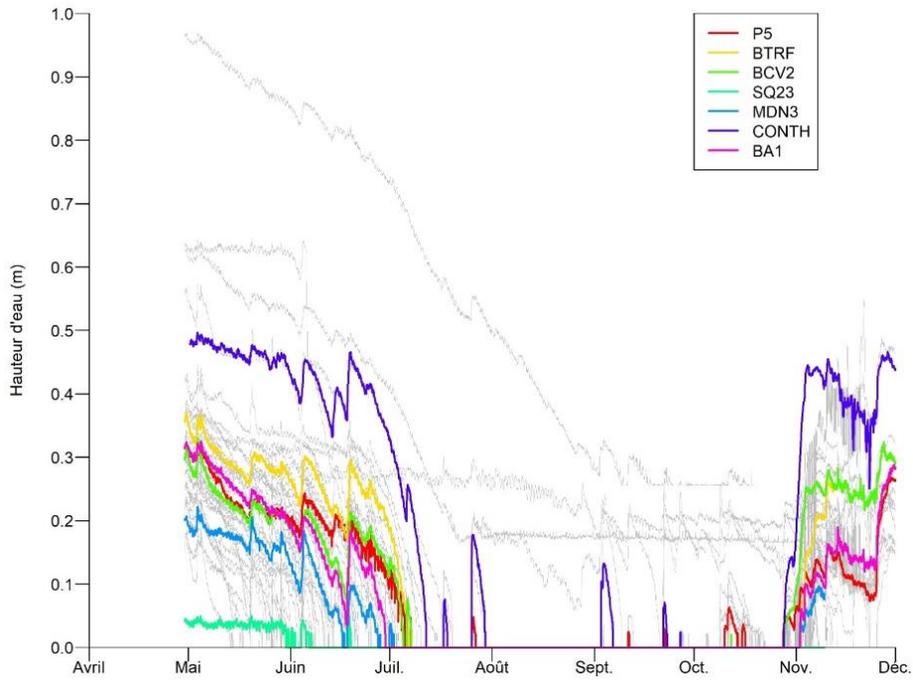


Figure 37 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2018

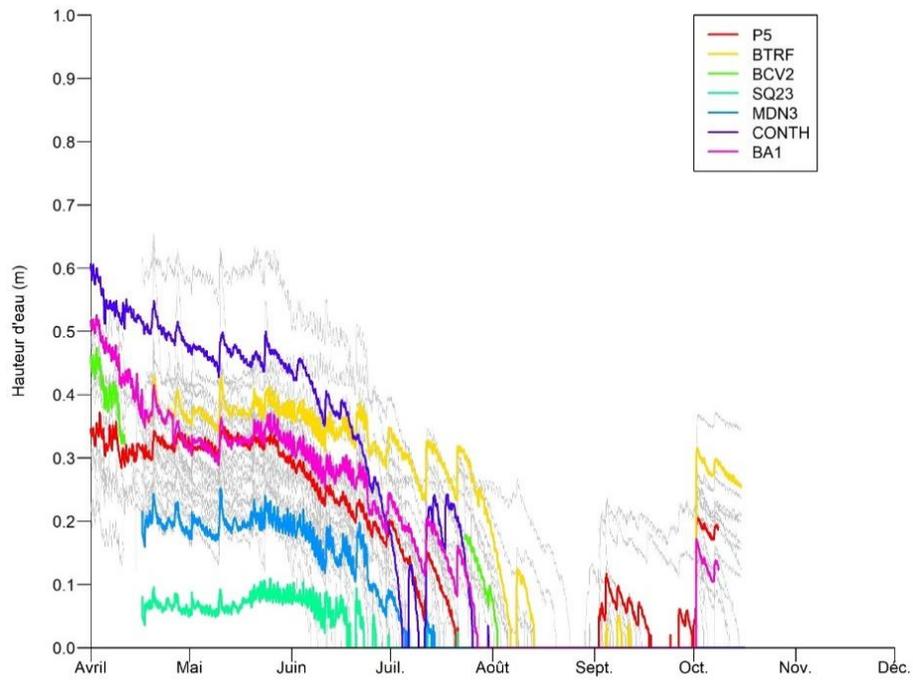


Figure 38 : Niveaux d'eau mesurés pour l'année 2019

ANNEXE E. NIVEAUX PIÉZOMETRIQUES

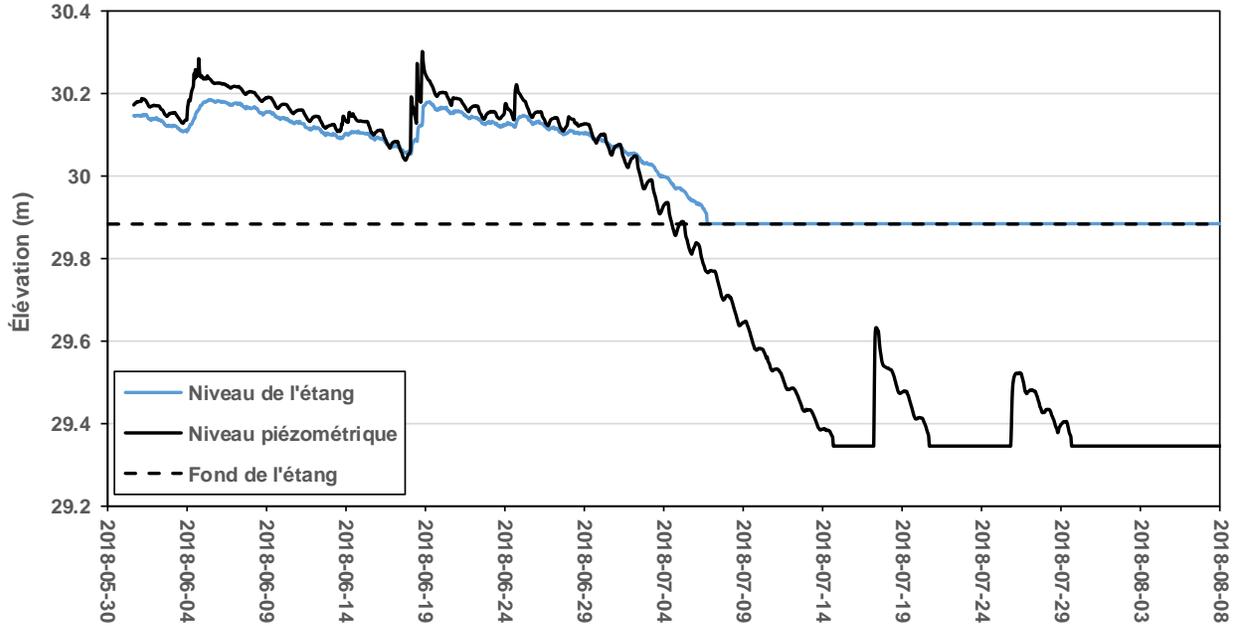


Figure 39 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site BTRF

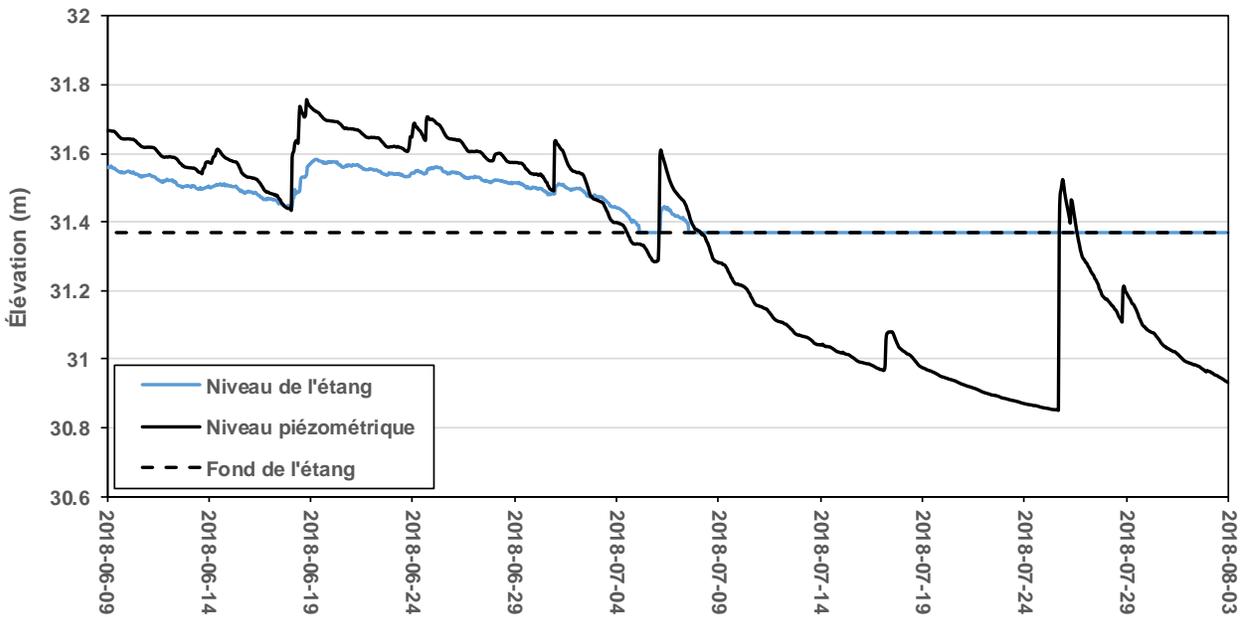


Figure 40 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site BCV2

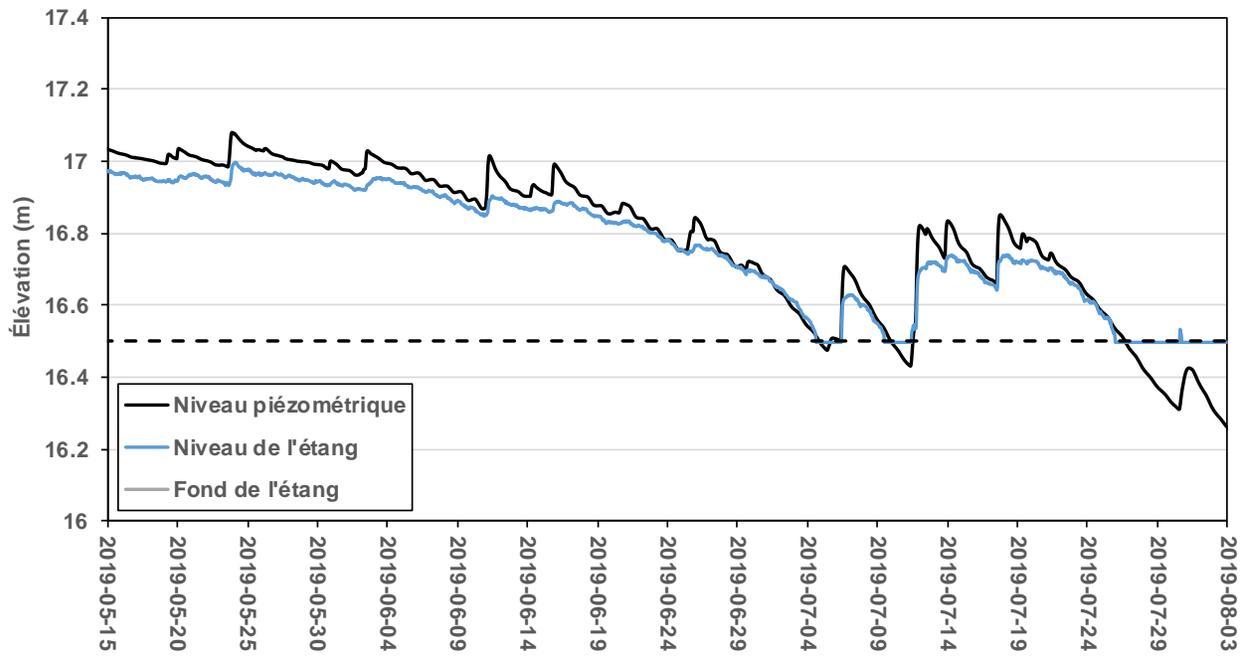


Figure 41 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site CONTH

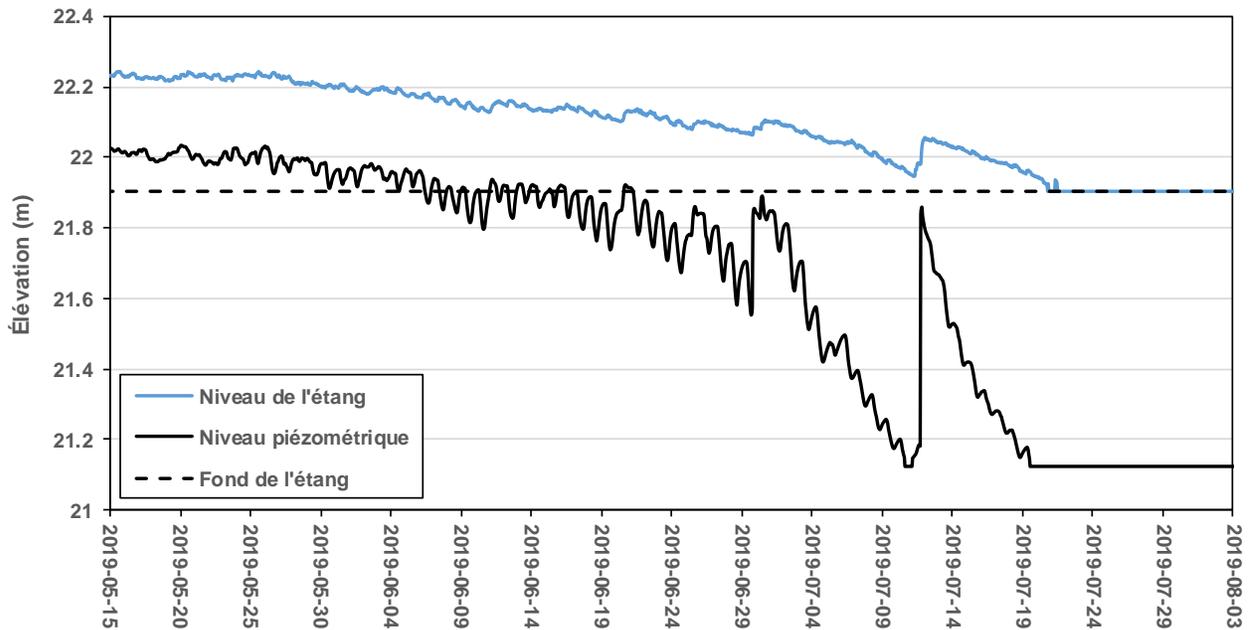


Figure 42 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site P5

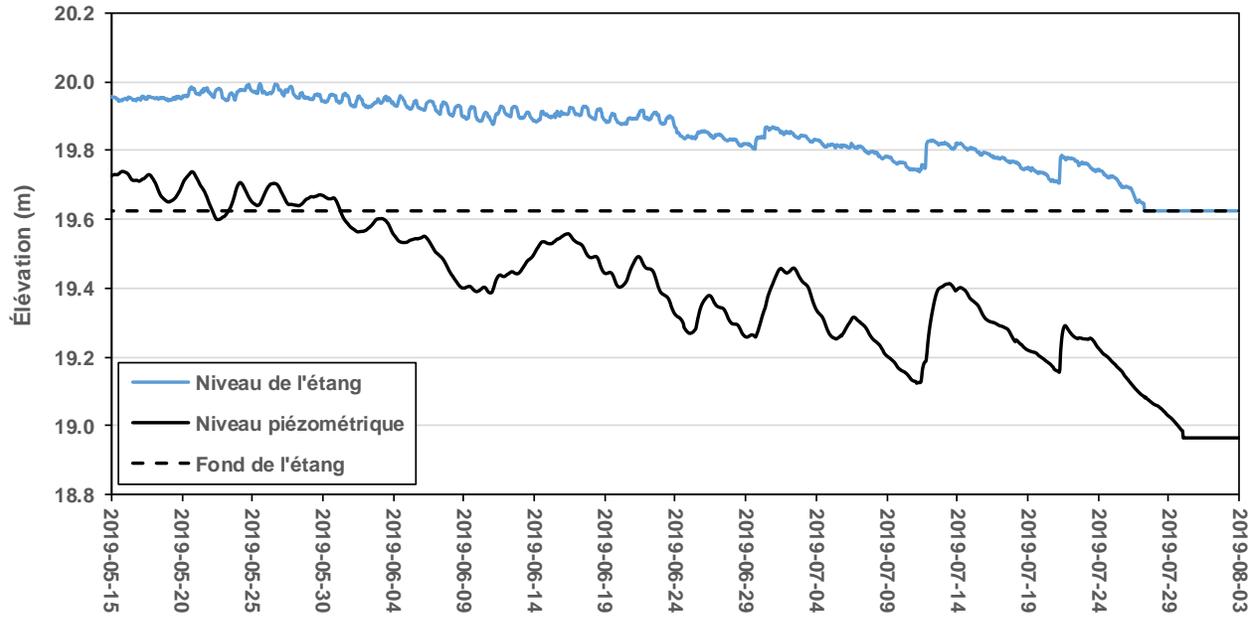


Figure 43 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site BA1

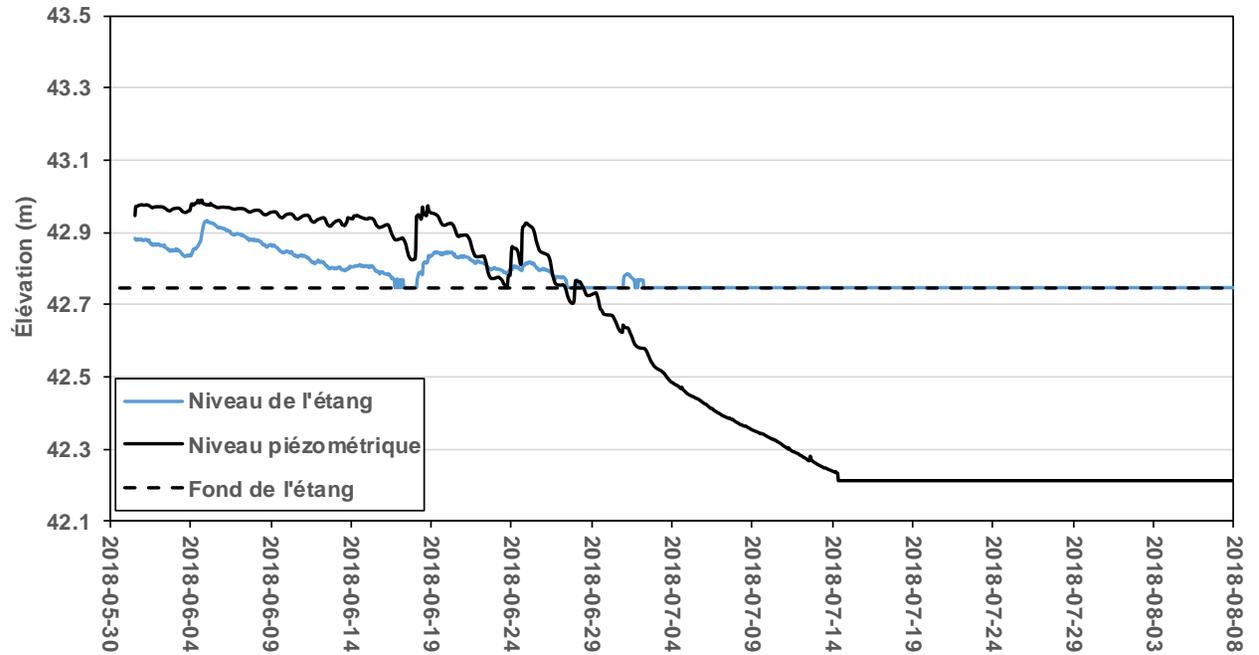


Figure 44 : Comparaison du niveau de l'étang et du niveau piézométrique au site SQ23

ANNEXE F. DÉTAILS DU MODÈLE DE BILAN HYDRIQUE

Les intrants du modèle sont la pluie (P) en mm, la neige (N) en mm et la température moyenne journalière (T) en °C. Les précipitations sont divisées en neige et en pluie selon une température seuil. Il y a accumulation de neige au sol durant un événement de précipitation si la température journalière maximale est égale ou inférieure à 0°C et liquide si la température journalière minimale est supérieure à 0°C. Lorsque la température maximale est au-dessus de 0°C et que celle minimale est en dessous de 0°C, les précipitations liquides et solides sont toutes deux une fraction des précipitations (Turcotte et al., 2007).

L'emmagasinement d'eau de surface dans l'étang est calculé à l'aide de la différence entre les intrants et les extrants avec un pas de temps journalier (**Figure 45**).

$$E_t = E_{t-1} + AV_{SH,t} + ES_t + Ruiss_t - I_{SH,t} - ET_{SH,t} - TP_t \quad (\text{éq. 3})$$

où E_t représente le volume d'eau journalier dans l'étang (m^3) au temps t , $AV_{SH,t}$ représente les apports verticaux, soit la fonte de la neige calculée par la méthode des degrés-jours et les précipitations liquides, ES_t représente l'apport en eau souterraine, $Ruiss_t$ représente le ruissellement provenant de l'aire d'alimentation, $I_{SH,t}$, $ED_{SH,t}$ et $TR_{SH,t}$ représentent l'infiltration, l'évaporation directe et la transpiration se produisant directement dans l'étang. Le trop-plein (TP_t) évacué en dehors de l'étang survient lorsque la hauteur d'eau calculée dans l'étang excède la hauteur maximale pouvant y être emmagasinée.

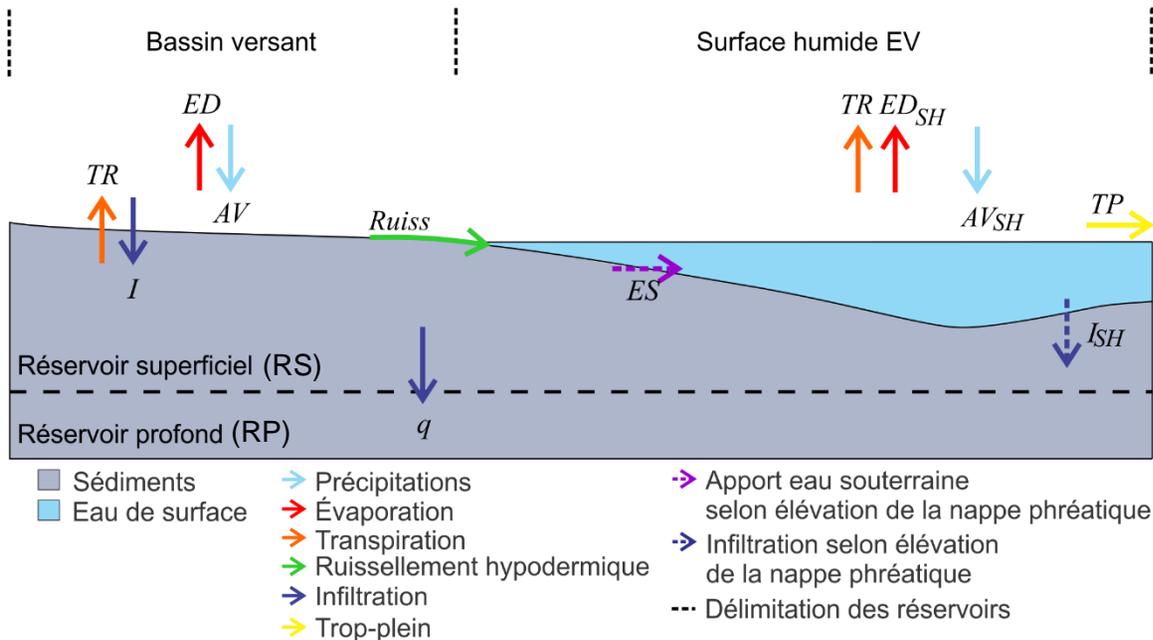


Figure 45 : Représentation conceptuelle du modèle de bilan hydrique des sites-témoins

Le modèle comprend deux réservoirs souterrains, soit le réservoir superficiel (RS) et le réservoir profond (RP). Le ruissellement (*Ruiss*) rejoint directement la surface humide de l'étang tandis que l'écoulement du RS permet d'obtenir une estimation des flux souterrains latéraux (hypodermiques) (*ES*) vers l'étang. Le RS se vide vers le RP par la percolation (*q*). L'écoulement hors du RP est dirigé vers l'aquifère régional et n'atteint pas l'étang. Les flux sont calculés en mm et sont transformés en m^3 à l'aide de la relation niveau-volume de chaque étang.

L'eau arrivant sur l'aire d'alimentation est mobilisée par l'évaporation, l'infiltration et le ruissellement. Les équations utilisées pour calculer l'évapotranspiration (ED , ED_{SH} , TR et TR_{SH}) sont celles utilisées dans le modèle MOHYSE (Fortin et Turcotte, 2007 ; nécessite le coefficient d'évapotranspiration potentielle, c_{ETP} (mm/j), et le coefficient de transpiration, c_{TR} (mm/j)) et l'équation utilisée pour la fonte de la neige est celle des degrés-jours (nécessite la température de fonte, T_f (°C), et le coefficient de fonte, c_f (mm/°C/j)). La répartition entre l'infiltration (éq. 4) et le ruissellement de surface (éq. 5) est déterminée selon un coefficient d'infiltration. Une fraction de l'aire d'alimentation a été conservée dans ce calcul et inclut la surface sèche de l'étang.

$$I_t = \text{MIN}(AV_t - ED_t, c_I) \quad (\text{si la moyenne sur cinq jours } T_{\text{max}} > 5^\circ\text{C}) \quad (\text{éq. 4})$$

$$Ruiss_t = (AV_t - ED_t - I_t)(SAA - SA_t) * c_{AA} \quad (\text{éq. 5})$$

où I_t représente l'infiltration au temps t (mm/j), c_I représente le coefficient d'infiltration (1/j), AV_t représente les apports verticaux (mm), ED_t représente l'évaporation directe (mm/j), $Ruiss_t$ représente le ruissellement atteignant l'étang à partir de l'aire d'alimentation (m³/j), SAA représente la surface de l'aire d'alimentation et SA_t représente la surface active de l'étang. c_{AA} est un coefficient permettant de représenter une aire d'alimentation réelle plus petite que celle déterminée avec les données topographiques.

Le bilan du RS (éq. 6) inclut l'apport provenant de l'infiltration (éq. 4) ainsi que les pertes par la transpiration, l'écoulement souterrain latéral (hypodermique) vers l'étang (éq. 7) et l'écoulement vers le RP (éq. 8).

$$RS_t = RS_{t-1} + It - TRt - q_t - ES_t \quad (\text{éq. 6})$$

$$ES_t = c_{RS} * RS_{t-1} \quad (\text{éq. 7})$$

$$q_t = c_{RP} * RS_{t-1} \quad (\text{éq. 8})$$

où ES_t est l'écoulement du RS vers l'étang (mm/j) au temps t et c_{RS} est le coefficient de vidange latérale du réservoir RS (1/j). q_t représente la percolation verticale du RS vers le RP (mm/j) tandis que c_{RP} représente la vidange du RS vers RP (1/j).

L'eau rejoignant le réservoir profond (RP; éq. 8) s'infiltré profondément et n'atteint pas l'étang. Néanmoins, les niveaux dans ce réservoir sont considérés représenter l'emmagasinement dans la nappe. Lorsque le niveau du RP excède un certain seuil (np), l'apport ES_t du RS vers l'étang est activé. Lorsque le niveau du RP est sous ce seuil, l'étang ne reçoit pas d'eau souterraine.

$$RP_t = RP_{t-1} + q_t - IP_t \quad (\text{éq. 9})$$

$$IP_t = RP_{t-1} * c_{IP} \quad (\text{éq. 10})$$

où IP_t représente l'infiltration de l'eau (mm/j) au temps t et c_{IP} est le coefficient de vidange du RP (1/j).

La variation de volume de l'étang se calcule ensuite en m³, selon les flux calculés précédemment (en mm) et en ajustant la surface de l'étang à l'aide de la hauteur d'eau dans l'étang et de la courbe bathymétrique.

$$V_{E,t} = V_{E,t-1} + AV_{SH,t} + Ruiss_t + ES_{vt} - I_{SH,t} - ET_{SH,t} - TP_t \quad (\text{éq. 11})$$

$$AV_{SH,t} = AV_t * SA_t \quad (\text{éq. 12})$$

$$ES_{vt} = ES_t * (\text{per} * h_{eau,t}) \text{ si } RP_t \geq np \quad (\text{éq. 13})$$

$$I_{SH,t} = \text{MIN}(V_E, c_{inf} * SA_t) \text{ si } ES_t = 0 \quad (\text{éq. 14})$$

$$ET_{SH,t} = \text{MIN}(E, (ED_{SH,t} + TR_{SH,t}) * SA_t) \quad (\text{éq. 15})$$

$$TP_t = \frac{V_{t-1}}{V_{max}} c_{exu} \text{ si } V_{t-1} > V_{exu} \quad (\text{éq. 16})$$

où $V_{E,t}$ représente le volume d'eau dans l'étang au temps t (m^3), ES_{vt} représente le volume d'eau atteignant l'étang (m^3/j), per représente le périmètre de l'étang (m), h_{eau} représente la hauteur d'eau dans l'étang (m) et np représente le seuil permettant un apport d'eau souterraine à l'étang (m). $I_{SH,t}$ représente l'infiltration sous la surface totale de l'étang (m^3), et c_{inf} représente le coefficient d'infiltration à travers les sédiments du fond de l'étang (mm/j). AV_{SH} représente les apports verticaux à l'étang (m^3/j), $ET_{SH,t}$ représente la somme de l'évaporation directe sur l'étang ($ED_{SH,t}$) et de la transpiration à partir de l'étang ($TR_{SH,t}$) (m^3/j). TP_t représente le débit sortant de l'étang par le trop-plein (m^3/j), V_{exu} représente le volume d'eau dans l'étang lorsque la hauteur d'eau est égale au niveau de l'exutoire (m^3), V_{max} est le volume maximal pouvant être contenu dans l'étang et c_{exu} est le taux maximum de vidange de l'étang (m^3/j).