

**MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE ET MODÉLISATION DES
POPULATIONS DE SALAMANDRES SUR LE MONT COVEY HILL:
PERSPECTIVES POUR LA CONSERVATION DES HABITATS EN
PRÉSENCE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES**

- RAPPORT FINAL -

Équipe de recherche et rédaction

Marie Larocque
Lael Parrott
David Green
Martin Lavoie
Stéphanie Pellerin
Jana Levison
Philippe Girard
Marie-Audray Ouellet

MAI 2013

Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres.



AVANT-PROPOS

Depuis le début des années 1990, les initiatives de recherche et de caractérisation des habitats se sont multipliées sur le mont Covey Hill. À la faveur des travaux réalisés sur la colline et dans la région, différents instruments de mesure ont été mis en place de manière permanente, et une importante base de données concernant les espèces, les habitats et l'hydrologie de la colline est maintenant gérée par Conservation de la nature Canada (CNC). C'est donc tout naturellement que le mont Covey Hill est passé d'un site intéressant pour l'étude des salamandres à un Laboratoire naturel dédié au suivi à long terme des populations de salamandres de ruisseaux et des processus hydriques.

Le Laboratoire naturel a pour mission de favoriser la recherche multidisciplinaire sur les composantes des écosystèmes du mont Covey Hill afin de mieux comprendre leur fonctionnement, de connaître les impacts des pressions humaines et naturelles sur l'hydrologie, les habitats et sur les populations végétales et animales, et de favoriser la conservation du milieu. Il regroupe plusieurs partenaires scientifiques dont le département des sciences de la Terre et de l'atmosphère de l'UQAM, le département des sciences biologiques de l'Université de Montréal, le département de géographie de l'Université de Montréal, l'Institut de la recherche en biologie végétale, le département des sciences biologiques de l'Université McGill, le Centre d'études nordiques, le ministère des Ressources naturelles, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, la Commission Géologique du Canada et Ouranos.

RÉSUMÉ

Les écosystèmes sont naturellement adaptés pour faire face aux aléas du climat mais cette capacité est menacée par la rapidité des changements climatiques actuels. Les changements climatiques observés et anticipés sont considérés comme une grave menace à la biodiversité. Déjà connues comme ayant un statut précaire, les espèces vulnérables ou menacées sont d'autant plus sensibles à des modifications de leur habitat. L'exemple de la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) au mont Covey Hill est typique de cette problématique. L'habitat de cette salamandre est intimement lié aux résurgences d'eau souterraine dont la dynamique hydrologique est contrôlée indirectement par le climat, par l'entremise de la recharge en eau souterraine. Toutefois, le contrôle qu'exercent les variables hydrologiques sur le maintien de cette population de salamandres est à peu près inconnu. Ces connaissances sont nécessaires pour définir des stratégies d'adaptation aux changements climatiques qui permettront de maintenir ou d'améliorer les chances de survie des espèces visées. Les études à l'échelle locale sont particulièrement cruciales dans ces environnements vulnérables situés près de la source des cours d'eau (zones amont ou *headwater basins*) qui jouent un rôle hydrologique et écosystémique majeur.

Ce projet vise une application de la modélisation hydrologique et écologique sur le Laboratoire naturel du mont Covey Hill, un site d'environ 150 km² instrumenté pour le suivi de variables hydrologiques et des populations de salamandres. La colline abrite la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*), une espèce désignée menacée, ainsi que la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*), une espèce désignée vulnérable. L'objectif général est d'utiliser la modélisation hydrogéologique et écologique pour recommander des stratégies de conservation visant à promouvoir la résilience du milieu naturel du mont Covey Hill en présence de changements climatiques.

L'analyse paléoécologique a mis en évidence la grande variabilité du climat passé. Certaines variations ont lieu à des échelles millénaires, mais d'autres se produisent à l'échelle séculaire. Par exemple, l'analyse des thécamoebiens et des précipitations nettes montre une tendance à la baisse de la recharge de 1900 à 2010. Cette évolution tend toutefois à s'inverser au cours des dernières décennies de la période. Ces résultats soulignent l'importance de maintenir en opération des sites de suivi écologique à long terme, dans le but de comprendre la gamme des conditions climatiques auxquelles un milieu naturel est adapté. Les dix scénarios climatiques fournis par Ouranos indiquent que le climat futur sera significativement plus chaud et également plus humide que ce que l'on connaît aujourd'hui. L'intensité des précipitations augmentera également de manière significative. Certains modèles projettent des précipitations nettes annuelles dépassant le maximum observé au cours du dernier siècle.

Une simulation des écoulements souterrains sur l'ensemble de la colline avec le modèle MODFLOW a montré que les niveaux piézométriques, les débits aux résurgences et les débits de base des cours d'eau sont sensibles à la recharge sur presque tout le mont Covey Hill. Lorsque le modèle a été utilisé avec les scénarios climatiques passés et futurs, les résultats montrent que ces variables pourraient augmenter significativement à l'horizon 2050, correspondant à la période 2041-2070.

Une simulation des écoulements souterrains réalisée à l'aide du modèle HydroGeoSphere sur une petite portion de la face nord de la colline a permis de simuler la dynamique des

résurgences, qui sont également des habitats de salamandres. Les résultats des simulations réalisées au moyen des scénarios climatiques passés et futurs montrent que le débit moyen des résurgences et le nombre de jours d'activité de celles-ci augmenteront pour la majorité des scénarios de climat futur étudiés. Plus particulièrement, le nombre de jours d'activité au cours de l'hiver et du printemps sera plus important à l'horizon 2050.

Un modèle de cycle de vie des salamandres de ruisseaux a été développé dans ce projet. Ce modèle permet de reproduire un ensemble de caractéristiques physiologiques, écologiques et comportementales typiques des salamandres de ruisseaux. Le modèle est également en mesure de reproduire la variabilité des durées de phases de développement des salamandres, de même que de reproduire convenablement les densités d'adultes observées en nature. La combinaison de ce modèle centré sur l'individu et d'un modèle environnemental développé notamment au moyen des résultats hydrologiques du modèle HydroGeoSphere a produit un modèle écologique hybride (MEH) dont le potentiel a été mis à profit dans le cadre de ce projet pour simuler la progression des populations de salamandres sombres des montagnes sur le mont Covey Hill en fonction des changements de température et d'activité hydrique des résurgences induits par les changements climatiques. Les résultats du MEH indiquent une augmentation significative de l'abondance des salamandres sombres des montagnes à toutes les résurgences étudiées. Cette augmentation s'accompagne d'une diminution significative de la probabilité d'extinction des salamandres aux résurgences aux plus hautes altitudes sur la colline. Le modèle a par ailleurs mis en évidence une accélération significative du cycle de vie des salamandres et un allongement de la période de reproduction.

Une modélisation entièrement couplée des écoulements de surface et souterrains permettrait de simuler l'ensemble du cycle hydrologique sur la colline et ainsi d'inclure la variété des habitats de la salamandre sombre des montagnes. Il serait ainsi possible d'étendre l'analyse des habitats aux cours d'eau où se trouvent d'autres espèces de salamandres de ruisseaux, dont la salamandre pourpre qui n'a pas été étudiée dans le présent projet. Avec cet outil, il serait pertinent d'étudier des scénarios d'évolution de l'occupation du territoire et d'impacts anthropiques. De tels scénarios n'ont pas été intégrés dans ce projet mais pourraient avoir un impact plus grand que celui des changements climatiques sur l'hydrologie et les habitats.

L'ensemble des résultats montre l'importance de mettre en place des mesures de conservation qui permettent de favoriser la recharge sur l'ensemble du mont Covey Hill, c.-à-d. au-delà des zones de protection immédiates entourant les sites où les salamandres ont été observées, et de manière plus continue que les zones de conservation prioritaires déjà identifiées. En raison des conditions favorables pour les salamandres dans un climat futur, les initiatives de conservation devraient être orientées vers la réduction des impacts des perturbations connues et déjà identifiées.

À la lumière des résultats obtenus dans ce projet de recherche, il est maintenant possible d'entrevoir le développement d'une approche intégrée pour la conservation du territoire à l'échelle locale. Cette approche devra être élaborée en étroite collaboration avec les organismes de conservation comme Conservation de la nature Canada, de manière à développer une approche qui soit compatible avec les outils existants de prise de décision (p. ex. plans de conservation). Une telle approche pourrait ainsi être utilisée dans une variété de contextes géologiques, hydrologiques et climatiques. Il en résultera des retombées concrètes pour l'adaptation aux changements climatiques.

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos	ii
Résumé	iii
Liste des figures.....	vi
Liste des tableaux.....	xi
Liste des annexes	xii
1. Introduction	1
2. Contexte / objectifs.....	2
3. Cadre théorique / compte-rendu de la revue de la littérature	4
3.1. Eaux souterraines et changements climatiques.....	4
3.2. Écosystèmes locaux et changements climatiques	5
3.3. Présence de salamandres au Québec et perspectives en contexte de changements climatiques	6
3.4. Stratégies de conservation des écosystèmes menacés en contexte de changements climatiques	7
4. Méthodologie et données	9
4.1. Le Laboratoire naturel du mont Covey Hill	9
4.1.1. Présentation du site.....	9
4.1.2. Données in situ disponibles au Laboratoire naturel.....	11
4.2. Scénarios climatiques.....	12
4.2.1. Analyses préliminaires avec deltas saisonniers	12
4.2.2. Analyses des scénarios climatiques fournis par Ouranos	12
4.2.3. Analyses paléoécologiques et paléoclimatiques	15
4.2.4. Climat 1900-2010	17
4.3. Développement et calage du modèle hydrogéologique.....	18
4.3.1. Développement et calage du modèle MODFLOW en régime transitoire	18
4.3.2. Analyse de sensibilité du modèle MODFLOW	20
4.3.3. Développement et calage du modèle HydroGeoSphere	21
4.3.4. Simulations avec les scénarios climatiques	24
4.4. Modélisation écologique des populations de salamandres.....	26
4.4.1. Modèle orienté sur l'individu	26

4.4.2.	Environnement spatial	26
4.4.3.	Interactions entre individus et environnement.....	27
4.5.	Intégration du modèle de salamandres et de l'hydrosystème de la colline	28
4.5.1.	Construction numérique de l'hydrosystème	28
4.5.2.	Calibration du modèle écologique.....	28
4.5.3.	Simulations de l'impact des changements climatiques sur les populations de salamandres	29
5.	Résultats et discussion.....	31
5.1.	Scénarios climatiques.....	31
5.1.1.	Variables climatiques considérées.....	31
5.1.2.	Résultats des analyses paléoclimatiques	36
5.1.3.	Précipitations nettes et niveaux de nappe de 1900 à 2010	39
5.2.	Simulation de l'écoulement en conditions actuelles, passées et futures.....	42
5.2.1.	Modèle Modflow	42
5.2.2.	Modèle HydroGeoSphere	52
5.2.3.	La modélisation hydroclimatique: nuances et implications	58
5.3.	Simulation des populations de salamandres.....	60
5.3.1.	Simulation des salamandres en environnement synthétique	60
5.3.2.	Dynamique des populations à Covey Hill.....	61
5.3.3.	Le modèle écologique: nuances et implications.....	65
5.4.	Stratégies de conservation du territoire.....	66
6.	Conclusion et recommandations	73
7.	Références.....	76

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1	Localisation du Laboratoire naturel de Covey Hill.	10
Figure 4.2	Deltas température et précipitations pour l'horizon 2050 pour les simulations de MRC sélectionnées (Levison <i>et al.</i> , soumis). Les simulations de MCG (triangles gris) sont présentées à titre indicatif, afin de situer les changements projetés par les modèles régionaux par rapport aux changements projetés par les modèles de circulation générale.....	14
Figure 4.3	Modèle conceptuel du mont Covey Hill présentant les zones de conductivité hydraulique (à gauche) et les zones de recharge (à droite) (Levison <i>et al.</i> , soumis).....	18
Figure 4.4	Charges mesurées et simulées en régime permanent à l'échelle du domaine du modèle représentant le mont Covey Hill pour représenter les conditions moyennes (p. ex. les niveaux piézométriques) du passé récent (Levison <i>et al.</i> , soumis).	19
Figure 4.5	Charges mesurées et simulées en régime transitoire à l'échelle du domaine du modèle représentant le mont Covey Hill, pour les années 2007 à 2010 (Levison <i>et al.</i> , soumis).....	20
Figure 4.6	Domaine du modèle MODFLOW (en beige) et domaine du modèle HGS (en mauve). L'emplacement des sources instrumentées est marqué par les points bleus contenus dans l'ellipse rouge. L'instrumentation supplémentaire sur le site est présentée à titre indicatif (triangles noirs : puits d'observation des niveaux de nappe; points rouges : stations limnimétriques).	22
Figure 4.7	Schéma conceptuel du domaine du modèle HGS présentant les fractures : a) vue oblique avec agrandissement de la partie centrale du modèle; b) vue latérale du modèle.	22
Figure 4.8	Exemples d'une résurgence à activité continue et d'une résurgence à activité intermittente, tel que mesurées sur le terrain entre mai 2010 et août 2011.	24
Figure 4.9	Sommaire du modèle orienté sur l'individu des salamandres. Le modèle représente les quatre phases du cycle de vie de manière distincte. Chacune de ces phases est associée à une série de fonctions biologiques qui lui est propre. Ces fonctions peuvent être influencées par le contenu en eau (noir), la température ambiante (gris pâle), la densité (gris foncé) et/ou le hasard (blanc). Un diagramme plus précis se trouve dans Girard <i>et al.</i> (soumis).	27
Figure 4.10	Construction numérique de la structure et du dynamisme de l'hydrosystème. L'environnement numérique est constitué d'une source unique, fermée à la migration, située au centre d'un environnement de 50 m x 50 m (pour les fins de l'image, les dimensions en (a) et (b) ont été réduites à 7 m x 7 m). Les	

	résurgences alternent entre activité (a) et inactivité (b). L'arrangement spatial des milieux secs (en blanc), humides (en gris) et hydrologiquement actifs (en noir) change ainsi au gré d'un profil d'activité binaire (c). L'environnement numérique est complété par un profil quotidien de température (d).	30
Figure 5.1	Normales climatiques mensuelles (a) température et (b) précipitations à la station météorologique de Hemmingford Four Winds pour la période 1971 à 2000.	32
Figure 5.2	Comparaison entre les a) températures et les b) précipitations moyennes simulées et observées pour la période de référence 1971-2000.	33
Figure 5.3	Changements de a) température et de b) précipitations moyennes projetés pour la période 2041-2070.	34
Figure 5.4	Datations au radiocarbone, stratigraphie, teneur en carbone organique, densité de la masse sèche et principaux groupes botaniques (exprimés en pourcentages) de la carotte analysée pour la reconstruction paléoécologique (Lavoie <i>et al.</i> , soumis).	37
Figure 5.5	Modèle âge-profondeur de la carotte sédimentaire. Les taux nets d'accumulation sédimentaire (cm an^{-1}) sont indiqués. Les symboles utilisés pour décrire la composition de la matière organique sont définis à la figure 5.4 (Lavoie <i>et al.</i> , soumis).	39
Figure 5.6	Évolution des apports verticaux (AV), de l'évapotranspiration (ETP) et de la précipitation nette (Pnet) de 1900 à 2010.	40
Figure 5.7	Évolution des précipitations nettes (Pnet) et des niveaux de nappe inférés par l'analyse des thécamoebiens dans carotte de tourbe de Covey Hill. La ligne pointillée représente la moyenne mobile centrée sur 10 ans.	41
Figure 5.8	Sensibilité des charges a) aux variations de conductivité hydraulique et b) aux variations de recharge; sensibilité des débits de base c) aux variations de conductivité hydraulique et d) aux variations de recharge; sensibilité des débits aux résurgences e) aux variations de conductivité hydraulique et f) aux variations de recharge.	44
Figure 5.9	Charges moyennes simulées et recharge annuelle de 1900 à 2010.	45
Figure 5.10	Débits aux résurgences moyens annuels simulés et recharges annuelles de 1900 à 2010.	46
Figure 5.11	Débits de base moyens annuels simulés dans le ruisseau Allen, dans la rivière aux Outardes et dans le ruisseau Schulman, et recharge annuelle de 1900 à 2010.	46
Figure 5.12	Recharge moyenne de l'aquifère. L'astérisque indique que la moyenne de l'ensemble des modèles en période future est significativement différente de	

	la moyenne de l'ensemble des modèles en période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).	48
Figure 5.13	Niveaux piézométriques moyens mensuels. Les astérisques indiquent les modèles en période future qui présentent une différence significative par rapport à la période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).....	48
Figure 5.14	Débits totaux des résurgences. Les astérisques indiquent les modèles en période future qui présentent une différence significative par rapport à la période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).....	49
Figure 5.15	Débits de base a) au ruisseau Allen; b) à la rivière aux Outardes et c) au ruisseau Schulman. Les astérisques indiquent les modèles en période future qui présentent une différence significative par rapport à la période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).....	51
Figure 5.16	Débit moyen lorsque les résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude sont actives pour les périodes de référence (observée et simulée) et future. Pour toutes les résurgences, les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.....	54
Figure 5.17	Nombre de jours d'activité des résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude pour les périodes de référence (observée et simulée) et future.	55
Figure 5.18	Durée moyenne des périodes d'activité des résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude pour les périodes de référence (observée et simulée) et future. Les lignes horizontales représentent les moyennes de l'ensemble des scénarios pour la période de référence et pour la période future.....	56
Figure 5.19	Répartition saisonnière des périodes d'activité des résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude pour les périodes de référence et future simulées. Les saisons sont identifiées par la première lettre des mois les composant, p. ex. DJF : décembre, janvier et février pour l'hiver, et ainsi de suite.....	57
Figure 5.20	Abondance moyenne de salamandres sombre des montagnes adultes à une résurgence de 4 m ² pour la période de référence et la période future, en fonction des cycles d'activité hydrologique simulés à 144, 150, 162 et 177 m d'altitude. Les valeurs correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés et pour toute la période. Les astérisques correspondent aux augmentations significatives ($\alpha=0,05$) d'abondance future par rapport à la période de référence selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.	62

- Figure 5.21 Probabilité d'extinction à une résurgence de 4 m² pour la période de référence et la période future, en fonction des cycles d'activité hydrologique simulés à 144, 150, 162 et 177 m d'altitude. Les valeurs correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés. Les astérisques correspondent aux diminutions significatives ($\alpha=0,05$) de la probabilité d'extinction future par rapport à la période de référence selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.....62
- Figure 5.22 a) Durée moyenne du développement d'un individu (cycle de vie complet de l'œuf à la maturité sexuelle) pour les deux périodes analysées; b) durée de la saison de reproduction attendue selon la température ambiante pour chacune des périodes. Les valeurs présentées correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés. Les astérisques indiquent que les différences observées sont significatives ($\alpha=0,05$) dans les deux cas selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.....64
- Figure 5.23 a) Proportion moyenne de la saison de reproduction où la résurgence est active pour chacune des altitudes simulées (reproduction effective, voir texte); b) nombre d'années pour lesquelles la reproduction est impossible en raison de l'inactivité des résurgences. Les valeurs présentées correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés. Les astérisques indiquent que les différences observées sont significatives ($\alpha=0,05$) dans les deux cas pour les résurgences situées à 162 et 177 m d'altitude selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 Simulations climatiques utilisées dans le cadre de l'étude (cf. Mearns <i>et al.</i> , 2012 pour les détails associés aux acronymes).....	14
Tableau 4.2 Indices climatiques analysés dans le cadre de l'étude	15
Tableau 4.3 Caractéristiques et paramètres du modèle HGS.....	25
Tableau 5.1 Synthèse des analyses statistiques sur les variables et indices climatiques évalués.....	36
Tableau 5.2 Synthèse des résultats des analyses statistiques sur les résultats de MODFLOW.....	52
Tableau 5.3 Résultats de la modélisation hydrogéologique avec HGS pour les résurgences simulées au mont Covey Hill (moyennes interannuelles sur 30 ans de l'ensemble des scénarios climatiques)	58

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 Étude paléoécologique de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide (Lavoie et Pellerin, 2011)
- Annexe 2 Analyses statistiques sur les indices climatiques
- Annexe 3 Synthèse de la littérature sur la prise en compte des changements climatiques dans les stratégies de conservation de la biodiversité

1. INTRODUCTION

Les écosystèmes sont naturellement adaptés pour faire face aux aléas du climat, mais cette capacité est menacée par la rapidité des changements climatiques actuels (Rio, 2012; Hamburg *et al.*, 2013). Très peu d'études se sont penchées sur l'impact des changements climatiques sur les écosystèmes locaux. C'est toutefois à cette échelle que les stratégies d'adaptation sont mises en œuvre et que les perturbations anthropiques peuvent amplifier les effets des changements climatiques (Studds et Marra, 2007; Locatelli *et al.*, 2011). Les études locales sont particulièrement cruciales dans les environnements vulnérables situés près de la source des cours d'eau (zones amont ou *headwater basins*) qui jouent un rôle hydrologique et écosystémique majeur (atténuation des crues, recharge des aquifères, maintien des habitats de nombreuses espèces) (Meyer *et al.*, 2007; Finn *et al.*, 2011). Les écosystèmes des zones amont sont essentiels pour maintenir la structure, les fonctions, la productivité et la complexité biologique des écosystèmes situés en aval (Haigh *et al.*, 1998; Lowe et Likens, 2005; Benstead et Leigh, 2012).

Le climat joue un rôle fondamental dans la répartition des espèces, ainsi que dans la croissance et le développement des organismes. Les changements climatiques observés et anticipés sont considérés comme une grave menace à la biodiversité (Omann *et al.*, 2009; Bellard *et al.*, 2012; Pettorelli, 2012). Déjà connues comme étant en situation précaire, les espèces vulnérables ou menacées sont d'autant plus sensibles à des modifications de leur habitat. L'exemple de la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) à Covey Hill est typique de cette problématique. L'habitat de cette salamandre est intimement lié aux résurgences d'eau souterraine dont la dynamique hydrologique est contrôlée indirectement par le climat, par l'entremise de la recharge en eau souterraine. Toutefois, le contrôle qu'exercent les variables hydrologiques sur le maintien de cette population de salamandres est à peu près inconnu. Dans ce cas, comme dans de nombreux cas similaires où les habitats d'espèces vulnérables ou menacées sont intimement liés à l'hydrologie locale, il importe 1) de comprendre la dynamique hydrologique des habitats, 2) de définir comment l'hydrologie locale influence la dynamique de la population et 3) de quantifier l'impact des changements climatiques sur la dynamique hydrologique des habitats et sur les espèces. Ces connaissances sont nécessaires pour définir des stratégies d'adaptation aux changements climatiques qui permettront de maintenir ou d'améliorer les chances de survie des espèces visées.

La modélisation permet d'aborder tous les aspects de cette problématique: les modèles d'écoulement permettent de reproduire les processus hydrologiques, tandis que les modèles écologiques simulent les processus inhérents à la dynamique des populations étudiées. Les modèles climatiques génèrent des séries temporelles météorologiques futures plausibles selon divers scénarios d'émissions de gaz à effet de serre. Ces chroniques temporelles peuvent être utilisées, directement ou indirectement, dans des modèles simulant l'impact des changements climatiques sur diverses ressources, notamment les ressources en eau. Les réserves en eau de surface ont d'ailleurs fait l'objet de plusieurs études d'impact en lien avec les changements climatiques (Green *et al.*, 2011). En revanche, les ressources en eaux souterraines ont jusqu'ici reçu relativement peu d'attention (Green *et al.*, 2011; Holman *et al.*, 2012). Les eaux souterraines sont liées indirectement aux variables météorologiques par l'intermédiaire des processus de surface que sont l'évapotranspiration, le ruissellement et l'infiltration, lesquels donnent lieu à la recharge des aquifères. Il est donc clair que les eaux souterraines subiront l'impact des changements climatiques, mais la nature et l'importance de cet impact demeurent mal comprises. Il en découle que la dynamique hydrique des habitats de salamandres, directement alimentés par les eaux souterraine, est très incertaine dans un contexte de climat changeant.

2. CONTEXTE / OBJECTIFS

Ce projet utilise le Laboratoire naturel du mont Covey Hill (Larocque *et al.*, 2006) comme site expérimental dans l'étude de l'impact des changements climatiques sur les écosystèmes locaux. Le Laboratoire naturel du mont Covey Hill est une initiative de Conservation de la nature du Canada (CNC). Il a pour mission de favoriser la recherche multidisciplinaire sur les composantes de l'écosystème du mont Covey Hill afin de mieux comprendre son fonctionnement, de connaître les impacts des pressions humaines et naturelles sur l'hydrologie, sur les habitats et sur les populations végétales et animales, et de favoriser la conservation du milieu.

Le Laboratoire couvre un territoire d'environ 150 km² instrumenté pour le suivi des variables hydrologiques (Fournier, 2008; Gagné, 2010) et des populations de salamandres (Larocque et Pellerin, 2006; Lapointe et Lefebvre, 2008). La colline est une importante zone de recharge pour l'aquifère régional de la rivière Châteauguay (Croteau *et al.*, 2010). Elle abrite la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) ainsi que la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*) (Frenette, 2008). Les salamandres étant dépendantes de l'eau à différents stades de leur croissance (Green, 1997, 2003), elles peuvent servir d'espèces indicatrices de changements hydrologiques (Davic et Welsh, 2004). Le Laboratoire naturel comprend également la tourbière du mont Covey Hill et se trouve à proximité de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide, des tourbières parmi les plus anciennes de la province (Pellerin *et al.*, 2007). L'étude de ces tourbières offre l'opportunité de réaliser des reconstitutions paléoécologiques et paléoclimatiques sur une très grande plage temporelle, à l'échelle régionale. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP) est particulièrement intéressé à mieux comprendre l'histoire paléoécologique de la tourbière du Pin-Rigide, dans le but de mieux cibler les actions de conservation notamment pour la gestion du pin rigide (*Pinus rigida* Mill.), une espèce dont la dynamique est dépendante des feux. La tourbière du mont Covey Hill, située non loin du sommet du mont Covey Hill à la tête du ruisseau Allen et de la rivière aux Outardes, est en partie protégée par CNC.

L'objectif général du projet est d'utiliser la modélisation hydrogéologique et écologique pour recommander des stratégies de conservation visant à promouvoir la résilience du milieu naturel du mont Covey Hill en présence de changements climatiques. Les objectifs spécifiques du projet sont les suivants :

1. Développer un modèle d'écoulements souterrains reflétant la variabilité du climat récent et des conditions paléoclimatiques pour quantifier les conditions hydriques des habitats de salamandres;
2. Simuler la dynamique récente des populations de salamandres;
3. Quantifier les conditions hydriques et l'évolution des populations de salamandres en réponse aux changements climatiques;
4. Recommander des mesures de protection du territoire visant à atténuer les impacts des changements climatiques sur l'hydrologie et les populations de salamandres du mont Covey Hill.

Ce projet vise à mieux comprendre les processus d'écoulement des eaux souterraines sur le mont Covey Hill et leur vulnérabilité aux variations du climat. Il vise également à quantifier la dynamique des populations de salamandres et leur sensibilité aux variations de leur habitat en lien avec l'écoulement souterrain. La conservation du territoire pourrait être un outil important pour atténuer l'impact des changements climatiques sur les écosystèmes de ces régions (Matocha *et al.*, 2012). Toutefois, pour mettre en oeuvre de manière efficace des mesures d'atténuation, il est nécessaire de définir s'il existe des secteurs plus utiles à la conservation dans un contexte de changements climatiques rapides. Le projet permet de formuler des recommandations pour la conservation du territoire du mont Covey Hill spécifiquement, mais celles-ci pourront également s'appliquer à des contextes géologiques et climatiques similaires.

3. CADRE THÉORIQUE / COMPTE-RENDU DE LA REVUE DE LA LITTÉRATURE

3.1. Eaux souterraines et changements climatiques

Les changements climatiques pourraient affecter spatialement et temporellement la quantité et la qualité de plusieurs composantes cruciales du cycle hydrologique (Loaiciga *et al.*, 1996; Sherif et Singh, 1999; Milly *et al.*, 2005; Holman, 2006; Green *et al.*, 2011) telles que les précipitations, l'évapotranspiration, le couvert de neige et la fonte des glaces, la température et la teneur en eau du sol, le ruissellement de surface et les débits en rivière (Bates *et al.*, 2008). Ces changements aux conditions hydrologiques pourraient entraîner à leur tour de multiples effets sur les eaux souterraines (Dettinger et Earman, 2007) : modification des taux de recharge et de décharge des aquifères (Vaccaro, 1992; Brouyère *et al.*, 2004; Green *et al.*, 2007; Kundzewicz *et al.*, 2008; Aguilera et Murillo, 2009), changements au niveau de l'écoulement et du stockage de l'eau (Green *et al.*, 2011), altération de la qualité de l'eau (Alley, 2001; Dragoni et Sukhija, 2008) et modification des interactions avec les eaux de surface (van Dijk *et al.*, 2007; Goderniaux *et al.*, 2009). Ces changements pourraient engendrer des conséquences importantes sur l'usage des eaux souterraines et sur les écosystèmes qui dépendent de celles-ci (Bates *et al.*, 2008; Green *et al.*, 2011).

Les impacts des changements climatiques sur les ressources en eaux souterraines sont nettement moins étudiés que les impacts des changements climatiques sur les eaux superficielles (Green *et al.*, 2011). Ceci s'explique par un ensemble de facteurs. D'abord, les eaux souterraines sont peu visibles, souvent inaccessibles, et presque toujours moins connues et moins précisément cartographiées que les eaux de surface. De plus, les liens entre les eaux souterraines et le climat se font de manière indirecte via la recharge des aquifères, un processus encore mal défini. En outre, les temps de séjour des eaux souterraines peuvent varier de quelques jours à quelques dizaines de milliers d'années, ce qui induit une dispersion importante du signal climatique et limite l'observation de liens de causalité. Les eaux souterraines jouent pourtant un rôle primordial tant pour les écosystèmes que pour les activités anthropiques (Green, 2012). Elles soutiennent un large éventail de milieux humides et permettent l'alimentation en eau de 20 % de la population de l'ensemble du Québec et de 90 % de la population en région rurale (Rousseau *et al.*, 2004). Bien que l'étude de l'impact des changements climatiques sur les eaux souterraines représente un défi scientifique considérable, elle n'en demeure pas moins fondamentale à la gestion future de la ressource en eau et au maintien des écosystèmes qui en dépendent.

Les études qui se sont penchées sur l'impact des changements climatiques sur les eaux souterraines (Jyrkama et Sykes, 2007; Scibek *et al.*, 2008; Goderniaux *et al.*, 2009) démontrent des tendances variables, dépendant largement du contexte topo-géo-climatique. Certaines études prévoient une diminution de la recharge. Par exemple, Eckhardt et Ulbrich (2003) montrent que dans le contexte d'un changement de régime des précipitations, la recharge mensuelle moyenne pourrait diminuer de plus de 50 % en Europe centrale. D'autres études projettent plutôt une augmentation de la recharge (Jyrkama et Sykes, 2007; Döll, 2009; Gurdak et Roe, 2010; Green *et al.*, 2011). À titre d'exemple, Jyrkama et Sykes (2007) montrent que les changements climatiques pourraient entraîner une augmentation du taux de recharge résultant de la fonte printanière précoce dans un bassin versant de l'Ontario. Ces résultats, variables en fonction de la région étudiée, soulignent que la recharge des aquifères

demeure un phénomène très complexe dont les paramètres varient fortement selon le contexte géologique local et selon l'utilisation du sol (Green *et al.*, 2011).

La modélisation hydrogéologique s'avère fort utile pour évaluer l'impact des changements climatiques sur les eaux souterraines. Couplés à des modèles de circulations atmosphérique et océanique dont la paramétrisation et la résolution sont constamment améliorées, les modèles hydrogéologiques permettent de rendre compte de la dynamique des eaux souterraines dans différents contextes climatiques simulés. Le calage d'un modèle hydrogéologique est généralement réalisé sur les conditions passées récentes. Quand les données disponibles ne couvrent pas une longue période et ne permettent pas de représenter une large gamme de conditions hydrologiques, le modèle calé peut ne pas être représentatif du milieu étudié puisqu'une succession de plusieurs années très sèches ou très humides peut se traduire par de fausses tendances dans la recharge et dans les niveaux de nappe simulés (Rivard *et al.*, 2009). Une façon d'améliorer le calage et la robustesse d'un modèle d'écoulements souterrains est d'élargir l'ensemble des conditions hydrologiques connues au moyen de données indirectes. Dans ce contexte, les reconstitutions paléocéologiques et paléohydrologiques du milieu apportent une contribution significative, puisqu'elles permettent de comprendre l'évolution de la végétation et des conditions hydrologiques en lien avec le climat passé. Dans le sud du Québec, un nombre limité de travaux ont cherché à reconstituer les conditions paléoclimatiques (Lavoie et Richard, 2000; Muller *et al.*, 2003). Les données disponibles sont encore très incomplètes, à la fois dans l'espace et dans le temps.

3.2. Écosystèmes locaux et changements climatiques

En modifiant les niches écologiques de certaines espèces, les changements climatiques ont de multiples impacts sur les écosystèmes locaux. Parmi ceux-ci, la littérature scientifique rapporte notamment l'altération de la composition des espèces et des relations entre celles-ci, la perte de biodiversité, l'extinction des espèces les plus sensibles et la création de nouveaux écosystèmes (Hobbs *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2007; Schweiger *et al.*, 2008; Settele *et al.*, 2008; Essl *et al.*, 2012).

Longtemps considérés comme biologiquement pauvres (Finn *et al.*, 2011), les ruisseaux de tête situés en amont des bassins versants, de même que les écosystèmes qu'ils soutiennent, ont souvent été négligés par rapport aux cours d'eau situés en aval (Lowe et Likens, 2005; Meyer *et al.*, 2007). Or, ils constituent des habitats parfois uniques pour un grand nombre d'espèces tant microbiennes, végétales, qu'animales (Lowe et Likens, 2005; Meyer *et al.*, 2007), dont plusieurs invertébrés et amphibiens. Les cours supérieurs des ruisseaux assurent aussi plusieurs fonctions essentielles aux écosystèmes situés en aval : maintien des régimes naturels d'écoulement, régulation du transport des sédiments, rétention des nutriments et traitement de la matière organique (Gomi *et al.*, 2002; Lowe et Likens, 2005; MacDonald et Coe, 2007; Meyer *et al.*, 2007). Ils contribuent ainsi de manière importante au maintien de la biodiversité sur l'entièreté du réseau hydrologique ainsi qu'à l'intégrité physique du réseau (Wipfli *et al.*, 2007). Malgré toutes ces fonctions cruciales, très peu d'études ont été consacrées à ce type d'écosystème. En effet, malgré leur abondance, les cours supérieurs des ruisseaux sont fréquemment ignorés, ne sont pas cartographiés, ni nommés, documentés ou protégés (Lowe et Likens, 2005; Meyer *et al.*, 2007).

Par ailleurs, de par leur petite taille, les cours supérieurs des ruisseaux sont sensibles aux variations des conditions locales (Meyer *et al.*, 2007) et vulnérables aux perturbations terrestres et atmosphériques (Lowe et Likens, 2005). Par exemple, il est reconnu que ces petits cours d'eau sont plus susceptibles de subir les impacts d'étiages plus sévères que les systèmes fluviaux plus importants (Winter, 2007). Dans les parties amont des bassins, souvent associées à des aquifères rocheux, les eaux souterraines sont davantage vulnérables aux variations climatiques en raison des pentes fortes et du sol mince couvrant les formations géologiques de faible perméabilité qui favorisent le ruissellement au détriment de l'infiltration (Kosugi *et al.*, 2006). Toutefois, l'ampleur des changements hydrologiques qu'un système en tête de bassin versant peut supporter avant d'en subir les impacts négatifs, c.-à-d. sa résilience, est encore mal comprise. Ce manque de connaissances limite le développement et l'application de stratégies d'adaptation aux changements (p. ex. protection des milieux humides, réduction des ponctions d'eau souterraine, restriction du développement urbain et de la déforestation) dans ces systèmes.

3.3. Présence de salamandres au Québec et perspectives en contexte de changements climatiques

Malgré une relation généralement positive entre la température et la richesse en espèces (Mayhew *et al.*, 2012), il existe un consensus scientifique indiquant que les perturbations climatiques actuelles et futures entraîneront une perte importante de la biodiversité indigène d'une région (Heller et Zavaleta, 2009). Au sein du règne animal, les amphibiens sont considérés parmi les groupes taxonomiques les plus vulnérables (Wake et Vredenburg, 2008). En effet, plusieurs de ces espèces souffrent actuellement de déclin démographique substantiels, et ce, à travers le monde (Pounds *et al.*, 1997; Green, 2003; D'Amen et Bombi, 2009). Si plusieurs facteurs peuvent être mis en cause, les perturbations occasionnées par les changements climatiques ne peuvent être ignorées.

Les amphibiens sont hétérothermes, ce qui signifie que leur température corporelle, leurs caractères physiologiques et leurs processus métaboliques sont régulés en partie par la température ambiante, les rendant particulièrement sensibles aux changements climatiques. Par ailleurs, d'éventuelles modifications aux régimes de précipitations sont également appelées à modifier l'habitat de ces espèces. Généralement dépendants à différents degrés du taux d'humidité dans le sol, les amphibiens deviennent en effet extrêmement vulnérables à toutes modifications à la dynamique des eaux souterraines, des eaux de ruissellement ou à l'activité des sources résurgentes (Alvo et Bonin, 2003).

Au Québec, la salamandre sombre des montagnes est l'espèce de salamandres de ruisseaux la plus rare (Frenette, 2007). L'espèce est désignée comme menacée au Québec et en voie de disparition au Canada. Sa distribution canadienne connue se limite aujourd'hui aux gorges du Niagara dans le sud de l'Ontario (population carolinienne) et au mont Covey Hill en Montérégie (population des Grands Lacs et du Saint-Laurent) (Gouvernement du Canada, 2012). Dans ces deux régions, on trouve la salamandre sombre des montagnes essentiellement dans les petits ruisseaux intermittents et les sources alimentées par l'aquifère (Sharbel et Bonin, 1992). Ces habitats aquatiques ou semi-aquatiques sont particulièrement importants pour la survie des œufs et des larves, ainsi que pour la reproduction (Petranka, 1998). L'altération de ces habitats représente donc une menace directe à la résilience de l'espèce. Dans cette perspective, les impacts que pourraient avoir les changements

climatiques sur la population de Covey Hill, déjà vulnérable en raison de sa petite taille, inquiètent tout autant qu'ils sont méconnus.

3.4. Stratégies de conservation des écosystèmes menacés en contexte de changements climatiques

Les changements climatiques représentent un immense défi pour la conservation des écosystèmes et des populations qui y vivent. Une grande part d'incertitude subsiste quant aux effets précis des changements climatiques sur les écosystèmes, rendant très complexe la gestion et la conservation future de ceux-ci (Scott et Lemieux, 2005; Kostyack et Rohlf, 2008; Heller et Zavaleta, 2009; Game *et al.*, 2010; Wiens et Bachelet, 2010). Certains diront même que planifier à long terme dans un contexte de climat en pleine transformation se compare à tenter de protéger une cible en mouvement (Scott et Lemieux, 2005).

Or, il est aujourd'hui primordial d'intégrer les changements climatiques dans la gestion des aires protégées et le développement de nouvelles stratégies de conservation. Compte tenu de la gravité et du caractère irréversible des conséquences potentielles d'un climat changeant sur l'évolution des écosystèmes, différents auteurs s'entendent pour affirmer que l'inaction ne constitue pas une option envisageable (Hannah *et al.*, 2007; Kostyack et Rohlf, 2008; Heller et Zavaleta, 2009; Wiens et Bachelet, 2010). L'adoption du principe de précaution s'impose ainsi comme le minimum à adopter. C'est pourquoi une attention accrue est actuellement portée à l'intégration des changements climatiques dans la planification des efforts de conservation, que ce soit en ajustant les politiques et plans de conservation existants (Ruhl, 2007; Game *et al.*, 2010) ou en développant de nouvelles stratégies adaptées (McLachlan *et al.*, 2007). En effet, alors que les limites géographiques des aires protégées sont révisées et leur gestion repensée, les moyens d'augmenter la connectivité entre les aires protégées sont de plus en plus envisagés afin d'accroître la mobilité des espèces (Heller et Zavaleta, 2009).

Dans le cas du mont Covey Hill, un plan de conservation des salamandres de ruisseaux a été élaboré conjointement par CNC et l'Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux en 2008 (Frenette, 2008). Ce plan vise à assurer la protection des habitats actuels et potentiels, en termes de quantité et de qualité, de quatre espèces de salamandres dont la salamandre sombre des montagnes. Il a également comme objectif de limiter l'impact des facteurs de perturbation hydrique de type anthropique (captage d'eau souterraine, déboisement, drainage, contamination, nouveaux développements, etc.) par une série de mesures, dont l'établissement de zones de conservation prioritaires (ZCP), la protection des habitats *in situ* par des zones de protection circulaires et riveraines ainsi qu'une bande de protection autour de la tourbière sommitale. Le Plan de conservation des salamandres de ruisseaux du mont Covey Hill ne tient cependant pas compte de l'impact des changements climatiques, bien qu'ils soient susceptibles d'affecter de manière importante, de façon néfaste ou bénéfique, les conditions de l'habitat de la salamandre sombre des montagnes.

Le mont Covey Hill est également ciblé par le Plan de conservation de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain (Gratton, 2010). S'appuyant sur un exercice de planification écorégionale initié par CNC, ce plan détermine des cibles de conservation critiques à la biodiversité de la région, d'abord en catégorisant les milieux forestiers et humides selon une série d'attributs (taille, caractère irremplaçable, diversité biologique, présence d'espèces menacées ou vulnérables, niveau de fragmentation, fonctions écologiques, etc.), puis en

intégrant les écosystèmes reconnus comme rares, menacés et/ou vulnérables. Malgré le fait que la salamandre sombre des montagnes, de par son statut d'espèce menacée, constitue une des cibles prioritaires du plan de conservation, aucune mesure pour sa conservation n'est précisée dans le plan. Les impacts liés aux changements climatiques n'y sont par ailleurs pas considérés de façon explicite.

L'incertitude associée aux impacts potentiels des changements climatiques sur les écosystèmes complexifie grandement leur protection. La capacité à adapter adéquatement et rapidement les façons de faire aux changements climatiques déterminera le succès des stratégies de conservation futures.

4. MÉTHODOLOGIE ET DONNÉES

4.1. Le Laboratoire naturel du mont Covey Hill

4.1.1. Présentation du site

Le mont Covey Hill, dans le Laboratoire naturel du mont Covey Hill (Larocque *et al.*, 2006), est adjacent à la frontière canado-américaine dans le bassin transfrontalier de la rivière Châteauguay (Figure 4.1). Le mont Covey Hill représente l'extension la plus nordique de la chaîne de montagnes des Adirondacks. Son plus haut point culmine à 340 m au-dessus du niveau de la mer. La géologie du secteur correspond aux roches du Cambrien provenant de la séquence sédimentaire des Basses-Terres du Saint-Laurent. Le mont Covey Hill est constitué de grès appartenant au groupe de Potsdam (formation Covey Hill), déformé et fracturé lors de l'orogénèse des Appalaches (Globensky, 1986). L'eau souterraine circule dans cet aquifère de grès fracturé qui est par ailleurs pompé par quelques entreprises de transformation alimentaire, des pomiculteurs ainsi que les résidents des environs pour leur usage domestique.

L'absence de dépôts de surface sur de larges étendues près du sommet de la colline témoigne de l'ampleur de l'érosion durant la dernière avancée glaciaire il y a 12 Ma. D'autres endroits sur la colline sont recouverts d'une mince couche de till sableux de Saint-Jacques (Lasalle, 1981). Des sédiments glacio-lacustres se trouvent localement sous 220 m d'altitude (Parent et Occhietti, 1988) et des sédiments littoraux provenant de l'érosion du substrat rocheux par la mer de Champlain ainsi que du till sont abondants à la base du mont (Tremblay *et al.*, 2010). Ces sédiments, composés de sables et de graviers très perméables, sont en grande partie situés au pied de la face nord de la colline.

L'aquifère de grès est généralement en condition de nappe libre sur une grande partie de la région d'étude. Le till, les limons et les argiles dans la plaine au nord sont moins perméables que les dépôts sableux au pied du mont. L'écoulement de l'eau souterraine s'effectue le long de fractures ouvertes et de plans de litage ayant subi de la dissolution (Nastev *et al.*, 2008). Le mont Covey Hill est considéré comme une aire de recharge importante pour l'aquifère régional du bassin versant de la rivière Châteauguay, qui s'étend sur plus de 2500 km² (Croteau *et al.*, 2010). Lors du retrait des glaces, le déversement du paléo-lac Iroquois par le col de Covey y aurait érodé les dépôts meubles sur une large étendue, laissant le roc affleurant sur de grandes surfaces connues localement sous le nom de Flat Rocks (Franzi *et al.*, 2002). Les lacs Blueberry et du Gouffre, qui forment des réservoirs profonds stockant d'importants volumes d'eau le long du ruisseau Allen, sont des vestiges de cet événement catastrophique (Barrington *et al.*, 1992).

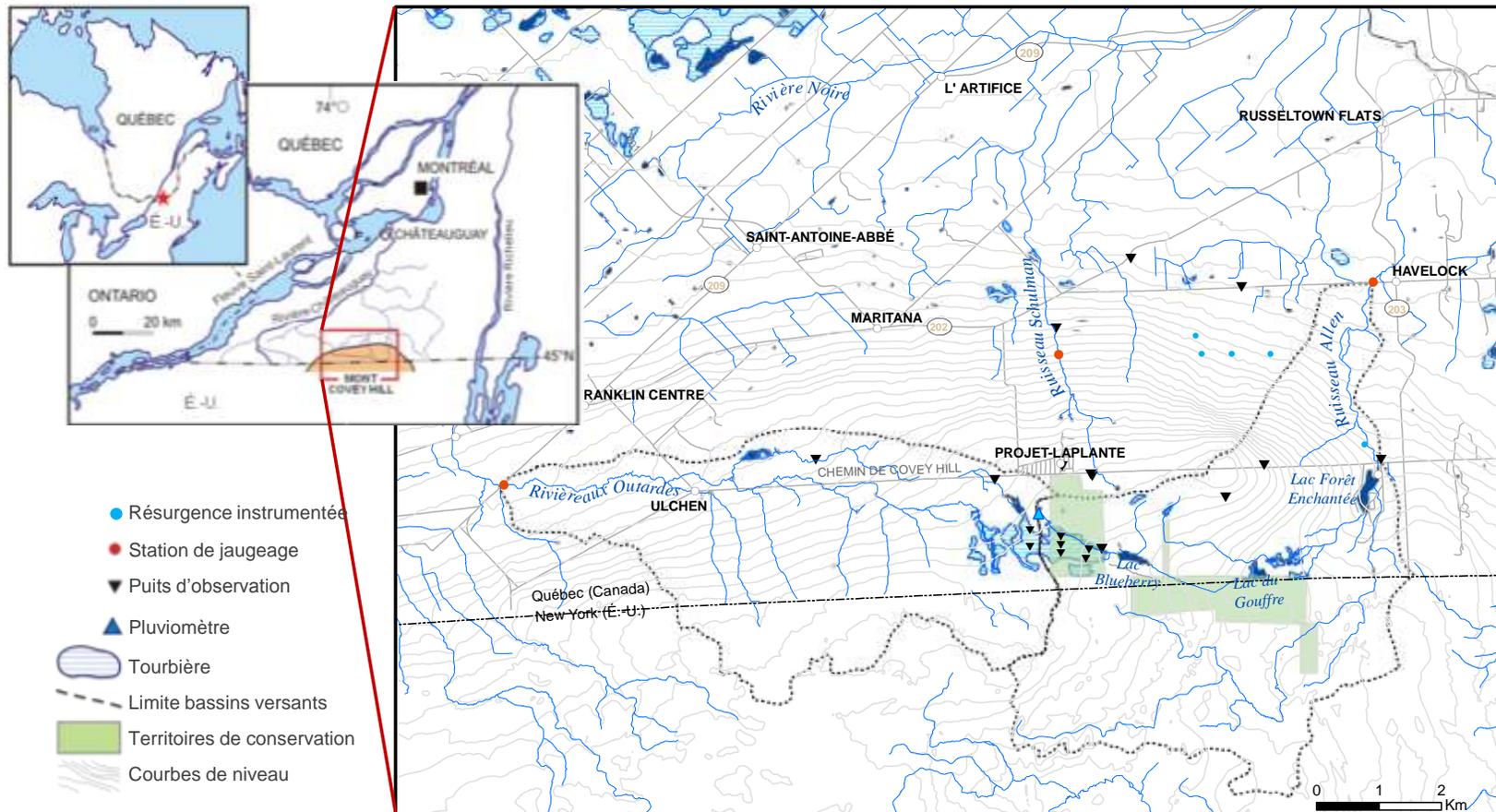


Figure 4.1 Localisation du Laboratoire naturel de Covey Hill.

Près du sommet de la colline se trouve une des plus vieilles tourbières connues à ce jour au Québec. La datation au ^{14}C de la tourbe à la base de la tourbière a suggéré que la matière organique aurait commencé à s'accumuler il y a environ 13 900 ans, soit peu de temps après le déversement du paléo-lac Iroquois (Pellerin *et al.*, 2007). La tourbière s'étend sur environ $0,51 \text{ km}^2$. L'épaisseur moyenne de la matière organique est de 1,4 m, mais elle peut atteindre 3,6 m à certains endroits (Rosa *et al.*, 2009). À l'ouest, la tourbière alimente la rivière aux Outardes (bassin versant de 26 km^2) alors qu'à l'est, elle se décharge dans le ruisseau Allen (bassin versant de 29 km^2). Au moyen d'un bilan hydrique de la tourbière, Fournier (2008) a démontré que la tourbière est alimentée par l'aquifère toute l'année. Une analyse de la végétation a également permis d'identifier une zone de transition minérotrophe (lagg) entre la forêt située sur le roc et le secteur ombrotrophe au centre de la tourbière (Pellerin *et al.*, 2009). Selon la carte piézométrique du mont Covey Hill, la zone d'alimentation en eau souterraine de la tourbière est estimée à $1,7 \text{ km}^2$ (Gagné, 2010).

4.1.2. Données *in situ* disponibles au Laboratoire naturel

Le suivi continu sur un site expérimental comme celui du Laboratoire naturel du mont Covey Hill est un outil de choix pour étudier à long terme une problématique ayant des objectifs multiples. Au cours de la dernière décennie, différents instruments de mesure ont été mis en place de manière permanente sur la colline afin de suivre certaines variables hydrologiques *in situ*. Trois stations de suivi des niveaux dans les cours d'eau (ruisseau Allen et rivière aux Outardes, ainsi que le ruisseau Schulman qui coule sur le côté nord de la colline, cf. figure 4.1) fournissent des données qui ont été utilisées dans ce projet. Onze stations de suivi des températures de l'eau sont également distribuées sur la colline, dont trois dans les principaux cours d'eau et cinq dans des résurgences. Ces données permettent, entre autres, d'identifier les périodes d'activités des résurgences. Neuf forages de particuliers sont instrumentés pour le suivi des températures et des niveaux de nappe souterraine, six piézomètres sont installés dans la tourbière (0,5 m de profondeur) et deux forages d'observation au roc ont été réalisés à proximité de la tourbière. Le Laboratoire naturel bénéficie également de la présence de trois forages du Réseau de suivi des eaux souterraines instrumentés pour le suivi automatisé du niveau de la nappe par le MDDEFP. L'ensemble de ces stations enregistre des données à un intervalle de temps horaire. Les chroniques de données météorologiques (température, précipitations) proviennent de la station d'Environnement Canada à proximité du site (Hemmingford Four Winds, ID 7023075).

Le présent projet a débuté avec le recensement complet des données hydrogéologiques, hydrologiques et météorologiques existantes pour le site d'étude. Bon nombre de ces variables sont mesurées *in situ* et font partie du suivi écologique et hydrométrique à long terme réalisé dans le cadre des activités de recherche du Laboratoire naturel du mont Covey Hill (Larocque *et al.*, 2006). Une base de données Access a été développée pour faciliter le stockage et l'accès à l'ensemble des données disponibles pour références futures. Elle peut être consultée en contactant les auteurs de ce rapport. Les données pertinentes au projet (précipitations nettes et niveaux de nappe) sont présentées dans la section résultats.

4.2. Scénarios climatiques

4.2.1. Analyses préliminaires avec deltas saisonniers

Des analyses climatiques préliminaires ont été effectuées à l'aide d'une série de scénarios climatiques issus de modèles de circulation générale (MCG) pour la région d'étude (accessibles à partir du site internet du *Pacific Climate Impacts Consortium*; PCIC, 2010). Ces modèles ont une résolution grossière de l'ordre de 200 à 400 km. Les simulations disponibles par l'entremise du PCIC sont tirées du projet CMIP3, une vaste initiative de comparaison des sorties des modèles climatiques, dont les résultats ont mené aux données publiées dans le cadre du 4^e rapport d'évaluation du Groupe intergouvernemental sur l'étude du climat (GIEC) en 2007. Les deltas saisonniers de température et de précipitations, qui consistent en des facteurs de mise-à-l'échelle constants pour chaque saison, ont servi à perturber les données climatiques observées pour la période de référence (1971-2000) qui ont ensuite servi au calcul de la recharge.

Seize scénarios ont été sélectionnés à partir des 111 scénarios disponibles pour la région de Covey Hill à l'horizon 2050 (2040-2069). Ces scénarios ont été choisis pour représenter l'ensemble des scénarios d'émissions de gaz à effet de serre (GES) et l'éventail de prévisions climatiques possibles pour le site d'étude. L'impact des changements climatiques sur l'eau souterraine a ensuite été étudié par l'entremise de l'impact sur la recharge en eau souterraine en utilisant des valeurs de précipitations nettes ($P_{net} = \text{précipitation} - \text{évapotranspiration}$) calculées à partir des chroniques de températures et de précipitations perturbées par la méthode des deltas (Fowler *et al.*, 2007). Les valeurs d'évapotranspiration (ETP) ont été obtenues à l'aide de la méthode décrite par Oudin *et al.* (2005). La recharge maximale possible est considérée égale à la précipitation nette. La recharge est toutefois plus faible que la précipitation nette puisqu'une certaine quantité d'eau disponible est d'abord dirigée vers le ruissellement de surface et le ruissellement hypodermique.

À la lumière des résultats obtenus suite à cette analyse, présentés par Marie-Audray Ouellet à la conférence de l'Association internationale des hydrogéologues en septembre 2012 (Ouellet *et al.*, 2012), les impacts hydrologiques attendus en climat futur ont été identifiés. Ces résultats ont ensuite servi à définir de façon plus précise les critères de sélection pour des scénarios issus d'un ensemble de modèles régionaux du climat (MRC), dont le Modèle régional du climat canadien (MRCC), fournis par Ouranos et utilisés pour nourrir les modèles hydrogéologique et écologique. Ce sont ces scénarios qui ont été utilisés pour simuler les conditions hydrogéologiques futures et la dynamique possible des populations de salamandres sur le mont Covey Hill.

4.2.2. Analyses des scénarios climatiques fournis par Ouranos

Une liste de critères a été transmise à Ouranos pour la sélection des scénarios de changements climatiques. Ces critères visaient à choisir des conditions climatiques diversifiées à l'échelle saisonnière, avec un intérêt particulier pour les saisons printanières et automnales (saisons clés pour la recharge en eau souterraine).

Suite aux discussions avec Ouranos, une méthode d'analyse multicritères par grappes a été adoptée. Puisque les variables de température et de précipitation représentent les variables les mieux simulées par les modèles, ce sont sur les valeurs saisonnières de ces variables qu'ont été établies les familles (ou grappes) selon l'approche de partitionnement de données des k-moyennes (Legendre et Legendre, 2012). Cette méthode vise à maximiser la couverture des futurs possibles tout en réduisant le nombre de simulations à traiter. Elle détermine un représentant par famille de réponses. De la vingtaine de simulations issues des MRC alors disponibles, 10 simulations ont été choisies (Figure 4.2). Six simulations proviennent du Modèle régional du climat canadien (MRCC; Music et Caya, 2007), alors que les quatre autres ont été générées dans le cadre du projet de comparaison multi-modèles NARCCAP (Tableau 4.1). Ces 10 simulations représentent 85 % de la variabilité climatique projetée pour le site d'étude, tel qu'établi par l'analyse par grappes. Elles ont une résolution de 50 km et le point de grille le plus près du mont Covey Hill a été choisi pour chaque modèle.

Neuf simulations ont été générées à partir du scénario d'émissions de gaz à effet de serre A2, alors qu'une simulation a été générée à partir du scénario A1B. Les scénarios d'émissions sont fondés sur des hypothèses du monde futur qui ont trait à la croissance de la population mondiale, aux développements technologiques, aux sources d'énergie et à la coopération internationale (GIEC, 2001). Les scénarios de la famille A2 représentent un monde dans lequel la population mondiale atteint 15 milliards d'individus en 2100 et où la croissance économique et l'introduction de nouvelles technologies sont très variables selon les régions. Les scénarios de la famille A1 correspondent à un monde où la croissance économique est très rapide, la population mondiale culmine en 2050 à 9 milliards d'habitants, l'introduction de nouvelles technologies écoénergétiques est rapide et le revenu par capita converge entre les régions. Le sous-groupe A1B fait référence à un monde où il existe un équilibre entre les sources d'énergie utilisées (fossiles et non-fossiles).

Ces scénarios intègrent deux formes de mise-à-l'échelle : une mise-à-l'échelle dynamique (utilisation de simulations issues de MRC) et une méthode de mise-à-l'échelle statistique appelée correction de biais (Mpelasoka et Chiew, 2009). La correction de biais a pour but de retirer le biais entre les variables climatiques simulées et observées.

À partir des chroniques de températures et de précipitations associées à chaque scénario climatique, plusieurs indices climatiques ont été calculés (période de référence et période future) afin de dégager les changements moyens projetés pour la fenêtre de 30 ans centrée sur l'horizon 2050, dont plusieurs sont inspirés de Karl *et al.* (1999) et Yagouti *et al.* (2008) (Tableau 4.2). Des analyses statistiques (test de tendance de Mann-Kendall et test de Wilcoxon-Mann-Whitney) ont été effectuées entre les séries de référence et les séries futures afin de déterminer si les projections futures présentaient des différences statistiquement significatives par rapport aux valeurs de la période de référence.

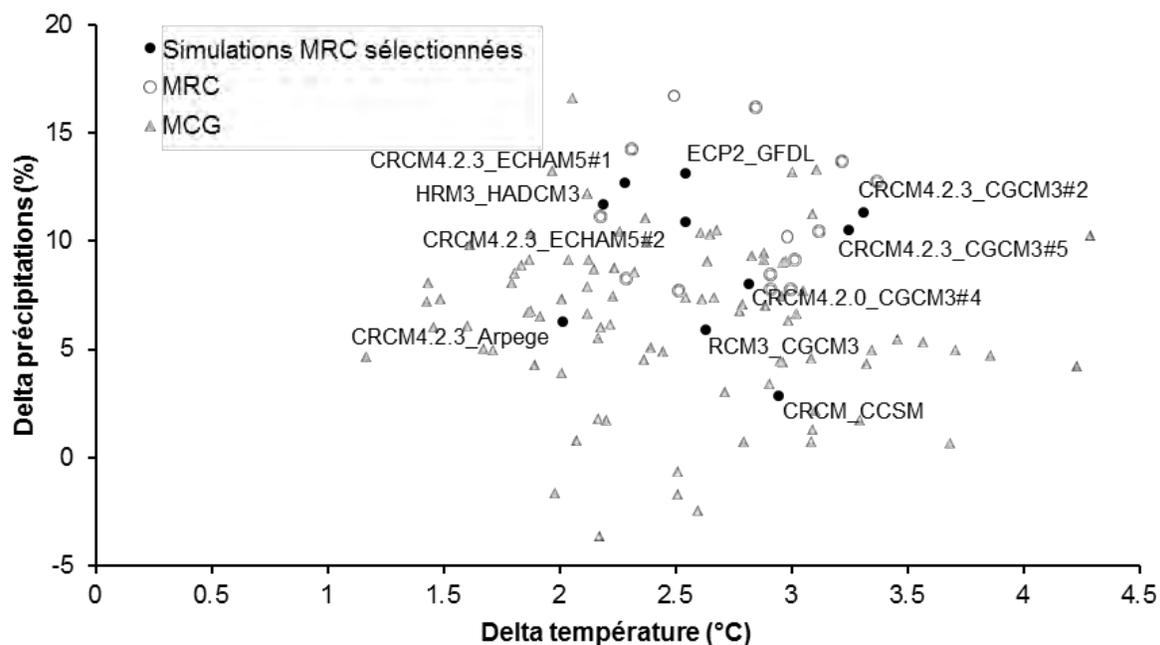


Figure 4.2 Deltas température et précipitations pour l'horizon 2050 pour les simulations de MRC sélectionnées (Levison *et al.*, soumis). Les simulations de MCG (triangles gris) sont présentées à titre indicatif, afin de situer les changements projetés par les modèles régionaux par rapport aux changements projetés par les modèles de circulation générale.

Tableau 4.1 Simulations climatiques utilisées dans le cadre de l'étude (cf. Mearns *et al.*, 2012 pour les détails associés aux acronymes)

MRC	MCG	Membre	Domaine	Scénario d'émissions
CRCM4.2.3	CGCM3	5	AMNO	A2
CRCM4.2.3	CGCM3	2	AMNO	A2
CRCM4.2.3	ECHAM5	1	AMNO	A2
CRCM4.2.3	ECHAM5	2	AMNO	A2
CRCM4.2.3	Arpège Unifs2	--	AMNO	A1B
CRCM4.2.0	CGCM3	4	AMNO	A2
HRM3	HADCM3	--	QC	A2
CRCM	CCSM	--	N. Amer.	A2
ECP2	GFDL	--	N. Amer.	A2
RCM3	CGCM3	--	N. Amer.	A2

Tableau 4.2 Indices climatiques analysés dans le cadre de l'étude

Indice	Définition	Unité
Indices de température		
Tmoy	Température moyenne mensuelle	°C
Jours de gel	Nombre de jours de gel	j
Degrés-jours de gel	Degrés-jours de gel cumulés	°C
Saison de gel	Longueur de la saison de gel	j
Indices de précipitations		
Pmoy	Précipitations moyennes mensuelles	mm
Intensité des précipitations	Précipitations moyennes les jours où P > 1 mm	mm/j
Pmax sur 24h (90 ^e p.)	90 ^e percentile des précipitations maximales annuelles sur 24 h	mm
Pmax sur 5 j. (90 ^e p.)	90 ^e percentile des précipitations maximales annuelles sur 5 jours consécutifs	mm
Jours sans précipitations	Nombre de jours consécutifs où les P < 1 mm	j
Jours avec précipitations	Nombre de jours consécutifs où les P > 1 mm	j

4.2.3. Analyses paléoécologiques et paléoclimatiques

Le Laboratoire naturel comprend la tourbière du mont Covey Hill et se trouve à proximité de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide, des tourbières parmi les plus anciennes de la province (Pellerin *et al.*, 2007). L'étude de ces tourbières offre l'opportunité de réaliser des reconstitutions paléoécologiques et paléoclimatiques sur une très grande plage temporelle, à l'échelle régionale. Les analyses paléoécologiques et paléoclimatiques permettent de comprendre l'évolution de la végétation et des conditions hydrologiques en lien avec le climat passé. En ce sens, elles fournissent des données indirectes qui permettent d'élargir la gamme de conditions environnementales connues pour une région, telle que celles du mont Covey Hill. Comme il arrive rarement que les séries temporelles de données disponibles pour le calage des modèles hydrogéologiques dépassent une période de 10 ans, les données paléoclimatiques ont la capacité de mettre en perspective ces données disponibles du passé récent utilisées pour caler les modèles et d'en évaluer la représentativité par rapport à des conditions hydrogéologiques déduites sur une période de temps beaucoup plus longue. Les détails de la méthodologie employée dans le cadre du volet paléoécologique peuvent être consultés dans Lavoie et Pellerin (2011; annexe 1) ainsi que dans Lavoie *et al.* (soumis).

Un des objectifs des analyses paléoécologiques consistait à reconstituer les étapes du développement de la tourbière de Covey Hill. Pour ce faire, des analyses des macrorestes végétaux de même que des datations au ¹⁴C et au ²¹⁰Pb pour la tourbière de Covey Hill et pour celle de la réserve écologique du Pin-Rigide (à 10 km au nord-ouest du mont Covey Hill) ont été effectuées afin d'identifier les conditions paléoclimatiques de la région, notamment sous l'angle hydroclimatique. L'analyse macrofossile est une méthode d'investigation paléobotanique par laquelle sont identifiés et dénombrés les restes végétaux de taille macroscopique (p. ex. feuilles, graines, bois, particules de charbon de bois) conservés dans

les sédiments et obtenus après tamisage de ceux-ci. Ce type d'analyse permet de reconstituer la succession temporelle des conditions trophiques de même que la composition de la flore et la structure du couvert végétal au sein de la tourbière.

Afin de fournir un cadre chronologique aux reconstitutions paléoécologiques, treize échantillons de la tourbière de Covey Hill et sept échantillons de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide ont été soumis à la datation radiochronologique par spectrométrie de masse par accélérateur. Pour chacune des tourbières, un modèle de l'âge de la tourbe en fonction de la profondeur a été établi par interpolation linéaire afin de calculer le rythme d'accumulation de la tourbe au cours du temps (cm/an), de même que la durée de temps représentée par l'accumulation d'un centimètre de tourbe (an/cm) aux différentes époques de la tourbière. Pour la tourbière de Covey Hill, la méthode de la datation au ^{210}Pb a été employée afin d'affiner le modèle d'âge pour les ~150 dernières années d'accumulation.

Un autre objectif du volet paléoécologique était de reconstituer quantitativement la position et les fluctuations passées de la nappe phréatique des tourbières au cours de leur histoire, conditions ayant participé à l'accumulation verticale de la tourbe. Des analyses de thécamoebiens ont été effectuées à cette fin. Il s'agit d'organismes unicellulaires (protozoaires) abondants dans la tourbe, notamment dans la tourbe de sphaignes. La composition et l'abondance des assemblages de thécamoebiens sont régies, en premier lieu, par la position de la nappe phréatique. Certaines espèces sont associées à des conditions d'humidité élevée, d'autres à des conditions plus sèches de la tourbe. Puisque les fluctuations de la nappe phréatique des tourbières ombrotrophes sont contrôlées en grande partie par le climat estival (ratio entre les précipitations et l'évapotranspiration), les assemblages fossiles des thécamoebiens livrent des informations quantitatives sur les fluctuations passées de la nappe phréatique et, indirectement, des conditions climatiques régionales. Une fonction de transfert développée par Lamarre (2011) a permis de reconstituer les positions passées de la nappe phréatique des deux tourbières à partir des assemblages fossiles des thécamoebiens. Dans le cas de la tourbière de Covey Hill, ces positions ont été comparées aux calculs de précipitations nettes effectués à partir des données d'apports verticaux et de températures pour la période 1900-2010 (cf. section 4.2.4).

Dans le cadre d'une étude récente (Pellerin *et al.*, 2007), une analyse pollinique a été effectuée pour reconstituer l'évolution post-glaciaire de la végétation de la région du mont Covey Hill. Les données polliniques ont ensuite été utilisées pour reconstituer quantitativement les conditions paléoclimatiques régionales à l'aide de la technique des meilleurs analogues (p. ex. Fréchette et de Vernal, 2013). Cette technique permet de comparer les assemblages polliniques fossiles d'une carotte sédimentaire avec les assemblages polliniques modernes disponibles au sein d'une grande base de données polliniques et climatiques pour l'Amérique de Nord et le Groenland (Whitmore *et al.*, 2005). Pour les 13 000 dernières années, les variables qui ont été reconstituées sont la température moyenne du mois le plus froid (janvier), la température moyenne du mois le plus chaud (juillet), les précipitations moyennes annuelles et l'évapotranspiration potentielle moyenne (Lavoie *et al.*, soumis). L'équipe a également comparé les résultats obtenus pour la tourbière de Covey Hill à ceux d'autres tourbières du sud du Québec et aux fluctuations passées du niveau d'eau des lacs dans le sud du Québec et dans les États du nord-est des États-Unis (Vermont, Maine).

4.2.4. Climat 1900-2010

Les apports verticaux (AV) journaliers de 1900 à 2010 fournis par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) ont été utilisés afin de comparer les données climatiques disponibles pour le dernier siècle avec les informations obtenues par l'entremise de l'analyse des thécamoebiens dans la tourbe. Les apports verticaux désignent les quantités d'eau provenant de la fonte des neiges et de la pluie (Poirier *et al.*, 2012). En l'absence de neige au sol et lorsque les précipitations tombent sous forme liquide, les apports verticaux correspondent aux précipitations. En tout temps, les apports verticaux correspondent à une estimation du volume d'eau disponible pour le ruissellement ou l'infiltration, et ce que la fonte de neige agisse ou non. L'évapotranspiration n'est pas considérée directement dans les calculs d'apports verticaux, elle doit donc être évaluée lors d'une étape subséquente. Par contre, les pertes par sublimation peuvent être partiellement prises en compte dans les résultats d'AV, par le biais de données nivométriques lorsque ces dernières sont disponibles. Les apports verticaux s'avèrent utiles pour la modélisation hydrologique (ou hydrogéologique) dans le cas où les modèles utilisés n'intègrent pas de module de fonte de la neige, comme c'est cas pour les modèles d'écoulements souterrains utilisés dans ce projet (cf. sections 4.3.1 et 4.3.3).

Le calcul des apports verticaux s'effectue par le biais du module de fonte extrait du modèle hydrologique HYDROTEL (Fortin et Royer, 2004) et imbriqué dans un algorithme visant à produire des apports verticaux au pas de temps journalier à partir des données de température et de précipitations observées aux stations météorologiques appartenant au MDDEFP. L'algorithme a été adapté pour des situations particulières du début du XX^e siècle, telle une faible densité des stations sur le territoire. Les relevés nivométriques de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEFP et du Réseau météorologique coopératif québécois ont également été mis à profit lorsque disponibles pour corriger les estimations du couvert de neige faites par le module. Les données climatiques tirées des stations météorologiques sont interpolées par krigeage simple sur une grille de 0,1° (environ 11 km) couvrant le Québec méridional. Dans le cas du mont Covey Hill, deux points de grille couvrent l'ensemble du site. Les données des deux points de grille ont donc été intégrées afin d'obtenir une moyenne pour le site en entier.

Plusieurs analyses ont été réalisées dans ce projet sur les données d'apports verticaux. Dans un premier temps, les valeurs de température et d'apports verticaux ont été comparées à celles de la station météorologique de Hemmingford pour la période commune aux deux séries de données, soit 1961 à 2010. Les valeurs mensuelles moyennes et les tendances des séries temporelles annuelles pour la période entière ont été comparées. Hormis les différences attendues au cours des mois d'hiver (alors que les apports verticaux sont inférieurs aux précipitations enregistrées en raison du stockage sous forme de couvert de neige) et au printemps (alors que les apports verticaux sont supérieurs aux précipitations enregistrées en raison de la fonte du couvert de neige), la concordance des données a été jugée satisfaisante, justifiant ainsi l'utilisation des apports verticaux au lieu des précipitations dans le calcul des précipitations nettes utilisées pour simuler les écoulements souterrains de 1900 à 2010. Des analyses de tendance ont ensuite été réalisées sur les séries d'apports verticaux, d'évapotranspiration potentielle et de précipitations nettes.

4.3. Développement et calage du modèle hydrogéologique

4.3.1. Développement et calage du modèle MODFLOW en régime transitoire

Les données de 2007 à 2010 disponibles au mont Covey Hill ont servi à la vérification et à l'ajustement du modèle d'écoulements souterrains développé pour cette région par Fournier (2008). Ces données sont jugées représentatives des conditions connues du passé récent. Ce modèle simule les charges sur des mailles de 135 m x 135 m (mailles raffinées de moitié dans le secteur de la tourbière) à l'aide des équations de l'écoulement en milieu poreux. Le modèle est composé de 16 couches et couvre une superficie de 173 km². Le ruisseau Allen et la rivière aux Outardes sont représentées au moyen du module *River* de MODFLOW (une rivière peut recevoir de l'eau de l'aquifère ou l'alimenter). Le ruisseau Schulman ainsi que les cours d'eau intermittents et les résurgences connues sont représentés au moyen du module *Drains* de MODFLOW (un drain ne peut que recevoir de l'eau de l'aquifère).

Les améliorations apportées au modèle de Fournier (2008) sont les suivantes:

1. Utilisation de la topographie fine LiDAR maintenant disponible par l'intermédiaire de l'agence de géomatique de la Montérégie (Belvisi, 2011);
2. Migration d'un modèle simulant les écoulements souterrains en régime permanent vers un modèle en régime transitoire avec un pas de temps mensuel;
3. Recalage du modèle en régime permanent à partir des données les plus récentes (2007-2010), puis en régime transitoire pour reproduire les variations temporelles de charges, de flux aquifère-tourbière, de débits de base des cours d'eau et de débits aux résurgences.

Le développement du modèle d'écoulements souterrains en régime transitoire est décrit en détails dans Levison *et al.* (soumis). La figure 4.3 présente le modèle conceptuel, incluant les zones de recharge (recharge distribuée) et les zones de conductivité hydraulique.

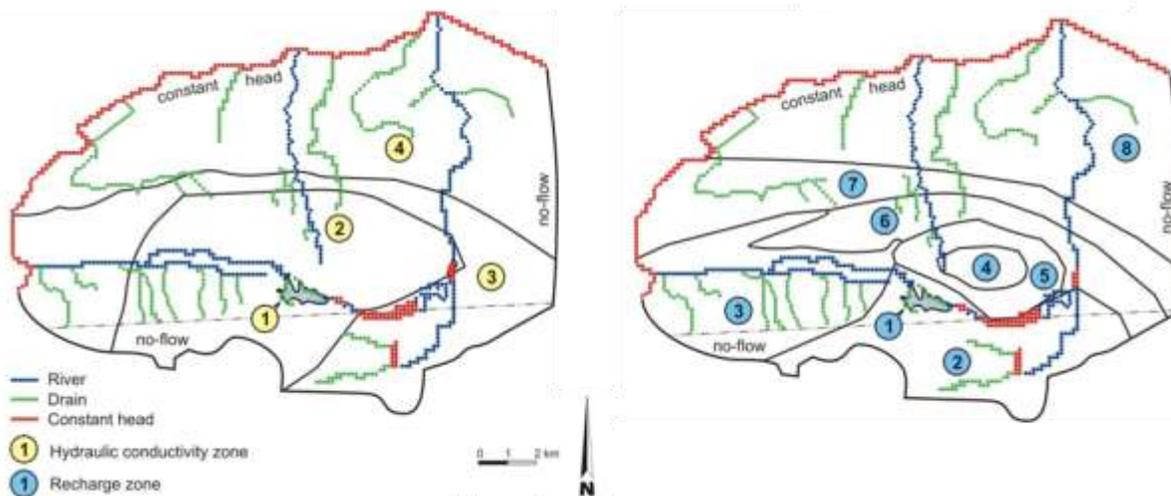


Figure 4.3 Modèle conceptuel du mont Covey Hill présentant les zones de conductivité hydraulique (à gauche) et les zones de recharge (à droite) (Levison *et al.*, soumis).

Le modèle calé a été utilisé pour simuler les écoulements souterrains à l'échelle régionale, de même que les flux aquifère-tourbière, les débits de base des cours d'eau et les flux aux résurgences dans les conditions actuelles. En régime permanent, la recharge de l'aquifère a été calée par zone, utilisant comme borne supérieure la précipitation nette moyenne estimée pour la période de calage, c.-à-d. 2007 à 2010. Il en résulte un coefficient d'infiltration (recharge divisée par la précipitation nette) pour chaque zone.

En régime transitoire, l'année est divisée en quatre périodes de recharge distinctes d'une durée de 91 jours (nommées *stress periods* dans MODFLOW), correspondant aux quatre saisons (printemps, été, automne, hiver). Suite à une période d'« échauffement » (*spinup*) de 20 ans, le modèle a été utilisé pour simuler les flux de 2007 à 2010, soit la période pendant laquelle un maximum de données hydrologiques et hydrogéologiques sont disponibles. La distribution temporelle de la recharge a été réalisée de la manière suivante : les Pnet sont d'abord calculées pour tous les mois et le total est calculé pour chaque saison de la période de simulation. La recharge hivernale étant considérée nulle en raison du gel, toute la Pnet hivernale est transférée au printemps. Pour les périodes estivales, les Pnet négatives (demande évaporative très grande) sont posées à zéro. La recharge pour chaque période et chaque zone est ensuite calculée en multipliant le coefficient d'infiltration déterminé plus haut par la Pnet de chaque saison. Cette méthode repose sur l'hypothèse que la distribution temporelle de la recharge est la même que celle des Pnet.

La figure 4.4 et la figure 4.5 présentent les charges mesurées et simulées en régimes permanent (conditions moyennes à long terme) et transitoire (période de 2007 à 2010). Les résultats détaillés du calage sont présentés dans Levison *et al.* (soumis).

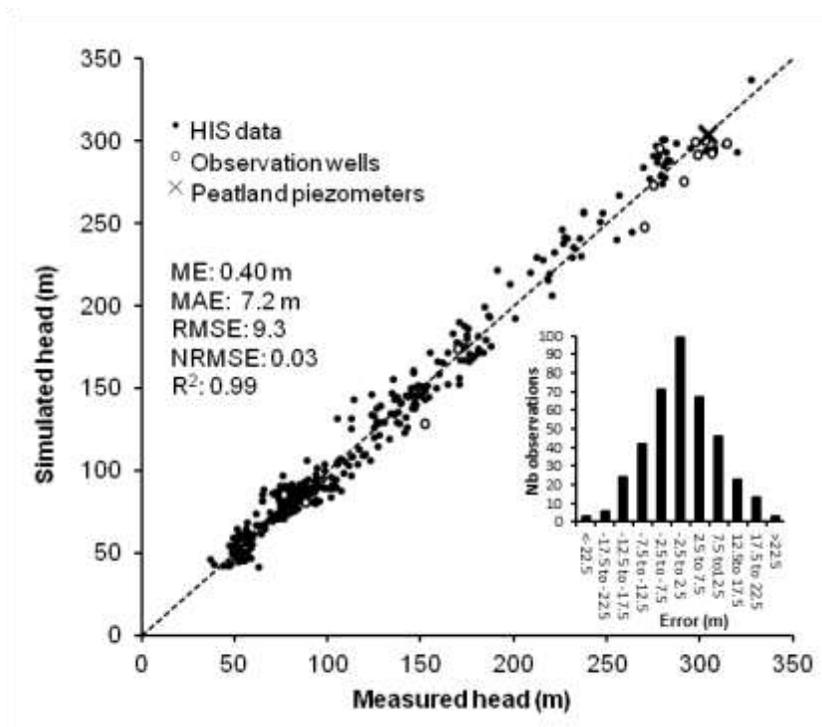


Figure 4.4 Charges mesurées et simulées en régime permanent à l'échelle du domaine du modèle représentant le mont Covey Hill pour représenter les conditions moyennes (p. ex. les niveaux piézométriques) du passé récent (Levison *et al.*, soumis).

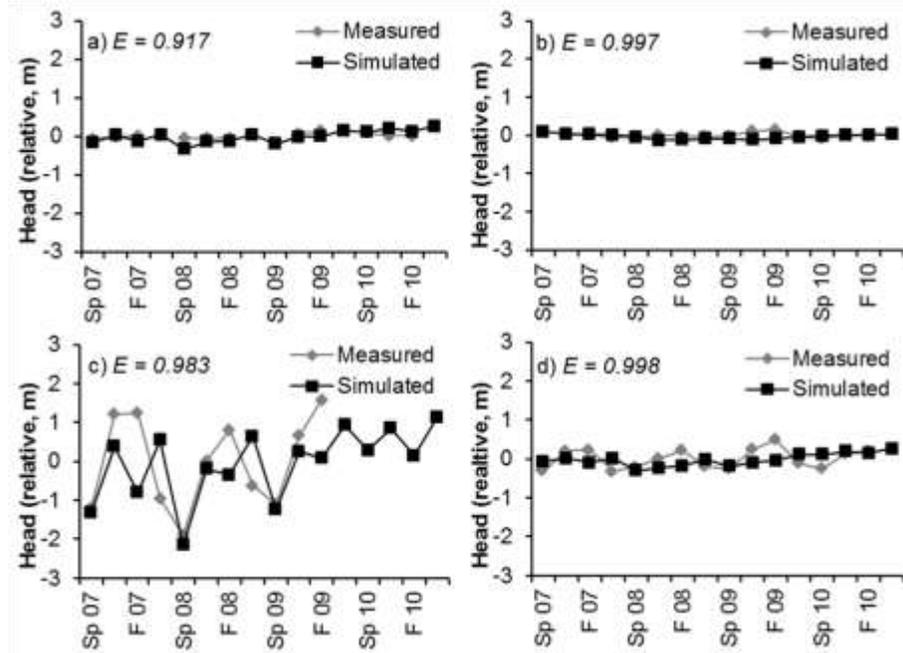


Figure 4.5 Charges mesurées et simulées en régime transitoire à l'échelle du domaine du modèle représentant le mont Covey Hill, pour les années 2007 à 2010 (Levison *et al.*, soumis).

4.3.2. Analyse de sensibilité du modèle MODFLOW

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur le modèle MODFLOW, de manière à identifier les variables et paramètres qui contrôlent la dynamique des écoulements souterrains sur le mont Covey Hill. L'effet de variations de la conductivité hydraulique et de la recharge sur les niveaux de nappe, les débits de base des cours d'eau et les débits aux résurgences (cinq résurgences instrumentées et quatre autres résurgences dans les zones de présence potentielle) a été étudié.

La conductivité hydraulique a été réduite à 10 % et augmentée à 1000 % de sa valeur calée par Levison *et al.* (soumis), pour les quatre zones de conductivité hydraulique (Figure 4.3). La recharge a été réduite de 30 % et augmentée de 30 % par rapport à sa valeur calée par Levison *et al.* (soumis), pour les huit zones de recharge (Figure 4.3).

Le coefficient de sensibilité relative S_r (équation 1) est calculé pour comparer l'effet relatif des différents paramètres sur les résultats ciblés par l'analyse. Un S_r positif indique que le résultat augmente avec une augmentation du paramètre (et vice-versa) tandis qu'un S_r négatif indique que le résultat diminue lorsque la valeur du paramètre augmente. Plus le S_r augmente (en valeur absolue), plus le modèle est sensible au paramètre testé.

$$S_r = \left[\frac{(F' - F_{ref})}{F_{ref}} \right] / \left[\frac{(X' - X_{ref})}{X_{ref}} \right] \quad (1)$$

où,

S_r = coefficient de sensibilité relative

F' = résultat du modèle avec un paramètre X'

F_{ref} = résultat de référence du modèle X

X' = paramètre modifié

X_{ref} = paramètre de référence

4.3.3. Développement et calage du modèle HydroGeoSphere

Dans le but de représenter les débits des résurgences d'eau souterraine servant d'habitats aux salamandres et de simuler leurs flux à une échelle plus fine qu'avec le modèle MODFLOW, un second modèle d'écoulement souterrain a été développé à l'aide du modèle entièrement couplé HydroGeoSphere (HGS; Therrien *et al.*, 2010). Ce modèle permet de simuler le ruissellement de surface, de même que les écoulements dans les zones non saturée et saturée en régime transitoire dans un réseau d'écoulement fracturé, à l'échelle d'une tranche du mont Covey Hill où des résurgences-habitats sont connues et instrumentées. Cette démarche a été présentée au congrès international de l'AIH qui s'est tenu à Niagara en septembre 2012 (Levison *et al.*, 2012) et au colloque *La Recherche hydrologique au Québec dans un contexte de changements climatiques*, qui a eu lieu à Québec les 25 et 26 avril 2013 (Ouellet *et al.*, 2013).

Le modèle HGS a été utilisé pour développer un modèle entièrement couplé des écoulements de surface et souterrains en régime transitoire, incluant une représentation des fractures discrètes dans le roc, pour une tranche de la zone d'étude sur le mont Covey Hill. La figure 4.6 présente l'emplacement du domaine du modèle HGS par rapport au domaine du modèle MODFLOW et la figure 4.7 présente un schéma conceptuel du domaine fracturé. Le modèle HGS mesure 4 500 m en x (approximativement SO à NE), 100 m en y (approximativement SE à NO), sur une profondeur de 100 m. L'altitude varie uniquement le long de l'axe des x et non le long de l'axe des y (cf. Figure 4.7) et le dénivelé total est de 245 m. La matrice rocheuse est considérée imperméable, ce qui implique que les précipitations peuvent s'infiltrer dans le roc, circuler dans l'aquifère et resurgir aux sources uniquement par les fractures. La limite sud du modèle (en amont) ainsi que les limites latérales sont des conditions à flux nul. La limite nord du modèle (en aval) est une charge constante, imposée égale à la piézométrie régionale.

Un modèle hydrogéologique conceptuel de la formation de Covey Hill (grès de Potsdam) a été proposé par Nastev *et al.* (2008). Le modèle HGS a été développé à partir de cette conceptualisation. Des fractures sub-horizontales perméables sont rencontrées en moyenne à toutes les dizaines de mètres dans la formation de Covey Hill. La connectivité latérale se trouve dans une gamme entre plusieurs centaines de mètres à quelques kilomètres (Nastev *et al.*, 2008).

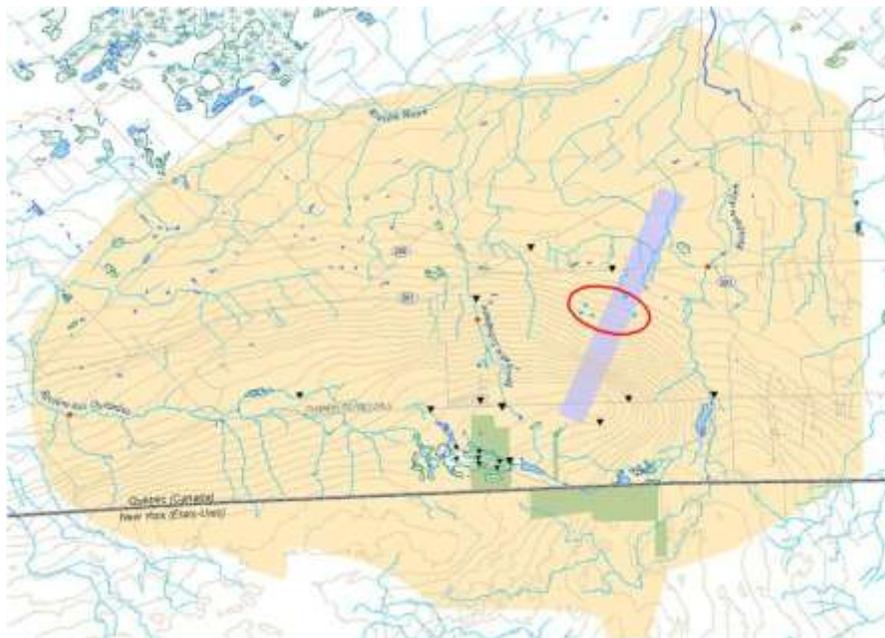


Figure 4.6 Domaine du modèle MODFLOW (en beige) et domaine du modèle HGS (en mauve). L'emplacement des sources instrumentées est marqué par les points bleus contenus dans l'ellipse rouge. L'instrumentation supplémentaire sur le site est présentée à titre indicatif (triangles noirs : puits d'observation des niveaux de nappe; points rouges : stations limnimétriques).

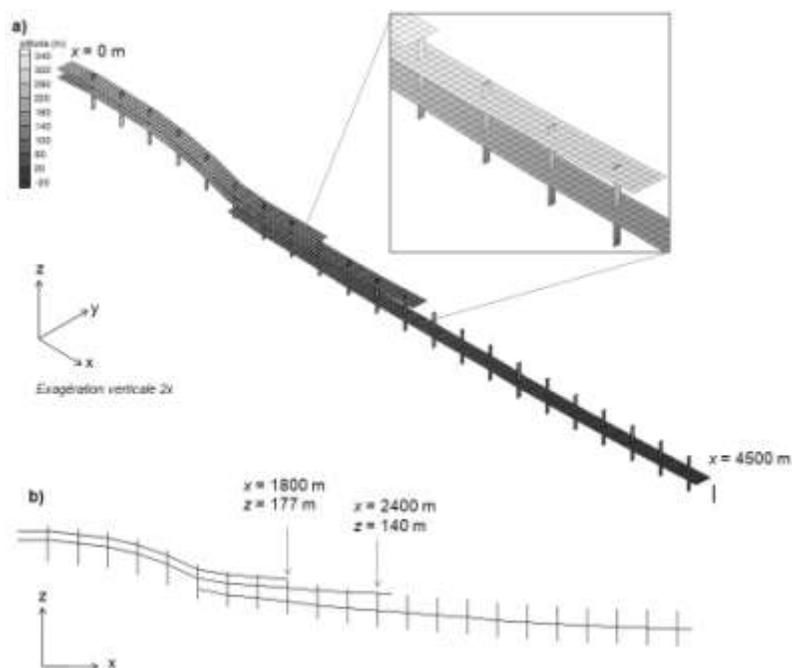


Figure 4.7 Schéma conceptuel du domaine du modèle HGS présentant les fractures : a) vue oblique avec agrandissement de la partie centrale du modèle; b) vue latérale du modèle.

La taille et l'espacement des fractures ont été modifiés afin 1) d'obtenir un débit sortant dans les zones où des résurgences sont observées sur le mont Covey Hill (p. ex. dans le secteur entre $x = 1800$ à 2400 m dans le modèle HGS; 2) d'obtenir des débits raisonnables à la sortie des fractures (c'est-à-dire des débits plus faibles que le débit de base mesuré dans le plus petit ruisseau dont le débit est mesuré dans le Laboratoire naturel) et 3) de produire à la fois des débits intermittents et continus typiques, tels que mesurés dans des résurgences instrumentées avec des sondes de température utilisées pour suivre l'activité des résurgences sur le terrain. Lavigne *et al.* (2010) ont réalisé des essais hydrauliques avec obturateurs dans la formation de Covey Hill qui ont mis en évidence des ouvertures de fractures hydrauliques de 10 à $675 \mu\text{m}$. La taille des fractures a été modifiée à partir de cette gamme de valeurs lors du développement du modèle HGS. Les valeurs des paramètres décrivant l'écoulement de surface proviennent du manuel de l'utilisateur du modèle HydroGeoSphere (Therrien *et al.*, 2010).

Depuis 2007, les périodes d'activité de cinq résurgences ont été mesurées à Covey Hill au moyen de sondes de température de l'eau (cf. Figure 4.6 pour la localisation de ces résurgences). Une température basse et variant de manière à peu près sinusoïdale dans le temps indique une alimentation en eau souterraine tandis qu'une température élevée et très variable est interprétée comme un assèchement de la résurgence. La figure 4.8 présente un échantillon des séries temporelles d'activité des résurgences utilisées pour caler le modèle. Cette figure montre que la résurgence à activité continue ($z=160$ m) coule pendant tous les mois de l'année (fluctuations atténuées des températures mesurées) tandis que la résurgence à activité intermittente ($z=185$ m) coule pendant les mois de septembre à juin et s'assèche en juillet et en août (les fluctuations importantes des températures observées en juillet et en août sont associées à la température de l'air, et non plus à celle de l'eau souterraine). Le calage du modèle HGS visait à reproduire la gamme des dynamiques des résurgences observées sur le terrain. Mis à part un débit de résurgence estimé à $0,00009 \text{ m}^3/\text{s}$ en mai 2010, très peu de débits ont été mesurés aux résurgences sur le mont Covey Hill. Il est supposé que les débits au moment de la fonte sont plus élevés que ceci. Les paramètres calés utilisés dans le modèle HGS sont résumés dans le tableau 4.3.

Suite au calage du modèle en régime permanent, des simulations en régime transitoire ont été réalisées, d'abord en utilisant les Pnet déduites des données mesurées à la station de Hemmingford pour la période 1971-2000. Ces Pnet mensuelles ont été appliquées directement à la surface du modèle pour représenter la pluie nette atteignant le sol. Le modèle répartit ensuite le ruissellement de surface et l'infiltration en fonction des propriétés des matériaux et de leur teneur en eau. En régime transitoire, le modèle utilise un pas de temps variable qui est fonction de la charge hydraulique.

Les débits des sources situées vis-à-vis des fractures verticales à $x = 1800$ m ($z = 177$ m), $x = 2000$ m ($z = 162$ m), $x = 2200$ m ($z = 150$ m), et $x = 2400$ m ($z = 144$ m) ont été simulés et analysés. Les sources situées à 177 m et à 144 m d'altitude sont également situées à l'intersection de fractures sub-horizontales avec la topographie. Des analyses statistiques sur la durée des périodes d'activité des résurgences ainsi que sur les valeurs de débit ont été réalisées et sont présentées à la section 5.2.2.

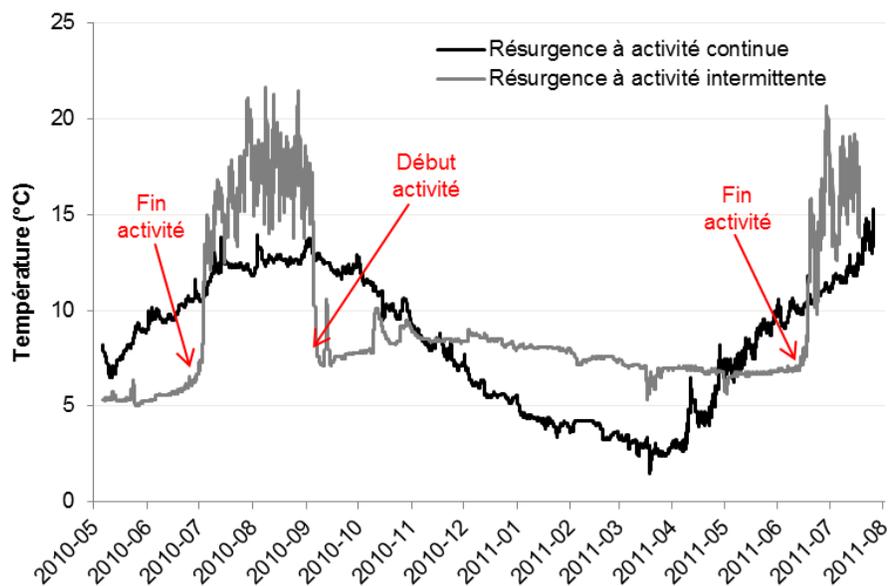


Figure 4.8 Exemples d'une résurgence à activité continue et d'une résurgence à activité intermittente, tel que mesurées sur le terrain entre mai 2010 et août 2011.

4.3.4. Simulations avec les scénarios climatiques

Le modèle MODFLOW a été utilisé pour simuler les conditions hydrologiques de 1900 à 2010, à l'aide des Pnet déduites des apports verticaux fournis par le CEHQ, afin de mieux comprendre la gamme des conditions de recharge auxquelles la colline a été exposée. Les simulations sont réalisées sur une base saisonnière (comme dans Levison *et al.*, soumis), en raison du grand nombre de pas de temps requis pour simuler les 110 années en régime transitoire. Les Pnet et les recharges sont calculées pour chaque saison, de la même manière que dans Levison *et al.* (soumis).

Les deux modèles (MODFLOW et HGS) ont été utilisés pour simuler les conditions hydrologiques du passé récent, qui correspond à la période de référence pour les scénarios climatiques (1971-2000). Les modèles hydrogéologiques ont également été utilisés pour l'éventail de scénarios climatiques futurs identifiés à partir des modèles régionaux du climat (2041-2070), tels que définis à la section 4.2.2. L'impact des changements climatiques sur les eaux souterraines a été simulé par l'entremise de la recharge. On présume que la recharge évoluera de la même manière que la précipitation nette, de sorte qu'une précipitation nette plus faible entraînera une diminution comparable en ruissellement et en infiltration.

Afin d'intégrer les variations du climat dans le modèle MODFLOW, les Pnet pour la période de référence et celles pour la période future sont utilisées pour calculer une recharge mensuelle au moyen des coefficients d'infiltration déterminés lors du calage du modèle en régime permanent. Des recharges mensuelles sont ainsi disponibles pour l'ensemble des 10 scénarios climatiques fournis par Ouranos. L'impact des changements climatiques a été étudié sur les charges, sur les débits de base des cours d'eau instrumentés et sur les débits

aux résurgences. Dans le modèle HGS, les scénarios de Pnet élaborés à partir des données de température et de précipitations des 10 scénarios climatiques ont été utilisés directement comme variable d'entrée au modèle qui répartit ensuite ce volume d'eau en ruissellement et en infiltration. L'impact des scénarios climatiques a été étudié sur la dynamique de quatre résurgences situées à 144, 150, 162 et 177 m. Pour chaque résurgence, les variables visées sont le nombre de jour d'activité par année, la durée moyenne des périodes d'activité, la répartition saisonnière des périodes d'activité et le débit moyen des résurgences.

Tableau 4.3 Caractéristiques et paramètres du modèle HGS

Caractéristiques générales	Valeur
Longueur	4500 m
Largeur	100 m
Épaisseur	100 m (altitude au sommet : 330 m ; altitude au pied de la colline : 85 m)
Taille des mailles	20 m x 20 m
Conditions limites au nord (altitude la plus basse)	Charge hydraulique spécifiée fixée à 75 m (10 m sous la surface)
Conditions limites au sud (altitude la plus élevée)	Flux nul
Conditions limites à l'est	Flux nul
Conditions limites à l'ouest	Flux nul
Conditions limites sur le dessus	Flux imposé (pluie) – des valeurs de Pnet mensuelles ont été utilisées
Caractéristiques des fractures	Valeur
Espacement entre les fractures verticales	200 m (le long de l'axe des x)
Taille des fractures verticales	600 μm
Taille des fractures horizontales	600 μm
Caractéristiques de la matrice rocheuse	Valeur
Conductivité hydraulique	1×10^{-20} m/an (essentiellement imperméable)
Porosité	0,001
Caractéristiques de l'écoulement de surface	Valeur
Facteurs de friction x et y	$1,585 \times 10^{-9}$
Hauteur des obstacles à l'emmagasinement de surface	0,001 m
Longueur de couplage	1×10^{-4} m

4.4. Modélisation écologique des populations de salamandres

Au cours de la dernière décennie, les modèles écologiques hybrides (MEH) combinant un modèle orienté sur l'individu et un modèle environnemental ont émergé comme des outils puissants en matière de conservation, de gestion et de planification (Grimm et Railsback, 2005; Stillman et Goss-Custard, 2010; McClain *et al.*, 2012; Metcalfe *et al.*, 2012). En tenant compte des variations individuelles, des cycles de vie, des interactions entre les individus et des variations de l'environnement immédiat, les MEH permettent d'obtenir des prévisions précises sur la viabilité locale des espèces en réponse à des processus environnementaux en évolution, modifiés par exemple par des changements climatiques. Le potentiel de ce type de modèle a été mis à profit dans le cadre de ce projet pour simuler la progression des populations de salamandres sombres des montagnes sur le mont Covey Hill en fonction des changements d'activité hydrique des résurgences et des températures induits par les changements climatiques.

4.4.1. Modèle orienté sur l'individu

Le modèle développé dans ce projet comprend quatre types d'individus, chacun d'eux associé à une phase particulière du cycle de vie de la salamandre (œuf, larve, juvénile et adulte). Toutes les phases sont caractérisées par une taille (niveau de développement pour les œufs) et un âge. Enfin, les adultes possèdent une variable supplémentaire associée au sexe, qui est défini de façon aléatoire après la maturation sexuelle des juvéniles.

Le modèle fonctionne par pas de temps quotidiens. Chaque jour, chacun des individus effectue une série de fonctions biologiques spécifiques à sa phase de développement (Figure 4.9). Les œufs et les larves sont sujets aux fonctions de mortalité et de croissance, dans cet ordre. Pour les juvéniles, une fonction associée au déplacement se trouve entre celles de mortalité et de croissance. Finalement, dans le cas des adultes, la séquence d'action est la même que pour les juvéniles, mais la fonction de croissance est remplacée par celle de la reproduction. Les transitions entre les phases du cycle de vie (éclosion, métamorphose et maturation sexuelle) sont induites par des seuils de taille définis par l'utilisateur. Le modèle exclut toutes interactions interspécifiques, mais les interactions interindividuelles sont considérées pour ce qui est du déplacement et de la reproduction. Des descriptions précises de la mécanique implantée pour chacune des fonctions biologiques sont disponibles dans Girard *et al.* (soumis).

4.4.2. Environnement spatial

L'environnement dans lequel évoluent les salamandres intègre une configuration spatiale en deux dimensions qui incorpore les caractéristiques hydriques du paysage ainsi qu'un profil quotidien de température ambiante. Tout autre aspect tel que la disponibilité des ressources, les abris ou la présence de prédateurs est ignoré dans le modèle. Les caractéristiques hydriques sont définies dans une grille où l'on attribue à chaque cellule de 1 m² l'un des trois états suivants: sec, humide et hydrologiquement actif. Les cellules humides sont définies comme étant toutes cellules à l'intérieur de 2 m d'une cellule hydrologiquement active. La configuration spatiale du paysage hydrique peut être dynamique ou non dans le temps. Les caractéristiques liées à la température sont pour leur part homogènes dans l'espace et correspondent à la température de l'air ambiant.

4.4.3. Interactions entre individus et environnement

La plupart des fonctions biologiques implantées dans le modèle orienté sur l'individu sont influencées par les conditions hydriques et de température de l'environnement (Figure 4.9). La mortalité des œufs et des larves est immédiate s'ils se trouvent sur des cellules sèches. Le taux de croissance des individus est corrélé positivement à la température ambiante. Le déplacement des juvéniles et des adultes est déclenché par la température et orienté vers les endroits maximisant la teneur en eau. La saison de reproduction est définie par la température, et une femelle ne peut pondre que si elle se trouve dans une cellule hydrologiquement active. Une description mécanistique de ces interactions est disponible dans Girard *et al.* (soumis).

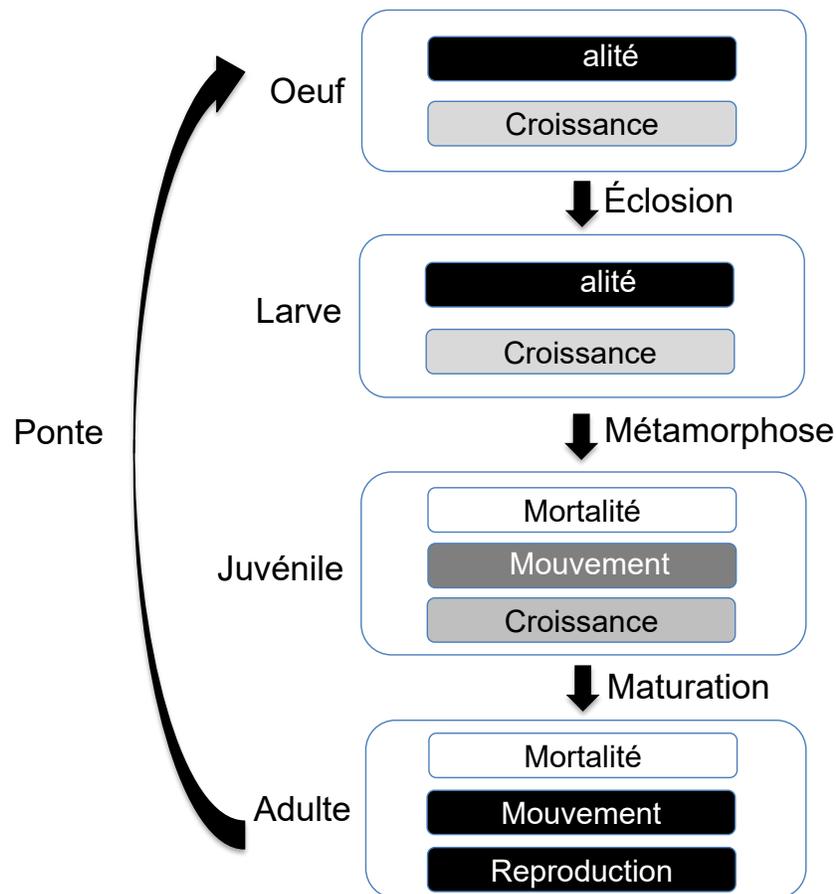


Figure 4.9 Sommaire du modèle orienté sur l'individu des salamandres. Le modèle représente les quatre phases du cycle de vie de manière distincte. Chacune de ces phases est associée à une série de fonctions biologiques qui lui est propre. Ces fonctions peuvent être influencées par le contenu en eau (noir), la température ambiante (gris pâle), la densité (gris foncé) et/ou le hasard (blanc). Un diagramme plus précis se trouve dans Girard *et al.* (soumis).

4.5. Intégration du modèle de salamandres et de l'hydrosystème de la colline

4.5.1. Construction numérique de l'hydrosystème

Une stratégie axée sur la création d'un environnement numérique simplifié, mais dans lequel les dynamiques hydrique et climatique simulées pour Covey Hill sont intégrées, a été sélectionnée. Cet environnement numérique a ainsi été bâti à partir des profils d'activité des résurgences provenant des simulations hydrogéologiques d'HydroGeoSphere et des températures quotidiennes simulées par les modèles climatiques sélectionnés.

La configuration spatiale de l'environnement numérique correspond à une résurgence de forme carrée de 1, 4 ou 9 m² au centre d'une grille de 50 m x 50 m. La résurgence suit un profil d'activité binaire dans lequel l'état de celle-ci alterne entre activité et inactivité. Lorsque la résurgence est active, sa surface est composée de cellules hydrologiquement actives et est entourée d'une bande de 2 m de cellules humides tel que prescrit plus haut. Le reste de la grille est composé de cellules sèches (Figure 4.10a). Lorsque la résurgence est inactive, sa surface est composée de cellules humides et tout le reste de la grille est composée de cellules sèches (Figure 4.10b). Ces deux configurations spatiales alternent en suivant les profils d'activité des résurgences obtenus des simulations hydrogéologiques à des altitudes de 144, 150, 162 et 177 m à Covey Hill (Figure 4.10c). L'environnement numérique est complété par un profil quotidien de température provenant des modèles climatiques (Figure 4.10d). Pour chacun de ces modèles, la période de référence (1971-2000) est comparée à la période future (2041-2070). En tout, 108 paires d'environnements numériques ont été créées.

4.5.2. Calibration du modèle écologique

Le MEH inclut 19 paramètres dont 11 proviennent de la littérature et huit qui doivent être calibrés par simulations. Des descriptions de chacun de ces paramètres se trouvent au tableau 1 dans Girard *et al.* (soumis). Dans le cas de Covey Hill, un environnement composite a été construit à partir des données de température et de précipitations observées dans la région de Covey Hill au cours de la période de référence. L'environnement composite est constitué d'une résurgence de 4 m² située à 150 m d'altitude (des conditions environnementales considérées comme intermédiaires dans l'univers des environnements à tester), mais pour lequel les variations interannuelles ont été éliminées. Tout d'abord, le profil de température appliqué à cet environnement est constitué des moyennes quotidiennes calculées à partir des données observées à la station d'Hemmingford entre les années 1971 et 2000. Ce profil est répété ensuite en boucle. Dans le cas du profil hydrique de la résurgence, un profil annuel type a été créé au moyen d'une simulation d'HydroGeoSphere effectuée pour la période de référence à partir des données de précipitations mesurées à la station d'Hemmingford.

Pour construire ce profil type, les profils annuels d'activité de la résurgence simulés pour chacune des années de la période de référence ont été superposés, permettant d'obtenir une distribution de fréquences d'activité quotidienne (c.-à-d. pour chaque jour julien, le nombre de fois où la résurgence était active sur la période de 30 ans). La durée moyenne de la période d'activité (c.-à-d. le nombre de jours entre la date de début d'activité et la date de fin d'activité de la résurgence) et l'écart-type de la durée ont été calculés ainsi que la date moyenne du milieu de la période. Le profil type a été construit en utilisant la date moyenne (le 12 mai) plus

trois écarts-types de chaque côté de la date moyenne, pour définir la période d'activité. Selon ce profil type, l'activité commence le 1^{er} mars et termine le 23 juillet. Ce profil est répété en boucle comme dans le cas des températures.

La calibration a été effectuée à partir de simulations de 40 000 jours (~110 ans). Une simulation débute avec 20 adultes distribués aléatoirement dans la zone d'influence de la résurgence (cellules hydrologiquement actives et humides incluses). Le sexe de ces individus est défini de manière aléatoire afin d'assurer un ratio sexuel équilibré. Une simulation débute le 1^{er} janvier. Les 10 000 premiers jours de la simulation sont traités dans un environnement hydrique fixe dans lequel la résurgence est constamment active afin de permettre à la population de salamandres d'atteindre un équilibre démographique. À partir du 10 001^e jour, le profil d'activité hydrique défini plus haut est intégré dans l'environnement numérique. Plus de 600 combinaisons de paramètres ont ainsi été testées à l'aide de 10 répliques. Deux critères de sélection ont été définis pour choisir la combinaison optimale: 1) la résilience de la population et 2) une densité moyenne (au cours des 10 000 derniers jours) se situant entre 0,6 et 1,2 adultes/m² dans les cellules hydrologiquement actives de la résurgence.

4.5.3. Simulations de l'impact des changements climatiques sur les populations de salamandres

L'impact des changements climatiques a été évalué par l'entremise d'une série de simulations issues du MEH calibré et des 108 paires d'environnements numériques. Chacune des simulations dure 21 900 jours. Encore une fois, une simulation débute le 1^{er} janvier avec 20 adultes distribués aléatoirement dans la zone d'influence de la résurgence (cellules hydrologiquement actives et humides incluses). Le sexe de ces individus est défini de manière aléatoire afin d'assurer un ratio sexuel équilibré. Les 10 950 premiers jours sont traités dans un environnement hydrique fixe où la résurgence présente une activité constante. Le profil de température utilisé pour cette première tranche correspond au profil de température moyen utilisé pour la calibration. La dynamique hydrique et les températures quotidiennes simulées sont ensuite implantées lors des 10 950 derniers jours (30 ans). Pour chacun des 216 environnements construits, 10 répliques ont été effectués. À la fin de chaque simulation, l'abondance d'adultes au cours des 5 000 derniers jours a été calculée. La probabilité d'extinction dans l'ensemble des 10 répliques d'un environnement numérique donné a également été évaluée.

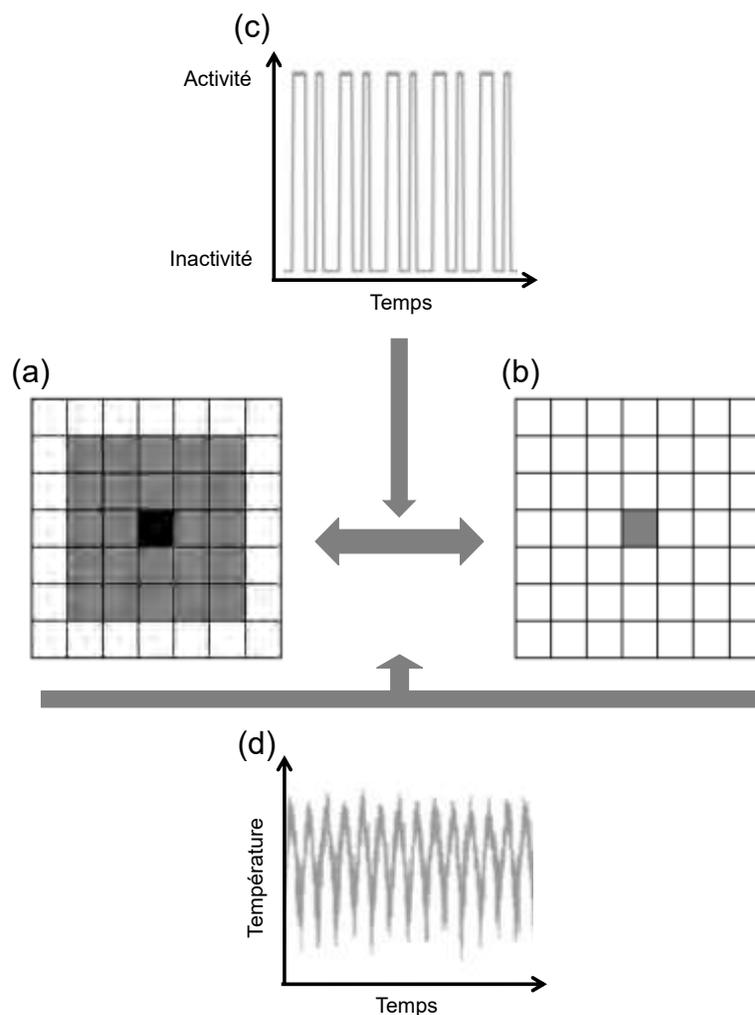


Figure 4.10 Construction numérique de la structure et du dynamisme de l'hydrosystème. L'environnement numérique est constitué d'une source unique, fermée à la migration, située au centre d'un environnement de 50 m x 50 m (pour les fins de l'image, les dimensions en (a) et (b) ont été réduites à 7 m x 7 m). Les résurgences alternent entre activité (a) et inactivité (b). L'arrangement spatial des milieux secs (en blanc), humides (en gris) et hydrologiquement actifs (en noir) change ainsi au gré d'un profil d'activité binaire (c). L'environnement numérique est complété par un profil quotidien de température (d).

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1. Scénarios climatiques

5.1.1. Variables climatiques considérées

L'habileté des modèles climatiques à reproduire les conditions climatiques observées lors d'une période de référence n'est pas garante de résultats plus fiables pour le futur, mais demeure toutefois un aspect à vérifier avant toute interprétation de simulations climatiques. Selon les écarts observés entre les variables climatiques observées et simulées pour la période de référence, le biais correspondant peut ensuite être retiré des simulations climatiques futures afin d'obtenir des simulations qui concordent davantage avec la réalité. Il est toutefois important de noter que la correction de biais étant appliquée à une variable à la fois (c.à.d. aux précipitations et aux températures de façon séparée) la cohérence physique entre ces variables est en partie compromise par cette manipulation des données. Pour la présente étude, les résultats des 10 modèles sélectionnés ont été comparés aux données climatiques enregistrées à la station météorologique de Hemmingford Four Winds (ID : 7023075). Bien que plusieurs variables climatiques aient été considérées, la correction de biais a été effectuée sur la température moyenne journalière et les précipitations journalières.

a) Moyennes des températures et précipitations mensuelles sur 30 ans

Les moyennes mensuelles de température et de précipitations à Hemmingford de 1971 à 2000 sont présentées à la figure 5.1. La température moyenne mensuelle oscille entre $-9,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ en janvier et $20,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ en juillet avec des minima pouvant aller jusqu'à $-30,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ l'hiver et des maxima de $30,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ l'été. La température moyenne annuelle se situe à $6,4\text{ }^{\circ}\text{C}$. Quant aux précipitations, elles sont relativement également distribuées au cours de l'année et oscillent entre $40,6\text{ mm}$ en février et $93,3\text{ mm}$ en juillet. La variabilité interannuelle est toutefois plus importante que celle des températures, comme le témoignent les grands écarts entre les valeurs minimales et maximales. La moyenne de précipitations mensuelles se situe à $72,7\text{ mm}$ pour un total annuel moyen de $872,4\text{ mm}$.

Les sorties des modèles climatiques, une fois corrigées pour leur biais, réussissent à reproduire de façon satisfaisante les moyennes mensuelles de température et de précipitations, bien que de façon supérieure pour les températures par rapport aux précipitations (Figure 5.2). L'écart moyen entre la température moyenne annuelle observée et celle simulée par l'ensemble des simulations climatiques sur 30 ans est de $0,4\text{ }^{\circ}\text{C}$. L'écart moyen entre les précipitations annuelles observées et celles simulées par l'ensemble des simulations climatiques sur 30 ans s'élève quant à lui à $5,5\%$.

Les résultats des simulations futures s'entendent toutes pour une augmentation ($\Delta > 0$) des températures de 1 à 5 °C pour la période 2041-2070 (Figure 5.3a). Cette augmentation varie en fonction du mois de l'année, mais l'enveloppe d'incertitude demeure relativement égale pendant toute l'année. Le consensus sur le changement concernant les précipitations est toutefois moins apparent (Figure 5.3b). La moyenne de l'ensemble prévoit une augmentation des précipitations ($\Delta > 0$) pour tous les mois de l'année à l'exception du mois de juin. Bien que la plupart des modèles s'entendent pour une hausse des précipitations au cours de l'hiver, l'enveloppe d'incertitude demeure importante (-3 à +47 %). Inversement, le signal est mitigé au sein de l'ensemble pour les mois d'été et d'automne.

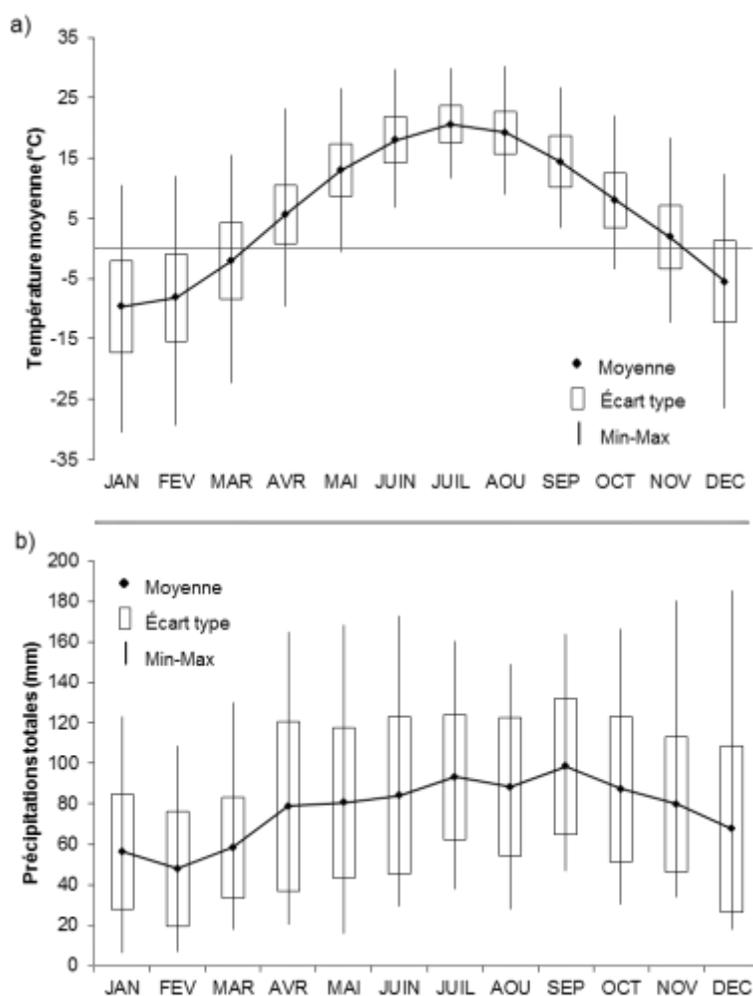


Figure 5.1 Normales climatiques mensuelles (a) température et (b) précipitations à la station météorologique de Hemmingford Four Winds pour la période 1971 à 2000.

Un test de Wilcoxon-Mann-Whitney a été réalisé pour déterminer si ces changements de températures et de précipitations moyennes mensuelles sont significativement différents ($\alpha=0,05$) de la période de référence (1971-2000) à la période future (2041-2070). Une différence significative a été identifiée pour les changements de température, mais pas pour les changements de précipitations.

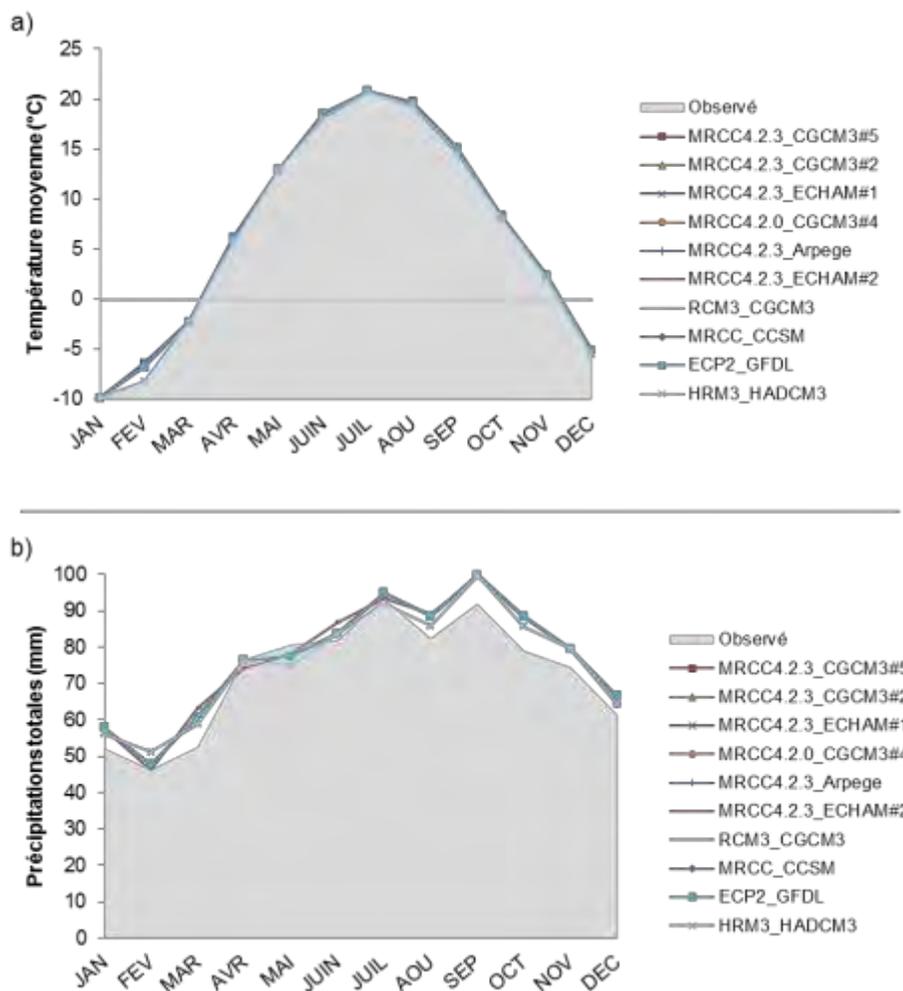


Figure 5.2 Comparaison entre les a) températures et les b) précipitations moyennes simulées et observées pour la période de référence 1971-2000.

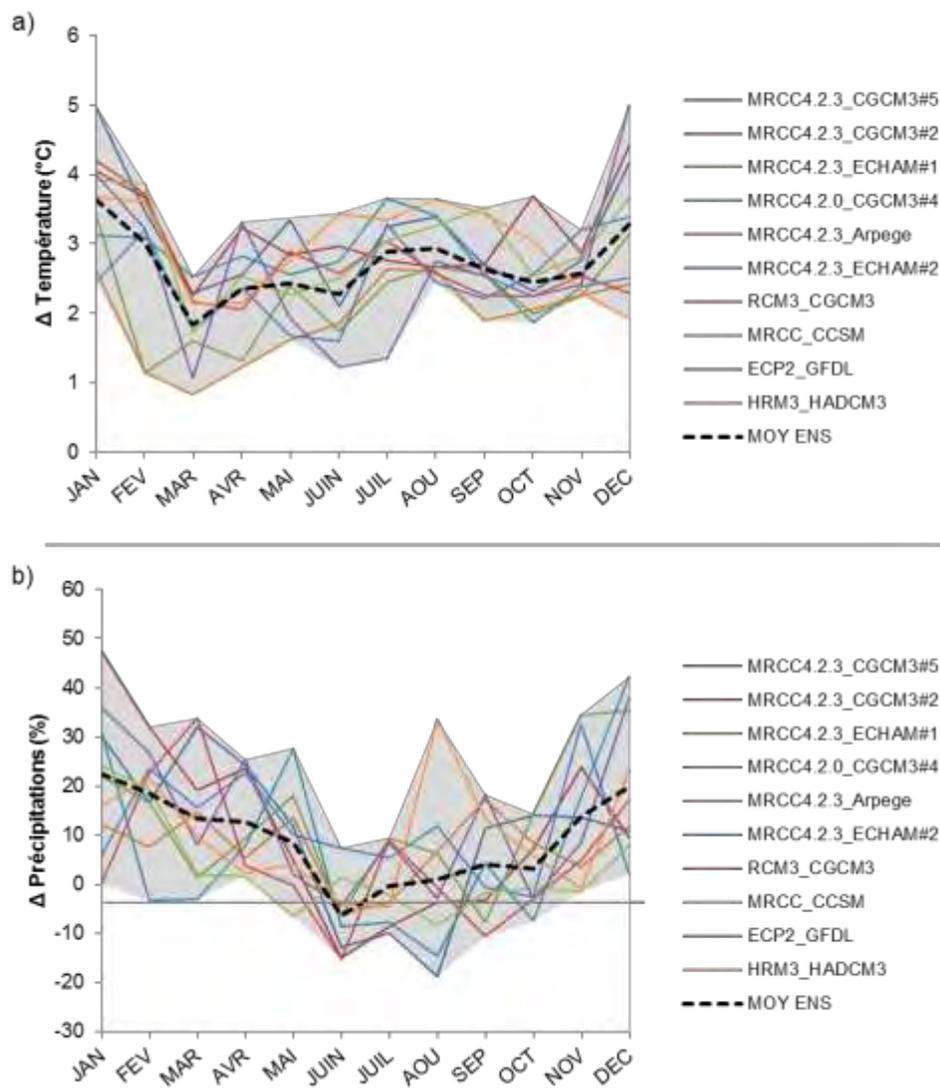


Figure 5.3 Changements de a) température et de b) précipitations moyennes projetés pour la période 2041-2070.

b) Synthèse des autres variables et indices climatiques évalués

Les résultats de l'ensemble des variables et indices climatiques évalués sont résumés au tableau 5.1. L'annexe 2 présente le détail de ces résultats. Les variables liées à la température montrent presque toutes des tendances significatives au cours de la période de référence 1971-2000 (pentes significativement différentes de zéro) selon le test de tendance de Mann-Kendall ($\alpha=0,05$), à l'exception de la baisse observée des degrés-jours de gel cumulés. La hausse observée dans les températures, surtout au cours de l'hiver, se traduit par une diminution de la longueur de la période de gel, ainsi qu'une atténuation générale de la rigueur de la saison hivernale (apparente dans la diminution du nombre de jours de gels et du nombre de jours de gel cumulés). Lorsque les distributions des simulations climatiques pour la période de référence et pour période future sont comparées, les différences au niveau des indices de température sont toutes significatives, selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha=0,05$).

Les variables et les indices liés aux précipitations ne présentent pas des tendances aussi marquées que celles des variables et indices liés à la température. Une augmentation générale des précipitations est présente dans les données observées (1971-2000), mais celle-ci n'est pas statistiquement significative. La différence entre les projections climatiques de référence et futures n'est pas non plus significative pour les précipitations moyennes annuelles. L'indice d'intensité des précipitations présente un cas particulier, dans la mesure où la tendance à la baisse observée dans les données observées est à l'inverse de la tendance à la hausse simulée par les modèles climatiques entre la période de référence et la période future. Toutefois, si la période observée est divisée en deux sous-périodes (1971-1985 et 1986-2000), la tendance à la baisse de la première moitié de la période s'inverse en tendance à la hausse dans la deuxième moitié de la période, ce qui concorde davantage avec les prévisions des modèles. Bien que les tendances à la hausse observées dans les données mesurées en termes de précipitations maximales (sur 24 h et sur cinq jours) ne s'avèrent pas significatives, les différences entre les projections climatiques de référence et futures vont dans le même sens que les tendances observées, et sont quant à elle significatives. Finalement, bien qu'une augmentation soit attendue au niveau des quantités de précipitations, aucune tendance significative n'est observée au niveau des jours consécutifs avec précipitations, tant dans la période observée que dans les périodes de référence et future simulées. Quant aux jours consécutifs sans précipitations, la tendance à la baisse présente dans les données observées ne s'accorde pas avec la légère augmentation (non significative) dans les simulations climatiques entre la période de référence et la période future.

Ces résultats indiquent des tendances davantage marquées pour les variables et les indices de température que pour les variables et les indices de précipitations. En ce qui concerne les précipitations, une augmentation générale des quantités est à prévoir, principalement l'hiver. La distribution temporelle des précipitations est également appelée à changer. Ces résultats vont dans le sens de ceux publiés par Mailhot *et al.* (2010) où un décalage des maxima annuels de précipitations de l'été vers le printemps et l'hiver ainsi qu'une période de retour diminuée de moitié par rapport aux valeurs historiques ont été suggérés pour le Québec à la fin du 21^e siècle.

Tableau 5.1 Synthèse des analyses statistiques sur les variables et indices climatiques évalués

	Tendance observée 1971-2000		Moyenne scénarios climatiques	
			REF	FUT
Variables et indices liés à la température				
Température moyenne (°C)		↑*	6,7	9,4*
Nombre de jours de gel		↓*	109	86*
Degrés-jours de gel cumulés		↓	849	579*
Longueur de la saison de gel (j)		↓*	116	92*
Variables et indices liés aux précipitations				
Précipitations totales (mm)		↑	920	992
Intensité des précipitations (mm/j)	1971-1985	↓*		
	1986-2000	↑	8,7	9,1*
Précipitations maximales sur 24 h (mm)		↑	43 64 (90 ^e p.)	46* 73 (90 ^e p.)*
Précipitations maximales sur 5 jours (mm)		↑	71 106 (90 ^e p.)	77* 119 (90 ^e p.)
Jours consécutifs avec précipitations	1971-1985	↑	7	7
	1986-2000	↓	10 (90 ^e p.)	10 (90 ^e p.)
Jours consécutifs sans précipitations		↑	9	10
		↓*	14 (90 ^e p.)	14 (90 ^e p.)

* Les résultats statistiquement significatifs sont identifiés par un astérisque.

5.1.2. Résultats des analyses paléoclimatiques

Les grains de pollen, les macrorestes végétaux et les thécamoebiens présents dans la carotte de tourbe récoltée à la tourbière de Covey Hill ont été analysés. Les analyses ont été réalisées pour l'entièreté de la carotte sédimentaire (épaisseur de 350 cm). Les analyses des thécamoebiens ont été affinées (pas analytique plus serré) pour les 50 premiers centimètres de la carotte. Les résultats de l'analyse sont détaillés dans Lavoie *et al.* (soumis).

Les résultats de la reconstitution paléoclimatique quantitative déduite des assemblages polliniques apportent des informations complémentaires aux analyses macrofossiles et des thécamoebiens (Figure 5.4). Les conditions climatiques les plus froides de la période post-glaciaire correspondent à l'époque tardiglaciaire, époque durant laquelle le couvert végétal régional correspondait à une toundra herbacée/arbustive. Les températures ont augmenté graduellement par la suite (entre -23 et -13 °C pour le mois de janvier; entre 13 et 19 °C pour le mois de juillet) jusque vers *ca* (*circa* : environ) 9 600 ans avant aujourd'hui (A.A.), avant de se stabiliser jusqu'à nos jours (moyenne de -11 °C pour le mois de janvier et de 19 °C pour le mois de juillet). Les précipitations moyennes annuelles étaient également minimales au Tardiglaciaire (420 mm an⁻¹), puis ont augmenté pour atteindre un maximum de 915 mm an⁻¹ vers 10 140 ans A.A. Elles sont demeurées stables par la suite jusque vers 7 300 ans A.A.

(moyenne de 810 mm an⁻¹). Finalement, une augmentation marquée caractérise les derniers 7 300 ans (moyenne de 1 030 mm an⁻¹). Les tendances d'évapotranspiration moyenne annuelle sont très similaires à celles de la température du mois de juillet, étant relativement stables depuis 9 000 ans A.A. (moyenne de 670 mm an⁻¹). Les augmentations de température projetées par les simulations climatiques pour l'horizon 2050 par rapport au passé récent (janvier : +3,5 °C; juillet : +3,0 °C) pourraient surpasser les températures les plus chaudes que la région ait connues depuis les derniers 13 000 ans. En revanche, l'augmentation de 9 % projetée pour les précipitations moyennes annuelles relativement au passé récent se situerait à l'intérieur de la gamme de précipitations connues sur la même période (moyenne annuelle de 950 mm à l'horizon 2050 par rapport à un maximum de 1 030 mm an⁻¹ au cours des derniers 7 300 ans).

La base (350-309 cm) de la carotte échantillonnée dans la tourbière est constituée de gytija silteuse contenant de la matière minérale. Cet horizon de gytija est ensuite surmonté de tourbe jusqu'au sommet de la carotte. Une tourbe d'herbacées domine de 309 à 50 cm. Les 50 cm supérieurs sont principalement composés de sphaignes. Un horizon de charbon de bois de quatre centimètres d'épaisseur (48-52 cm) marque la transition entre la tourbe d'herbacées et la tourbe de sphaignes. Cet horizon est présent sur l'entièreté de la tourbière à une profondeur similaire, approximativement 50 cm (Girard-Cloutier, 2007).

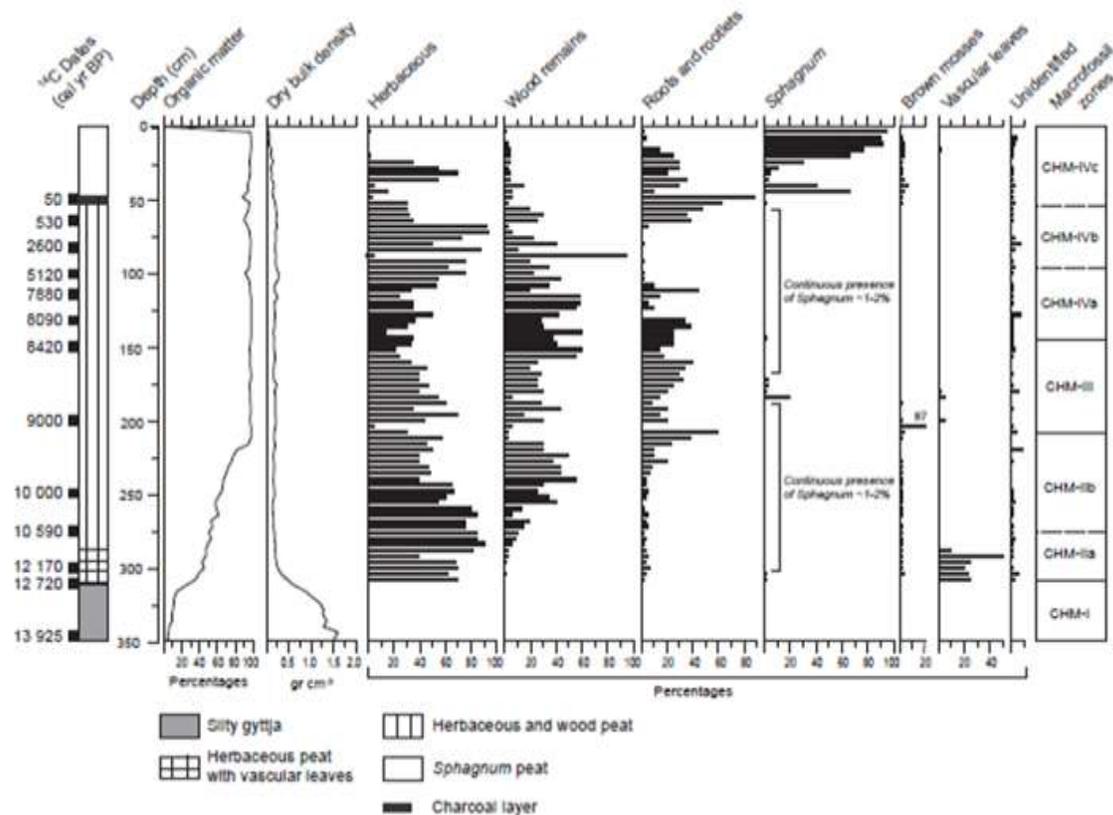


Figure 5.4 Datations au radiocarbone, stratigraphie, teneur en carbone organique, densité de la masse sèche et principaux groupes botaniques (exprimés en pourcentages) de la carotte analysée pour la reconstruction paléocologique (Lavoie *et al.*, soumis).

Un âge de 13 925 ans A.A. a été obtenu à la base de la gyttja silteuse. Toutefois, cette date est jugée pour le moment trop ancienne en comparaison à l'estimé du retrait des glaces et des inondations subséquentes (drainage du paléo-lac Iroquois) qui ont eu lieu entre 13 300 et 13 100 ans A.A. dans la région (Franzi *et al.*, 2007; Rayburn *et al.*, 2011; J. A. Rayburn, comm. pers.). L'âge maximal pour le commencement de l'accumulation de la gyttja silteuse a donc plutôt été estimé à 13 100 ans A.A. Le commencement de l'accumulation de la tourbe a été daté à 12 720 ans A.A. et il correspond à la constitution des premières forêts ouvertes (afforestation) dans la région du mont Covey Hill (12 900 ans A.A.) caractérisées par la présence de l'épinette noire (*Picea mariana*) du peuplier (*Populus sp.*).

Trois périodes principales subséquentes à l'accumulation de la gyttja silteuse ont été définies dans les taux d'accumulation sédimentaire de la tourbe selon le modèle âge-profondeur (Figure 5.5). Le taux d'accumulation a été élevé entre 12 720 et 7 800 ans A.A. (309-315 cm), avec une accumulation moyenne de 0,040 cm an⁻¹. Un ralentissement important s'est produit de 7 880 à 530 ans A.A. (115-60 cm; moyenne de 0,007 cm an⁻¹), associé à de la tourbe fortement décomposée. Le taux net d'accumulation a augmenté au sommet de la carotte, alors que la sphaigne devient la composante principale de la tourbe. Selon ce modèle, 194 cm de tourbe ont été accumulés au cours des premiers 4 840 ans de la tourbière (de 12 720 à 7 880 ans A.A.; suite à l'accumulation de la gyttja silteuse). Ceci correspond à 63 % de l'accumulation verticale, alors que les 37 % restants (115 cm) se sont accumulés au cours des derniers 7 880 ans.

À l'aide des données stratigraphiques, des assemblages microfossiles, des assemblages des thécamoebiens et d'autres informations complémentaires (composantes botaniques principales de la tourbe, degrés de décomposition), quatre principales étapes ont été reconstituées dans le développement de la tourbière au point d'échantillonnage :

1. Phase d'étang - Zone CHM-I (350-310 cm; >12 720 ans A.A)
2. Phase de fen riche - Zone CHM-II (310-210 cm; 12 720 à ca 9200 ans A.A)
3. Phase de fen pauvre - Zone CHM-III (210-142 cm; ca 9200 à ca 8290 ans A.A)
4. Phase de bog - Zone CHM-IV (142-0 cm; ca 8290 ans A.A. à aujourd'hui).

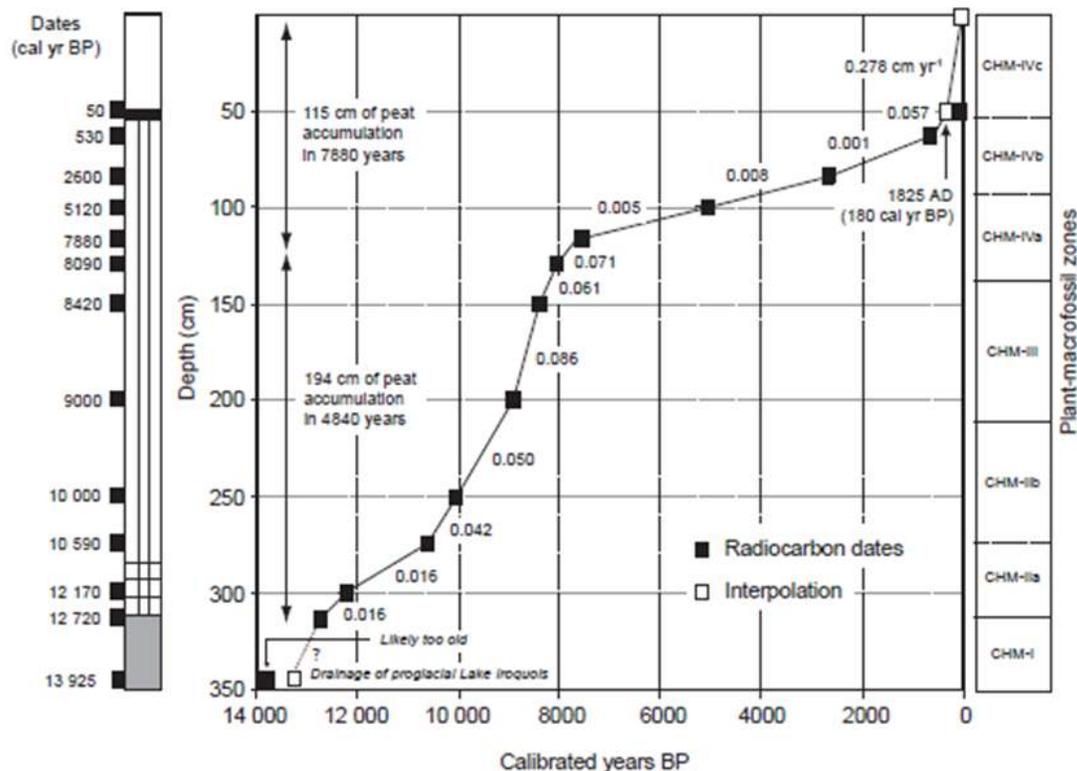


Figure 5.5 Modèle âge-profondeur de la carotte sédimentaire. Les taux nets d'accumulation sédimentaire (cm an⁻¹) sont indiqués. Les symboles utilisés pour décrire la composition de la matière organique sont définis à la figure 5.4 (Lavoie *et al.*, soumis).

5.1.3. Précipitations nettes et niveaux de nappe de 1900 à 2010

Les données d'apports verticaux (AV) et de température fournies par le CEHQ pour le dernier siècle ont permis de calculer les précipitations nettes pour cette période, c.-à-d. l'eau disponible pour le ruissellement de surface et la recharge en eau souterraine (Figure 5.6). Comme l'évolution de l'ETP présente des fluctuations interannuelles relativement faibles par rapport à celles des AV, l'évolution des Pnet se rapproche de celle des AV. Les Pnet varient beaucoup d'une année à l'autre, d'un minimum de 208 mm (1964) à un maximum de 754 mm (1918). Une tendance à la hausse (test de Mann-Kendall; $p < 0.001$) est détectable dans les données d'ETP sur toute la période. Cette tendance a pour effet de faire diminuer légèrement, mais significativement d'un point de vue statistique, les Pnet (test de Mann-Kendall; $p = 0.011$) sur toute la période compte tenu de la relative stationnarité des AV (test de Mann-Kendall; $p = 0.783$). La moyenne mobile des Pnet, centrée sur 10 ans et appliquée sur 100 ans de données, permet de faire ressortir les tendances dans la série temporelle (Figure 5.7). Ces données montrent une diminution des Pnet de 1900 à 1950, une accélération de cette diminution de 1950 à 1970, suivie d'une hausse entre 1965 et 1975, d'une baisse de 1975 à 1985 et d'une stabilisation de 1985 à 2010.

La moyenne mobile des Pnet a été associée aux niveaux de nappe inférés à partir des assemblages de thécamoebiens retrouvés dans la carotte de tourbe échantillonnée dans la tourbière de Covey Hill (Figure 5.7). Les profondeurs de nappe associées aux thécamoebiens varient de 13,7 à 24,0 cm sous la surface. Les thécamoebiens sont présents dans la tourbe depuis la phase de bog (Zone IV) dans l'évolution de la tourbière. Des conditions particulièrement sèches sont identifiées dans la carotte de tourbe entre 96 et 54 cm de profondeur, équivalant à des profondeurs de nappe entre 26 et 38 cm. Un niveau plus élevé de la nappe (profondeurs variant entre 14 et 24 cm de profondeur) caractérise la partie supérieure de la carotte correspondant aux derniers siècles.

Le fait que l'intervalle de temps diffère entre les données des deux séries représente un défi pour la quantification statistique (p. ex. par analyses corrélatoires croisées) du lien entre les Pnet et les niveaux de nappe déterminés à l'aide des thécamoebiens. Une évaluation qualitative peut néanmoins être réalisée. Les résultats montrent peu de liens entre la profondeur des niveaux de nappe et les Pnet entre 1900 et 1940. C'est aussi pendant cette période que l'estimation des AV pour la région de Covey Hill est la moins précise, en raison de la faible densité de stations nivométriques environnantes. Suivant le développement du réseau de stations, la fiabilité du calcul des AV s'améliore graduellement jusqu'aux années 1970 pour devenir très bonne à partir de 1980. Les séries temporelles d'AV et de Pnet montrent d'ailleurs un certain synchronisme entre 1950 et 2010 alors qu'une augmentation des Pnet entraîne généralement une élévation des niveaux de nappe.

Cette analyse permet de poser l'hypothèse que les variations de Pnet générées au moyen des AV sont représentatives des conditions climatiques ayant prévalu à Covey Hill au cours du dernier siècle. Ceci justifie l'utilisation de ces données pour simuler les conditions paléohydrologiques récentes sur le mont Covey Hill (voir section 5.2.1).

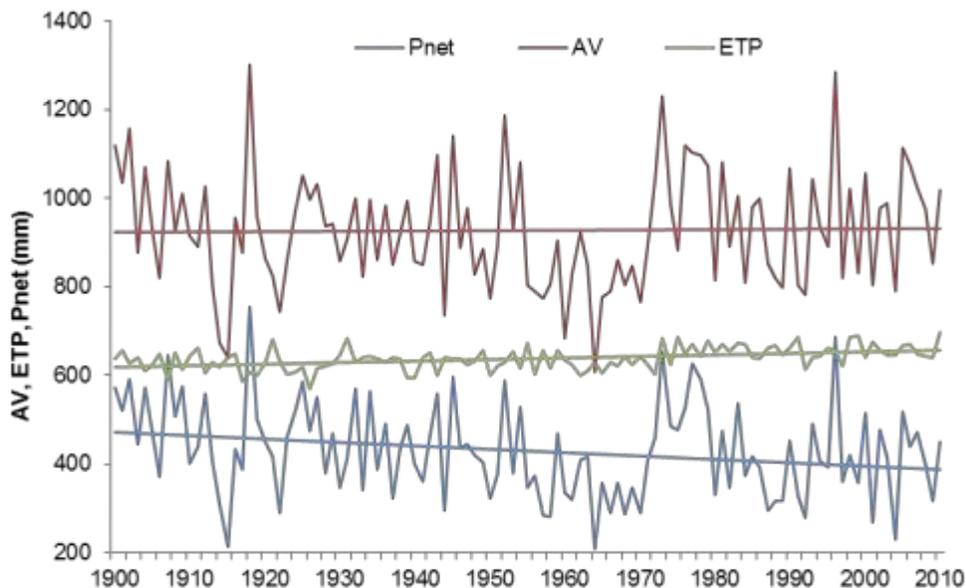


Figure 5.6 Évolution des apports verticaux (AV), de l'évapotranspiration (ETP) et de la précipitation nette (Pnet) de 1900 à 2010.

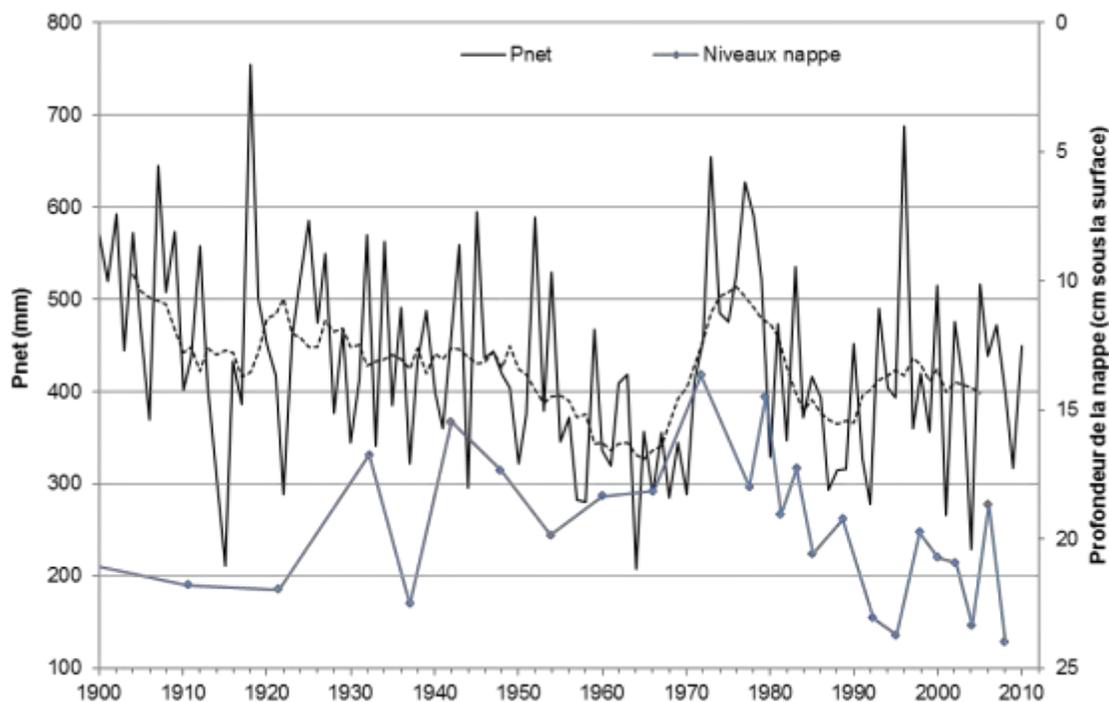


Figure 5.7 Évolution des précipitations nettes (Pnet) et des niveaux de nappe inférés par l'analyse des thécamoébiens dans carotte de tourbe de Covey Hill. La ligne pointillée représente la moyenne mobile centrée sur 10 ans.

5.1.4. Synthèse des données de nature climatique

Les approches utilisées dans ce projet permettent d'analyser les données climatiques sur différents horizons temporels (derniers millénaires, dernier siècle, passé récent et futur). En résumé, les données analysées permettent de faire les constats suivants :

- Selon l'analyse pollinique, les conditions de températures que l'on connaît aujourd'hui semblent s'être stabilisées il y a environ 9 600 ans, contrairement aux précipitations qui ont connu une augmentation marquée au cours des 7 300 dernières années.
- La dynamique du développement de la tourbière de Covey Hill suggère que les conditions climatiques régionales plus sèches pendant l'Holocène inférieur ne semblent pas avoir été un obstacle à l'entourbement puisque la tourbière présente un taux d'accumulation verticale important lors de cette période.
- L'accumulation verticale plus faible de la tourbe au cours de l'Holocène moyen et de l'Holocène supérieur pourrait être expliquée par les températures plus élevées entraînant des taux d'évapotranspiration plus importants qui auraient contrebalancé les précipitations plus importantes au cours de ces périodes.

- Les augmentations de température projetées par les simulations climatiques pour l'horizon 2050 (janvier : +3,5 °C; juillet : +3,0 °C) pourraient surpasser les températures les plus chaudes que la région ait connues depuis les derniers 13 000 ans. En revanche, l'augmentation de 9 % projetée pour les précipitations moyennes annuelles se situerait à l'intérieur de la gamme de précipitations connues sur la même période.
- Les tendances de températures et de précipitations qui se dégagent de l'analyse paléoclimatique pour l'Holocène supérieur concordent avec celles obtenues par l'analyse des Pnet et des thécamoebiens au cours du dernier siècle.
- L'analyse des Pnet et des thécamoebiens sur la période 1900-2010 indique une grande variabilité du climat au cours des derniers 110 ans, incluant une tendance à la baisse des Pnet sur cette période. Toutefois, si l'on divise la période en deux (1900-1965 et 1966-2010), une inversion de la tendance est observée dans la seconde moitié du siècle. Ceci suggère que l'augmentation des précipitations projetée pour l'horizon 2050 pourrait avoir comme effet de contrebalancer l'augmentation de la température (et de l'évapotranspiration) et n'occasionnerait donc pas de baisse importante de l'eau disponible à la recharge, ni par conséquent des niveaux piézométriques, sur le mont Covey Hill.
- Les données issues des scénarios climatiques indiquent une augmentation significative des températures entre la période de référence (1971-2000) et l'horizon 2041-2070.
- Les précipitations moyennes annuelles augmentent également entre ces deux périodes, mais pas de manière significative. L'intensité des précipitations (sur 24 heures et 5 jours) augmente toutefois significativement.

5.2. Simulation de l'écoulement en conditions actuelles, passées et futures

5.2.1. Modèle MODFLOW

a) Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité du modèle MODFLOW montre que les conductivités hydrauliques et la recharge ont un impact de même envergure sur la charge hydraulique moyenne (ou niveaux de nappe moyens), mais en sens opposé (Figure 5.8a et b). Une augmentation des conductivités hydrauliques entraîne une diminution des charges et vice-versa ($S_r < 0$). Ceci s'explique par le fait qu'une augmentation de la conductivité hydraulique facilite l'écoulement souterrain tandis qu'une baisse de la conductivité hydraulique limite l'écoulement et favorise des charges plus élevées. À l'inverse, une augmentation de la recharge entraîne une augmentation de la charge moyenne et vice-versa ($S_r > 0$). Les conductivités de la zone 1 (tourbière) influencent peu la charge moyenne qui est surtout déterminée par les conductivités hydrauliques des zones 2, 3 et 4. De manière similaire, la recharge sur la zone 1 a peu d'impact sur la charge moyenne. Il est important de souligner que la recharge sur la zone 1 a un impact direct sur les échanges aquifère-tourbière (cf. Levison *et al.*, soumis) mais que cette variable n'a pas été étudiée dans ce projet. La charge moyenne sur la colline est surtout influencée par la recharge dans les zones 2, 3 et 6 (noter que la recharge de la zone 8 n'apparaît pas sur les figures puisqu'elle est nulle). La recharge sur ces zones d'altitude moyenne contrôle donc la dynamique des niveaux de nappe sur la colline.

Les conductivités hydrauliques ont un effet plus limité que la recharge sur les débits de base des trois cours d'eau (Figure 5.8c et d). Les deux effets sont ici aussi en sens opposé, pour les mêmes raisons que mentionnées plus haut. C'est la conductivité hydraulique de la zone 4 qui a le plus grand impact sur les débits de base. Ceci s'explique par la position plus en aval de cette zone qui contrôle l'écoulement de l'eau provenant de l'amont. La recharge des zones 2, 3, 5 et 6 a un effet dominant sur les débits de base, en raison probablement de la proximité de ces zones avec les cours d'eau. Cette information est importante pour la protection des habitats de salamandres pourpres, qui n'ont pas été étudiées directement dans ce projet, mais qui dépendent directement de la dynamique des cours d'eau.

Les débits des résurgences sont très fortement influencés par une variation des conductivités hydrauliques des zones 2, 3 et 4 (c.-à-d. presque toute la zone simulée) et par la recharge des zones 4, 5, 6 et 7 (c.-à-d. les portions situées du côté nord de la colline) (Figure 5.8e et f). Une augmentation des conductivités hydrauliques de la zone 2 entraîne une augmentation des débits des résurgences ($S_r > 0$), tandis que l'effet est contraire pour les autres zones ($S_r < 0$). Ceci s'explique par le fait que les résurgences sont principalement situées dans la zone 2 et sont directement dépendantes des volumes d'eau transportés. Une augmentation des conductivités hydrauliques des zones 3 et 4, en aval des résurgences, a pour effet de faciliter l'écoulement souterrain, de réduire les charges, et donc de diminuer les débits aux résurgences. Une variation de la recharge entraîne une variation des débits aux résurgences dans le même sens pour toutes les zones ($S_r > 0$). Il est important de souligner que l'impact des zones de conductivité 3 et 4 et des zones de recharge 4, 5, 6 et 7 sur les débits des résurgences est très élevé ($S_r > 1$). Dans le modèle MODFLOW, les débits aux résurgences sont donc des variables très sensibles, à la fois aux variations de conductivité hydraulique et à la recharge. Il est possible que cette sensibilité très élevée soit due à la représentation des résurgences au moyen de drains dans ce modèle. Les résultats montrent néanmoins un lien de cause à effet très clair. Des initiatives de conservation visant à maintenir les débits aux résurgences devraient cibler prioritairement la recharge sur la portion nord de la colline.

Cette analyse de sensibilité montre que les principales variables du modèle (charges et débits) sont stables vis à vis une erreur dans l'estimation des conductivités hydrauliques et de la recharge. Le modèle est donc fiable pour ces variables. Les résultats montrent que le débit aux résurgences est la variable la plus sensible dans le modèle MODFLOW, particulièrement sensible à une variation de recharge. Cette sensibilité élevée provient sans doute du fait que les résurgences ne sont pas représentées explicitement comme des fractures atteignant la surface, mais plutôt indirectement comme des zones d'inondation locale. Il est important de rappeler ici que le modèle MODFLOW représente l'aquifère comme un milieu poreux et que la recharge est distribuée sur la surface au lieu d'être concentrée dans les zones de fracture. La modélisation avec HGS permet de palier à certaines de ces limites.

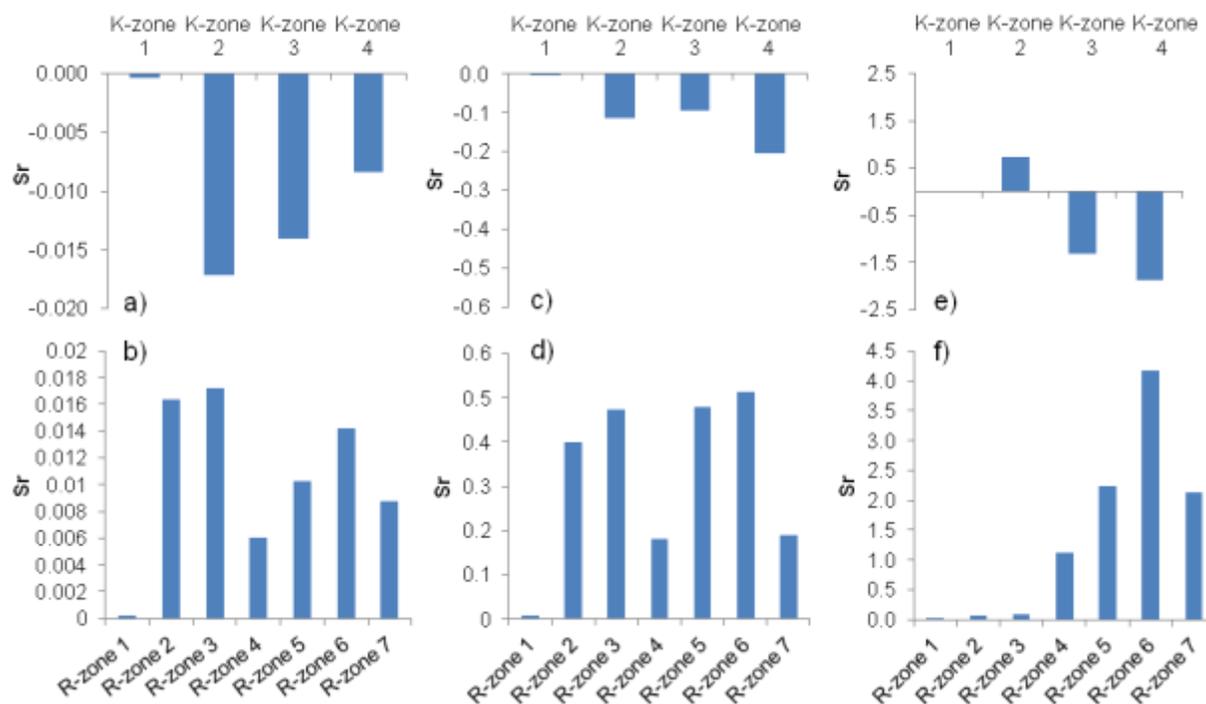


Figure 5.8 Sensibilité des charges a) aux variations de conductivité hydraulique et b) aux variations de recharge; sensibilité des débits de base c) aux variations de conductivité hydraulique et d) aux variations de recharge; sensibilité des débits aux résurgences e) aux variations de conductivité hydraulique et f) aux variations de recharge.

b) Simulation des conditions d'écoulement de 1900 à 2010

Les figures 5.9, 5.10 et 5.11 illustrent les recharges annuelles (calculées à partir des Pnet, suivant l'approche de Levison *et al.*, soumis), les charges moyennes annuelles (moyennes sur tout le domaine simulé), les débits moyens des résurgences ainsi que les débits de base des cours d'eau de 1900 à 2010. Toutes les chroniques montrent des variations similaires. Jusqu'au début des années 1950, les résultats montrent une grande variabilité temporelle. Tel que mentionné précédemment, la fiabilité des valeurs d'apports verticaux est limitée jusqu'au milieu du siècle. Leur fiabilité augmente par la suite au fur et à mesure que les stations météorologiques se sont multipliées.

La recharge moyenne varie de 0,052 à 0,248 m/année (Figure 5.9). Les valeurs varient de façon importante d'une année à l'autre, mais incluent la recharge moyenne de 0,113 m/année calée par Levison *et al.* (soumis). Comme pour les Pnet, la recharge diminue généralement de 1900 à 1950 et la baisse s'accélère ensuite jusqu'en 1965. La recharge augmente ensuite pendant une décennie (1965 à 1975), pour diminuer au cours de la décennie suivante (1975-1985) et ensuite se stabiliser. La tendance à la baisse sur le siècle, tant pour la recharge que pour les charges moyennes, est significativement différente de zéro selon le test de tendance de Mann-Kendall ($\alpha=0,05$). Lorsque la période est étudiée en deux sous-périodes distinctes, de 1900 à 1965 et de 1966 à 2010, les tendances sont quelque peu différentes. La tendance à la baisse de 1900 à 1965 est toujours significative, alors que la deuxième portion du siècle,

de 1966 à 2010, présente plutôt une légère tendance à la hausse, mais celle-ci est non significative.

Les débits moyens annuels simulés aux résurgences varient de 0,00013 à 0,00195 m³/s, ce qui est supérieur à la valeur de 0,00009 m³/s estimée sur le terrain en mai 2010 (il est supposé que les débits au moment de la fonte sont plus élevés que ceci) (Figure 5.10). Vu l'absence de mesures de débits fiables, ces résultats sont considérés acceptables. La période de recharge plus faible de 1950 à 1965 a un effet marqué très visible sur les débits des résurgences qui diminuent significativement. Les résultats des tests de tendance sont identiques à ceux sur la recharge et les charges moyennes, c'est-à-dire une tendance à la baisse significative sur le siècle entier et sur la période 1900-1965, et une tendance à la hausse non significative de 1966 à 2010.

Les débits de base moyens annuels simulés au ruisseau Allen varient de 0,031 à 0,130 m³/s. À la rivière aux Outardes, ils varient de 0,027 à 0,071 m³/s, tandis que pour le ruisseau Schulman, ils varient de 0,005 à 0,013 m³/s (Figure 5.11). Ces débits se comparent aux intervalles de 0,08-0,20 m³/s (ruisseau Allen), 0,05-0,24 m³/s (rivière aux Outardes) et 0,006-0,22 m³/s (ruisseau Schulman) déterminés au moyen de la séparation des hydrogrammes par Levison *et al.* (soumis). Comme pour les débits aux résurgences, la période de recharge plus faible de 1950 à 1965 a un effet marqué très visible sur les débits de base qui diminuent significativement. Les résultats des tests de tendance sont identiques à ceux pour la recharge, les charges moyennes et les débits aux résurgences. Il est important de souligner qu'aucun des trois cours d'eau ne s'assèche pendant les 110 années simulées. Ces résultats revêtent une importance particulière puisque les cours d'eau du mont Covey Hill sont des habitats pour la salamandre pourpre.

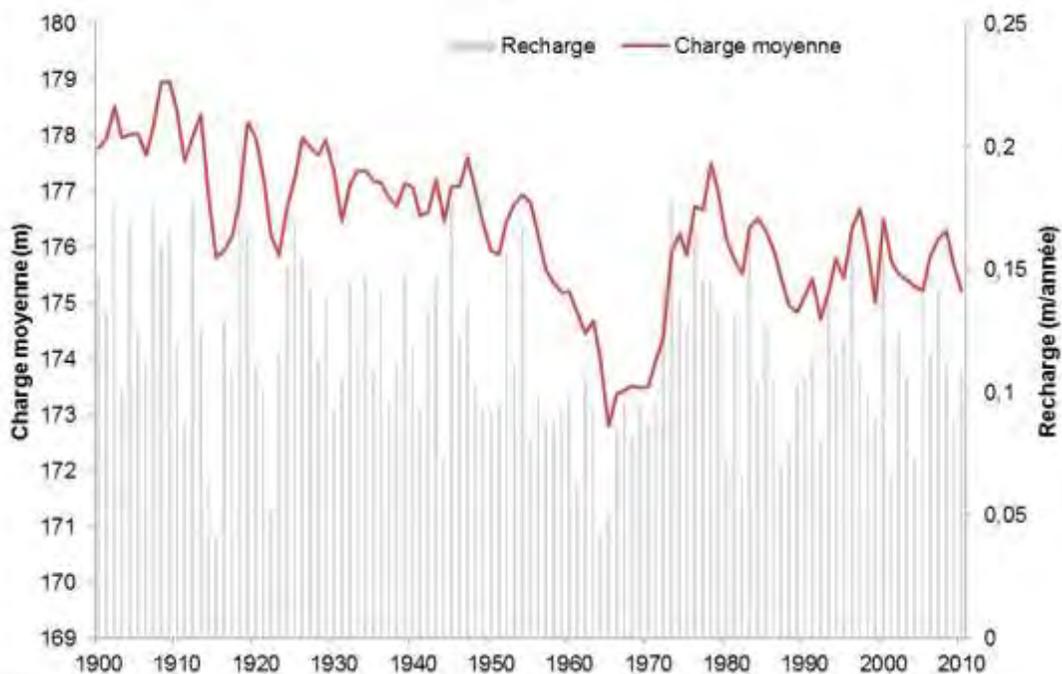


Figure 5.9 Charges moyennes simulées et recharge annuelle de 1900 à 2010.

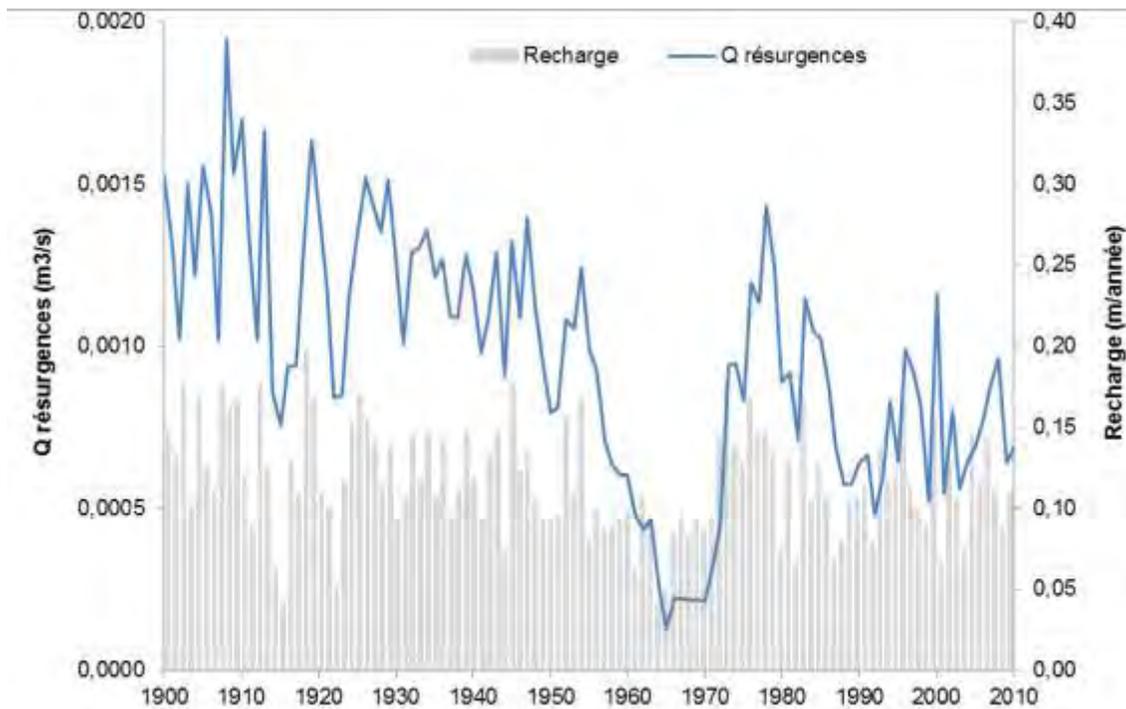


Figure 5.10 Débits aux résurgences moyens annuels simulés et recharges annuelles de 1900 à 2010.

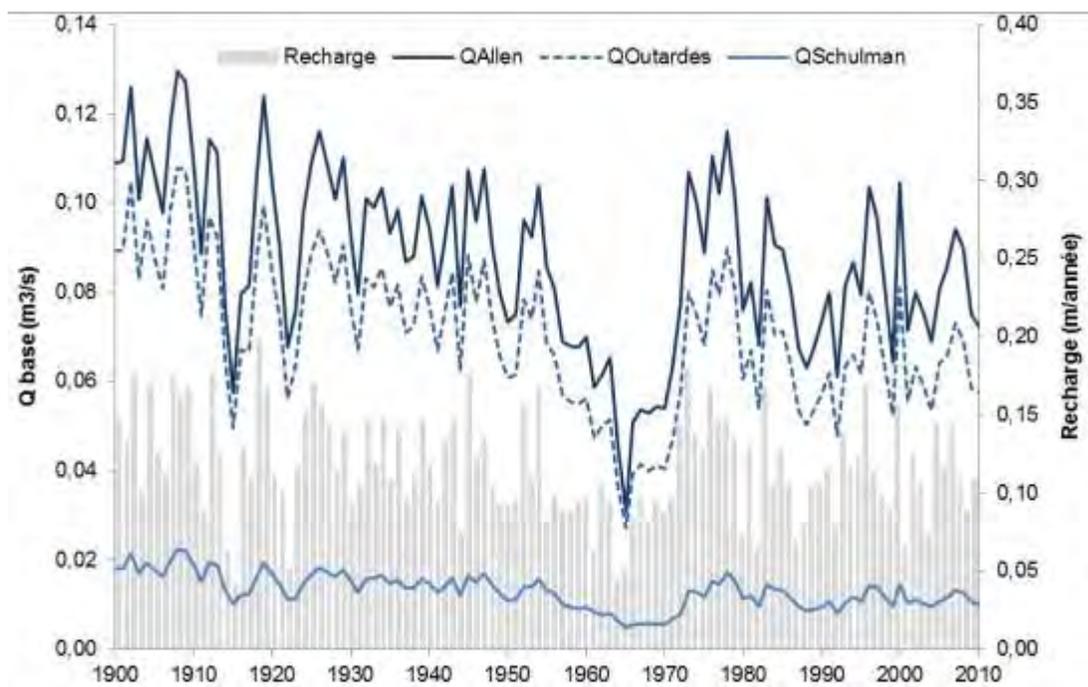


Figure 5.11 Débits de base moyens annuels simulés dans le ruisseau Allen, dans la rivière aux Outardes et dans le ruisseau Schulman, et recharge annuelle de 1900 à 2010.

c) Simulation des scénarios climatiques

Le modèle MODFLOW a été utilisé pour simuler les charges et les débits pour les 10 scénarios climatiques pour la période de référence (1971-2000) et la période future (2041-2070). Les résultats des deux périodes sont comparés entre eux dans le but de vérifier s'il existe une différence statistiquement significative entre les deux périodes. Une différence significative est alors interprétée comme un impact possible des changements climatiques sur cette variable. Les résultats des scénarios climatiques sont également comparés à ceux obtenus pour la période 1971-2000 avec les données de la station de Hemmingford, de même qu'à ceux provenant de la simulation 1900-2010.

1. Recharge moyenne de l'aquifère

La recharge moyenne obtenue à partir des données observées pour la période de référence est de 0,124 m/année (Figure 5.12). La recharge moyenne obtenue sur la période de 1900 à 2010 est légèrement inférieure, se chiffrant à 0,117 m/année. La variabilité observée sur le dernier siècle est toutefois plus importante que sur la période de 1971 à 2000, passant d'un minimum de 0,041 m/année à un maximum de 0,198 m/année, alors que l'étendue de 1971 à 2000 varie de 0,052 à 0,170 m/année. En période de référence, les simulations climatiques réussissent à bien représenter les données observées (moyenne de 0,128 m/année), mais présentent une variabilité un peu plus importante que celle obtenue avec les valeurs observées de 1971 à 2000. La variabilité de l'ensemble des simulations climatiques en période de référence est également plus importante que celle observée sur le dernier siècle. En climat futur, la majorité des simulations (sept sur dix) projettent une augmentation de la recharge, mais cette augmentation n'est pas statistiquement significative lorsque les simulations sont analysées séparément. Il est toutefois reconnu que la moyenne d'un ensemble de simulations est plus fiable que chacune des simulations considérées séparément. Dans ce cas-ci, la moyenne de l'ensemble indique une augmentation de 0,008 m/année par rapport à la période de référence. Cette augmentation est significative à $\alpha=0,05$ selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney.

2. Niveaux piézométriques (charges) moyens

La moyenne des niveaux piézométriques lors de la période de référence observée est de 176,56 m (Figure 5.13). Bien que la différence soit non significative, cette valeur est légèrement supérieure à la valeur moyenne obtenue pour le dernier siècle de 176,33 m. Comme l'on peut s'y attendre, la variabilité sur la période 1900 à 2010 est plus importante que celle sur la période 1971 à 2000. La variabilité des niveaux piézométriques sur le dernier siècle est également supérieure à celle simulée par les simulations climatiques en période de référence, bien que ces derniers représentent tout de même bien la tendance centrale des niveaux avec une valeur moyenne de l'ensemble de 176,48 m. En climat futur, les niveaux issus de l'ensemble des simulations climatiques sont passablement variables (allant d'une valeur médiane de 176,07 m pour le modèle MRCC_CCSCM à une valeur médiane de 178,47 m pour le modèle MRCC4.2.3_CGCM3#5). La moyenne de l'ensemble prévoit une augmentation de 0,78 m. Les différences entre la période de référence et la période future est statistiquement significative selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha=0,05$) pour tous les modèles à l'exception du modèle HRM3_HADCM3.

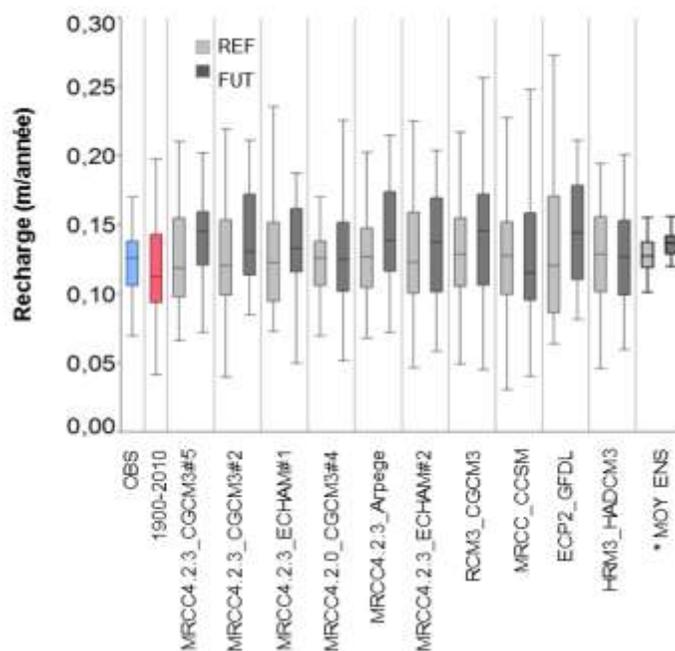


Figure 5.12 Recharge moyenne de l'aquifère. L'astérisque indique que la moyenne de l'ensemble des modèles en période future est significativement différente de la moyenne de l'ensemble des modèles en période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).

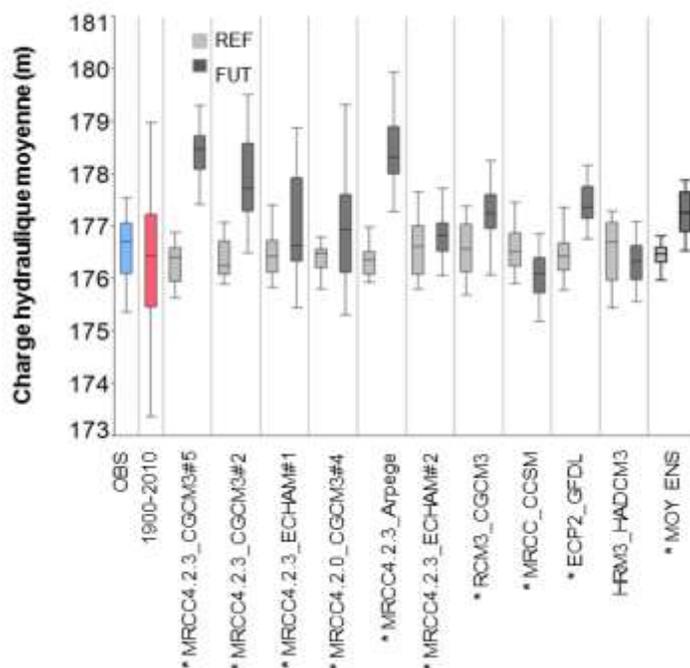


Figure 5.13 Niveaux piézométriques moyens mensuels. Les astérisques indiquent les modèles en période future qui présentent une différence significative par rapport à la période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).

3. Débit total des résurgences (moyenne des neuf résurgences étudiées)

Au cours de la période de référence observée, les résultats indiquent une valeur médiane de débit aux résurgences de $1,09 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, mais allant d'un minimum de $0,67 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ à un maximum de $1,51 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 5.14). La médiane des débits aux résurgences sur la période de 1900 à 2010 est légèrement inférieure à la médiane de la période observée, se chiffrant à $0,96 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, mais la variabilité internannuelle sur la période est plus importante, passant de $0,13 \times 10^{-3}$ à $1,95 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$. Les simulations climatiques, en période de référence, reproduisent de façon satisfaisante la médiane et la variabilité internannuelle des données observées entre 1971 et 2000, la moyenne de l'ensemble s'élevant à $1,09 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ pour cette période. La majorité des simulations climatiques, à l'exception des modèles MRCC_CCSM et HRM3_HADCM3, indiquent une augmentation des débits aux résurgences en période future. La moyenne de l'ensemble des simulations projette une augmentation de $0,23 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, une augmentation relative de 21,1 %. Les différences entre la période de référence et la période future sont statistiquement significatives selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha=0,05$) pour tous les modèles à l'exception des modèles MRCC4.2.3_ECHAM#2 et HRM3_HADCM3.

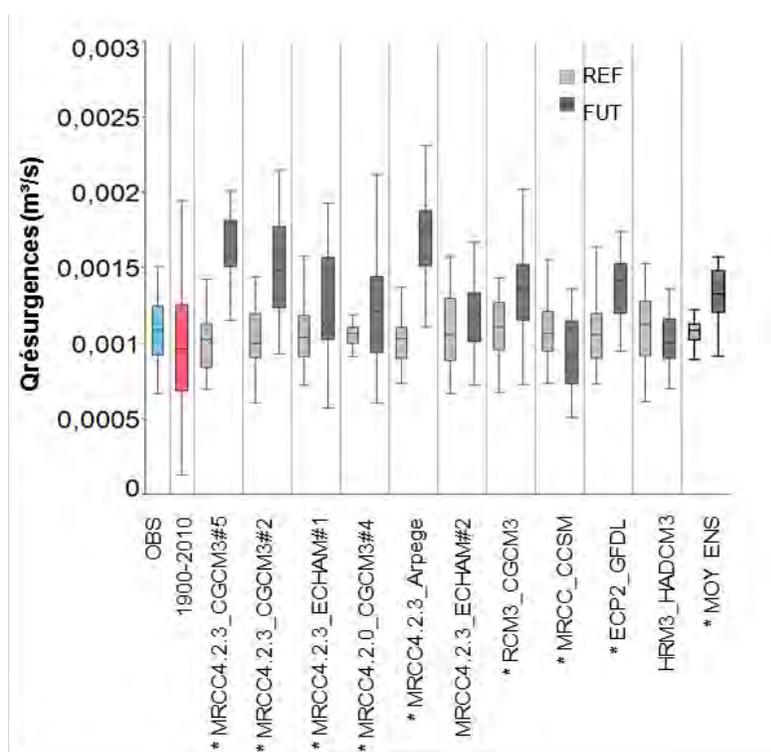


Figure 5.14 Débits totaux des résurgences. Les astérisques indiquent les modèles en période future qui présentent une différence significative par rapport à la période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).

4. Débit de base des trois cours d'eau étudiés

Les débits de base des trois cours d'eau étudiés présentent des tendances similaires à celles observées pour les débits aux résurgences (Figure 5.15). De 1971 à 2000, les données observées indiquent des valeurs médianes de 0,095, 0,076 et 0,014 m³/s pour le ruisseau Allen, la rivière aux Outardes et le ruisseau Schulman, respectivement. Les valeurs médianes des débits sur la période de 1900 à 2010 sont légèrement inférieures à ces valeurs (Allen : 0,089 m³/s; Outardes : 0,071 m³/s ; Schulman : 0,013 m³/s). Dans les trois cas, la variabilité interannuelle sur le dernier siècle est plus importante que celle entre 1971 et 2000, tel qu'attendu. Les simulations climatiques reproduisent adéquatement tant la tendance centrale que la variabilité annuelle observée au cours de la période de référence, les moyennes de l'ensemble en climat de référence se chiffrant à 0,094, 0,074 et 0,014 m³/s pour le ruisseau Allen, la rivière aux Outardes et le ruisseau Schulman, respectivement. En période future, les simulations climatiques projettent les mêmes tendances pour les trois cours d'eau, c.-à-d. la majorité des simulations projettent une augmentation, au même titre que la moyenne des simulations climatiques (Allen : +0,008 m³/s ou +8 % ; Outardes : +0,008 m³/s ou +10,8 %; Schulman : +0,002 m³/s ou 14,3 %). Les différences entre la période de référence et la période future sont statistiquement significatives selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha=0,05$), à l'exception des modèles MRCC4.2.3_ECHAM#2, MRCC_CCSM et HRM3_HADCM3.

e) Synthèse

Le tableau 5.2 présente une synthèse des résultats de l'analyse statistique avec MODFLOW. En résumé, les résultats de la modélisation avec MODFLOW permettent de faire les observations suivantes :

- Les différents résultats du modèle MODFLOW sont sensibles à la recharge partout sauf au sommet et à la base de la colline (charges moyennes), dans les secteurs près des cours d'eau (débits de base) et dans la portion nord de la colline (débits aux résurgences). Pour une protection des niveaux actuellement observés de toutes ces variables, des mesures de conservation devraient être implantées sur l'ensemble de la colline.
- Au cours de la période 1900-2010, la recharge montre une tendance générale à la baisse qui se reflète dans les charges, les débits aux résurgences et les débits de base.
- La tendance de ces mêmes variables pour la deuxième portion du siècle, de 1966 à 2010, semble par contre indiquer une inversion vers une légère augmentation. Ceci suggère que l'augmentation des précipitations projetée pour l'horizon 2050 pourrait avoir comme effet de contrebalancer l'augmentation de la température (et de l'évapotranspiration) et n'occasionnerait donc pas de baisse importante de l'eau disponible à la recharge, ni par conséquent des niveaux piézométriques, sur le mont Covey Hill.
- Cette tendance à la hausse vers la fin du 20^e siècle correspond aux changements projetés par les simulations climatiques en climat futur (période 2041-2070), c.-à-d. que pour toutes les variables, les simulations climatiques projettent une augmentation par rapport à la période de référence de 1971-2000.

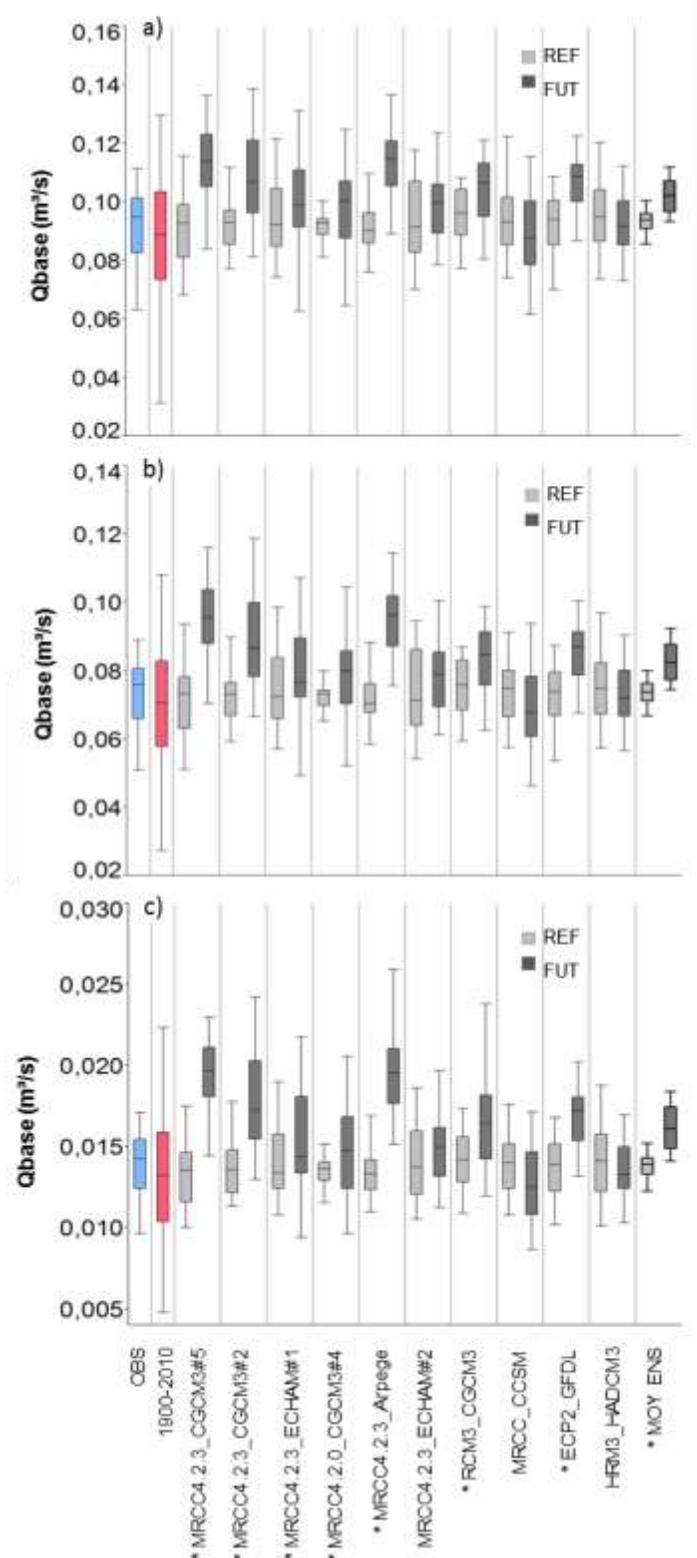


Figure 5.15 Débits de base a) au ruisseau Allen; b) à la rivière aux Outardes et c) au ruisseau Schulman. Les astérisques indiquent les modèles en période future qui présentent une différence significative par rapport à la période de référence selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$).

- Les scénarios de référence et futurs ne reflètent pas toute la variabilité des flux simulés pendant la période 1900-2010 en ce qui concerne les charges moyennes, les débits aux résurgences et les débits de base aux trois cours d'eau étudiés. Pour ces variables, les simulations climatiques se situent plutôt dans la portion supérieure de la gamme de valeurs observées sur le dernier siècle, alors que les valeurs plus faibles – ou plus sèches – de cette gamme sont peu représentées par les simulations, ceci notamment en raison de la résolution grossière des simulations climatiques par rapport aux observations ponctuelles à l'échelle d'une station météorologique ainsi que des limites des méthodes de correction de biais.

Tableau 5.2 Synthèse des résultats des analyses statistiques sur les résultats de MODFLOW

	Tendances 1900-2010		Moyenne scénarios climatiques	
	1900-1965	1966-2010	REF	FUT
Recharge (m)	↓*	↓*	0.128	0.136
Niveaux piézométriques (m)	↓*	↓*	176.46	177.25*
Débits aux résurgences (m ³ /s)	↓*	↓*	0.0011	0.0013*
Débits de base rivière Allen (m ³ /s)	↓*	↓*	0.094	0.103*
Débits de base rivière Outardes (m ³ /s)	↓*	↓*	0.074	0.083*
Débits de base ruisseau Schulman (m ³ /s)	↓*	↓*	0.014	0.016*

* Les résultats statistiquement significatifs sont identifiés par un astérisque.

5.2.2. Modèle HydroGeoSphere

a) Simulations avec les scénarios climatiques

Le modèle HydroGeoSphere permet une analyse beaucoup plus fine de la dynamique des résurgences que MODFLOW. Il a été utilisé pour étudier la dynamique des résurgences à $x = 1800$ m ($z = 177$ m), $x = 2000$ m ($z = 162$ m), $x = 2200$ m ($z = 150$ m), et $x = 2400$ m ($z = 144$ m) pour les 10 scénarios climatiques de référence (1971-2000) et futurs (2041-2070). Les variables étudiées sont les suivantes: 1) les débits moyens des résurgences (lorsque celles-ci sont actives), 2) le nombre de jours d'activité des résurgences par année, 3) la durée moyenne des périodes d'activité des résurgences et 4) la répartition saisonnière des jours d'activité des résurgences. Chaque variable est analysée dans les paragraphes qui suivent.

1. Débits moyens des résurgences lorsqu'elles sont actives

La figure 5.16 présente les débits aux quatre résurgences, telles que simulées à partir des Pnet déduites des données observées à la station météorologique de Hemmingford (OBS), des Pnet calculées avec les données de précipitations et de température des 10 scénarios climatiques pour la période 1971-2000 (REF) et pour la période 2041-2070 (FUT). Ces résultats montrent que les débits simulés par l'ensemble des scénarios climatiques sont du même ordre de grandeur que les débits estimés sur la colline pour la période de référence puisque les débits simulés à partir des données de la station météorologique de Hemmingford sont incluses dans l'intervalle des valeurs simulées à partir des scénarios climatiques. Généralement, les résurgences à 177 m (à la plus haute altitude) et à 144 m (à la plus basse altitude) présentent des débits d'un ordre de grandeur plus grand (approx. $2,0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$) que les résurgences à 150 et 162 m (à mi-pente) dont le débit moyen se situe entre $2,6 \times 10^{-5}$ et $5,8 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$. Dans un milieu poreux, il serait *a priori* attendu que le débit varie en fonction de la position altitudinale de la résurgence (et donc de la charge hydraulique); les résurgences à basses altitudes présenteraient alors des débits plus importants que les résurgences à plus hautes altitudes. Les caractéristiques de la fracturation locale doivent cependant également être considérées dans le contrôle de l'écoulement aux résurgences. Ainsi, les plus grands débits observés aux résurgences à 144 et 177 m d'altitude s'expliquent par le fait qu'elles se trouvent à l'intersection à la fois de fractures sub-horizontales et de fractures verticales avec la topographie, contrairement aux deux autres résurgences dont la présence est uniquement due à des fractures verticales. Les débits les plus importants sont observés au printemps, à la résurgence à la plus basse altitude (Figure 5.16a). Le débit maximal qui y est observé est de $4,3 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$, alors que le débit minimal de $1,0 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{s}$ est observé à la résurgence à 162 m. Ces débits sont légèrement plus faibles, quoique du même ordre de grandeur, que ceux simulés avec MODFLOW. Ils sont également cohérents avec la valeur de débit estimée sur le terrain.

Les débits aux quatre résurgences simulées sont appelés à augmenter en climat futur selon l'ensemble de scénarios climatiques. Cette augmentation, qui s'avère significative selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha=0,05$) effectué sur les distributions, est de l'ordre de 5 à 6 %, selon la résurgence sélectionnée. Les résultats obtenus avec le modèle HGS sont beaucoup plus détaillés que ceux de MODFLOW présentés précédemment. Néanmoins, les tendances observées sont les mêmes.

2. Nombre de jours d'activité des résurgences par année

Pour le nombre de jours d'activité des résurgences, les valeurs observées qui varient entre 10 pour la résurgence à 162 m et 275 pour la résurgence à 144 m se situent dans la gamme de valeurs simulées par les scénarios climatiques en période de référence. L'activité des résurgences simulées varie ainsi considérablement d'une résurgence à l'autre, la résurgence à la plus basse altitude étant active plus de 75 % de l'année et la résurgence à 162 m n'étant active que 3 % de l'année (Figure 5.17). À l'instar des débits aux résurgences, la présence d'une fracture sub-horizontale à la résurgence à 177 m explique son activité plus importante malgré sa position altitudinale élevée par rapport aux autres résurgences. La moyenne du nombre de jours d'activité pour les quatre résurgences (de la plus basse à la plus haute altitude) pour la période de référence est de 282, 57, 12 et 24 jours. Les résultats pour la période future sont de 289, 66, 18 et 29 jours, indiquant une augmentation du nombre de

jours d'activité pour toutes les résurgences, bien que l'ampleur de cette augmentation varie considérablement selon la résurgence (p. ex. +2 % pour la résurgence à 144 m et +46 % pour la résurgence à 162 m).

Les différences observées entre la période de référence et la période future sont significatives selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha = 0,05$). La résurgence à plus basse altitude (144 m) est la plus active au cours d'une année, alors que la résurgence la moins active est généralement celle à 162 m. La différence maximale de jours d'activité se trouve généralement entre les scénarios MRCC4.2.3_ECHAM#1 (plus humide) et MRCC_CCSSM (plus sec).

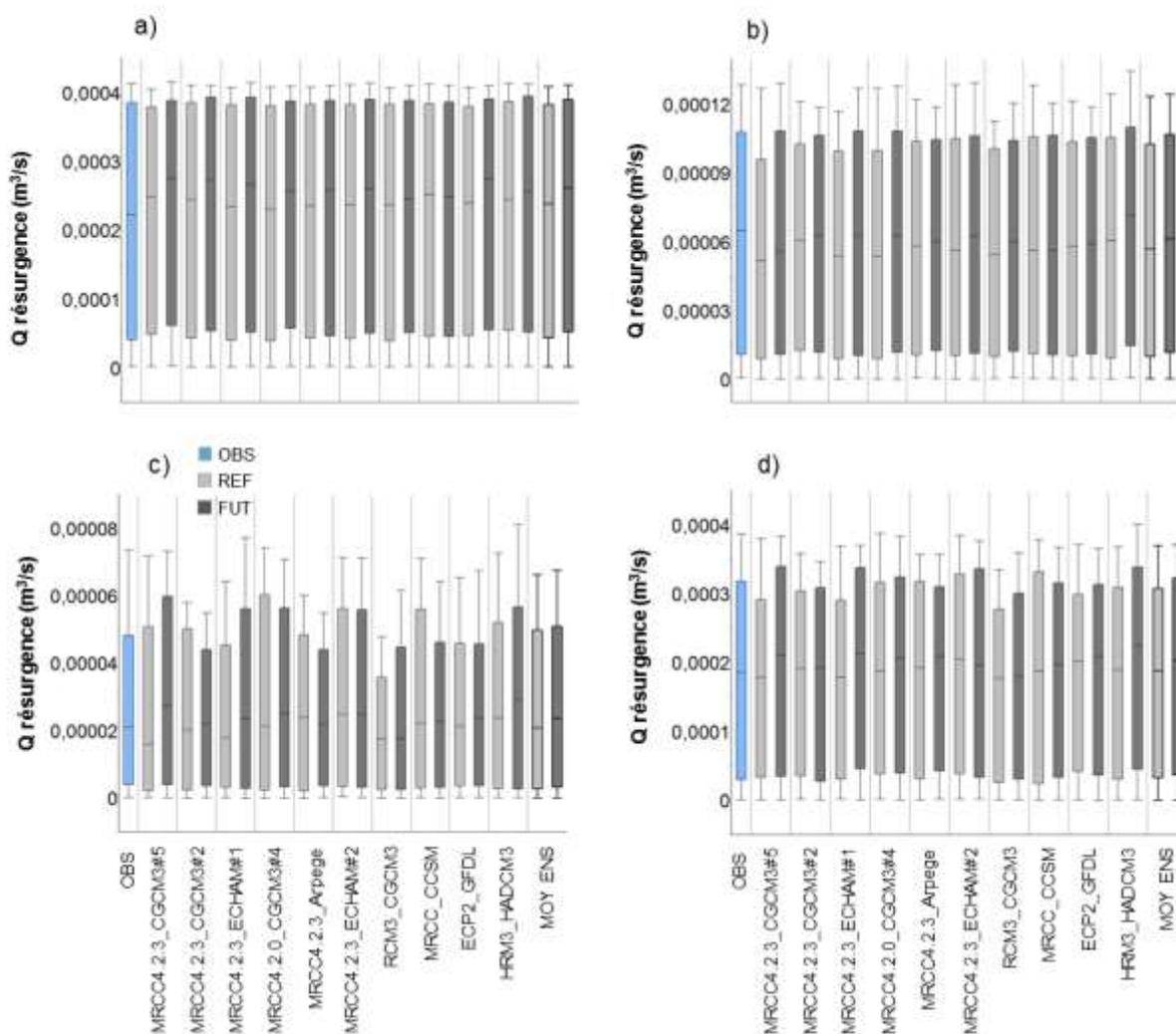


Figure 5.16 Débit moyen lorsque les résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude sont actives pour les périodes de référence (observée et simulée) et future. Pour toutes les résurgences, les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés

3. Durée moyenne des périodes d'activité des résurgences

Les résultats issus des scénarios climatiques pour la durée moyenne des périodes d'activité s'accordent généralement bien avec ceux simulés à partir des données météorologiques observées pour la période 1971-2000. Il n'y a qu'à la résurgence à 150 m où la variabilité dans les données observées surpasse celle des scénarios climatiques (Figure 5.18b). À l'instar du nombre de jours d'activité des résurgences, la plus longue durée des périodes d'activité est observée à la résurgence à la plus basse altitude, où une période d'activité en période de référence est en moyenne de 55 jours consécutifs (Figure 5.18a). La résurgence à 162 m présente quant à elle les périodes d'activité les moins longues. En climat futur, le signal est mitigé. Les deux résurgences à plus haute altitude présentent une augmentation de l'ordre de 2 à 3 jours alors que les deux résurgences à plus basse altitude présentent un raccourcissement des période d'activité de 1 à 2 jours. À l'exception de la résurgence située à 162 m, les différences observées entre la période de référence et la période future ne sont pas significatives ($\alpha=0,05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

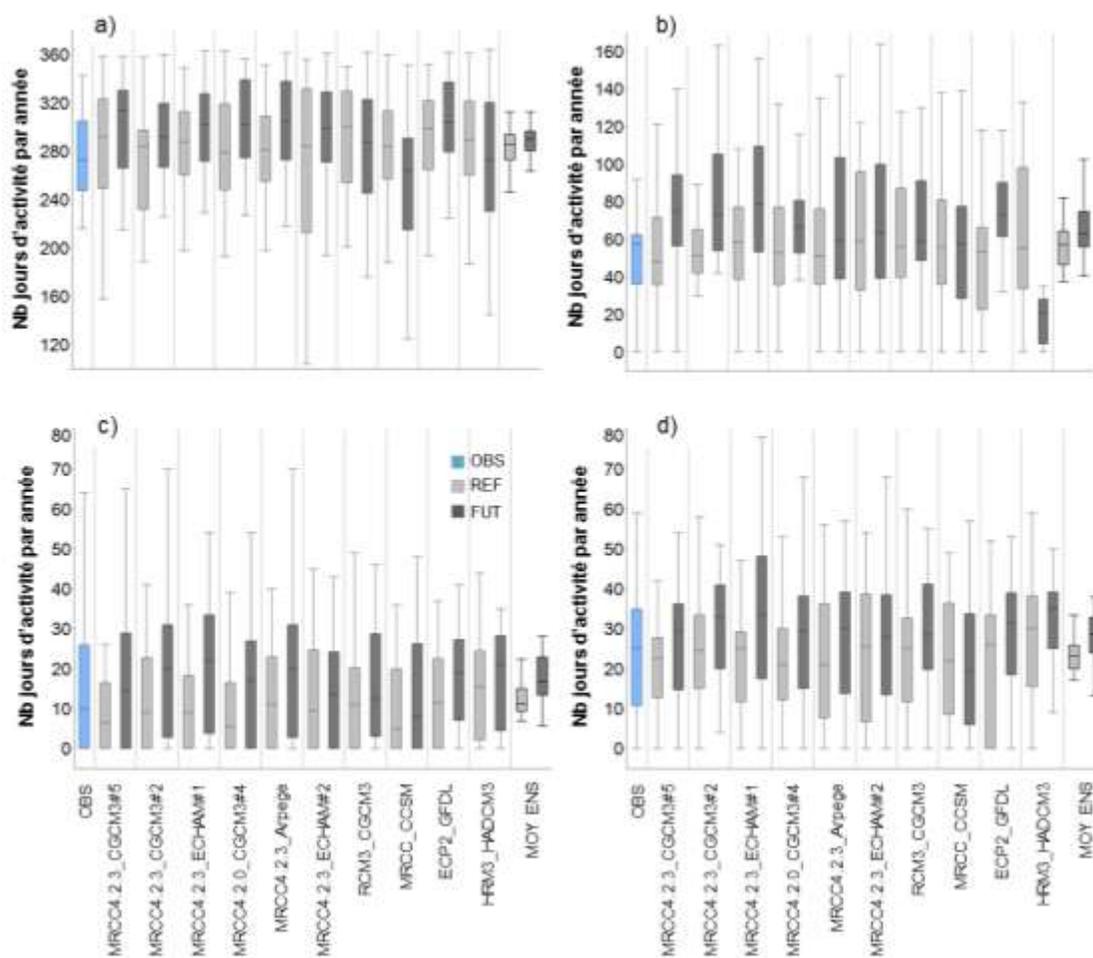


Figure 5.17 Nombre de jours d'activité des résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude pour les périodes de référence (observée et simulée) et future.

4. Répartition saisonnière des jours d'activité des résurgences

La figure 5.19 illustre la répartition saisonnière de l'écoulement des résurgences. Ces résultats représentent la moyenne de la somme des jours d'activité par saison sur 30 ans. Pour toutes les résurgences, les différences observées sont significatives entre la période de référence et la période future pour les saisons d'hiver (DJF) et du printemps (MAM) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés ($\alpha=0,05$). Les différences observées pour les saisons de l'été (JJA) et de l'automne (SON) ne sont quant à elles pas significatives.

Pour chacune des résurgences, le nombre de jours d'activité pendant l'hiver augmente, une indication potentielle de dégel printanier plus hâtif. Au printemps, le nombre de jours d'activité augmente également, à l'exception de la résurgence à la plus haute altitude (Figure 5.19d). Pour chacune des résurgences, le nombre de jours d'activité pendant l'été et l'automne sont moindres dans le futur par rapport à la période de référence.

Ces résultats de modélisation hydrogéologique avec HGS, plus précisément le nombre de jours d'activité des résurgences, aux quatre altitudes et pour les 10 scénarios climatiques, ont été utilisés dans la modélisation des populations de salamandres.

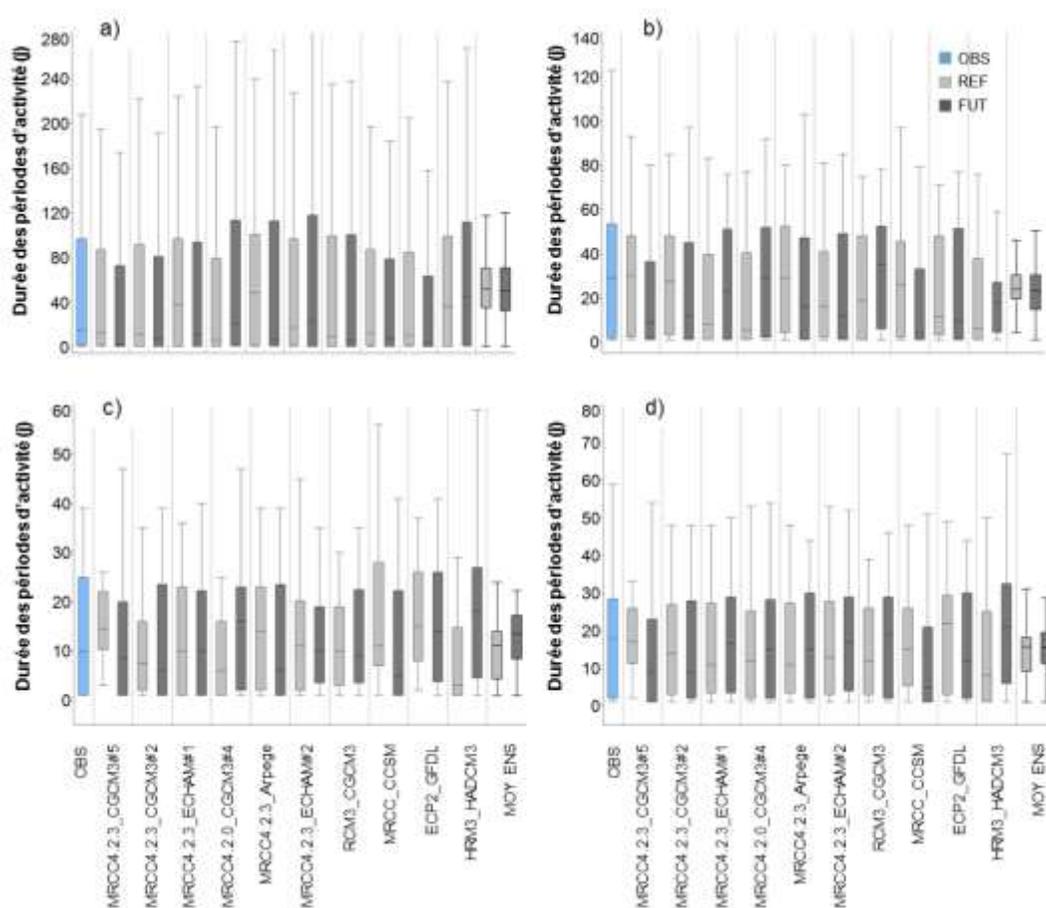


Figure 5.18 Durée moyenne des périodes d'activité des résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude pour les périodes de référence (observée et simulée) et future. Les lignes horizontales représentent les moyennes de l'ensemble des scénarios pour la période de référence et pour la période future.

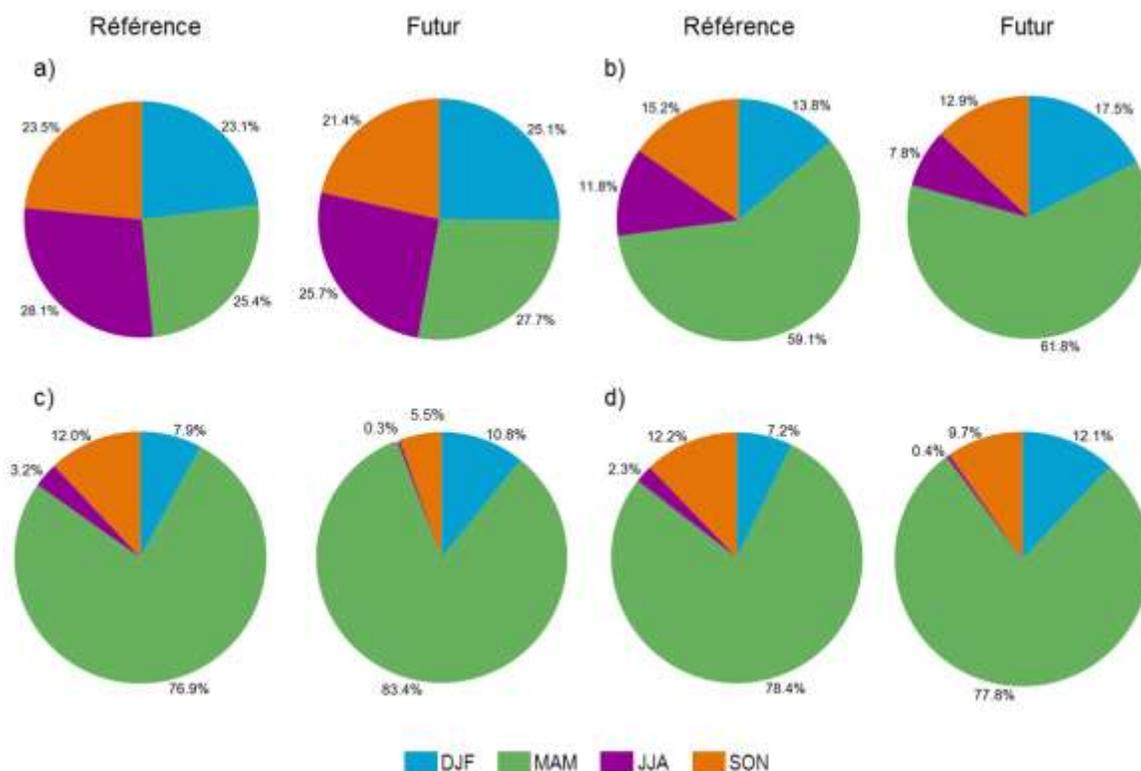


Figure 5.19 Répartition saisonnière des périodes d'activité des résurgences situées à a) 144 m; b) 150 m; c) 162 m; d) 177 m d'altitude pour les périodes de référence et future simulées. Les saisons sont identifiées par la première lettre des mois les composant, p. ex. DJF : décembre, janvier et février pour l'hiver, et ainsi de suite.

c) Synthèse

Le tableau 5.3 présente une synthèse des résultats obtenus avec HGS :

- Augmentation significative du débit moyen à toutes les résurgences.
- Augmentation significative du nombre de jours d'activité pour toutes les résurgences.
- À l'exception de la résurgence à 162 m, impact non significatif des changements climatiques sur la durée des périodes d'activité.
- Augmentation significative du nombre de jours d'activité à l'hiver et au printemps pour toutes les résurgences.
- Changements généralement non significatifs pour les saisons d'été et d'automne.

Tableau 5.3 Résultats de la modélisation hydrogéologique avec HGS pour les résurgences simulées au mont Covey Hill (moyennes interannuelles sur 30 ans de l'ensemble des scénarios climatiques)

	144 m		150 m		162 m		177 m		
	REF	FUT	REF	FUT	REF	FUT	REF	FUT	
Débit moyen ($10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$)	2,26	2,41*	0,57	0,61*	0,24	0,26*	1,81	1,93*	
Nb jours activité (j)	282	289*	57	66*	12	18*	24	29*	
Durée périodes d'activité (j)	55	53	24	23	10	13*	14	16	
	DJF	23,1	25,1*	13,8	17,5*	7,9	10,8*	7,2	12,1*
	MAM	25,4	27,7*	59,1	61,8*	76,9	83,4*	78,4	77,8*
Répartition saisonnière (%)	JJA	28,1	25,7*	11,8	7,8	3,2	0,3	2,3	0,4
	SON	23,5	21,4	15,2	12,9	12,0	5,5	12,2	9,7

* Différence significative à $\alpha=0,05$ selon test de Wilcoxon-Mann-Whitney.

Ces résultats suggèrent donc une intensification de l'activité hydrique des résurgences sur le mont Covey Hill en contexte de changements climatiques à l'horizon 2050. Cette intensification est notable tant au niveau des quantités d'écoulement que du nombre de jours où de l'écoulement se produit aux résurgences. Cette activité accrue est entre autres due au raccourcissement de la période hivernale et, par conséquent, à la venue plus hâtive de la fonte printanière.

5.2.3. La modélisation hydroclimatique: nuances et implications

Une incertitude est introduite à plusieurs étapes du processus de modélisation des impacts des changements climatiques sur les systèmes hydrogéologiques. Les sources d'incertitude sont multiples : 1) la variabilité naturelle du climat, 2) les hypothèses concernant les émissions futures de gaz à effet de serre, 3) la sélection du modèle régional et de son pilote, 4) le choix de la simulation climatique, 5) la méthode de mise-à-l'échelle, 6) la méthode de transfert utilisée pour convertir les données issues du modèle climatique aux données utilisées dans le modèle hydrogéologique, 7) le modèle hydrogéologique.

Comme l'incertitude est inhérente au processus de modélisation, il est important de tenter d'en réduire les effets ou à tout le moins de tenir compte de ces effets dans l'interprétation des résultats. La plus grande source d'incertitude provenant de la structure et de la physique même des MCG (Fowler *et al.*, 2007), celle-ci doit inévitablement être considérée. Par exemple, le recours à des ensembles multi-modèles, qui incorporent les simulations de plusieurs MCG ou MRC, est fréquent (Fowler *et al.*, 2007; Mareuil *et al.*, 2007; Goderniaux *et al.*, 2009; Toews et Allen, 2009) et c'est l'approche qui a été privilégiée dans le cadre de ce

projet, avec l'utilisation d'un ensemble de 10 scénarios climatiques incluant plusieurs MCG et MRC.

À l'incertitude inhérente aux modèles climatiques s'ajoute également l'incertitude associée aux scénarios d'émissions. Ces scénarios constituent des représentations des émissions de gaz à effet de serre (p. ex. CO₂, CH₄, N₂O, CFC) et de particules (p. ex. suie) possibles qui sont fondées sur des hypothèses d'un monde futur. Ces hypothèses ont trait à la croissance de la population mondiale, aux développements technologiques, aux sources d'énergie et à la coopération internationale. Quatre grandes familles de scénarios d'émissions (A1, A2, B1 et B2) ont été élaborées par le Groupe intergouvernemental sur l'étude du climat (GIEC), chacune décrivant une évolution différente du monde (GIEC, 2001). Dans le cadre de ce projet, deux scénarios d'émissions, A2 et A1B, ont été utilisés.

La mise-à-l'échelle des données issues des MRC a été effectuée selon une seule méthode, la correction de biais selon Mpelasoka et Chiew (2009). Cette méthode s'est avérée efficace non seulement pour la représentation des changements moyens des variables étudiées, mais également au niveau de la représentation de la distribution *intégrale* de ces variables, c.-à-d. des changements aux extrêmes. Dans le cas de cette étude, les comparaisons entre les observations et les simulations après le post-traitement (correction de biais et mise à l'échelle) montrent une bonne concordance. Toutefois, comme cette étape demeure l'aspect le plus important dans l'utilisation de résultats de MCG ou de MRC, l'utilisation de plusieurs méthodes de mise-à-l'échelle aurait permis de faire état de l'incertitude liée à cette étape de la modélisation.

Les incertitudes inhérentes à la modélisation des écoulements souterrains sont également nombreuses. L'échelle à laquelle les processus sont simulés joue un rôle important dans la précision des flux simulés. Pour pallier cette difficulté, deux outils de modélisation ont été utilisés dans ce projet: 1) le modèle MODFLOW qui simule les flux sur l'ensemble de la colline et permet d'estimer l'impact des changements climatiques à l'échelle du Laboratoire naturel et 2) le modèle HGS qui simule les débits aux résurgences à l'échelle locale. Ces deux approches permettent d'avoir une compréhension plus complète de la dynamique hydrogéologique du mont Covey Hill.

L'estimation de la recharge est un défi de taille dans toute étude de l'eau souterraine. Ce défi est particulièrement grand lorsque l'aquifère est un aquifère fracturé dans lequel la recharge peut varier significativement dans l'espace. Dans ce projet, la recharge n'a pas été simulée explicitement dans le modèle MODFLOW. Elle a été calée en régime permanent puis répartie dans l'année à partir de la variation temporelle des précipitations nettes. Cette approche, qui a l'avantage d'être relativement simple, est basée sur l'hypothèse que l'évolution temporelle de la recharge est la même que celle des précipitations nettes. Il se peut que cette hypothèse ne soit pas conforme à la réalité si l'intensité des précipitations augmente ou si les quantités de neige reçues au cours de l'hiver diminuent. En raison de la formulation entièrement couplée de l'écoulement qui est utilisée dans HGS, la recharge de l'aquifère n'a pas à être quantifiée explicitement dans ce modèle. Celui-ci répartit les précipitations nettes en ruissellement et infiltration en fonction des teneurs en eau et des propriétés des matériaux superficiels.

Le pas de temps mensuel utilisé dans les deux modèles pour les précipitations nettes est tout à fait adapté à la simulation des écoulements souterrains, mais pourrait ne pas être suffisamment fin pour représenter les événements de précipitations extrêmes qui génèrent

beaucoup de ruissellement. L'augmentation des événements très intenses de précipitations (se produisant à un pas de temps inférieur à une journée) a été identifiée pour le sud-ouest du Québec (Mailhot et al., 2007; 2010; Huard et Chaumont, 2011). Une telle augmentation aurait pour effet de réduire les coefficients d'infiltration considérés stables dans le temps dans ce projet. Il pourrait en résulter une réduction de la recharge au profit du ruissellement de surface. Pour vérifier ces processus, un modèle entièrement couplé tel que HGS devrait être développé et calé pour l'ensemble de la colline, en utilisant un pas de temps inférieur à une journée. Une telle démarche nécessiterait une caractérisation plus exhaustive du site d'étude et des temps de calcul beaucoup plus importants.

Finalement, l'approche de modélisation utilisée dans ce projet (avec les deux modèles) est basée sur l'hypothèse qu'il n'y aura aucune modification anthropique au paysage, à l'utilisation du sol ou au pompage de l'eau souterraine entre l'horizon de référence (1971-2000) et l'horizon futur utilisé pour les scénarios climatiques (2041-2070). De telles modifications pourraient avoir des impacts significatifs sur l'hydrologie de la colline, possiblement plus importants que les impacts des changements climatiques quantifiés ici.

5.3. Simulation des populations de salamandres

5.3.1. Simulation des salamandres en environnement synthétique

Les travaux accompagnant le développement du modèle ont montré que lorsque celui-ci est correctement calibré pour un environnement synthétique donné, il permet de reproduire une série de caractéristiques physiologiques, écologiques et comportementales typiques des salamandres des ruisseaux. Par exemple, dans le cas de la salamandre sombre des montagnes, Girard *et al.* (soumis) ont montré que les durées des phases du cycle de vie simulées par le modèle en fonction d'un profil donné de températures quotidiennes concordent remarquablement bien avec les observations empiriques. Le modèle reproduit adéquatement les grandes variations régionales des durées de phases, dans la mesure où celles-ci sont le résultat de la température.

Le modèle est également apte à reproduire convenablement les densités d'adultes observées en nature. Des tests effectués sur un environnement numérique constitué d'un ruisseau linéaire de 50 m de longueur et de 1 m de largeur ont montré que le modèle simule des densités moyennes d'environ 1,3 adultes/m de ruisseau, un résultat légèrement au-dessus des observations en nature. Cependant, considérant l'absence de compétition interspécifique et de prédation dans le modèle, une densité légèrement plus élevée s'avère somme toute raisonnable.

Finalement, les salamandres numériques présentent des comportements de recherche d'habitat et de déplacement correspondant à ce qui est attendu en fonction des conditions environnementales intégrées dans le système. Des tests effectués sur un environnement fixe ont montré que les salamandres adultes se retrouvent essentiellement dans les ruisseaux et sur leurs abords. Peu d'individus se retrouvent en forêt. Si un certain dynamisme au niveau de la qualité des habitats est introduit dans l'environnement numérique, les salamandres numériques y répondent de manière cohérente. Par exemple, des densités plus importantes de salamandres sont mesurées dans les habitats combinant qualité et stabilité. Ces plus

grandes densités s'opèrent au détriment des habitats de bonne qualité, mais qui présentent une certaine instabilité de cette qualité dans le temps. Ceux-ci vont plutôt entraîner une probabilité d'extinction d'autant plus grande que l'habitat sera instable. Ces différents résultats sont présentés en détails dans Girard *et al.* (soumis).

5.3.2. Dynamique des populations à Covey Hill

a) Simulations avec les scénarios climatiques

La figure 5.20 montre que l'abondance simulée de la population de salamandres pour la période de référence diminue avec l'altitude: l'abondance est maximale à 144 m (~2.2 adultes en moyenne pour une résurgence de 4 m²) et presque nulle à 162 m. Ces résultats reflètent l'activité décroissante des résurgences avec l'altitude qui résulte directement de la variabilité plus grande des niveaux de nappe (qui alimentent les résurgences) avec l'altitude. Il en résulte une probabilité d'extinction très grande pour les résurgences situées à 162 et 177 m (Figure 5.21).

Les résultats des simulations hydrogéologiques suggèrent que les changements climatiques se traduiront par une augmentation des températures et des précipitations, lesquelles se traduiront par une augmentation du nombre de jours d'activité hydrologique des résurgences à toutes les altitudes. Selon le MEH, ceci aura des conséquences favorables sur la population de salamandres sombres des montagnes pour la période future.

Les changements anticipés se feront sur deux fronts. D'abord, aux altitudes où la présence des salamandres a été principalement observée pour la période de référence (144 et 150 m), une augmentation de la taille de la population (abondance) d'environ 20 % est simulée par le MEH (Figure 5.20). Pour le climat futur, le modèle prévoit la création de nouveaux habitats viables à 162 m et 177 m, où la résilience des populations était très faible pendant la période de référence. L'augmentation de l'abondance est significative pour toutes les résurgences testées. Cette création de nouveaux habitats permet une diminution significative de la probabilité d'extinction à 162 m et 177 m (Figure 5.21). Les changements ne sont pas significatifs à 144 et 150 m.

L'augmentation des températures et de l'activité hydrique explique en grande partie l'amélioration des conditions de vie des salamandres simulées. L'augmentation des températures permet tout d'abord d'accélérer sensiblement le cycle de vie. Selon le MEH, il se passera 4,5 années en moyenne lors de la période de référence entre le moment où l'œuf est pondu et celui où l'individu arrivera à maturité sexuelle. Cette période est réduite de manière significative de 0,4 année en moyenne pour la période future (Figure 5.22a). Cette réduction n'est pas sans importance. En nature, les phases immatures (œufs, larves et juvéniles) sont de loin les plus vulnérables (Petranka, 1998). Toute accélération du développement de ces phases permet ainsi d'améliorer les chances de survie des individus jusqu'à la phase adulte (Werner, 1986; Bruce, 2005). Elle permet d'améliorer la probabilité qu'un individu puisse contribuer à la reproduction. La reproduction elle-même est également favorisée par l'élargissement statistiquement significatif de la saison propice à la ponte d'une dizaine de jours en moyenne (Figure 5.22b). L'augmentation du nombre d'individus contribuant à la reproduction au cours d'une saison allongée explique en grande partie l'augmentation de la taille des populations de salamandres pour la période 2041-2070.

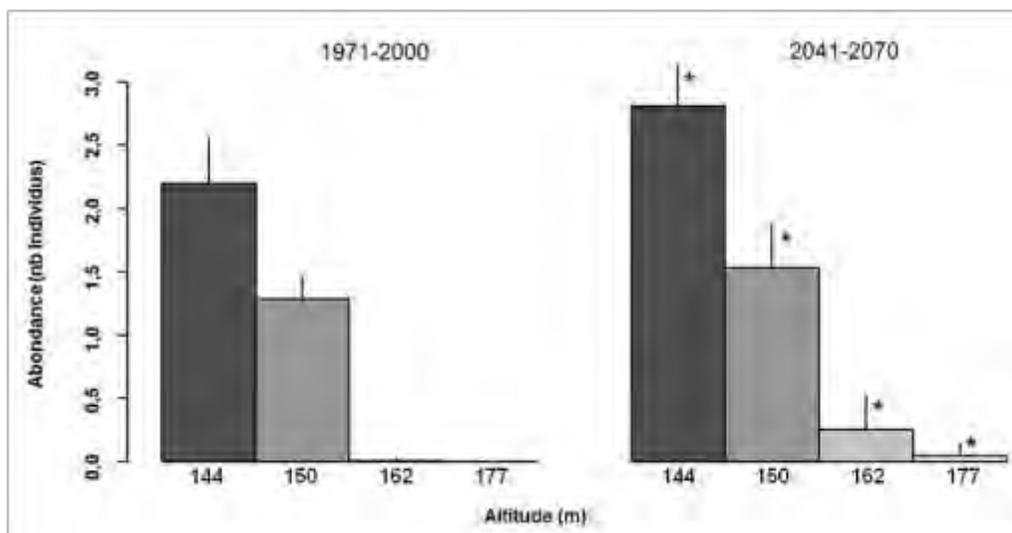


Figure 5.20 Abondance moyenne de salamandres sombre des montagnes adultes à une résurgence de 4 m² pour la période de référence et la période future, en fonction des cycles d'activité hydrologique simulés à 144, 150, 162 et 177 m d'altitude. Les valeurs correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés et pour toute la période. Les astérisques correspondent aux augmentations significatives ($\alpha=0,05$) d'abondance future par rapport à la période de référence selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

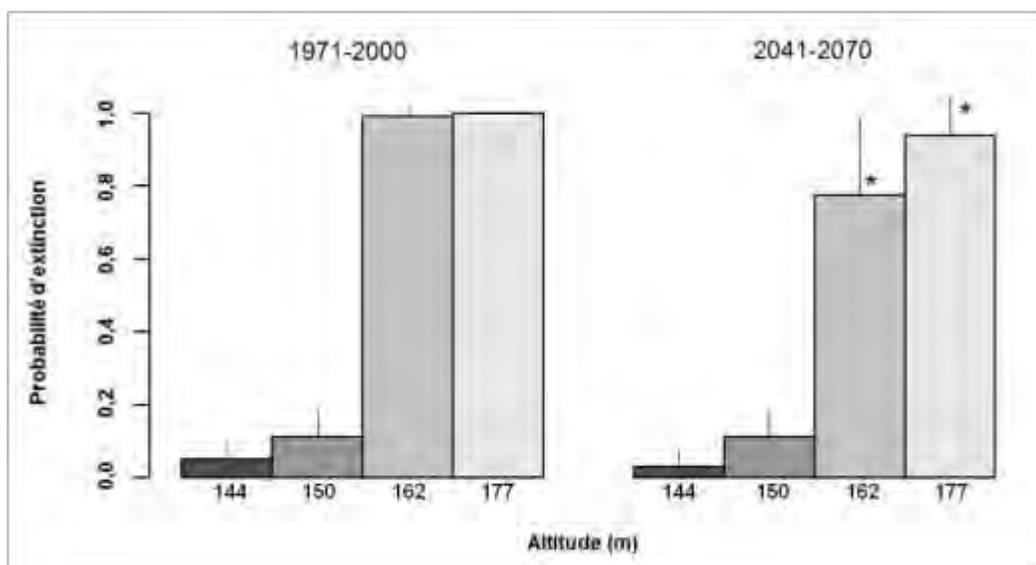


Figure 5.21 Probabilité d'extinction à une résurgence de 4 m² pour la période de référence et la période future, en fonction des cycles d'activité hydrologique simulés à 144, 150, 162 et 177 m d'altitude. Les valeurs correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés. Les astérisques correspondent aux diminutions significatives ($\alpha=0,05$) de la probabilité d'extinction future par rapport à la période de référence selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

L'augmentation de l'activité hydrique des résurgences projetée pour la période future joue quant à elle un rôle important principalement en raison de la dépendance entre l'activité de la résurgence et la reproduction des salamandres. Selon le MEH, la ponte ne peut s'opérer si la résurgence est inactive, et ce même si les températures ambiantes sont propices à la reproduction. Le chevauchement entre la période d'activité de la source et la saison de reproduction permet ainsi de délimiter la période de reproduction effective. Or, l'allongement de cette période représente un facteur central expliquant la présence de salamandres à 162 et 177 m lors de la période 2041-2070. En effet, on remarque qu'à ces altitudes, en période de référence, les résurgences n'étaient actives que durant moins de 2 % de la saison de reproduction, rendant impossible l'établissement de salamandres à ces résurgences (Figure 5.23a). Or, l'augmentation de l'activité des résurgences et le synchronisme avec la saison de reproduction permet de doubler cette proportion dans la période future (Figure 5.23a). Combiné à l'allongement absolu de la saison de reproduction mentionné plus haut (en raison des températures plus élevées), la synergie entre les impacts des changements climatiques sur les températures et l'activité hydrique des résurgences sur Covey Hill crée une saison de reproduction *effective* suffisamment longue pour permettre le maintien de populations de salamandres à des endroits qui en sont actuellement dépourvus. L'amélioration des conditions hydrogéologiques n'est cependant pas limitée à la longueur de la saison de reproduction effective, elle a également trait à la diminution de la variabilité interannuelle. Les simulations montrent en effet que le nombre d'années où la ponte n'a pas été possible à cause de l'inactivité de la résurgence au moment de la saison de reproduction diminue de manière significative au cours de la période future au niveau des altitudes les plus élevées (Figure 5.23b), favorisant d'autant plus le maintien des populations à ces endroits. Cette activité accrue des résurgences les plus élevées en altitude résulte directement de l'augmentation des niveaux de nappe engendrée par une précipitation nette plus importante.

b) Synthèse

Les résultats des simulations hydroclimatiques utilisées comme intrants pour le MEH entraînent de façon générale des conditions favorables sur la population de salamandres sombres des montagnes dans le futur (horizon 2050) à Covey Hill. Le modèle prévoit ainsi :

- Une augmentation significative de l'abondance à toutes les résurgences.
- Une diminution significative de la probabilité d'extinction aux résurgences situées à 162 et 177 m.
- Une accélération significative du cycle de vie des salamandres.
- Un allongement de la période de reproduction effective.

L'interprétation des résultats du MEH appelle toutefois à un certain niveau de circonspection, tel que précisé dans la section suivante.

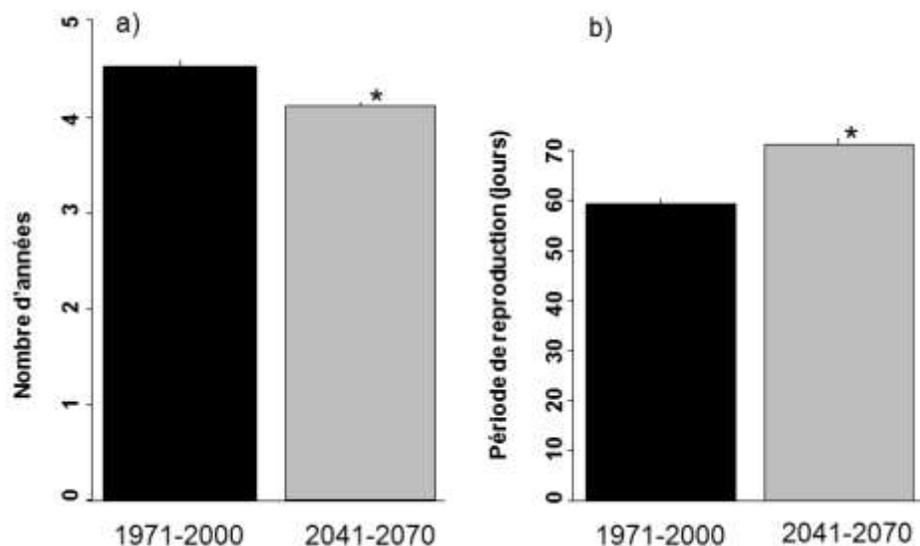


Figure 5.22 a) Durée moyenne du développement d'un individu (cycle de vie complet de l'œuf à la maturité sexuelle) pour les deux périodes analysées; b) durée de la saison de reproduction attendue selon la température ambiante pour chacune des périodes. Les valeurs présentées correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés. Les astérisques indiquent que les différences observées sont significatives ($\alpha=0,05$) dans les deux cas selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

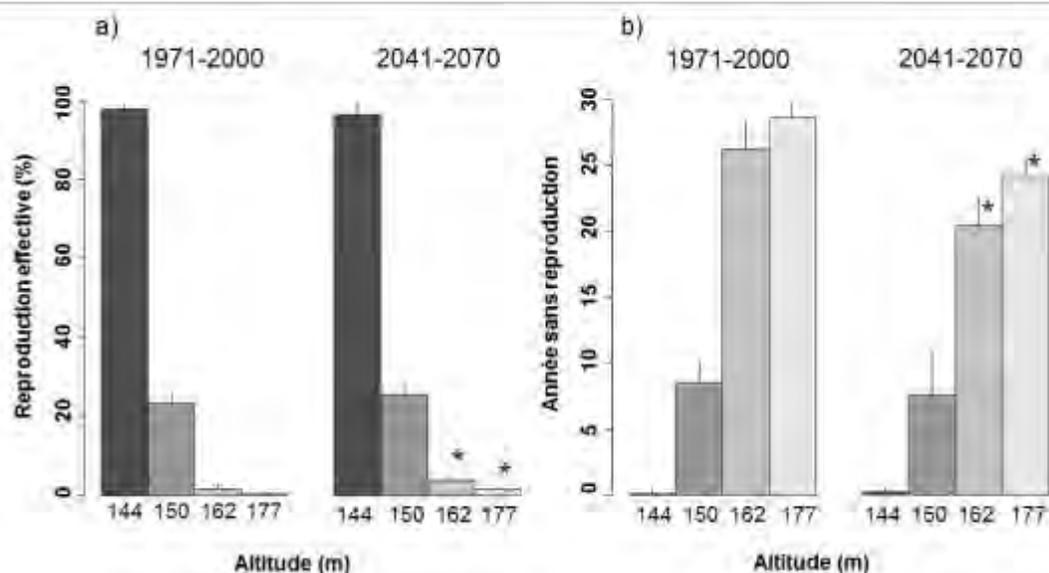


Figure 5.23 a) Proportion moyenne de la saison de reproduction où la résurgence est active pour chacune des altitudes simulées (reproduction effective, voir texte); b) nombre d'années pour lesquelles la reproduction est impossible en raison de l'inactivité des résurgences. Les valeurs présentées correspondent aux moyennes pour l'ensemble des scénarios climatiques sélectionnés. Les astérisques indiquent que les différences observées sont significatives ($\alpha=0,05$) dans les deux cas pour les résurgences situées à 162 et 177 m d'altitude selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

5.3.3. Le modèle écologique: nuances et implications

Le modèle écologique prévoit des conditions plus favorables pour la salamandre sombre des montagnes au mont Covey Hill. Ces résultats doivent toutefois être nuancés. En effet, les résultats obtenus ici doivent être considérés à travers le prisme des limites du MEH.

Par exemple, le modèle ne tient pas compte des relations interspécifiques, bien que la compétition interspécifique soit reconnue comme ayant des impacts sur la structure des communautés de salamandres des ruisseaux (Hairston, 1949; Jaeger, 1971; Smith et Pough, 1994). Une telle limite n'est pas sans conséquence, particulièrement puisque la salamandre sombre des montagnes est généralement considérée comme une espèce peu compétitive (Krzysik, 1979). De fait, lorsqu'il y a coexistence de deux espèces de salamandres dans un même environnement, des phénomènes de ségrégation spatiale ou de réduction des niches écologiques ont été observés de manière empirique (Organ, 1961; Krzysik, 1979; Keen, 1982; Grover, 2000). La prédation (principalement à la phase larvaire) par les poissons, les couleuvres, les oiseaux, les petits mammifères ou d'autres espèces de salamandres a également été signalée à plusieurs reprises, jouant ainsi un rôle de régulation démographique (Petranka, 1998). Les changements climatiques sont sans doute appelés à modifier ces dynamiques écologiques, mais dans quelle mesure, cela reste très difficile à déterminer.

Par ailleurs, il convient de souligner le fait que les simulations ont été réalisées dans des environnements synthétiques simplifiés qui s'apparentent aux conditions observées sur le terrain, mais qui ne les reproduisent pas intégralement. Les recensements récents des salamandres qui devaient à l'origine être utilisés pour valider les simulations du modèle de salamandres ne se sont pas avérés adaptés à ces fins. Le protocole actuel de suivi de la salamandre sombre des montagnes au mont Covey Hill permet de faire état de la variabilité de la densité de la salamandre dans des parcelles fixes où elle a été observée, mais il n'inclut pas de réelle mesure d'abondance, qui aurait servi à la validation du MEH.

Ces limites commandent ainsi la prudence lors de l'interprétation des résultats du MEH: l'amélioration des conditions de vie de la salamandre sombre des montagnes en fonction des changements climatiques demeure fondée sur des simulations rendant compte de façon partielle de l'environnement réel dans lequel elles évoluent. Les prévisions du modèle dans le cadre de ce projet sont ainsi qualitatives et conservatrices (la résilience est surestimée). Néanmoins, le fait que la salamandre sombre des montagnes se trouve actuellement à la limite nordique de l'aire de répartition de l'espèce peut laisser entrevoir qu'une augmentation des conditions hydriques – telle que projetée par les modèles hydrogéologiques – associée à une augmentation concurrente des températures, soit généralement bénéfique pour ses conditions de vie.

5.4. Stratégies de conservation du territoire

Les changements climatiques auront des impacts indéniables sur la biodiversité, tant au niveau de la répartition des espèces, de leur phénologie et de l'organisation des écosystèmes et des communautés naturelles qui les constituent. Bien qu'il demeure difficile d'attribuer de façon claire certaines réponses écologiques observées aux changements climatiques seuls, le fait que les changements climatiques aient été identifiés comme une des menaces les plus importantes à la biodiversité commande l'urgence d'agir (Secrétariat de la convention sur la diversité biologique, 2007). Les changements climatiques actuels sont en outre particuliers parce qu'ils se produisent dans un contexte sans précédent de destruction, de fragmentation et de dégradation des habitats.

En tentant de développer des solutions pour faire face aux défis liés à la préservation de la biodiversité, les travaux des chercheurs sont souvent entravés par un manque d'informations sur les systèmes biologiques, en particulier en ce qui concerne les tendances à long terme, qui sont cruciales à une compréhension de ces systèmes et à leur réponse aux changements environnementaux globaux. De telles lacunes dans les connaissances rendent difficile le développement de politiques et de lois fondées sur des principes scientifiques (Collen *et al.*, 2013).

L'utilisation de modèles climatiques et de modèles écologiques est une avenue intéressante pour informer la prise de décision en conservation. Des modèles basés sur les processus, qui utilisent les réponses physiologiques d'une espèce aux variables du climat ou des modèles de populations spatialement explicites associés à des modèles hydrologiques— telle que la méthode développée dans le cadre de ce projet— peuvent représenter une alternative adaptée à l'échelle des actions de conservation (Carroll, 2007).

Les pistes de solutions qui suivent sont tirées d'une synthèse de la littérature portant sur la prise en compte des changements climatiques dans les stratégies de conservation de la biodiversité. Une version détaillée de cette synthèse se trouve à l'annexe 3. Les implications de ces pistes de solutions pour le mont Covey Hill sont ensuite explorées et contribuent à l'élaboration des recommandations globales pour l'ensemble du projet présentées au chapitre 6.

Pistes de solutions – Le statu quo

Certaines recommandations peuvent être émises pour renforcer les stratégies de conservation de l'espèce dans un contexte de changements climatiques (cf. annexe 3 pour analyse complète). En règle générale, une saine gestion de la biodiversité diffère peu selon que le climat change ou qu'il soit stable. Les principes de conservation déjà connus demeurent donc valables : protection des habitats, établissement de couloirs de déplacement lorsque les habitats sont fragmentés, exploitation des populations en fonction de leur capacité de croissance, maintien de la diversité génétique et écosystémique, etc. (Bertheaux, 2005). Les changements climatiques imposent toutefois d'augmenter l'intensité des mesures existantes de protection de la biodiversité. À l'échelle locale, les recommandations de *statu quo* (« business as usual ») sont effectivement fréquentes dans la littérature (p. ex. atténuer les menaces actuelles, telles que les espèces envahissantes et la perte d'habitat; implanter

ou poursuivre des programmes de suivi; gérer les populations en fonction des perturbations naturelles) (Heller et Zavaleta, 2009).

Toutefois, d'autres études soulignent que le *statu quo* n'est probablement pas suffisant dans plusieurs cas (Peters et Darling, 1985; Buckland *et al.*, 2001). Pour citer un exemple en lien plus direct avec la protection des salamandres, une étude en Caroline du Nord a révélé que les bandes riveraines réglementaires de 10 m n'étaient pas suffisantes pour préserver les populations de salamandres de ruisseaux dans de petits écosystèmes riverains au sein de paysages fortement anthropisés (Willson et Dorcas, 2003). Ces données suggèrent que dans des écosystèmes dépendants de petits cours d'eau, tels que l'habitat de la salamandre sombre des montagnes à Covey Hill, une simple zone tampon forestière est insuffisante pour maintenir les conditions hydrologiques pouvant supporter d'importantes populations de salamandres. D'autres études ont estimé de 164 à 275 m la largeur nécessaire des bandes riveraines pour protéger les populations de reptiles et d'amphibiens semi-aquatiques (Burke et Gibbons, 1995; Semlitsch, 1998). Bien que la superficie des zones tampon doive varier en fonction de la taille, de la géographie et de l'habitat soutenu par le plan d'eau, certains chercheurs suggèrent même des zones tampons jusqu'à 300 m de largeur afin de maintenir les microclimats associés aux petits ruisseaux du nord-ouest Pacifique (Chen *et al.*, 1995). Il a par ailleurs été avancé que les efforts de conservation qui ciblent les populations de salamandres dans les cours supérieurs des bassins versants doivent tenir compte de l'aménagement du territoire dans la totalité des bassins versants, et non seulement au sein de zones tampon riveraines (Willson et Dorcas, 2003).

Pistes de solution – Perspectives futures

En plus de maintenir et de renforcer les efforts actuels de conservation, quelques principes supplémentaires doivent être considérés pour favoriser l'adaptation des espèces aux changements climatiques.

a) Diversité et hétérogénéité

L'idée de la protection d'une diversité de conditions bioclimatiques vient du fait que les impacts des changements climatiques dépendent de la relation entre les modifications dans le temps du milieu physique et des populations, et l'hétérogénéité climatique spatiale. À l'échelle régionale, des espaces protégés présentant une hétérogénéité spatiale riche devraient offrir de meilleures opportunités de migration et de réorganisation des communautés. Les distances de dispersion nécessaires pour suivre les conditions changeantes seraient ainsi plus courtes, alors que les limites à la dispersion seraient moins contraignantes. De façon générale, des paysages hétérogènes supporteraient également une plus grande diversité génétique et spécifique (Vellend et Geber, 2005).

L'intégration d'éléments abiotiques (attributs du paysage tels que la pente, l'altitude, la productivité des sols, le climat) dans un processus de planification de la conservation peut s'effectuer de plusieurs façons. Une méthode proposée est celle des filtres grossier et fin (Schloss *et al.*, 2011). C'est celle qui est mise de l'avant par CNC dans son Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du Lac Champlain (Gratton, 2010). L'analyse par filtre grossier est d'abord effectuée à partir de valeurs d'irremplaçabilité et de représentativité. L'analyse par filtre fin vise ensuite à saisir les cibles qui n'auraient pas

été captées par le filtre grossier, telles les communautés et les écosystèmes rares considérés prioritaires pour la région. Généralement, les éléments abiotiques dégagés lors de l'analyse par filtre grossier servent à raffiner la priorisation des éléments biotiques (p. ex. les espèces menacées à protéger) lors de l'analyse par filtre fin. Autrement dit, lors du choix entre l'achat de deux propriétés qui offrent des bénéfices similaires pour la biodiversité, le terrain qui contribue davantage à l'objectif de représentation d'une diversité d'éléments abiotiques serait privilégié.

b) Gestion de risques

Les changements climatiques placent les acteurs de la conservation face au besoin de répondre à la fois à un changement directionnel rapide et à une incertitude très importante. L'adaptation aux changements climatiques nécessite donc la mise sur pied d'une gamme de mesures ayant différents horizons temporels (court, moyen et long termes), et de différents niveaux de risque (de prudentes à plus risquées), toutes spécifiquement anticipatives (Heller et Zavaleta, 2009), c'est-à-dire tenant compte des prévisions disponibles sur les conditions qui prévaudront dans le futur. Jusqu'à un certain point, la tolérance au risque des acteurs guidera la sélection des stratégies.

Chaque type d'approche comporte son lot d'avantages et d'inconvénients. Des mesures de précaution, telles que la restauration de sites naturels, un suivi accru de la distribution des espèces et des investissements accrus pour les aires protégées ne requièrent pas nécessairement de prévisions climatiques extrêmement certaines et précises. De telles actions peuvent permettre aux gestionnaires de répondre aux menaces actuelles pour la biodiversité tout comme aux menaces qui émergeront dans le futur. Toutefois, des mesures de précaution seules ne répondront pas aux changements directionnels rapides du climat. Ce type de mesures ne capitalise d'ailleurs pas sur l'information sur les projections futures qui est accessible.

En revanche, des interventions basées sur des prévisions comportent leur lot de risques si elles sont trop déterministes, insuffisamment robustes à des futurs alternatifs ou ont le potentiel de mener à des conséquences négatives non anticipées (Suffling et Scott, 2002). Elles peuvent par contre se solder en bénéfices importants et devraient être évaluées à l'aide d'analyses de sensibilité et de scénarios, testées dans le cadre de projets pilotes et implantées initialement à l'échelle locale (McLachlan *et al.*, 2007). L'élaboration de scénarios qui se prêtent aux contraintes locales en termes de données et qui soient utiles pour les décideurs et les gestionnaires, est particulièrement adaptée pour explorer la gamme des tendances futures possibles, sans engagement à une seule et unique prévision (Brown, 2006; Millar *et al.*, 2007).

c) Gestion de la faune et des espèces en péril

Dans une récente revue de la littérature portant sur l'adaptation de la faune aux changements climatiques, Mawdsley *et al.* (2009) décrivent 16 stratégies d'adaptation proposées dans la littérature scientifique et dans la documentation associée aux politiques publiques. Quatre mesures concernant plus spécifiquement la gestion de la faune et des espèces en péril se retrouvent dans la liste :

1. Concentrer les efforts de conservation sur des espèces qui pourraient s'éteindre;
2. Déplacer les espèces à risque d'extinction des sites devenus inadéquats en raison des changements climatiques à des sites plus favorables à leur survie;
3. Établir des populations captives d'espèces qui autrement s'éteindraient (conservation *ex situ*);
4. Réduire les pressions autres que climatiques sur les espèces.

Plusieurs efforts allant dans le sens de ces recommandations existent déjà au Québec. De fait, le but principal des stratégies de conservation actuelles s'aligne particulièrement bien avec la quatrième recommandation, mais la perte d'habitats et la fragmentation demeurent malgré cela les causes les plus probables d'extinction pour certains groupes d'espèces (p. ex. les amphibiens et les reptiles). La loi québécoise sur les espèces menacées ou vulnérables (L.R.Q. 1989, c. E-12.01) et la loi canadienne sur les espèces en péril (L.C. 2002, ch. 29) permettent de protéger en terres publiques les espèces dont le statut est désigné comme particulier. Cependant, la plupart des espèces à risque sont situées dans le sud de la province, où la propriété des terres est majoritairement privée et où les aires protégées sont rares, ce qui limite la portée de certaines actions. Par ailleurs, les moyens financiers et l'appui politique manquent parfois pour des actions adéquates, et un manque de coordination entre les institutions responsables de la conservation des espèces empêche la stratégie d'être pleinement efficace. Il n'en demeure pas moins que de telles actions de protection sont à privilégier avant de procéder au déplacement des populations ou à l'établissement de populations captives, des solutions nécessitant des connaissances souvent non disponibles et dont l'acceptabilité n'est pas garantie. Elles peuvent par ailleurs s'avérer bien coûteuses à long terme, tant sur le plan financier qu'écologique.

Il est donc impératif d'évaluer et de renforcer les programmes de suivi de la faune et des écosystèmes. Des moyens pour renforcer les programmes de suivi de la biodiversité dans un contexte de changements climatiques sont actuellement analysés par le gouvernement du Québec, en collaboration avec des chercheurs universitaires (p. ex. projet CC-Suivi, mené par Pedro Peres-Neto dans le cadre du programme Éco-Bio-CC, PACC-26). Toutefois, les coûts relatifs au suivi de la biodiversité sur une superficie faiblement peuplée, telle que celle du territoire québécois, peuvent être prohibitifs. Engager davantage les naturalistes et autres interprètes de la nature à l'échelle de la province dans ce suivi pourrait représenter une option intéressante. Il faut également mettre à jour les plans, programmes et activités d'aménagement du territoire afin d'y intégrer les impacts projetés des changements climatiques. L'existence d'Ouranos, qui met en lien les utilisateurs des données, les planificateurs et les décideurs, et qui favorise la mise sur pied de nouveaux projets de recherche par l'entremise du Plan d'action sur les changements climatiques contribue à faire avancer cette stratégie. Des plans de conservation à l'échelle du paysage répondant explicitement aux besoins d'adaptation au climat de la faune et de la biodiversité doivent être développés, et ce, malgré la perception persistante du peu de bénéfices associés à la conservation. De tels plans existent (p. ex. Plan de conservation des salamandres de ruisseaux, Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du Lac Champlain), mais ils tardent à être intégrés aux schémas d'aménagement des MRC. Par ailleurs, ces plans n'incluent généralement pas de façon explicite les changements climatiques à leurs actions, bien que ceux-ci soient identifiés comme une menace imminente à la biodiversité.

Les implications spécifiques pour Covey Hill

Le mont Covey Hill demeure un milieu où le développement des activités humaines est relativement limité. L'affectation agro-forestière, qui caractérise la majorité de la colline, permet toutefois des activités qui peuvent entrer en conflit avec la conservation des milieux naturels : la construction résidentielle, l'exploitation de carrières et de sablières, l'exploitation de l'eau souterraine, l'établissement de campings, l'exploitation de commerces à vocation agro-touristique et la présence de hameaux (Frenette, 2008; MRC Le Haut-Saint-Laurent, 2012). Le Plan de conservation des salamandres de ruisseaux du mont Covey Hill (Frenette, 2008) établit par ailleurs un certain nombre de problématiques présentes dans la région ayant le potentiel d'affecter les salamandres : les perturbations hydriques (captage d'eau souterraine, déboisement, drainage, contamination, développement résidentiel), la fragmentation des habitats, la tenure des terres (majoritairement privée), le contexte social et économique (qui repose essentiellement sur les activités agricoles) et les zones de conflits d'usage (affectation agro-forestière, captage et risque de contamination de l'eau souterraine). Comme l'habitat de la salamandre sombre des montagnes au mont Covey Hill est limité aux petites résurgences en milieu forestier, il pourrait être compromis par un captage accru de la nappe pour des usages résidentiels, agricoles ou industriels dans un contexte de réchauffement climatique où le cycle de l'eau est appelé à s'intensifier, certes, mais où la distribution temporelle des précipitations est appelée à être davantage variable que ce que l'on connaît aujourd'hui.

Il a été avancé que les efforts de conservation qui ciblent les populations de salamandres dans les cours supérieurs des bassins versants (le type d'habitat rencontré au mont Covey Hill) doivent tenir compte de l'aménagement du territoire dans la totalité des bassins versants, et non seulement au sein de zones tampon riveraines. Idéalement, ces efforts doivent être coordonnés avec ceux des plans de développement et de conservation à l'échelle régionale afin d'en assurer une efficacité optimale. Dans le cas de la région de Covey Hill, ces plans sont entre autres le Plan métropolitain d'aménagement et de développement (PMAD ; région du Grand Montréal) ainsi que le Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain (Gratton, 2010). Les efforts de Conservation de la Nature Canada pour protéger un nombre grandissant de terrains sur la colline (p. ex. la tourbière sommitale) se conjuguent donc bien aux zones de protection circulaires et riveraines établies par le plan de conservation des salamandres de ruisseaux et les interventions en ce sens devraient être poursuivies dans le futur.

Bien que les changements climatiques soient identifiés comme pouvant altérer le régime hydrique à long terme, le Plan de conservation de Frenette (2008) se limite aux facteurs de perturbation hydrique actuellement mesurables. Le présent projet a permis d'aborder la question des changements climatiques pour la première fois au mont Covey Hill. Afin de gérer les risques et l'incertitude associés aux changements climatiques, l'approche par scénarios a été privilégiée dans le cadre de ce projet. Les variables climatiques de température et de précipitations de 10 scénarios climatiques fournis par Ouranos ont servi à alimenter les modèles hydrogéologiques et hydrologiques dont les résultats ont ensuite été intégrés au modèle de salamandres. Il est ainsi possible d'évaluer tant le scénario moyen projeté pour le futur que la gamme complète d'impacts possibles sur la salamandre sombre des montagnes à l'horizon 2050.

Les résultats de la modélisation MODFLOW montrent que les débits aux résurgences sont très sensibles à une modification de la recharge dans la portion nord de la colline. Les débits de base des cours d'eau sont quant à eux influencés par la recharge dans les secteurs près des cours d'eau. Seules la tourbière et la partie sommitale de la colline n'ont pas un impact significatif sur des variables hydrologiques qui influencent les habitats de salamandres. Il s'avère donc important de favoriser l'infiltration et la recharge sur l'ensemble du territoire, et non pas uniquement sur des zones très ciblées autour des résurgences ou le long des cours d'eau. Actuellement, le Plan de conservation des salamandres de ruisseaux du mont Covey Hill prévoit deux types de zones de protection entourant les sites où ont été observées des salamandres : des zones circulaires de 150 m de rayon et des zones riveraines de 60 par 500 m (Frenette, 2008). Certaines activités sylvicoles demeurent permises à l'intérieur de ces zones. Cette stratégie de conservation est issue d'une revue de littérature (Semlitsch et Bodie, 2003) et de recommandations issues par le MRNF (2006). Des zones de conservation prioritaires (ZCP) ont également été identifiées par Frenette (2008). Bien qu'elles couvrent une portion plus importante du territoire, et notamment une partie de la zone de recharge identifiée comme cruciale pour les résurgences, les ZCP ne couvrent pas toutes les zones de recharge identifiées par la modélisation comme étant importantes pour les habitats de salamandres. C'est la protection de ces zones de recharge qui devrait orienter les efforts de conservation futurs dans le secteur.

Selon les résultats de la modélisation, la tourbière du mont Covey Hill ne semble pas influencer significativement les variables hydrologiques qui soutiennent les habitats de salamandres. La démonstration de l'importance de protéger la tourbière n'est néanmoins plus à faire. Étant l'une des plus anciennes au Québec, elle héberge de précieuses archives écologiques et climatiques qui s'avèrent non seulement utiles pour reconstituer les conditions hydroclimatiques des derniers millénaires, mais également pour nous renseigner sur la résilience et la capacité d'adaptation de l'écosystème face au climat futur. Comme tout milieu humide situé en tête de bassin, cette tourbière joue un rôle écologique majeur localement et contribue au maintien de deux cours d'eau importants sur la colline, arguments largement suffisants pour commander sa protection.

L'analyse paléoécologique et la modélisation MODFLOW ont également mis en évidence la variabilité intrinsèque du climat au cours de la période 1900-2010. Ceci souligne l'importance pour la recherche visant à développer de nouvelles approches de conservation de disposer de sites expérimentaux voués au suivi à long terme des processus hydrologiques et des populations. Ce projet permet de mettre en évidence la contribution d'un site comme le Laboratoire naturel du mont Covey Hill, à la fois pour développer les connaissances locales et pour mettre au point des approches qui puissent être utilisées dans d'autres contextes. Les données recueillies dans de pareils sites sont cruciales pour ajuster les modèles afin qu'ils soient en mesure de mieux représenter la réalité observée dans le but d'enrichir la compréhension des processus hydrologiques et biologiques qui sous-tendent la résilience des espèces et pour développer des approches intégrées de conservation du territoire.

Les résultats de la modélisation HydroGeoSphere montrent quant à eux des conditions hydrologiques plus humides et le modèle écologique hybride (MEH) des habitats favorables à la survie des salamandres sombres des montagnes au mont Covey Hill à l'horizon 2050. Ces résultats *a priori* positifs sont très importants pour la conservation du territoire, non pas parce qu'ils limitent le besoin de protéger le territoire, mais bien parce qu'ils réduisent l'incertitude sur les conditions futures possibles (le climat n'agira pas au détriment de la population de

salamandres sombres des montagnes du mont Covey Hill). Ces résultats permettent également de focaliser les initiatives locales de conservation vers les perturbations connues et déjà identifiées.

Il n'en demeure pas moins que les modèles sont des représentations simplifiées du monde réel qui ne peuvent tenir compte de l'entière complexité des processus ayant cours dans la nature. Ils représentent des outils qui peuvent guider les initiatives de conservation, mais dont les résultats doivent être interprétés en considérant leur caractère partiel. La modélisation réalisée dans le cadre de ce projet pour le mont Covey Hill s'est particulièrement intéressée aux impacts des changements climatiques sur la dynamique des résurgences et des conditions de vie des salamandres. Elle a permis de démontrer qu'un climat plus humide et plus chaud favorisera les salamandres de ruisseaux. Il est toutefois très probable que les changements climatiques ne s'avèrent pas le seul moteur de changement pour la colline. D'autres pressions anthropiques concomitantes, telles que l'intensification de l'usage du sol ou du pompage de l'eau souterraine, pourraient agir de façon à amplifier ou à contrebalancer les impacts positifs des changements climatiques sur le régime hydrique des résurgences-habitats des salamandres. D'ici à ce que des modèles qui intègrent plusieurs de ces facteurs soient développés pour le mont Covey Hill, le principe de précaution doit prévaloir. Le renforcement des mesures existantes de conservation du territoire (p. ex. protection des habitats de salamandres et des zones préférentielles d'infiltration et de recharge) et le développement de nouvelles initiatives visant à augmenter la résilience de l'écosystème demeurent à privilégier.

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif général de ce projet était d'utiliser la modélisation hydrogéologique et écologique pour recommander des stratégies de conservation visant à promouvoir la résilience du milieu naturel du mont Covey Hill en présence de changements climatiques. Le projet s'est déroulé en quatre étapes.

1. Développement de modèles d'écoulements souterrains permettant 1) de comprendre l'hydrosystème de l'ensemble de la colline et 2) de quantifier la dynamique hydrique des résurgences servant d'habitats pour les salamandres;
2. Élaboration d'un modèle centré sur l'individu permettant de simuler le cycle de vie et la distribution des salamandres des ruisseaux;
3. Combinaison des deux modèles en un modèle écologique hybride afin d'évaluer les perspectives de résilience de ces salamandres sur le mont Covey Hill selon dix simulations climatiques régionales fournies par Ouranos (climat de référence 1971-2000, climat futur 2041-2070);
4. Formulation de recommandations de mesures de protection du territoire visant à atténuer les impacts des changements climatiques sur l'hydrologie et les populations de salamandres.

Conclusions

Les résultats du projet sont multiples pour chacune des étapes, ils sont originaux et apportent des contributions scientifiques importantes à la discipline de l'écohydrologie. Plusieurs résultats ont déjà fait l'objet de publications (Girard *et al.*, soumis; Lavoie *et al.*, soumis; Levison *et al.*, soumis) et d'autres articles scientifiques sont présentement en préparation. Le projet a fait l'objet de nombreuses présentations orales et affiches dans plusieurs congrès.

Par ailleurs, aucune analyse paléoclimatique, ni du climat passé récent ou du climat futur n'avait jusqu'ici été réalisée au mont Covey Hill. La gamme des conditions climatiques possibles était donc jusqu'ici à peu près inconnue. L'analyse paléoécologique a mis en évidence la grande variabilité du climat passé. Les augmentations de température projetées par les simulations climatiques pour l'horizon 2050 pourraient toutefois surpasser les températures les plus chaudes que la région ait connues depuis les derniers 13 000 ans. En revanche, l'augmentation de 9 % projetée pour les précipitations moyennes annuelles se situerait à l'intérieur de la gamme de précipitations connues. Par ailleurs, l'analyse des thécamoebiens et des précipitations nettes montre une tendance à la baisse de la recharge de 1900 à 2010. Cette évolution tend toutefois à s'inverser au cours des dernières décennies de la période. Ceci suggère que l'augmentation des précipitations projetée pour l'horizon 2050 aurait pour effet de contrebalancer l'augmentation de la température (et de l'évapotranspiration) et n'occasionnerait donc pas de baisse importante de l'eau disponible à la recharge, ni par conséquent des niveaux piézométriques sur le mont Covey Hill. Ces résultats soulignent toutefois l'importance de maintenir en opération des sites de suivi écosystémique à long terme, dans le but de comprendre la gamme des conditions climatiques auxquelles un milieu naturel est adapté. Les dix scénarios climatiques fournis par Ouranos

indiquent que le climat futur sera significativement plus chaud et également plus humide que ce que l'on connaît aujourd'hui. L'intensité des précipitations augmentera également de manière significative.

Le modèle MODFLOW qui représente l'ensemble de la colline est issu du développement d'un modèle existant qui simulait les écoulements en régime permanent. Le nouveau modèle permet de simuler adéquatement les conditions hydrogéologiques récentes observées, et ce en régime transitoire. L'analyse de sensibilité du modèle a montré que les niveaux piézométriques, les débits aux résurgences et les débits de base des cours d'eau sont sensibles à la recharge sur presque tout le mont Covey Hill. Lorsque le modèle a été utilisé avec les scénarios climatiques passés et futurs, les résultats montrent que ces variables pourraient augmenter significativement à l'horizon 2050.

Le modèle HydroGeoSphere a été développé entièrement pour les besoins de ce projet, dans le but de représenter plus en détails la dynamique des résurgences-habitats de salamandres qui sont présentes sur la face nord de la colline. La simulation à cette échelle de la dynamique de résurgences au moyen d'un modèle aussi précis qu'HydroGeoSphere est une première. Les résultats des simulations réalisées à partir des scénarios climatiques passés et futurs montrent que le débit moyen des résurgences et le nombre de jours d'activité de celles-ci augmentera pour la majorité des scénarios de climat futur étudiés. Plus particulièrement, le nombre de jours d'activité au cours de l'hiver et du printemps sera plus important à l'horizon 2050.

Le modèle de cycle de vie des salamandres développé dans ce projet permet de reproduire un ensemble de caractéristiques physiologiques, écologiques et comportementales typiques des salamandres de ruisseaux. Le modèle est également en mesure de reproduire les variations entre les durées de phases de développement des salamandres, de même que de reproduire convenablement les densités d'adultes observées en nature. La combinaison de ce modèle centré sur l'individu et d'un modèle environnemental développé notamment à partir des résultats hydrologiques du modèle HydroGeoSphere a produit un modèle écologique hybride (MEH). Le potentiel de celui-ci a été mis à profit dans le cadre de ce projet pour simuler la progression des populations de salamandres sombres des montagnes sur le mont Covey Hill en fonction des changements de température et d'activité hydrique des résurgences induits par les changements climatiques. Ce modèle nouveau et original constitue une contribution majeure dans le domaine de la modélisation écosystémique.

Le MEH indique une augmentation significative de l'abondance des salamandres sombres des montagnes à toutes les résurgences simulées. Cette augmentation s'accompagne d'une diminution significative de la probabilité d'extinction des salamandres aux résurgences aux plus hautes altitudes sur la colline. Le modèle a par ailleurs mis en évidence une accélération significative du cycle de vie des salamandres et un allongement de la période de reproduction.

L'ensemble des résultats montre l'importance de mettre en place des mesures de conservation qui permettent de favoriser la recharge sur l'ensemble du mont Covey Hill, c.-à-d. au-delà des zones de protection immédiates entourant les sites où les salamandres ont été observées, et de manière plus continue que les zones de conservation prioritaires déjà identifiées. En raison des conditions favorables pour les salamandres dans un climat futur, les

initiatives de conservation devraient être orientées vers la réduction des impacts des perturbations connues et déjà identifiées.

Recommandations

À la lumière des résultats obtenus dans ce projet de recherche, il est maintenant possible d'entrevoir le développement d'une approche intégrée pour la conservation du territoire à l'échelle locale. Cette approche devra être élaborée en étroite collaboration avec les organismes de conservation comme Conservation de la nature Canada, de manière à développer une approche qui soit compatible avec les outils existants de prise de décision. Une telle approche pourrait ainsi être utilisée dans une variété de contextes géologiques, hydrologiques et climatiques. Il en résultera des retombées concrètes pour l'adaptation aux changements climatiques.

Le développement d'une telle approche devra être réalisé sur un site connu, pour ensuite être transféré dans des conditions similaires ailleurs. Pour y parvenir, il est essentiel de maintenir en opération et d'approfondir la caractérisation de sites expérimentaux multidisciplinaires tel que le Laboratoire naturel du mont Covey Hill. Sur le mont Covey Hill, une caractérisation géologique détaillée tant des dépôts de surface que de la fracturation du roc permettrait de mieux définir la circulation de l'eau souterraine. Également, la mise en oeuvre d'une méthode d'échantillonnage systématique des salamandres (p. ex. données sur la dispersion des individus, sur les interactions intra- et inter-espèces, sur les taux de mortalité et de reproduction) permettant d'obtenir des statistiques d'abondance sur la colline fournirait des informations essentielles pour mieux calibrer et valider le modèle de salamandres. De tels laboratoires naturels permettent à la fois de développer les connaissances locales et de mettre au point des approches qui puissent être utilisées dans d'autres contextes. Les données qui y sont recueillies sont cruciales pour comprendre les processus hydrologiques et biologiques qui sous-tendent la résilience des espèces et pour développer des approches intégrées de conservation du territoire. Il est donc important d'investir les ressources nécessaires afin de poursuivre le suivi à long terme, tant des populations de salamandres que des variables hydrologiques.

L'approche développée devra être basée sur la mise en place d'un modèle entièrement couplé des écoulements de surface et souterrains pour l'ensemble de l'hydrosystème. Ce type de modèle présente plusieurs avantages, notamment l'utilisation d'un pas de temps inférieur à une journée qui permet de mieux représenter les phénomènes ayant cours à une échelle temporelle fine et donc de simuler de manière plus réaliste la recharge de l'aquifère. De plus, cette approche permettrait de simuler l'ensemble du cycle de l'eau sur la colline et ainsi d'inclure la variété des habitats des salamandres de ruisseaux. Il serait ainsi possible d'étendre l'analyse des habitats aux cours d'eau où se trouvent des espèces de salamandres de ruisseaux autres que la salamandre sombre des montagnes, dont la salamandre pourpre qui n'a pas été étudiée dans le présent projet. Les futurs travaux de recherche devront prendre en compte des scénarios d'évolution de l'occupation du territoire et d'autres impacts anthropiques. Ceux-ci n'ont pas été intégrés dans ce projet mais pourraient avoir un impact plus grand que celui des changements climatiques sur l'hydrologie et les habitats.

7. RÉFÉRENCES

- Aguilera, H., et J. M. Murillo. 2009. «The effect of possible climate change on natural groundwater recharge based on a simple model: a study of four karstic aquifers in SE Spain». *Environmental Geology*, vol. 57, no 5, p. 963-974.
- Alley, R. B. 2001. «The key to the past?». *Nature*, vol. 409, no 6818, p. 289.
- Alvo, R., et J. Bonin. 2003. « Rapport sur la situation de la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) au Québec ». Société de la faune et des parcs du Québec.
- Barrington, S., H. Pillion et J. Bonin. 1992. «An evaluation of the water reserve potentials: the ecological region of the Covey Hill "Gulf"». Montreal, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, McGill University, 53 p.
- Bates, B., Z. W. Kundzewicz, S. Wu et J. Palutikof. 2008. «Climate change and water». Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller et F. Courchamp. 2012. «Impacts of climate change on the future of biodiversity». *Ecology Letters*, vol. 15, no 4, p. 365-377.
- Belvisi, J. 2011. «Acquisition des données LiDAR - Secteurs de la Vallée-du-Haut-Saint-Laurent et Châteauguay & Vallée-du-Richelieu». Agence de géomatique de la Montérégie - GéoMont. Ste-Hyacinthe, Québec.
- Benstead, J. P., et D. S. Leigh. 2012. «An expanded role for river networks». *Nature Geoscience*, vol. 5, no 10, p. 678-679.
- Berteaux, D. 2005. «Impacts des changements climatiques sur la faune du Québec». *FrancVert - Le webzine environnemental*, vol. 2, no 3, p. 1-7.
- Brouyère, S., G. Carabin et A. Dassargues. 2004. «Climate change impacts on groundwater resources: Modelled deficits in a chalky aquifer, Geer basin, Belgium». *Hydrogeology Journal*, vol. 12, no 2, p. 123-134.
- Brown, I. 2006. «Modelling future landscape change on coastal floodplains using a rule-based GIS». *Environmental Modelling & Software*, vol. 21, p. 1479-1490.
- Bruce, R. C. 2005. «Theory of complex life cycles: application in plethodontid salamanders». *Herpetological Monographs*, vol. 19, no 1, p. 180-207.
- Buckland, S. M., K. Thompson, J. G. Hodgson et J. P. Grime. 2001. «Grassland invasions: effects of manipulations of climate and management». *Journal of Applied Ecology*, vol. 38, p. 301-309.

- Burke, J. J., et J. W. Gibbons. 1995. «Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina bay». *Conservation Biology*, vol. 9, p. 1365-1369.
- Carroll, C. 2007. «Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on carnivore populations at the range margin: Marten and Lynx in the northern Appalachians». *Conservation Biology*, vol. 21, p. 1092-1104.
- Chen, J., J. F. Franklin et T. A. Spies. 1995. «Growing season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests». *Ecological Applications*, vol. 5, p. 74-86.
- Collen, B., N. Pettorelli, J. E. M. Baillie et S. M. Durant. 2013. *Biodiversity monitoring and conservation: Bridging the gap between global commitment and local action*: John Wiley & Sons, Ltd, 464 p.
- Croteau, A., M. Nastev et R. Lefebvre. 2010. «Groundwater recharge assessment in the Châteauguay River watershed». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 35, no 4, p. 451-468.
- D'Amen, M., et P. Bombi. 2009. «Global warming and biodiversity: evidence for climate-linked amphibian declines in Italy.». *Biological Conservation*, vol. 142, p. 3060-3067.
- Davic, R. D., et H. H. Jr Welsh. 2004. «On the ecological role of salamanders». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, p. 405-434.
- Dettinger, M.D., et S. Earman. 2007. «Western ground water and climate change—pivotal to supply sustainability or vulnerable in its own right». *Ground Water*, vol. 4, no 1, p. 4-5.
- Döll, P. 2009. «Vulnerability to the impact of climate change on renewable groundwater resources: a global-scale assessment». *Environmental Research Letters*, vol. 4, no 3, 035006.
- Dragoni, W., et B. S. Sukhija. 2008. «Climate change and groundwater: a short review». *Geological Society, London, Special Publications*, vol. 288, no 1, p. 1-12.
- Eckhardt, K., et U. Ulbrich. 2003. «Potential impacts of climate change on groundwater recharge and streamflow in a central European low mountain range». *Journal of Hydrology*, vol. 284, no 1-4, p. 244-252.
- Essl, F., S. Dullinger, D. Moser, W. Rabitsch et I. Kleinbauer. 2012. «Vulnerability of mires under climate change: Implications for nature conservation and climate change adaptation». *Biodiversity and Conservation*, vol. 21, no 3, p. 655-669.
- Finn, D. S., N. Bonada, C. Múrria et J. M. Hughes. 2011. «Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization». *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 30, no 4, p. 963-980.

- Fortin, J.-P., et A. Royer (2004). «Le modèle hydrologique HYDROTEL: bases théoriques». Manuel d'utilisation, rapport INRS-ÉTÉ, Sainte-Foy.
- Fournier, V. 2008. «Hydrologie de la tourbière du mont Covey Hill et implications pour la conservation». M. Sc. Terre, Département des sciences de la Terre et de l'atmosphère, Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Fowler, H. J., S. Blenkinsop et C. Tebaldi. 2007. «Linking climate change modelling to impacts studies: Recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling». *International Journal of Climatology*, vol. 27, no 12, p. 1547-1578.
- Franzi, D., J. A. Rayburn, P. I. K. Knuepfer et T. M. Cronin. 2007. «Late Quaternary history of Northeastern New York and adjacent parts of Vermont and Quebec». 70th Reunion, Northeastern Friends of the Pleistocene, 1-3 juin 2007. Plattsburgh, New York.
- Franzi, D., J. A. Rayburn, C. H. Yansa et P. I. K. Knuepfer. 2002. «Late glacial water bodies in the Champlain and Hudson lowlands, New York». New York State Geological Association/New England Intercollegiate Geological Conference Joint Annual Meeting, 1-23 p.
- Fréchette, B., et A. de Vernal. 2013. «Evidence for large-amplitude biome and climate changes in Atlantic Canada during the last interglacial and mid-Wisconsinan periods». *Quaternary Research (United States)*, vol. 79, no 2, p. 242-255.
- Frenette, M. 2007. «Bilan des actions de l'Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux du Québec». Conservation de la nature Canada, Montréal.
- Frenette, M. 2008. «Plan de conservation des salamandres de ruisseaux au mont Covey Hill, Montérégie». Présenté à l'Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux, 55 p.
- Gagné, S. 2010. «Apport de l'eau souterraine aux cours d'eau et estimation de la recharge sur le mont Covey Hill». M. Sc. Terre, Département des sciences de la Terre et de l'atmosphère. Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Game, E. T., C. Groves, M. Andersen, M. Cross, C. Enquist, Z. Fernaña, E. Girvetz, A. Gondor, J. Hall, J. Higgins, R. Marshall, K. Popper, S. Schill et S.L. Shafer. 2010. «Incorporating climate change adaptation into regional conservation assessments». The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.
- GIEC, 2001. Changements climatiques 2001: Rapport de synthèse. Résumé à l'intention des décideurs. Troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Genève, 37 p.
- Girard, P., L. Parrott, C. A. Caron et D. Green. soumis. «Pattern-oriented hybrid ecological models and their value for understanding stream salamander viability in changing hydrological regimes». *Ecological Modelling*.

- Globensky, Y. 1986. «Géologie de la région de Saint-Chrysostome et de Lachine (sud)». Ministère de l'énergie et des ressources, 167 p.
- Goderniaux, P., S. Brouyère, H. J. Fowler, S. Blenkinsop, R. Therrien, P. Orban et A. Dassargues. 2009. «Large scale surface-subsurface hydrological model to assess climate change impacts on groundwater reserves». *Journal of Hydrology*, vol. 373, no 1-2, p. 122-138.
- Gomi, T., R. C. Sidle et J. S. Richardson. 2002. «Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems». *BioScience*, vol. 52, no 10, p. 905-916.
- Gouvernement du Canada. 2012. «Profil d'espèce - Salamandre sombre des montagnes Population des Grands Lacs et du Saint-Laurent». Registre public des espèces en péril. En ligne. Consulté le 29 janvier 2013.
<http://www.registrelep.gc.ca/search/advSearchResults_f.cfm?styp=species&advkey words=salamandre%20sombre%20des%20montagnes>.
- Gratton, L. 2010. «Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain. La société canadienne pour la conservation de la nature - Région du Québec». Conservation de la nature Canada, Montréal, 150 p.
- Green, D. M. 1997. «Temporal variation in abundance and age structure in Fowler's toads (*Bufo woodhousii fowleri*) at Long Point, Ontario». *Herpetological Conservation*, vol. 1, p. 45-56.
- 2003. «The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians». *Biological Conservation*, vol. 111, p. 331-343.
- Green, T. R., M. Taniguchi, H. Kooi, J. J. Gurdak, D. M. Allen, K. M. Hiscock, H. Treidel et A. Aureli. 2011. «Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater». *Journal of Hydrology*, vol. 405, no 3-4, p. 532-560.
- Green, T. R. 2012. «Ground water and climate change». *Nature Climate Change*.
- Green, T. R., M. Taniguchi et H. Kooi. 2007. «Potential impacts of climate change and human activity on subsurface water resources». *Vadose Zone Journal*, vol. 6, no 3, p. 531-532.
- Grimm, V., et S. F. Railsback. 2005. *Individual-based Modeling and Ecology*. Princeton, NJ: Princeton University Press, 428 p.
- Grover, M. C. 2000. «Determinants of salamander distribution along moisture gradients.». *Copeia*, vol. 2000, p. 156-168.
- Gurdak, J. J., et C. D. Roe. 2010. «Review: Recharge rates and chemistry beneath playas of the High Plains aquifer, USA». *Hydrogeology Journal*, vol. 18, no 8, p. 1747-1772.

- Haigh, M. J., R. B. Singh et J. Krecek. 1998. «Headwater control: Matters arising». In *Headwaters: Water Resources and Soil Conservation*, M. J. Haigh, J. Krecek, G. S. Rajwar et M. P. Kilmartin. Rotterdam, Pays-Bas: A.A. Balkema, p. 3-24.
- Hairston, N. G. 1949. «The local distribution and ecology of the Plethodontid salamanders of the southern Appalachian.». *Ecological Monographs*, vol. 19, p. 47-73.
- Hamburg, S. P., M. A. Vadeboncoeur, A. D. Richardson et A. S. Bailey. 2013. «Climate change at the ecosystem scale: A 50-year record in New Hampshire». *Climatic Change*, vol. 116, no 3-4, p. 457-477.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman, M. Araújo, G. Hughes, E. Martinez-Meyer, R. Pearson et P. Williams. 2007. «Protected area needs in a changing climate». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 5, no 3, p. 131-138.
- Heller, N. E., et E. S. Zavaleta. 2009. «Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations». *Biological Conservation*, vol. 142, p. 14-32.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora et M. Zobel. 2006. «Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 15, no 1, p. 1-7.
- Holman, I. P., D. M. Allen, M. O. Cuthbert et P. Goderniaux. 2012. «Towards best practice for assessing the impacts of climate change on groundwater». *Hydrogeology Journal*, vol. 20, no 1, p. 1-4, 2012/02/01.
- Holman, I. P. 2006. «Climate change impacts on groundwater recharge-uncertainty, shortcomings, and the way forward?». *Hydrogeology Journal*, vol. 14, no 5, p. 637-647.
- Huard, D., et D. Chaumont (2011). «Extrêmes de précipitations en climat futur sur les régions agricoles du Québec». Ouranos, Montréal, 65 p.
- Jaeger, R. G. 1971. «Competitive exclusion as a factor influencing the distributions of two species of terrestrial salamanders.». *Ecology*, vol. 52, p. 632-637.
- Jyrkama, M. I., et J. F. Sykes. 2007. «The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario)». *Journal of Hydrology*, vol. 338, no 3-4, p. 237-250.
- Karl, T. R., N. Nicholls et A. Ghazi. 1999. «CLIVAR/GCOS/WMO Workshop on Indices and Indicators for Climate Extremes - Workshop summary». *Climatic Change*, vol. 42, no 1, p. 3-7.
- Keen, W. H. 1982. «Habitat selection and interspecific competition in two species of plethodontid salamanders.». *Ecology*, vol. 63, p. 94-102.

- Kostyack, J., et D. Rohlf. 2008. «Conserving endangered species in an era of global warming». *ELR News & Analysis*, vol. 38, no 4, 10203.
- Kosugi, K., S. Katsura, M. Katsuyama et T. Mizuyama. 2006. «Water flow processes in weathered granitic bedrock and their effects on runoff generation in a small headwater catchment». *Water Resources Research*, vol. 42, no 2.
- Krzysik, A. J. 1979. «Resource allocation, coexistence, and the niche structure of a streambank salamander community.». *Ecological Monographs*, vol. 49, p. 173-194.
- Kundzewicz, Z. W., L. J. Mata, N. W. Arnell, P. Döll, B. Jimenez, K. Miller, T. Oki, Z. Şen et I. Shiklomanov. 2008. «The implications of projected climate change for freshwater resources and their management». *Hydrological Sciences Journal*, vol. 53, no 1, p. 3-10
- Lamarre, A. 2011. «Développement d'une fonction de transfert au moyen des thécamoebiens et reconstitution des conditions paléoenvironnementales holocènes d'une tourbière à paises, Kuujuarapik, Québec nordique». M. Sc. Géographie. Université du Québec à Montréal, Montréal.
- Lapointe, F. J., et I. Lefebvre. 2008. «Protocole d'échantillonnage de la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) à Covey Hill à des fins de suivi à long terme des populations». Rapport rédigé pour l'Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 30 p.
- Larocque, M., G. Leroux, C. Madramootoo, F. J. Lapointe, S. Pellerin et J. Bonin. 2006. «Mise en place d'un Laboratoire naturel sur le mont Covey Hill (Québec, Canada)». *VertigO*, vol. 17, no 1, p. 1-11.
- Larocque, M., et S. Pellerin. 2006. «Dynamique hydrologique des habitats de la salamandre sombre des montagnes et de la salamandre pourpre sur la colline de Covey». Rapport soumis à la WWF-ESRF, 40 p.
- Lasalle, P. 1981. «Géologie des sédiments meubles de la région St-Jean-Lachine». Ministère de l'Énergie et des ressources du Québec.
- Lavigne, M.-A., M. Nastev et R. Lefebvre. 2010. «Numerical simulation of groundwater flow in the Chateauguay River Aquifers». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 35, no 4, p. 469-486.
- Lavoie, M., et S. Pellerin. 2011. «Étude paléoécologique de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide». Rapport final présenté au MDDEP, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec.
- Lavoie, M., S. Pellerin et M. Larocque. soumis. «Late glacial and Holocene vegetation dynamics, climate and peatland development in the northward extension of the Adirondack Mountains». *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*.

- Lavoie, M., et P. J. H. Richard. 2000. «Postglacial water-level changes of a small lake in southern Québec, Canada». *The Holocene*, vol. 10, p. 621-634.
- Legendre, P., et L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*, 3^e édition. Coll. «Developments in Environmental Modelling»: Elsevier Science.
- Levison, J., M. Larocque, V. Fournier, S. Gagné, S. Pellerin et M.-A. Ouellet. soumis. «Dynamics of a headwater system and peatland under current conditions and with climate change». *Hydrological Processes*.
- Levison, J., M. Larocque et M.-A. Ouellet. 2012. «Simulating the hydrological dynamics of bedrock springs under current conditions and climate change scenarios». Congrès de l'Association internationale des hydrogéologues, 16-21 Septembre 2012, Niagara Falls, ON.
- Loaiciga, H. A., J. B. Valdes, R. Vogel, J. Garvey et H. Schwarz. 1996. «Global warming and the hydrologic cycle». *Journal of Hydrology*, vol. 174, no 1-2, p. 83-127.
- Locatelli, B., V. Evans, A. Wardell, A. Andrade et R. Vignola. 2011. «Forests and climate change in latin America: Linking adaptation and mitigation». *Forests*, vol. 2, no 1, p. 431-450.
- Lowe, W. H., et G. E. Likens. 2005. «Moving Headwater Streams to the Head of the Class». *BioScience*, vol. 55, no 3, p. 196-197.
- MacDonald, L. H., et D. Coe. 2007. «Influence of Headwater Streams on Downstream Reaches in Forested Areas». *Forest Science*, vol. 53, no 2, p. 148-168.
- Mailhot, A., S. Duchesne, D. Caya et G. Talbot. 2007. «Assessment of future change in intensity-duration-frequency (IDF) curves for southern Quebec using the Canadian regional climate model (CRCM)». *Journal of Hydrology*, vol. 347, no 1-2, p. 197-210.
- Mailhot, A., A. Kingumbi, G. Talbot et A. Poulin. 2010. «Future changes in intensity and seasonal pattern of occurrence of daily and multi-day annual maximum precipitation over Canada». *Journal of Hydrology*, vol. 388, no 3-4, p. 173-185.
- Mareuil, A., R. Leconte, F. Brissette et M. Minville. 2007. «Impacts of climate change on the frequency and severity of floods in the Châteauguay River basin, Canada». *Canadian Journal of Civil Engineering*, vol. 34, no 9, p. 1048-1060.
- Matocha, J., G. Schroth, T. Hills et D. Hole. 2012. «Integrating Climate Change Adaptation and Mitigation Through Agroforestry and Ecosystem Conservation». In *Agroforestry - The Future of Global Land Use*, P. K. R. Nair et D. Garrity. Advances in Agroforestry: Springer Netherlands, vol. 9, p. 105-126.
- Mawdsley, J. R., R. O'Malley et D. S. Ojima. 2009. «A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation». *Conservation Biology*, vol. 23, p. 1080-1089.

- Mayhew, P. J., M. A. Bell, T. G. Benton et A. J. McGowan. 2012. «Biodiversity tracks temperature over time». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 109, no 38, p. 15141-15145
- McClain, C. R., J. C. Stegen et A. H. Hurlbert. 2012. «Dispersal, environmental niches and oceanic-scale turnover in deep-sea bivalves». *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 279, no 1735, p. 1993-2002.
- McLachlan, Jason S., Jessica J. Hellmann et Mark W. Schwartz. 2007. «A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change». *Conservation Biology*, vol. 21, no 2, p. 297-302.
- Mearns, L. O., R. Arritt, S. Biner, M. S. Bukovsky, S. McGinnis, S. Sain, D. Caya, J. Correia Jr, D. Flory, W. Gutowski, E. S. Takle, R. Jones, R. Leung, W. Moufouma-Okia, L. McDaniel, A. M. B. Nunes, Y. Qian, J. Roads, L. Sloan et M. Snyder. 2012. «The north american regional climate change assessment program overview of phase I results». *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 93, no 9, p. 1337-1362.
- Metcalfe, J. D., W. J. F. Le Quesne, W. W. L. Cheung et D. A. Righton. 2012. «Conservation physiology for applied management of marine fish: an overview with perspectives on the role and value of telemetry». *Philosophical transactions of the Royal Society B*, vol. 367, no 1596, p. 1746-1756.
- Meyer, J. L., D. L. Strayer, J. B. Wallace, S. L. Eggert, G. S. Helfman et N. E. Leonard. 2007. «The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks¹». *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 43, no 1, p. 86-103.
- Millar, C. I., N. L. Stephenson et S. L. Stephens. 2007. «Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty». *Ecological Applications*, vol. 17, p. 2145-2151.
- Milly, P. C. D., K. A. Dunne et A. V. Vecchia. 2005. «Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate». *Nature*, vol. 438, no 7066, p. 347-350.
- Mpelasoka, F. S., et F. H. S. Chiew. 2009. «Influence of rainfall scenario construction methods on runoff projections». *Journal of Hydrometeorology*, vol. 10, no 5, p. 1168-1183.
- MRC Le Haut-Saint-Laurent. 2012. «Schéma d'aménagement révisé». Préparé par le conseil de la MRC Le Haut-Saint-Laurent et le service d'aménagement.
- MRNF. 2006. «Protection des espèces menacées ou vulnérables en forêt publique - Les salamandres de ruisseaux: la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*), la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) et la salamandre sombre du Nord (*Desmognathus fuscus*), Québec». Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 43 p.
- Muller, S. D., P. J. H. Richard, J. Guiot, J.-L. de Beaulieu et D. Fortin. 2003. «Postglacial climate in the St. Lawrence lowlands, southern Quebec: pollen and lake-level

- evidence». *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, vol. 193, no 1, p. 51-72.
- Music, B., et D. Caya. 2007. «Evaluation of the hydrological cycle over the Mississippi River Basin a simulated by the Canadian regional climate model (CRCM)». *Journal of Hydrometeorology*, vol. 8, no 5, p. 969-988.
- Nastev, M., R. Morin, R. Godin et A. Rouleau. 2008. «Developing a conceptual hydrological model for Potsdam sandstones in southwestern Quebec, Canada». *Hydrogeology Journal*, vol. 16, p. 373-388.
- Omann, I., A. Stocker et J. Jäger. 2009. «Climate change as a threat to biodiversity: An application of the DPSIR approach». *Ecological Economics*, vol. 69, no 1, p. 24-31.
- Organ, J. A. 1961. «Studies of the local distribution, life history, and population dynamics of the salamander genus *Desmognathus* in Virginia. ». *Ecological Monographs*, vol. 31, p. 189-220.
- Oudin, L., F. Hervieu, C. Michel, C. Perrin, V. Andréassian, F. Anctil et C. Loumagne. 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*, vol. 303, no 1-4, p. 290-306.
- Ouellet, M.-A., M. Larocque et J. Levison. 2012. «Linking climate change and groundwater: impact of climate model uncertainty on predicted recharge». International Association of Hydrogeologists 2012 Congress. Niagara Falls, Sept. 16-21 2012.
- . 2013. «Changements climatiques et résurgences d'eau souterraine: une bonne nouvelle pour les salamandres de ruisseaux?» La Recherche hydrologique au Québec dans un contexte de changements climatiques. Québec, 25 et 26 avril 2013.
- Parent, M., et S. Occhietti. 1988. «Late Wisconsinan Deglaciation and Champlain Sea Invasion in the St. Lawrence Valley, Québec». *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 42, no 3, p. 215-246.
- Pellerin, S., L. A. Lagneau, M. Lavoie et M. Larocque. 2009. «Environmental factors explaining the vegetation patterns in a temperate peatland». *Comptes Rendus - Biologies*, vol. 332, no 8, p. 720-731.
- Pellerin, S., M. Larocque et M. Lavoie. 2007. «Rôle hydrologique et écologique régional de la tourbière de Covey Hill». Rapport présenté à la Fondation EJLB, 63 p.
- Peters, R. L., et J. D. S. Darling. 1985. «The greenhouse-effect and nature reserves». *BioScience*, vol. 35, p. 707-717.
- Petranka, J. W. 1998. *Salamanders of the United States and Canada*. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 587 p.

- Pettorelli, N. 2012. «Climate change as a main driver of ecological research». *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, no 3, p. 542-545.
- Poirier, C., T.-C. Fortier Filion, R. Turcotte et P. Lacombe. 2012. «Apports verticaux journaliers estimés de 1900-2010 - version avril 2012». Contribution au Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES). Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), Direction de l'expertise.
- Pounds, J. A., M. P. L. Fogden, J. M. Savage et G. C. Gorman. 1997. «Tests of null models for amphibian declines on a tropical mountain». *Conservation Biology*, vol. 11, no 6, p. 1307-1322.
- Rayburn, J. A., T. M. Cronin, D. A. Franzi, P. L. K. Knuepfer et D. A. Willard. 2011. «Timing and duration of North American glacial lake discharges and the Younger Dryas climate reversal». *Quaternary Research*, vol. 75, no 3, p. 541-551.
- Rio, C. R. 2012. «The Role of Ecosystems in Building Climate Change Resilience and Reducing Greenhouse Gases». In *Integrating Ecology and Poverty Reduction*, J. C. Ingram, F. DeClerck et C. R. Rio. Springer New York, p. 331-352.
- Rivard, C., H. Vigneault, A. R. Piggott, M. Larocque et F. Ancil. 2009. «Groundwater recharge trends in Canada». *Canadian Journal of Earth Sciences*, vol. 46, no 11, p. 841-854.
- Rosa, E., M. Larocque, S. Pellerin, S. Gagné et B. Fournier. 2009. «Determining the number of manual measurements required to improve peat thickness estimations by ground penetrating radar». *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 34, no 3, p. 377-383.
- Rousseau, A. N., A. Mailhot, M. Slivitzky, J.-P. Villeneuve, M. J. Rodriguez et A. Bourque. 2004. «Usages et approvisionnement en eau dans le sud du Québec Niveau des connaissances et axes de recherche à privilégier dans une perspective de changements climatiques». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 29, no 2, p. 121-134.
- Ruhl, J. B. 2007. «Climate Change and the Endangered Species Act». *Boston University Law Review*, vol. 88, no 1, p. 1-62.
- Schloss, C. A., J. J. Lawler, E. R. Larson, H. L. Papendick, M. J. Case, D. M. Evans, J. H. DeLap, J. G. R. Langdon, S. A. Hall et B. H. McRae. 2011. «Systematic conservation planning in the face of climate change: Bet-hedging on the Columbia Plateau». *PLoS ONE*, vol. 6, no 12, p. 1-9.
- Schweiger, O., J. Settele, O. Kudrna, S. Klotz et I. Kühn. 2008. «Climate change can cause spatial mismatch of tropically interacting species». *Ecology*, vol. 89, no 12, p. 3472-3479.
- Scibek, J., D. M. Allen et P. H. Whitfield. 2008. «Quantifying the impacts of climate change on groundwater in an unconfined aquifer that is strongly influenced by surface water». *Geological Society of London Special Publications*, vol. 288, no 1, p. 79-98.

- Scott, D., et C. Lemieux. 2005. «Climate change and protected area policy and planning in Canada». *The Forestry Chronicle*, vol. 81, no 5, p. 696-703.
- Secrétariat de la convention sur la diversité biologique. 2007. La diversité biologique et les changements climatiques. En ligne. Consulté le 25 février 2013. <<http://www.cbd.int/doc/bioday/2007/ibd-2007-booklet-01-fr.pdf>>.
- Semlitsch, R. D. 1998. «Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders». *Conservation Biology*, vol. 12, p. 1113-1119.
- Semlitsch, R. D., et J. R. Bodie. 2003. «Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles». *Conservation Biology*, vol. 17, no 5, p. 1219-1228.
- Settele, J., J. Biesmeijer et R. Bommarco. 2008. «Switch to ecological engineering would aid independence». *Nature*, vol. 456, no 7222, p. 570.
- Sharbel, T. F., et J. . *Journal of Herpetology*, vol. 26, no 4, p. 505-508.
- Sherif, M. M., et V. P. Singh. 1999. «Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers». *Hydrological Processes*, vol. 13, no 8, p. 1277-1287.
- Smith, E. M., et F. H. Pough. 1994. «Intergeneric aggression among salamanders». *Journal of Herpetology*, vol. 28, p. 41-45.
- Stillman, R. A., et J. D. Goss-Custard. 2010. «Individual-based ecology of coastal birds». *Biological Reviews*, vol. 85, p. 413-434.
- Studds, C. E., et P. P. Marra. 2007. «Linking fluctuations in rainfall to nonbreeding season performance in a long-distance migratory bird, *Setophaga ruticilla*». *Climate Research*, vol. 35, no 1-2, p. 115-122.
- Suffling, R., et D. Scott. 2002. «Assessment of climate change effects on Canada's national park system». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 74, p. 117-139.
- Therrien, R., R. G. McLaren, E. A. Sudicky et S. M. Panday. 2010. «HydroGeoSphere: A three-dimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport - User's Manual». Groundwater Simulations Group, 457 p. En ligne. <http://www.ggl.ulaval.ca/fileadmin/professeurs/rethe1/hydrosphere_01.pdf>.
- Toews, M. W., et D. M. Allen. 2009. «Evaluating different GCMs for predicting spatial recharge in an irrigated arid region». *Journal of Hydrology*, vol. 374, no 3-4, p. 265-281.
- Tremblay, T., M. Nastev et M. Lamothe. 2010. «Grid-based hydrostratigraphic 3D modelling of the Quaternary sequence in the Châteauguay River watershed, Quebec». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 35, no 4, p. 377-398.

- Vaccaro, J. J. 1992. «Sensitivity of groundwater recharge estimates to climate variability and change, Columbia Plateau, Washington». *Journal of Geophysical Research*, vol. 97, no D3, p. 2821-2833.
- Van Dijk, A. I. J. M., P. B. Hairsine, J. P. Arancibia et T. I. Dowling. 2007. «Reforestation, water availability and stream salinity: A multi-scale analysis in the Murray-Darling Basin, Australia». *Forest Ecology and Management*, vol. 251, no 1–2, p. 94-109.
- Vellend, M., et M. A. Geber. 2005. «Connections between species diversity and genetic diversity». *Ecology Letters*, vol. 8, p. 767-781.
- Wake, D. B, et V. T. Vredenburg. 2008. «Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, no Suppl.1, p. 11466-11473.
- Werner, E. E. 1986. «Amphibian metamorphosis: growth rate, predation risk, and the optimal size at transformation.». *American Naturalist*, vol. 128, p. 319-341.
- Whitmore, J., K. Gajewski, M. Sawada, J. W. Williams, B. Shuman, P. J. Bartlein, T. Minckley, A. E. Viau, T. Webb III, S. Shafer, P. Anderson et L. Brubaker. 2005. «Modern pollen data from North America and Greenland for multiscale paleoenvironmental applications». *Quaternary Science Reviews*, vol. 24, p. 1828-1848.
- Wiens, J. A., et D. Bachelet. 2010. «Matching the multiple scales of conservation with the multiple scales of climate change: Special section». *Conservation Biology*, vol. 24, no 1, p. 51-62.
- Williams, J. W., S. T. Jackson et J. E. Kutzbach. 2007. «Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104, no 14, p. 5738-5742.
- Willson, J. D., et M. E. Dorcas. 2003. «Effects of Habitat Disturbance on Stream Salamanders: Implications for Buffer Zones and Watershed Management». *Conservation Biology*, vol. 17, no 3, p. 763-771.
- Winter, T. C. 2007. «The role of ground water in generating streamflow in headwater areas and in maintaining base flow». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 43, no 1, p. 15-25.
- Wipfli, M. S., J. S. Richardson et R. J. Naiman. 2007. «Ecological Linkages Between Headwaters and Downstream Ecosystems: Transport of Organic Matter, Invertebrates, and Wood Down Headwater Channels¹». *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 43, no 1, p. 72-85.
- Yagouti, A., G. Boulet, L. Vincent, L. Vescovi et É. Mekis. 2008. «Observed changes in daily temperature and precipitation indices for Southern Québec, 1960-2005.». *Atmosphere - Ocean*, vol. 46, no 2, p. 243-256.

« Modélisation hydrogéologique et modélisation des populations de salamandres sur le mont Covey Hill : perspectives pour la conservation des habitats en présence de changements climatiques »

ANNEXE 1 :

Étude paléoécologique de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide

MARS 2013

Rapport final projet # 554007-107



FACULTE DE FORESTERIE
ET DE GÉOMATIQUE
Département de géographie

Cité universitaire
Québec, Canada G1K 7P4

Étude paléoécologique de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide



Rapport final

présenté auprès de M. Réal Carpentier
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
Direction du patrimoine écologique et des parcs

Martin LAVOIE

Département de Géographie et Centre d'études nordiques
Université Laval

Stéphanie PELLERIN

Jardin botanique de Montréal
et Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal

Décembre 2011

Équipe de réalisation des travaux

Planification et supervision

Martin Lavoie
Stéphanie Pellerin

Travaux de terrain

Martin Lavoie
Élisabeth C. Robert
Alexandre Lamarre
Michel Bergeron
Martine Larouche

Travaux en laboratoire

Élisabeth C. Robert
Véronique Gallant
Alexandre Lamarre

Rédaction

Martin Lavoie
Stéphanie Pellerin

Martin Lavoie :

Département de Géographie
et Centre d'études nordiques
Université Laval
Pavillon Abitibi-Price
2405, rue de la Terrasse
Québec (Québec) G1V 0A6
Téléphone : 418-656-2131, poste 2230
Télécopieur : 418-656-3960
Courriel : martin.lavoie@cen.ulaval.ca

INTRODUCTION

La réserve écologique du Pin-Rigide en Montérégie héberge une tourbière ombrotrophe à sphaignes. Dans le cadre d'une étude paléoécologique préliminaire sur l'histoire à long terme du pin rigide à l'aide de l'analyse pollinique (St-Laurent Samuel, Lavoie & Pellerin, 2008), un âge de 10 400 ans A.A. (avant aujourd'hui) avait été obtenu à la base d'une carotte de tourbe d'une épaisseur de 140 cm prélevée à la marge de la tourbière au contact de la forêt (carotte PR2007 ; Figure 1). Il s'agissait alors sans doute d'un âge minimal pour la tourbière, compte tenu que le point d'origine d'une tourbière se trouve généralement en position centrale et que les tourbières se développent spatialement souvent de manière centripète. Les analyses polliniques de la carotte PR2007 indiquaient aussi qu'une importante diminution du rythme de l'accumulation verticale de la tourbe s'était produite au cours de l'histoire de la tourbière. Malgré l'absence de datations radiochronologiques, cette diminution aurait été d'une durée de quelques millénaires et aurait chevauché les époques de l'Holocène moyen et de l'Holocène supérieur. La découverte d'un événement similaire à la tourbière du mont Covey Hill située à quelques kilomètres au sud de la réserve écologique du Pin-Rigide entre 7800 et 500 ans A.A. (Lavoie, Pellerin et Larocque, 2011 ; Annexe I) milite fortement en faveur de l'hypothèse d'un contrôle climatique sur la dynamique des deux tourbières.

Le potentiel de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide comme archive environnementale pour reconstituer l'histoire du climat et des paléoenvironnements du sud du Québec depuis la déglaciation est élevé. C'est pourquoi nous avons réalisé dans un premier temps l'analyse macrofossile et des thécamoebiens d'une carotte prélevée en position centrale. Le présent projet intitulé « *Étude paléoécologique de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide* » [projet no. RÉ-Pin-Rigide (2010-01)] comporte deux principaux objectifs :

1- Le premier objectif est de reconstituer les étapes du développement de la tourbière depuis son origine. L'analyse macrofossile a été employée à cette fin. Il s'agit d'une méthode d'investigation paléobotanique qui consiste à identifier et dénombrer les restes végétaux de taille macroscopique (e.g. feuilles, graines, bois, particules de charbons de bois) obtenus après tamisage de la matière organique. Les analyses macrofossiles permettent de reconstituer la

succession temporelle des conditions trophiques de même que la composition de la flore et la structure du couvert végétal au sein de la tourbière.

2-Le second objectif est de reconstituer les conditions d'humidité qui ont prévalu à la surface de la tourbière au cours de son histoire, conditions ayant présidé à l'accumulation verticale de la tourbe. À cette fin, nous avons eu recours à l'analyse des thécamoebiens. Il s'agit d'organismes unicellulaires (protozoaires) abondants dans la tourbe, notamment dans la tourbe de sphaignes. La composition et l'abondance des assemblages des thécamoebiens sont régies, en premier lieu, par la position de la nappe phréatique. Certaines espèces sont associées à des conditions d'humidité élevée, d'autres à des conditions plus sèches de la tourbe. Puisque les fluctuations de la nappe phréatique des tourbières ombrotrophes sont contrôlées en grande partie par le climat (ratio entre les précipitations et l'évapotranspiration), les assemblages fossiles des thécamoebiens livrent des informations quantitatives sur les fluctuations passées de la nappe phréatique et des conditions climatiques générales.

Ce rapport final présente les résultats des travaux qui ont eu lieu sur le terrain et en laboratoire. Les résultats seront aussi utilisés dans le cadre d'un projet plus vaste intitulé «*Modélisation hydrogéologique et modélisation des populations de salamandres sur le mont Covey Hill: perspectives pour la conservation des habitats en présence de changements climatiques*» et financé par le consortium Ouranos (Programme PACC-26 ; projet #554007). Ce projet d'une durée de trois ans (fin en 2013), auquel participent Martin Lavoie et Stéphanie Pellerin, est dirigé par Marie Larocque, hydrogéologue au Département des sciences de la terre et de l'atmosphère à l'Université du Québec à Montréal. Le projet permettra, entre autres, de mieux comprendre les enjeux liés à la dynamique des écosystèmes face aux changements climatiques et de mieux cibler les stratégies de conservation à long terme.

TRAVAUX SUR LE TERRAIN

Les travaux sur le terrain se sont déroulés en deux étapes. Le 6 août 2010, des mesures d'épaisseur de matière organique ont été effectuées à l'aide d'une tige par M. Lavoie, Élisabeth Robert (professionnelle de recherche au Centre d'études nordiques), accompagnés à cette occasion de Michel Bergeron et Martine Larouche du MDDEP. Les mesures ont été effectuées à tous les 50 m le long de deux transects disposés à angle droit traversant la tourbière. L'endroit où la matière organique était la plus épaisse (137 cm) a été identifié et choisi comme point d'échantillonnage de la carotte sédimentaire pour les analyses paléoécologiques (Figure 1). Au cours de la même journée, nous avons aussi exploré une portion de la tourbière située en face de la réserve écologique (de l'autre côté du chemin Montée du Rocher) dont une partie a été acquise par Conservation de la nature Canada. Bien que le dépôt de matière organique semble plus épais à cet endroit, il ne fut pas possible de prendre beaucoup de mesures en raison de la présence de nombreux plans d'eau. Le type de matériel organique est aussi très différent et beaucoup moins propice à un échantillonnage paléoécologique traditionnel.

Les travaux d'échantillonnage de la carotte (carotte PR2010 ; Figure 1) ont eu lieu le 19 octobre 2010 par M. Lavoie. Deux carottiers ont été employés. La partie supérieure du profil (000-080 cm) a été récoltée à l'aide d'un carottier de type « Box » (Photo 1). Celui-ci permet de récolter, sur une épaisseur d'au plus un mètre, des échantillons de tourbe de grande dimension (8 × 8 cm). La partie la plus profonde du dépôt (50-127 cm) a été échantillonnée à l'aide d'un carottier russe (Photo 2; Jowsey, 1966) doté d'une chambre de 2,5 cm de diamètre et de 50 cm de longueur. Ce carottier permet de récolter les sédiments en plusieurs segments. Notons qu'en raison du fait que la tourbière repose directement sur le substrat rocheux sous-jacent, il ne fut pas possible de récolter le contact organo-minéral qui est à 137 cm de profondeur au point d'échantillonnage. En effet, la pointe du carottier russe, d'une longueur de 10 cm, ne peut pénétrer la roche (Figure 2a). Il manque ainsi les dix premiers sédiments organiques à la base du dépôt (127 à 137 cm de profondeur). Les sédiments récoltés à l'aide du carottier russe ont été prélevés selon les segments suivants : 050-100 cm ; 050'-100' cm ; 077-127 cm ; 073-123 cm ; 070-120 cm (Figure 2b). Le prélèvement de doublons a été nécessaire afin d'obtenir une quantité suffisante de matériel pour les analyses paléoécologiques et les datations radiochronologiques.

Les sédiments ont été emballés immédiatement sur le terrain dans une pellicule de papier cellophane et du papier d'aluminium. Les profondeurs de chacun des segments ont été soigneusement notées. Les carottes ont ensuite été placées dans des gouttières en position horizontale pour leur transport au laboratoire.

Afin de pouvoir reconstituer de façon quantitative les fluctuations passées de la position de la nappe phréatique de la tourbière à l'aide des thécamoebiens, il est nécessaire dans un premier temps d'examiner la composition moderne des espèces dans la tourbe de surface et ce pour différents biotopes (buttes, dépressions, platières, etc.). À cette fin, 13 échantillons de sphaignes de surface ont été récoltés par Alexandre Lamarre, professionnel de recherche au GEOTOP de l'Université du Québec à Montréal. À chacun des points de récolte, diverses mesures ont été prises comme la profondeur de la nappe phréatique, la température de l'eau et de la tourbe, le pH de la tourbe et de l'eau.

TRAVAUX EN LABORATOIRE

Analyses paléobotaniques

Les carottes ont été entreposées au réfrigérateur à une température de 4°C pour éviter le développement de moisissures et leur dessèchement. Les analyses macrofossiles ont été réalisées au Laboratoire de paléoécologie terrestre du Centre d'études nordiques (CEN). Les carottes ont d'abord été nettoyées (élimination d'une couche de matière organique superficielle d'environ 1 mm d'épaisseur) afin d'éviter les possibles contaminations qui auraient pu survenir lors de l'échantillonnage sur le terrain. Elles ont ensuite été coupées en tranches contiguës de 1 cm d'épaisseur et chaque tranche fut placée dans un sac numéroté et entreposé au réfrigérateur.

Les analyses macrofossiles ont été effectuées par É. Robert et Véronique Gallant (étudiante au baccalauréat en géographie à l'Université Laval) à un intervalle stratigraphique régulier de 4 cm sur des tranches de 1 cm d'épaisseur. Des niveaux intermédiaires ont ensuite été analysés aux endroits où des modifications importantes dans la composition de la matrice de la tourbe ou dans les assemblages macrofossiles étaient notées. Les échantillons ont été bouillis pendant quelques

minutes dans une solution d'eau et d'hydroxyde de potassium 10 % afin de désagréger la matière organique. Ils furent ensuite tamisés à travers une série de trois tamis superposés de maille 850, 425 et 180 μm . Les pièces macrofossiles ont été dénombrées et identifiées à la loupe binoculaire à un grossissement de 40 \times à l'aide guides de références (Beijerinck, 1947 ; Martin & Barkley, 1961 ; Montgomery, 1977 ; Lévesque, Diné & Larouche, 1988) et de la collection de référence du Laboratoire de paléoécologie terrestre.

Les analyses macrofossiles ont consisté :

- en une estimation de l'état de fragmentation et de détérioration de la matrice de la tourbe quantifié par un indice de décomposition attribué en fonction du pourcentage de matériel fractionné (1 : <25 % ; 2 : 25 % ; 3 : 50 % ; 4 : 75 % ; 5 : >75 %) ;
- à l'évaluation, en pourcentage de volume, des principales composantes de la matrice des sédiments organiques (sphaignes, mousses brunes, fragments ligneux, racines et radicelles, herbacées, indéterminables) ;
- à l'identification et au dénombrement des pièces macrofossiles (rameaux, aiguilles, feuilles, graines, etc.) provenant des plantes vasculaires (arbres, arbustes, herbes) ;
- à l'identification et au dénombrement ou à l'estimation de l'abondance des particules des charbons de bois et de pièces macrofossiles autres que celles des plantes vasculaires (cladocères).

Les résultats sont présentés sur la forme de deux diagrammes macrofossiles : le premier présente la composition de la matrice de la tourbe, le second les dénombrements des pièces macrofossiles. Pour ce second diagramme, les résultats ont été standardisés pour un volume de 20 cm^3 (i.e. nombre de macrorestes par volume de 20 cm^3), soit le volume le plus important analysé pour un échantillon. Les diagrammes ont été construits à l'aide du logiciel *Palaeo Data Plotter* (Juggins, 2002).

Analyses des thécamoebiens

Les analyses des thécamoebiens fossiles ont été réalisées par A. Lamarre au GEOTOP à un pas analytique régulier de 4 cm entre les profondeurs 0 et 100 cm à partir d'échantillons d'un volume de 1 cm^3 . Les thécamoebiens ont été extraits de la tourbe selon les protocoles standards

internationaux les plus récents (e.g. Lamarre, 2011). Ils ont ensuite été identifiés et dénombrés au microscope à un grossissement de 400×. Dans la mesure du possible, au moins 100 thécamoebiens furent identifiés pour chacun des niveaux. Les résultats sont présentés sous la forme d'un diagramme d'abondance des espèces (pourcentages). Une fonction de transfert (Lamarre, 2011) a été employée afin de reconstituer, de façon quantitative, les positions passées de la nappe phréatique (profondeur en cm par rapport à la surface).

Datations radiochronologiques

Onze échantillons (volume d'environ 1 cm³) de la carotte PR2010 ont été soumis pour la datation radiochronologique par spectrométrie de masse par accélérateur (SMA) au Laboratoire de radiochronologie du CEN (préparation des échantillons) et au Keck Laboratory de l'Université de Californie (datation) afin de fournir un cadre chronologique aux reconstitutions paléoécologiques. Les âges en années conventionnelles (années ¹⁴C) ont été transformés en années étalonnées avant aujourd'hui (années A.A.) à l'aide du logiciel CALIB 6.0 (Stuiver & Reimer, 1993 ; Reimer et al., 2009). Un âge de 0 ans A.A. a été attribué à la surface de la tourbe (0 cm). Un modèle de l'âge de la tourbe en fonction de la profondeur a été établi par interpolation linéaire afin de calculer le rythme de l'accumulation de la tourbe au cours du temps (cm an⁻¹), de même que la durée de temps représentée par l'accumulation d'un centimètre de tourbe (ans cm⁻¹) aux différentes époques de la tourbière.

RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS

Composition de la tourbe et données chronologiques

La carotte PR2010 est d'une longueur de 127 cm et consiste entièrement en de la tourbe. La composition de la matrice est relativement simple (Figure 3). Les restes de plantes herbacées constituent la majeure partie du profil (40-95 % de la matrice selon les niveaux), de la base jusqu'à 12 cm de profondeur. À certains endroits, les fragments ligneux, les racines et les radicelles forment une part importante de la matrice (74-76 cm ; 96-108 cm). Des restes ligneux sont présents dans chacun des niveaux, représentant parfois de 10 à 20 % de la matrice (tourbe d'herbacées et de bois). Les 10 cm supérieurs de la carotte sont composés essentiellement de

sphaignes. Un horizon de mousses (*Polytrichum strictum*) est présent à 12 cm de profondeur et forme une transition entre la tourbe d'herbacées et de bois et la tourbe de sphaignes. À l'exception de la tourbe de sphaignes, la matière organique est partout fortement décomposée (indices de décomposition variant de 4 à 5 ; Figure 3).

Au total, onze échantillons provenant de deux niveaux ont fait l'objet d'une datation radiochronologique (Tableau 1). Un âge de 10 250 ans A.A. a été obtenu à la base de la carotte (127 cm). Il s'agit d'un âge similaire à celui obtenu pour la carotte PR2007 (10 400 ans A.A.) à la marge de la tourbière au contact de la forêt où la tourbe atteint une épaisseur de 140 cm (St-Laurent Samuel, Lavoie & Pellerin, 2008). Un modèle de l'âge de la tourbe en fonction de la profondeur (interpolation linéaire) de la carotte PR2010 est présenté à la figure 4. En raison de possibles inversions de dates pour les échantillons âgés entre 8000 et 9000 ans, deux niveaux datés (75 et 100 cm) ont été resoumis de nouveau à la datation ^{14}C afin de vérifier si ces inversions étaient réelles. La resoumission a livré exactement les mêmes résultats : deux âges similaires (8270 et 8370 ans A.A.) ont été obtenus pour deux échantillons distants de 35 cm (50 et 85 cm), alors que les profondeurs 75 et 100 cm ont donné exactement le même âge (respectivement 9000/9050 et 8990/9050 ans A.A. ; Figure 4). Il n'est pas possible d'affirmer avec certitude quelles sont les dates qui sont bonnes et quelles sont celles qui sont fausses et qui devraient être rejetées. Une hypothèse peut toutefois être avancée : certains horizons pourraient présenter un âge « rajeuni » en raison de la présence de certaines espèces végétales présentes sur la tourbière comme *Scirpus cyperinus* (voir la section suivante concernant la description du diagramme macrofossile) qui produisent un rhizome volumineux. Les rhizomes se seraient développés en profondeur au sein de la tourbe plus âgée, ayant ainsi pour effet de rajeunir l'âge de la tourbe en profondeur. À notre connaissance, c'est la première fois qu'une telle situation survient dans les datations radiochronologiques d'une tourbière au Québec. Seules des datations sur d'autres niveaux intermédiaires permettraient de trancher la question.

Peu importe la raison de ces inversions et quelles dates devraient être rejetées, si nous assumons que l'âge de 7520 ans A.A. (35 cm) est valide (ce qui semble le cas selon le diagramme pollinique de la carotte PR2007), la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide se caractérise par un fait particulier : la plus grande partie de l'accumulation verticale de la tourbe,

au point d'échantillonnage, de 127 à 35 cm, s'est produite au cours des seules 2700 premières années de l'histoire de la tourbière (10 250 – 7520 ans A.A.), ce qui représente 72 % du total de l'accumulation verticale. Seulement 35 cm de tourbe se sont accumulés au cours des 7520 dernières années, soit 28 % de l'épaisseur totale du profil. Ceci représente un taux d'accumulation très lent ($0,003 - 0,009 \text{ cm an}^{-1}$) associé à une décomposition accrue de la matière organique (Figure 4).

Étapes du développement de la tourbière au point d'échantillonnage

Le diagramme macrofossile des plantes vasculaires est présenté à la figure 5. Au total, 36 échantillons ont été analysés. Le contenu en pièces macrofossiles est relativement pauvre, fort probablement en raison du degré de décomposition avancé de la matière organique. Il est néanmoins suffisant pour reconstituer adéquatement les principales périodes du développement de la tourbière. La composition des assemblages macrofossiles a permis de distinguer, du bas vers le haut du profil, trois principales périodes (Zones I-III) dans la dynamique temporelle de la tourbière, la Zone III se subdivisant elle-même en trois sous-zones.

Zone I : 127 – 125 cm

À la base du diagramme, deux échantillons (126 et 127 cm) sont caractérisés par la présence de graines de *Najas flexilis* (plante herbacée aquatique) et de mégaspores de l'algue *Isoetes*, ce qui indique l'existence initiale d'un plan d'eau peu profond (sans doute un étang) au point d'échantillonnage. Les restes de *N. flexilis* sont couramment observés à la base des tourbières caractérisées au départ par une phase d'étang (e.g. Lavoie & Richard, 2000).

Zone II : 125 – 110 cm

Dans la Zone II, seuls quatre taxons macrofossiles ont été identifiés chez les plantes vasculaires. Par ordre d'apparition, il s'agit de cf *Maianthemum canadense* (graines), cf Asteraceae (intérieur d'akènes), *Carex* sp. (akènes) et *Scirpus cyperinus* (akènes). Les akènes de *S. cyperinus* sont particulièrement abondants à la profondeur 113 cm (169 akènes/20 cm³). On note aussi la présence de cladocères dans deux échantillons. Les conditions locales durant la période représentée par la Zone II étaient sans doute minérotrophes, reflétant le début de l'entourbement

suite au comblement de l'étang initial. La nappe phréatique était près ou en surface de la tourbe pendant au moins une partie de l'année.

Beaucoup de charbons de bois de taille macroscopique ont été trouvés dans la tourbe, certains échantillons contenant plus de 500 particules/20 cm³. Puisque les charbons macroscopiques ne peuvent être transportés par le vent sur de grandes distances, ils témoignent de feux récurrents ayant sévi au sein des forêts ceinturant la tourbière avant 9000 ans A.A. Le climat de l'Holocène inférieur (chaud et surtout plus sec) était favorable à une fréquence élevée des feux de forêts au Québec méridional (Carcaillet & Richard, 2000 ; Talon et al., 2005).

Zone III : 110 – 0 cm

La Zone III correspond à l'établissement des conditions ombrotrophes sur la tourbière. Elle se subdivise en trois sous-zones (IIIa, IIIb et IIIc) en fonction de la diversité des espèces identifiées et de l'état de préservation des pièces macrofossiles.

Sous-zone IIIa : 110 – 98 cm

La sous-zone IIIa marque le début de l'installation locale des espèces arbustives comme *Chamaedaphne calyculata* et les Salicaceae. Les macrorestes de *C. calyculata*, un espèce de conditions ombrotrophes (Garneau, 2001), sont abondants et diversifiés (feuilles, graines, fragments de fruits). Il est possible que d'autres arbustes aient aussi été présents en raison des nombreuses feuilles de plantes vasculaires qui ne purent être identifiées au niveau de l'espèce (état de décomposition trop avancée, taille trop petite des fragments). En revanche, on note une importante diminution de la représentation des restes de *Carex* sp. et de *Scirpus cyperinus*. Les graines de cf *Maianthemum canadense* sont aussi maintenant absentes. Des graines de *Triadenum fraseri* et des fragments d'aiguilles de Pinaceae furent aussi trouvés. En ce qui concerne les Pinaceae, il n'est pas possible de dire s'il s'agit d'aiguilles de pin rigide (*Pinus rigida*), de pin rouge (*P. resinosa*) ou de pin blanc (*P. strobus*), les fragments étant trop décomposés. Enfin, on note la présence continue des cladocères qui indiquent des conditions locales toujours très humides.

Sous-zone IIIb : 98 – 28 cm

La sous-zone IIIb correspond aux endroits de la carotte où des inversions des dates radiochronologiques se sont produites ; elle correspond aussi en partie à la période caractérisée par un très faible taux d'accumulation verticale de la tourbe. Le degré avancé de décomposition de la matière organique (indices de décomposition de 4 à 5 ; Figure 3) a des répercussions sur l'état de préservation des macrorestes végétaux. En effet, peu de restes ont été trouvés dans cette portion de la carotte. Les éléments caractéristiques de la sous-zone IIIb sont :

- la présence maintenant sporadique des restes de *Chamaedaphne calyculata* ;
- l'apparition de *Andromeda glaucophylla* (graines) et de *Eriophorum* spp. (akènes) ;
- la présence d'akènes de *Carex* sp. répartis en deux principaux modes (52-65 cm ; 80-90 cm).

La présence continue de *A. glaucophylla* indique le maintien des conditions ombrotrophes. Bien que les akènes ne purent être identifiés au niveau de l'espèce, la présence en deux épisodes des *Carex* pourrait, à titre d'hypothèse, traduire l'existence d'une microtopographie de buttes et de dépressions similaires à celle qui prévaut aujourd'hui, *A. glaucophylla* croissant sur les buttes plus sèches et les *Carex* dans les dépressions plus humides. Des restes d'autres taxons macrofossiles ont aussi été trouvés de façon sporadique : *Viola* sp. (graines), *Betula papyrifera* (graines sans doute apportées par le vent), *Scirpus* sp., *Cladium mariscoides* (akènes) et cf *Melampyrum lineare* (fragments de graines). Les cladocères qui sont présents dans la première moitié de la zone disparaissent à partir de la profondeur 70 cm. Enfin, beaucoup de charbons de bois ont été trouvés au début de la sous-zone (98-90 cm). Ils sont ensuite beaucoup moins abondants (indice 1).

Sous-zone IIIc : 28 – 0 cm

La sous-zone IIIc au sommet de la carotte se caractérise par une plus grande abondance des pièces et une diversité plus élevée des taxons macrofossiles. Ceci est en partie attribuable au degré de décomposition moins élevé de la tourbe de sphagnes (10-0 cm). Les éléments caractéristiques des assemblages macrofossiles de la sous-zone IIIc sont :

- la disparition des restes de *Andromeda glaucophylla* ;
- la présence de nombreux akènes de *Carex* sp. ;

- le retour de *Scirpus cyperinus* (espèce qui était absente depuis le milieu de la sous-zone IIIa) ;
- de nombreuses graines de la famille des Asteraceae ;
- la présence de nouvelles espèces comme *Typha angustifolia* et *Betula populifolia* ;
- le retour des cladocères ;
- de grandes quantités de charbons de bois.

La présence de *Scirpus cyperinus*, des *Carex* sp., de *Typha angustifolia* et des cladocères reflète des conditions locales plus humides que celles qui prévalaient pendant la sous-zone IIIb. On observe d'ailleurs aujourd'hui sur la tourbière de nombreux individus morts de bouleau gris et de pin rigide, probablement en raison d'une élévation du niveau de la nappe phréatique. En assumant que la date de 1650 ans A.A. obtenue à 15 cm de profondeur est exacte, le bouleau gris se serait installé sur la tourbière il y a plus de 1000 ans. Cette présence ancienne contraste avec la région du Bas-Saint-Laurent où le bouleau gris colonise les tourbières exploitées depuis quelques décennies seulement (Lavoie & Saint-Louis, 1999). Enfin, chaque échantillon contient une grande quantité de charbons de bois de taille macroscopique traduisant des feux récurrents. Il n'est toutefois pas possible de relier ces épisodes de feu avec ceux documentés par Meilleur, Brisson & Bouchard. (1997) pour les dernières décennies à partir de la dendrochronologie.

Analyse des thécamoebiens et fluctuations passées de la nappe phréatique

Le diagramme des thécamoebiens est présenté à la figure 6. La diversité des espèces identifiées est faible, soit huit au total. Ceci s'explique essentiellement par le caractère très décomposée de la tourbe qui a pour effet de détériorer les tests des thécamoebiens. Malgré tout, il fut possible de dénombrer une somme minimale d'au moins 100 thécamoebiens pour les niveaux situés entre 0 et 20 cm de profondeur, de même que pour ceux entre 60 et 100 cm de profondeur. Très peu de thécamoebiens ont été dénombrés entre 20 et 60 cm (<25 par échantillon). Parmi les huit espèces identifiées, *Cyclopyxis arcelloides* est celle qui est souvent la plus abondante. Il s'agit d'une espèce reflétant des conditions relativement humides de la tourbe. Les assemblages des thécamoebiens permettent de distinguer, de la base vers le haut du profil, trois principales périodes pour le mètre supérieur du dépôt concernant la position et les fluctuations passées de la nappe phréatique (Figure 6) :

1-Entre 100 et 58 cm de profondeur, les assemblages sont dominés par *Cyclopyxis arcelloides* (40-80 %), indiquant que la nappe phréatique se situait en moyenne entre 20 et 30 cm sous la surface de la tourbière. Quelques niveaux caractérisés par des pourcentages élevés de *Assulina muscorum* (80-85 cm, 65 cm) indiquent des baisses de courte durée de la nappe (35-45 cm sous la surface).

2-De 58 à 18 cm, les thécamoebiens sont très rares, voire complètement absents de la tourbe et/ou fortement dégradés. *Assulina muscorum*, *Arcella catinus*, *Trigonopyxis arcula* et *Hyalosphenia subflava*, espèces associées à des conditions plus sèches de la tourbe, dominent les assemblages selon les niveaux. *Cyclopyxis arcelloides* demeure l'espèce caractéristique chez les taxons de conditions plus humides. Malgré leur faible abondance, les thécamoebiens suggèrent que les conditions locales étaient plus sèches que lors de la période précédente et que la nappe phréatique se situait généralement entre 30 et 40 cm de profondeur.

3-Au sommet du profil (18-0 cm), on observe une nette diminution des espèces de conditions sèches au profit surtout de *Cyclopyxis arcelloides*. Les thécamoebiens sont ici abondants et bien préservés. La nappe phréatique se situait alors plus près de la surface, soit entre 10 et 20 cm.

DISCUSSION ET CONCLUSION

La tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide présente une dynamique successioneuse des régimes trophiques et de la flore essentiellement autogène. Les assemblages macrofossiles indiquent l'existence d'un étang initial sans doute peu profond (Zone I) dans le secteur immédiat du point d'échantillonnage. Compte tenu de l'importante superficie occupée aujourd'hui par la tourbière dont seul un lobe est inclus dans la réserve écologique, il est fort probable qu'il y ait eu au départ plusieurs points d'accumulation initiaux isolés les uns des autres et situés dans les dépressions du substrat sous-jacent. Après le comblement des étangs, une coalescence des points d'accumulation initiaux se serait produite par l'entremise du processus de paludification (Zone II) sous des conditions minérotrophes (Foster & Wright, 1990 ; Lavoie & Richard, 2000). Seule la

datation d'autres bases de tourbe en plusieurs endroits permettrait de vérifier cette hypothèse concernant le développement spatial de la tourbière. Enfin, le passage de la minérotrophie (Zone II) à l'ombrotrophie (Zone III) a été régie par des conditions internes liées à l'accumulation verticale de la tourbe et aux conditions hydrologiques en surface. L'instauration des conditions ombrotrophes au point d'échantillonnage est survenu relativement tôt dans l'histoire de la tourbière. Bien qu'il corresponde, stratigraphiquement, à l'endroit de la carotte présentant des problèmes chronologiques, le passage fen-bog a probablement eu lieu entre 9000 et 8000 ans avant nos jours.

Le trait caractéristique qui distingue nettement l'histoire de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide de celle des autres tourbières du Québec méridional est la dynamique à long terme de l'accumulation verticale de la tourbe au point d'échantillonnage. Deux points soulèvent ici l'attention :

1- Le premier point concernant cette dynamique a trait aux premiers millénaires de l'histoire de la tourbière. En effet, 72 % de cette accumulation (127-35 cm) a eu lieu pendant les 2700 premières années (entre 10 250 et 7520 ans A.A.), soit pendant la période de l'Holocène inférieur. Or, le climat de cette époque est réputé avoir été relativement chaud, mais surtout plus sec qu'aujourd'hui. L'importante accumulation sédimentaire correspondante corrobore les résultats obtenus pour d'autres tourbières du Québec méridional comme la tourbière du parc de Frontenac (Lavoie & Richard, 2000) et la tourbière du mont Covey Hill (Lavoie, Pellerin & Larocque, 2011 ; Annexe I) qui suggèrent que le climat plus sec de l'Holocène inférieur ne semble pas avoir été un obstacle à l'entourbement. Malgré des précipitations moindres, une productivité biologique accrue sous des températures estivales chaudes associée à des apports en nutriments provenant des eaux de ruissellement auraient permis l'accumulation verticale de la tourbe et, probablement, le développement spatial de la tourbière de la réserve écologique.

2- Le second point concerne l'importante diminution du taux d'accumulation de la tourbe à partir de 7520 ans A.A. jusqu'au moment de l'accumulation de la tourbe de sphaignes au sommet du profil. Seuls 35 cm de tourbe se sont accumulés au cours des 7500 dernières années, ce qui représente 28 % du profil vertical. Cette faible accumulation correspond à des degrés de

décomposition très élevés de la tourbe, à un contenu très pauvre en macrorestes végétaux (ceux-ci ayant sans doute été décomposés), de même qu'à une très faible abondance des thécamoebiens. Ces observations suggèrent des conditions locales sèches ayant entraîné une décomposition pratiquement complète de la biomasse produite annuellement. Les assemblages des thécamoebiens indiquent d'ailleurs que la nappe phréatique étaient basse durant cette période. Une décomposition active de la matière organique produite pendant une aussi longue durée expliquerait aussi pourquoi l'épaisseur totale du dépôt (137 cm) est beaucoup moindre que celle d'autres tourbières du Québec méridional (400-500 cm).

La découverte d'une dynamique similaire de l'accumulation verticale de la tourbe à la tourbière du mont Covey Hill, localisée à environ 10 km au sud de la réserve écologique du Pin-Rigide, milite fortement en faveur de l'hypothèse d'un contrôle climatique sur l'accumulation verticale de la tourbe. En effet, pour la tourbière de Covey Hill dont l'épaisseur maximale est de 350 cm et datée à la base à près de 14 000 ans, de très faibles taux d'accumulation sont survenus à partir de 8000 ans A.A. ; ils ont perduré jusqu'au cours des derniers siècles (Lavoie, Pellerin et Larocque, 2011 ; Annexe I). Les tourbières du mont Covey Hill et de la réserve écologique du Pin-Rigide sont les deux seules tourbières connues à ce jour au Québec méridional présentant une dynamique aussi particulière. Les similarités et le synchronisme des événements entre les deux sites suggèrent des conditions climatiques régionales plus sèches associées ou non à une évapotranspiration plus importante pendant les périodes de l'Holocène moyen et de l'Holocène supérieur, ce qui est nouveau dans nos connaissances sur les conditions hydroclimatiques passées.

La tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide est donc d'une grande valeur à titre d'archive naturelle pour étudier les conditions paléoenvironnementales. Cette valeur devrait faire en sorte que des moyens soient proposés afin qu'elle **soit préservée dans son entièreté** en plus du lobe présent au sein de la réserve et de la portion acquise par Conservation nature Canada. **La possibilité d'agrandir la superficie de la réserve écologique actuelle pourrait ainsi être envisagée afin d'englober la tourbière.** Des travaux se poursuivront sur ce site au cours des prochaines années en paléoécologie et en hydrogéologie des tourbières (travaux de Martin Lavoie

et Marie Larocque) afin de tester l'hypothèse que les tourbières situées en tête de bassin et/ou au sein de petits bassins versants sont très sensibles aux changements hydroclimatiques régionaux.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. Réal Carpentier et M. Michel Bergeron (Direction du patrimoine écologique et des parcs, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) pour leur appui dans la réalisation de ce projet.

RÉFÉRENCES

- Beijerinck, W., 1947. Zadenatlas der Nederlandsche flora. Mededeeling 30, Biologisch Stationte Wijster, Ed. H. Veenham-Zonen, Wagenigen, 316 p.
- Carcaillet, C. & Richard, P.J.H., 2000. Holocene changes in seasonal precipitation highlighted by fire incidence in eastern Canada. *Climate Dynamics*, 16: 549-559.
- Foster, D.R. & Wright Jr, H.E., 1990. Role of ecosystem development and climate change in bog formation in central Sweden. *Ecology*, 71: 450-463.
- Garneau, M., 2001. Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador. *Dans S. Payette & L. Rochefort (éditeurs). Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Les Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 523-531.*
- Jowsey, P.C., 1966. An improved peat sampler. *New Phytologist*, 65: 245-248.
- Juggins, S., 2002. Palaeo Data Plotter, Beta test version 1.0. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne.
- Lamarre, A., 2011. Développement d'une fonction de transfert au moyen des thécamoebiens et reconstitution des conditions paléoenvironnementales holocènes d'une tourbière à paises, Kuujuarapik, Québec nordique. Mémoire de M.Sc., Université du Québec à Montréal.
- Lavoie, C. & Saint-Louis, A., 1999. The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Canadian Journal of Botany*, 77: 859-868.
- Lavoie, M. & Richard, P.J.H., 2000. The role of climate on the developmental history of Frontenac Peatland, southern Quebec. *Canadian Journal of Botany*, 78: 668-684.
- Lavoie, M., Pellerin, S. & Larocque, M., 2011. Holocene dynamics of two temperate peatlands : paleohydrological impliations. *Proceedings, GeoHydro 2011 Congress, Québec.*
- Lévesque, P.E.M., Dinel, H. & Larouche, A., 1988. Guide illustré des macrofossiles végétaux des tourbières du Canada, Agriculture Canada, Publication No. 1817.
- Meilleur, A., Brisson, J. & Bouchard, A., 1997. Ecological analyses of the northernmost population of pitch pine (*Pinus rigida*). *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1342-1350.
- Martin, A.C. & Barkley W.D., 1961. Seed identification manual, University of California Press, Berkeley, 221 p.
- Montgomery, F.H., 1977. Seeds and Fruits of Plant of Eastern Canada and Northeastern United States. University of Toronto Press, Toronto, 232 p.

Saint-Laurent Samuel, A., Lavoie, M. & Pellerin, S., 2008. Dynamique à long terme d'une espèce arborescente menacée au Québec : le pin rigide (*Pinus rigida* Miller). Rapport de recherche remis au Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 33 p.

Stuiver, M. & P.J. Reimer, 1993. Extended 14C database and revised CALIB radiocarbon calibration program. Radiocarbon, 35: 315-330.

Reimer, P.J., M.G.L. Baillie, E. Bard, A. Bayliss, J.W. Beck, P.G. Blackwell, C. Bronk Ramsey, C.E. Buck, G.S. Burr, R.L. Edwards, M. Friedrich, P.M. Grootes, T.P. Guilderson, I. Hajdas, T.J. Heaton, A.G. Hogg, K.A. Hughen, K.F. Kaiser, B. Kromer, F.G. McCormac, S.W. Manning, R.W. Reimer, D.A. Richards, J.R. Southon, S. Talamo, C.S.M. Turney, J. van der Plicht & C.E. Weyhenmeyer, 2009. IntCal09 and Marine09 radiocarbon age calibration curves, 0-50,000 years cal BP. Radiocarbon, 51: 1111-1150.

Talon, B., Payette, S., Filion, L. & Delwaide, A. 2005, 'Reconstruction of the long-term fire history of an old-growth deciduous forest in Southern Québec, Canada, from charred wood in mineral soils. Quaternary Research, 64: 36-43.

Tableau 1. Données chronologiques du profil PR2010.

Échantillon et profondeur (cm)	Numéro de laboratoire	Matériel daté	Âge ¹⁴ C Années A.A.	Âge Années étalonnées A.A.
PR2010-015	UCIAMS-97787 ULA-2361	Tourbe	1740 ± 20	1650
PR2010-025	UCIAMS-92419 ULA-2389	Tourbe	4695 ± 20	5370
PR2010-035	UCIAMS-97788 ULA-2632	Tourbe	6630 ± 20	7520
PR2010-050	UCIAMS-92420 ULA-2390	Tourbe	7455 ± 20	8270
PR2010-075	UCIAMS-92421 ULA-2391	Tourbe	8065 ± 20	9000
PR2010-075	UCIAMS-97789 ULA-2633	Tourbe	8125 ± 20	9050
PR2010-085	UCIAMS-97790 ULA-2634	Tourbe	7535 ± 20	8370
PR2010-100	UCIAMS-92422 ULA-2392	Tourbe	8020 ± 20	8990
PR2010-101	UCIAMS-97791 ULA-2635	Tourbe	8125 ± 20	9050
PR2010-115	UCIAMS-97792 ULA-2636	Tourbe	8520 ± 20	9510
PR2010-127	UCIAMS-92423 ULA-2393	Tourbe	9100 ± 20	10 250

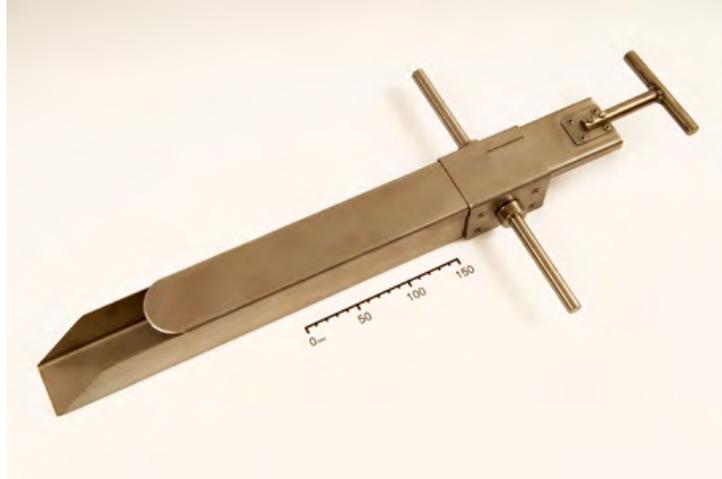


Photo 1. Carottier de type « Box » employé pour l'extraction des sédiments tourbeux.

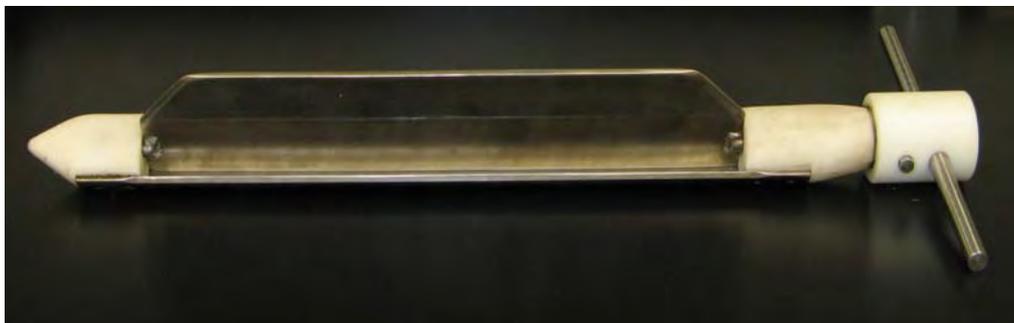


Photo 2. Carottier russe employé pour l'extraction des sédiments tourbeux.

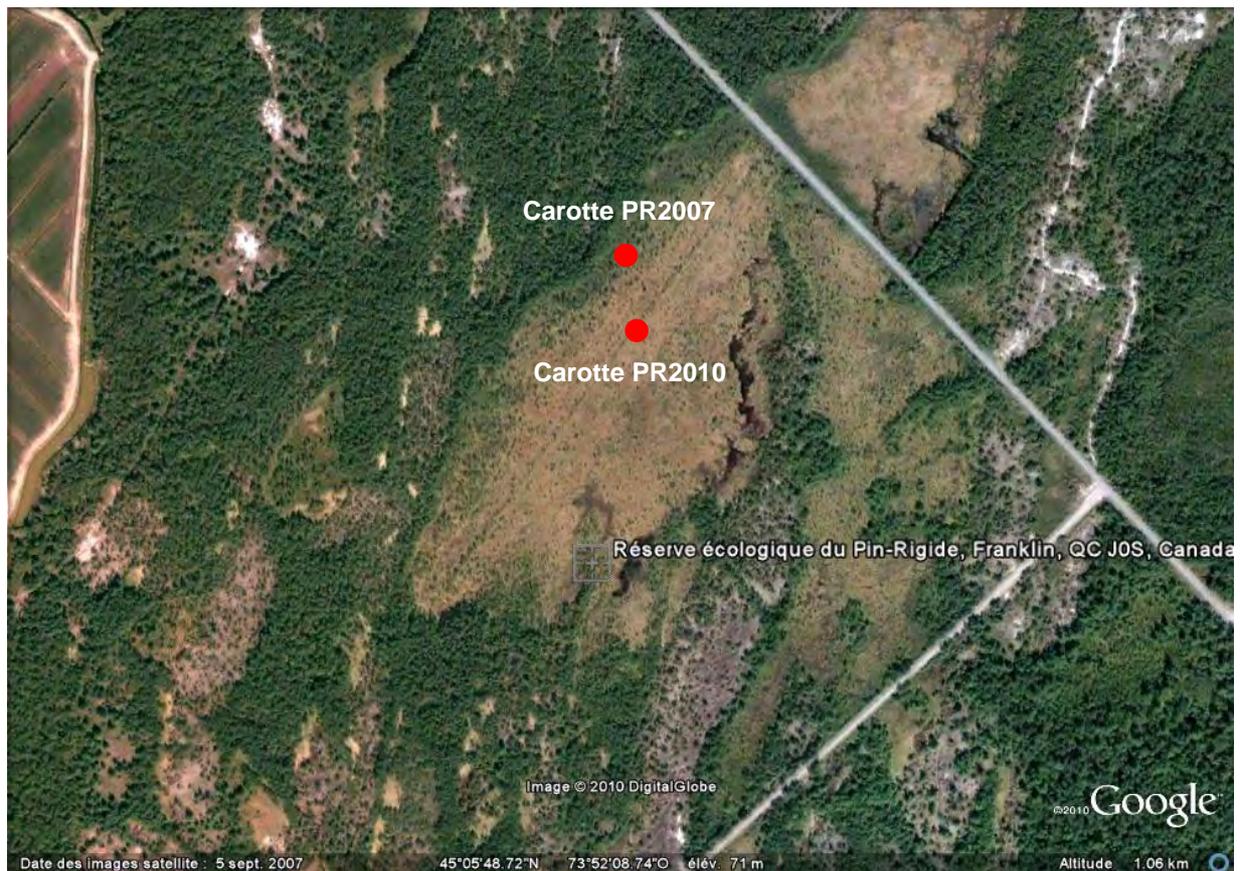


Figure 1. Localisation du point d'échantillonnage de la carotte PR2010 au sein de la tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide faisant l'objet de la présente étude. La carotte PR2007 récoltée dans la tourbière au contact de la forêt avait été analysée pour reconstituer l'histoire postglaciaire du pin rigide à l'aide de l'analyse pollinique (St-Laurent Samuel, Lavoie et Pellerin, 2008).

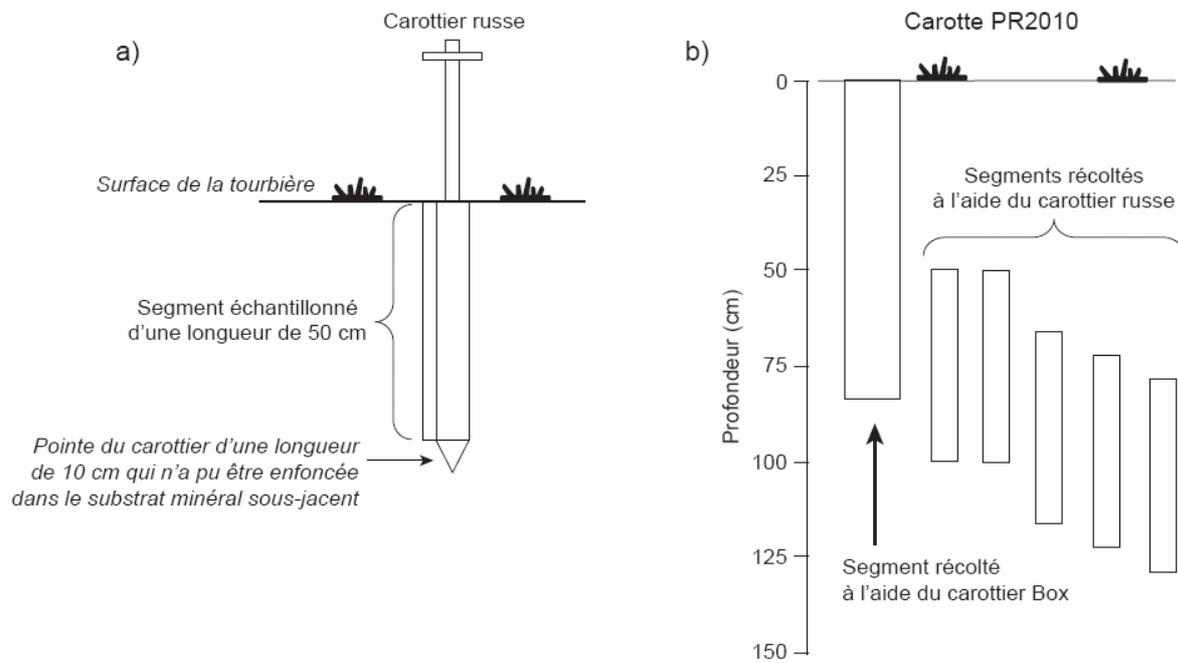


Figure 2. a) Schéma du carottier russe illustrant la pointe du carottier qui n'a pas pu être enfoncée dans le substrat géologique sous-jacent à la tourbière. b) Schéma illustrant le mode d'échantillonnage des segments de la carotte PR2010 à l'aide des carottiers Box et russe.

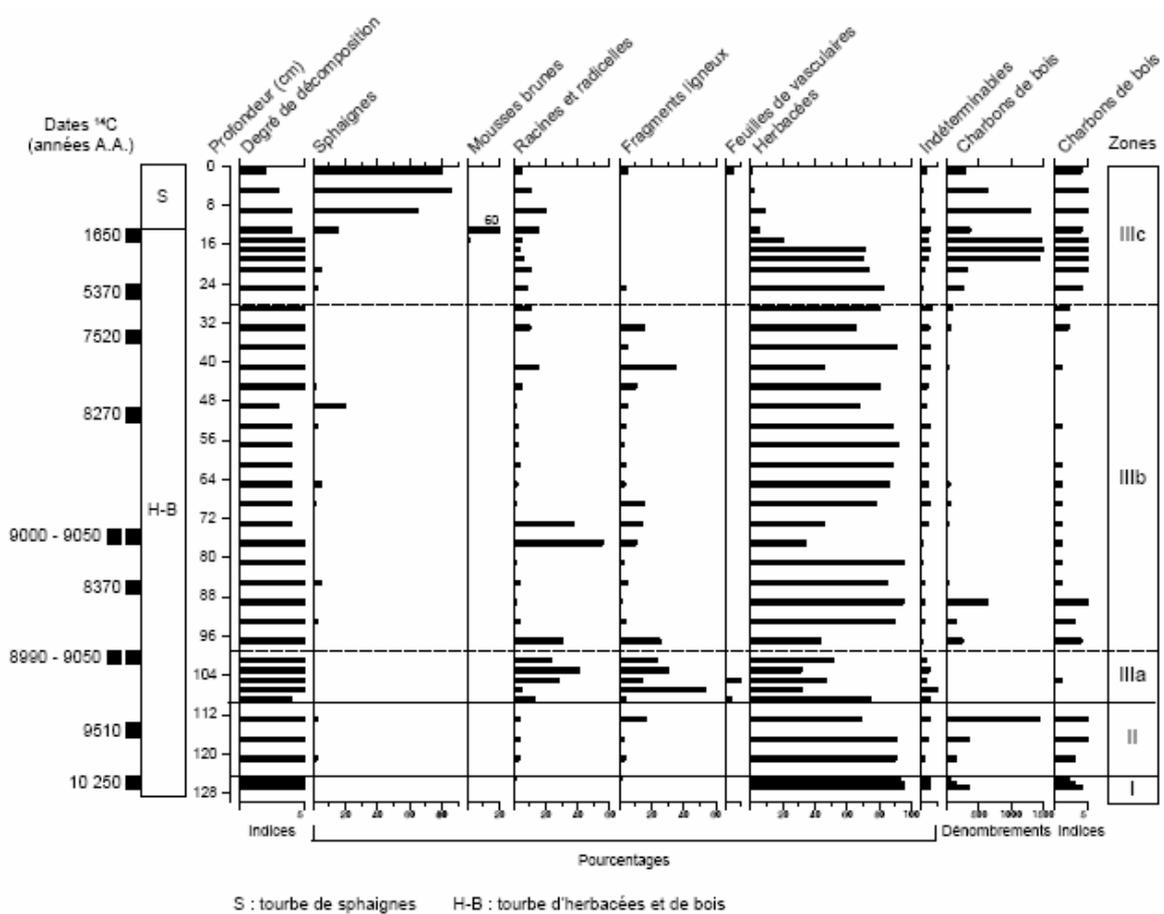


Figure 3. Diagramme du degré de décomposition et de la composition de la matrice de la tourbe. Les datations radiochronologiques, le contenu en charbons de bois et les zones d'assemblages macrofossiles sont indiqués.

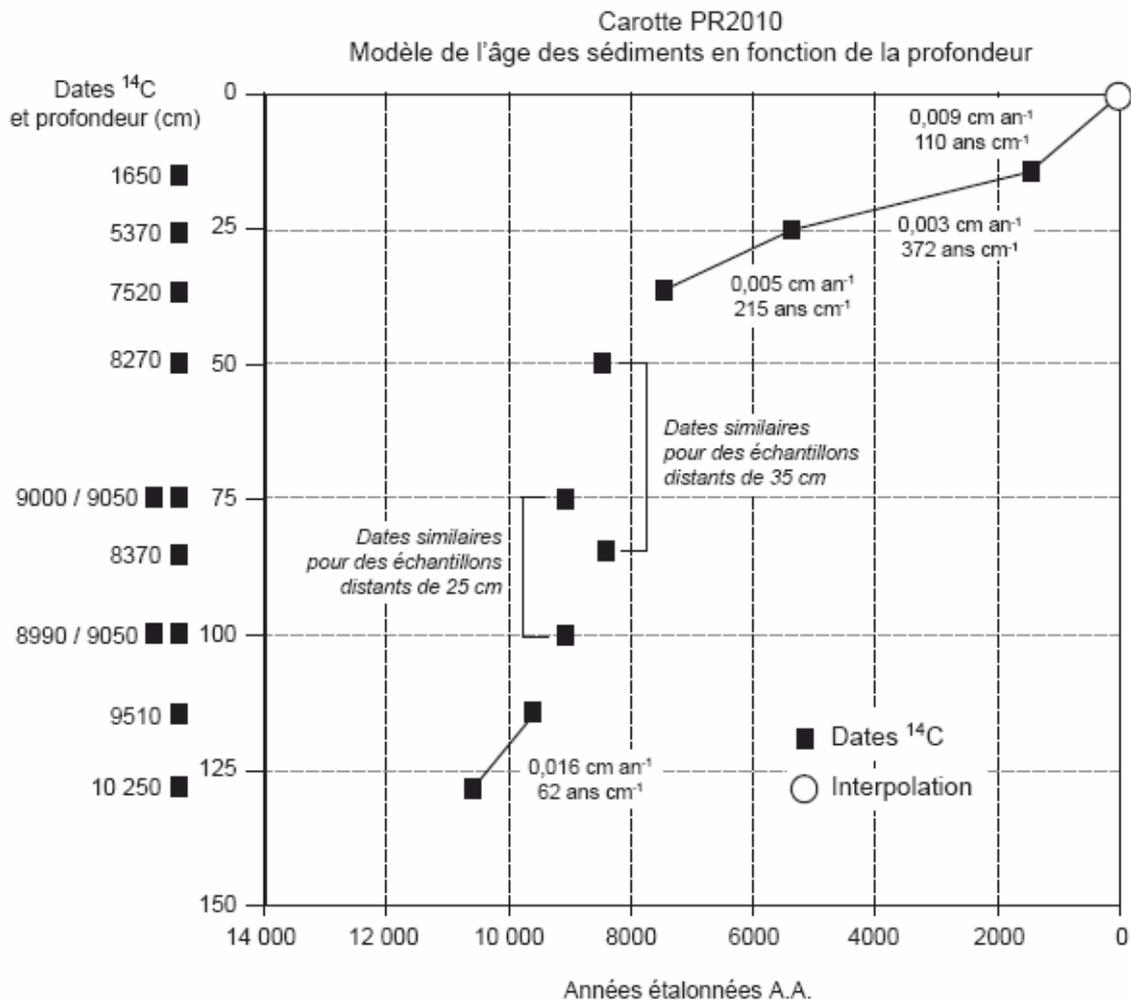


Figure 4. Modèle de l'âge de la tourbe en fonction de la profondeur par interpolation linéaire. Le taux d'accumulation sédimentaire net de la tourbe (cm an $^{-1}$) et le nombre d'années représenté par l'accumulation verticale d'un centimètre de tourbe (ans cm $^{-1}$) entre deux niveaux datés sont indiqués.

Tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide - Carotte PR2010

Diagramme macrofossile

Analyse : Elisabeth C. Robert

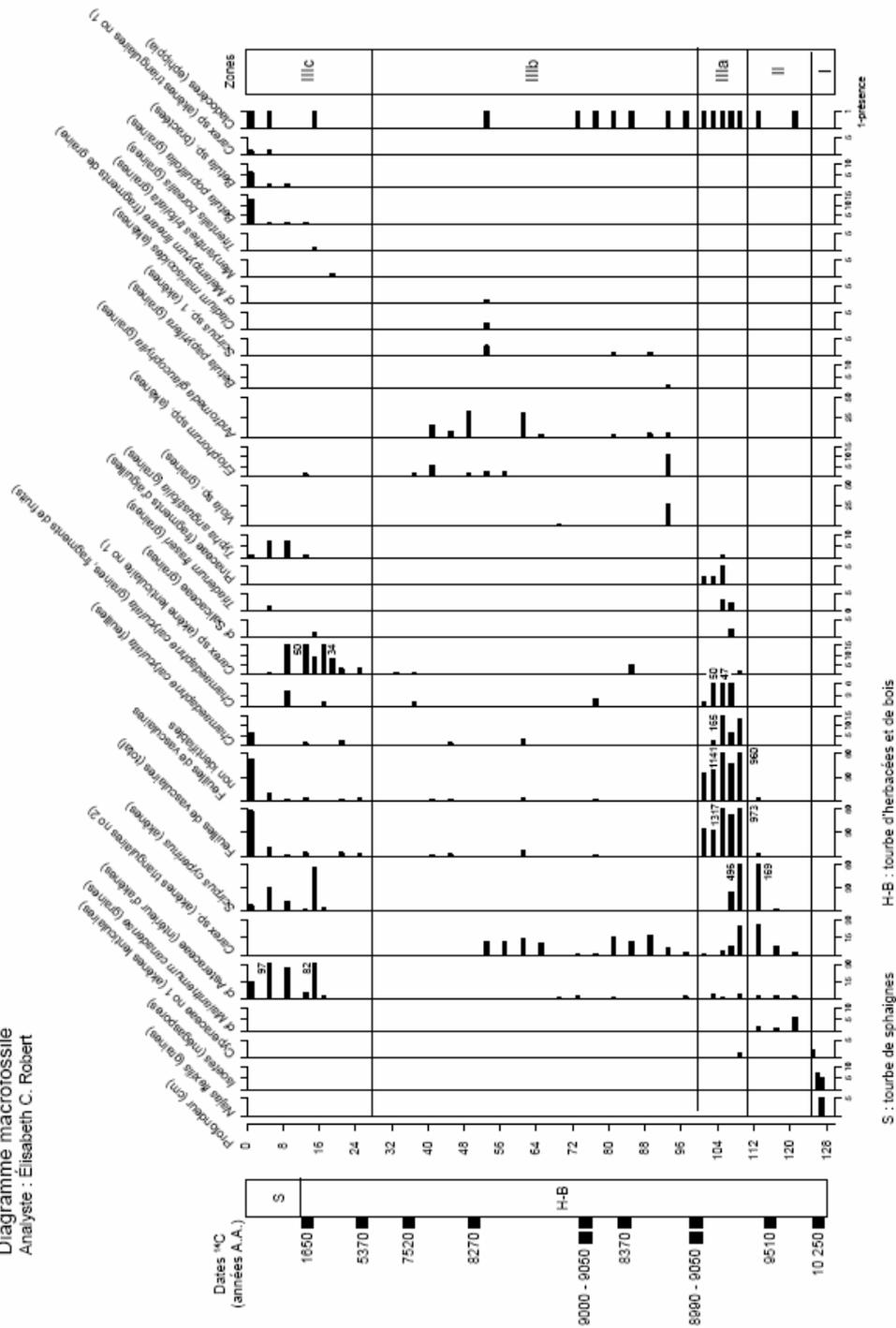


Figure 5. Diagramme macrofossile de la carotte PR2010. Les résultats sont exprimés en concentrations macrofossiles (nombre de pièces/20 cm³). Les taxons macrofossiles sont présentés par ordre d'apparition à partir de la base du diagramme.

Tourbière de la réserve écologique du Pin-Rigide - Carotte PR2010

Diagramme des thécamoebiens

Analyste : Alexandre Lamarre

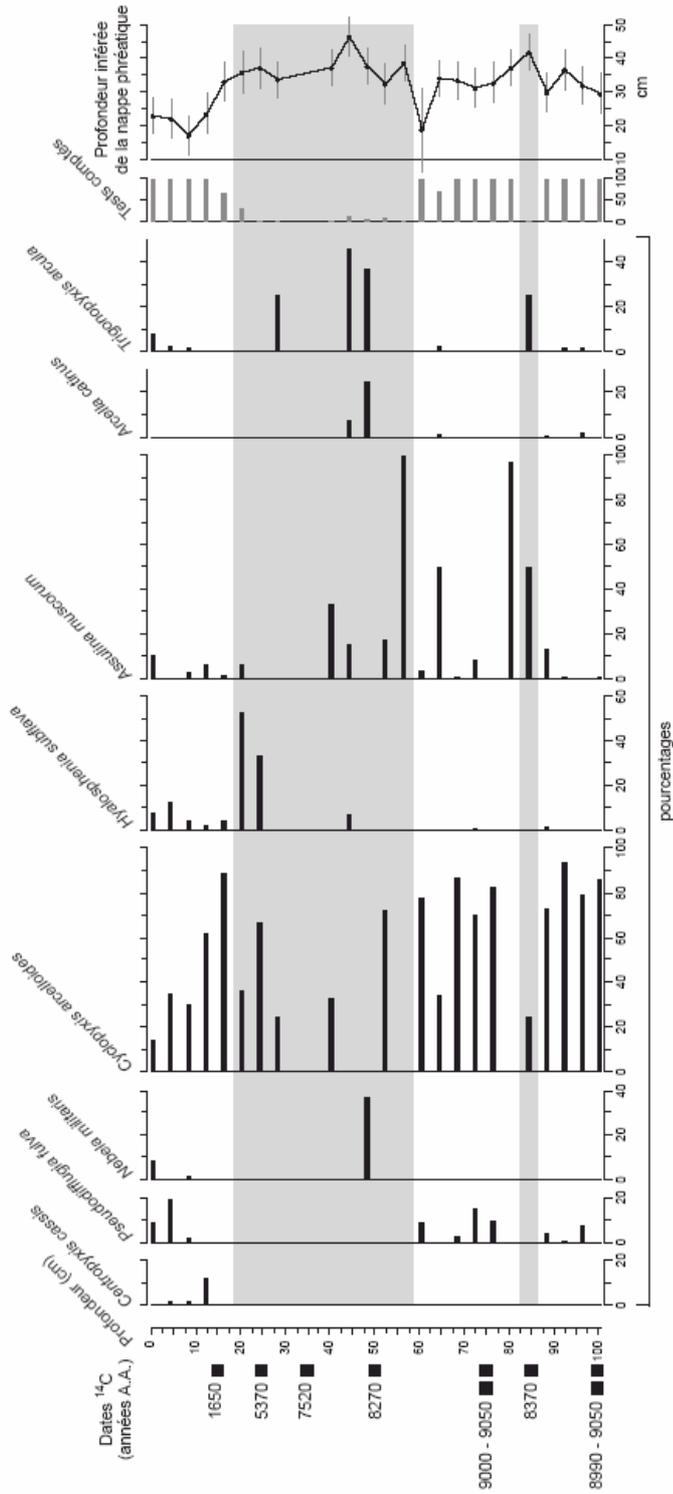


Figure 6. Diagramme des thécamoebiens de la carotte PR2010 et profondeur inférée de la nappe phréatique pour chacun des niveaux analysés. La représentation des espèces est exprimée en pourcentages. Les zones grises correspondent à des périodes durant lesquelles les conditions locales étaient plus sèches.

ANNEXE I

Lavoie, M., Pellerin, S. & Larocque, M., 2011. Holocene dynamics of two temperate peatlands: paleohydrological implications. Proceedings, GeoHydro 2011 Congress, Québec.

« Modélisation hydrogéologique et modélisation des populations de salamandres sur le mont Covey Hill : perspectives pour la conservation des habitats en présence de changements climatiques »

ANNEXE 2 :

Analyses statistiques sur les indices climatiques

MARS 2013

Rapport final projet # 554007-107

Résultats détaillés des analyses statistiques effectuées sur les indices climatiques retenus

a) Jours de gel

Le nombre de jours de gel est considéré comme le nombre de jours où la température moyenne est inférieure à 0 °C. Cette valeur peut servir d'indicateur de la rigueur de l'hiver. On observe dans les données observées pour la période 1971-2000 une tendance à la baisse du nombre de jours de gel annuellement, tendance significative selon le test de tendance de Mann-Kendall ($\alpha=0,05$) (Figure 1a). Cette tendance se retrouve également dans les simulations climatiques où le nombre de jours de gels diminue pour tous les mois de l'année où des températures sous zéro peuvent être observées (Figure 1b).

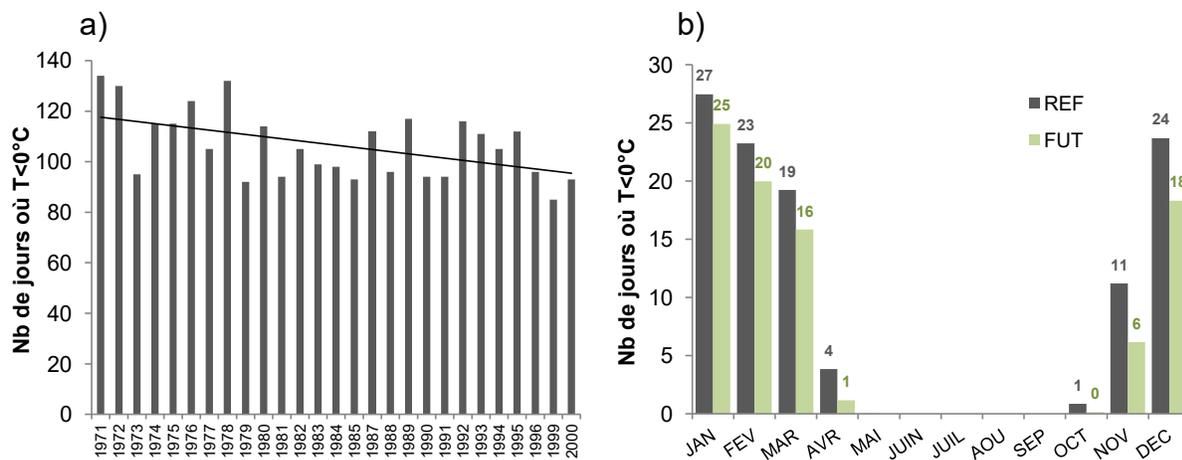


Figure 1 a) Tendence du nombre de jours de gel (où $T < 0$ °C) annuels observés pendant la période de référence; b) Moyennes interannuelles du nombre de jours de gel mensuels pour l'ensemble des scénarios climatiques en période de référence et en période future. Les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

b) Degrés-jours de gel cumulés

Les degrés-jours de gel font référence au cumul annuel des degrés-jours en-dessous de 0 °C. Cette valeur est obtenue pour une journée donnée en calculant la différence entre la température de référence (0 °C) et la température quotidienne moyenne. Lorsque la différence est négative, la valeur des degrés-jours de cette journée est nulle. Les degrés-jours de gel cumulés peuvent également servir d'indicateur de la rigueur de l'hiver. À l'instar du nombre de jours de gel, une tendance à la baisse dans les données observées peut être observée, bien qu'elle ne s'avère pas significative selon le test de tendance de Mann-Kendall ($\alpha=0,05$) (Figure 2a). Cette tendance à la baisse se retrouve tout de même dans les prévisions des modèles climatiques dont les moyennes mensuelles se voient toutes réduites pour les mois où du gel peut être attendu (Figure 2b).

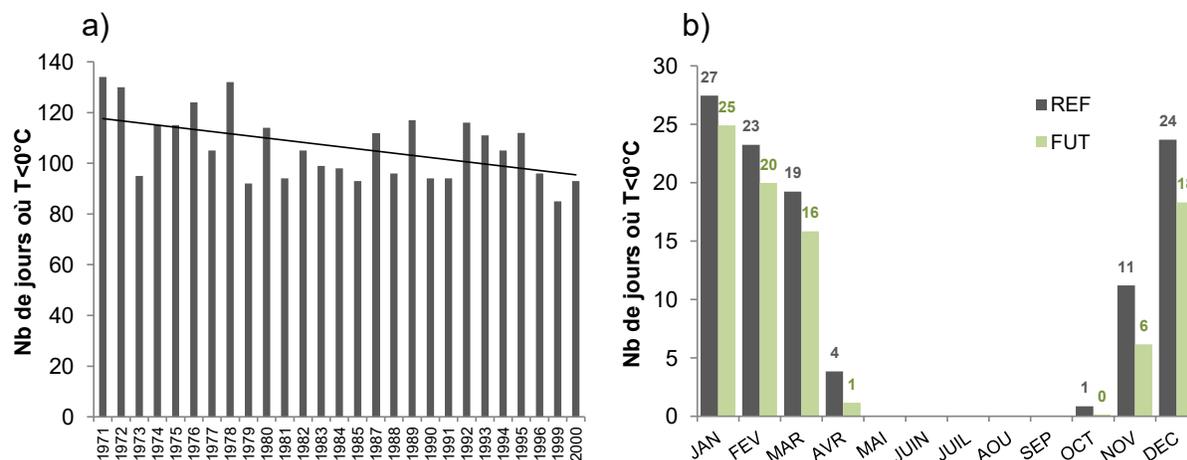


Figure 2 a) Tendence des degrés-jours de gel cumulés observés annuellement pendant la période de référence; b) Moyennes interannuelles des degrés-jours de gel cumulés mensuellement pour l'ensemble des scénarios climatiques en période de référence et en période future. Les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

c) Longueur de la saison de gel

Le début de la saison de gel est la date du début de la première séquence où la température moyenne quotidienne est inférieure à 0 °C pendant au moins six jours consécutifs (calculé de juillet à juin). La fin de la saison de gel est la date du début de la première séquence où la température moyenne quotidienne est supérieure à 0 °C pendant au moins six jours consécutifs. Les prévisions pour la période future simulées par les modèles climatiques de l'ensemble s'accordent avec la tendance à la baisse statistiquement significative à $\alpha=0,05$ observée dans les données enregistrées au cours de la période 1971-2000 (Figure 3a). Les modèles prédisent un raccourcissement moyen et significatif de 24 jours, soit plus de trois semaines retranchées à la saison de gel future (longueur moyenne de 92 jours) par rapport celle de la période de référence (longueur moyenne de 116 jours) (Figure 3b).

d) Intensité des précipitations

L'indice d'intensité des précipitations se calcule en divisant la somme des précipitations lors de jours où $P > 1$ mm par le nombre de jours de précipitations (où $P > 1$ mm). Cet indice décrit donc la quantité de précipitations moyenne lors des jours de pluie (de mai à octobre). Dans ce cas-ci, la tendance à la baisse (significative selon le test de tendance de Mann-Kendall à $\alpha=0.05$ qui se dégage des 30 ans de données observées (Figure 4a) semblent contredire les prévisions des modèles climatiques qui indiquent une augmentation de l'intensité des précipitations pour l'horizon 2050 (Figure 4b). Toutefois, si l'on divise la période de référence en deux, on constate que la tendance à la baisse pendant la première moitié de cette période s'inverse légèrement à la hausse pour la seconde moitié, bien que la tendance ne soit pas ici significative (Figure 5).

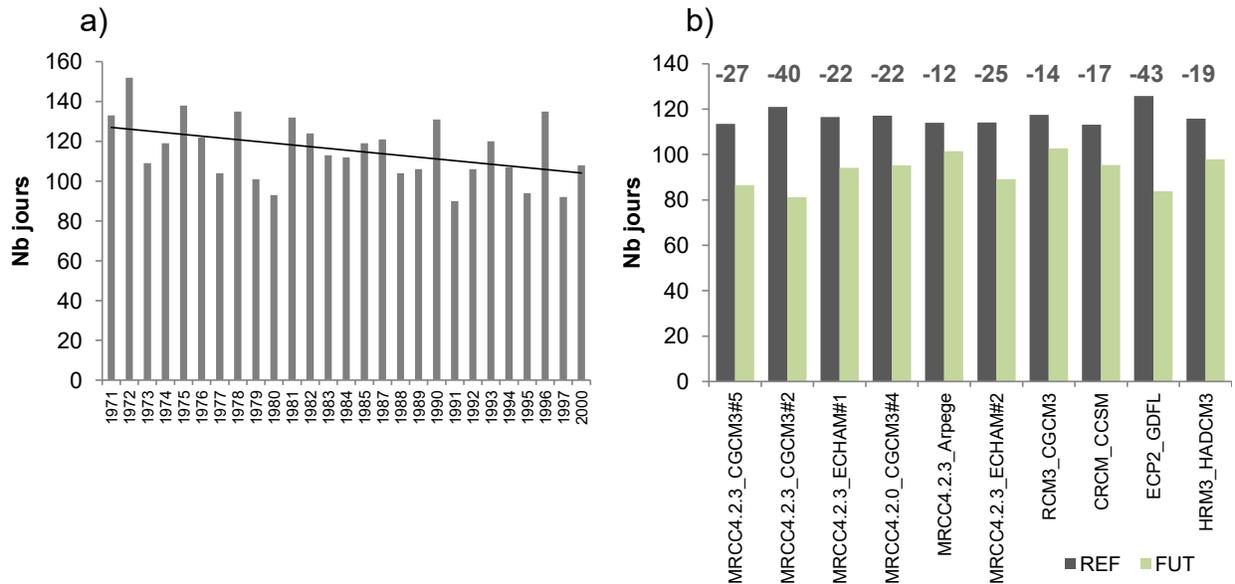


Figure 3 a) Tendence de la longueur de la saison de gel observée pendant la période de référence; b) Moyennes interannuelles de la longueur de la saison de gel pour chaque modèle de l'ensemble climatique en période de référence et en période future. Les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

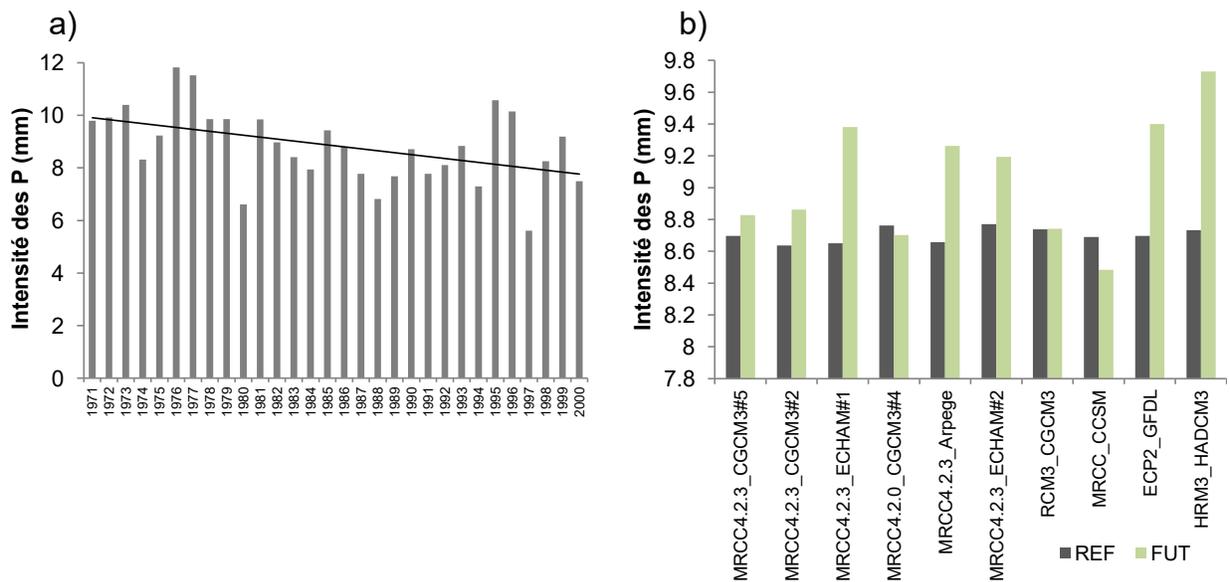


Figure 4 a) Tendence de l'indice de l'intensité des précipitations observé pendant la période de référence; b) Moyennes interannuelles de l'indice de l'intensité des précipitations pour chaque modèle de l'ensemble climatique en période de référence et en période future. Les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés.

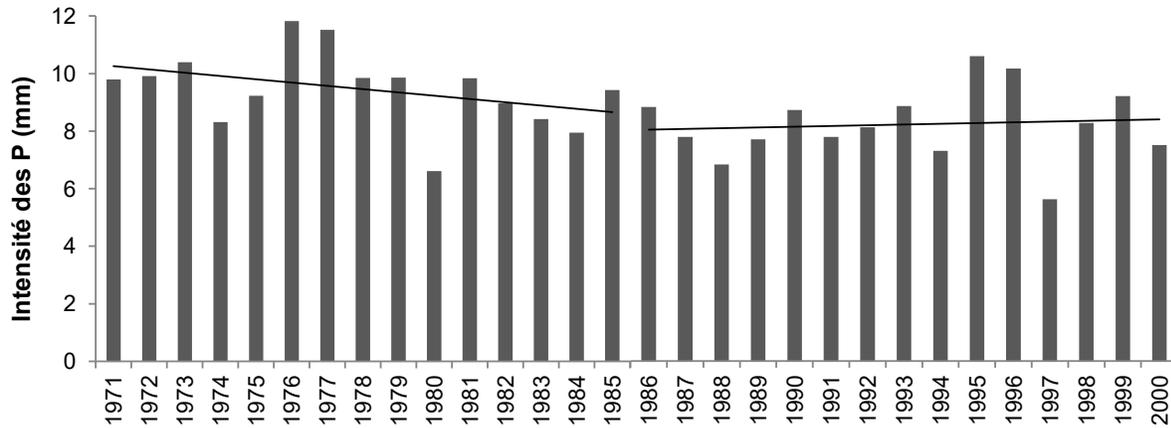


Figure 5 Tendances de l'indice de l'intensité des précipitations observé pendant la période de référence divisée en deux sous-périodes : 1971-1985 et 1986-2000.

e) Précipitations maximales sur 24 heures

Les précipitations maximales sur 24 heures sont obtenues sur une base annuelle, entre les mois de mai et d'octobre. Les données observées de la période de référence présentent une tendance à la hausse des précipitations maximales sur 24 h (non significative selon le test de tendance de Mann-Kendall à $\alpha=0.05$) (Figure 6a), et ce, qu'on exclue la valeur exceptionnelle de 1996 ou non. Cette augmentation est néanmoins également visible dans les prévisions des modèles climatiques, tant au niveau de la moyenne de l'ensemble (ref : 43 mm et fut : 46 mm) qu'au niveau des 90^e percentiles de chaque distribution (ref : 64 mm et fut : 73 mm) (Figure 6b).

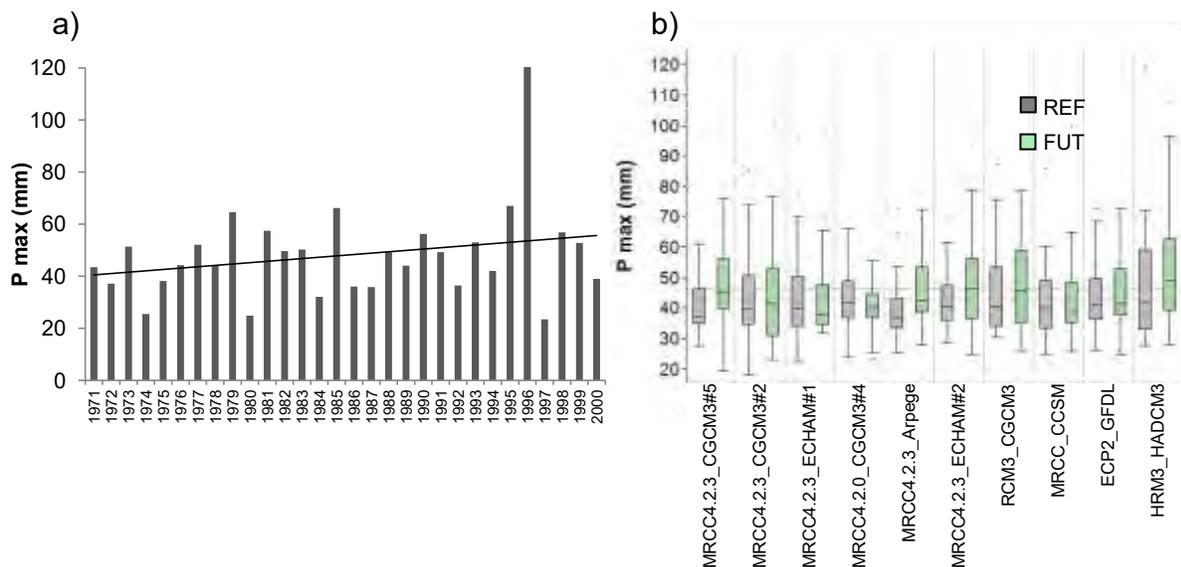


Figure 6 a) Tendance des précipitations maximales sur 24 h observées pendant la période de référence (mai à octobre); b) Distributions interannuelles des précipitations maximales sur 24 h pour chaque modèle de l'ensemble climatique en période de référence et en période future. Les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés. Les lignes horizontales du graphique en b) représentent les moyennes de l'ensemble pour la période de référence et pour la période future. Les 90^e percentiles sont représentés par les moustaches supérieures des boîtes à moustaches.

f) Précipitations maximales sur 5 jours

Les précipitations maximales sur 5 jours sont obtenues sur une base annuelle, entre les mois de mai et d'octobre. Les données observées de la période de référence présentent une tendance à la hausse des précipitations maximales sur 5 jours consécutifs (Figure 7a), et ce, qu'on exclue la valeur exceptionnelle de 1996 ou non. Toutefois, cette tendance n'est pas significative à $\alpha=0.05$ selon le test de tendance de Mann-Kendall. Cette augmentation est néanmoins également visible dans les prévisions des modèles climatiques, tant au niveau de la moyenne de l'ensemble (ref : 71 mm et fut : 77 mm) qu'au niveau des 90^e percentiles de chaque distribution (ref: 106 mm et fut : 119 mm) (Figure 7b).

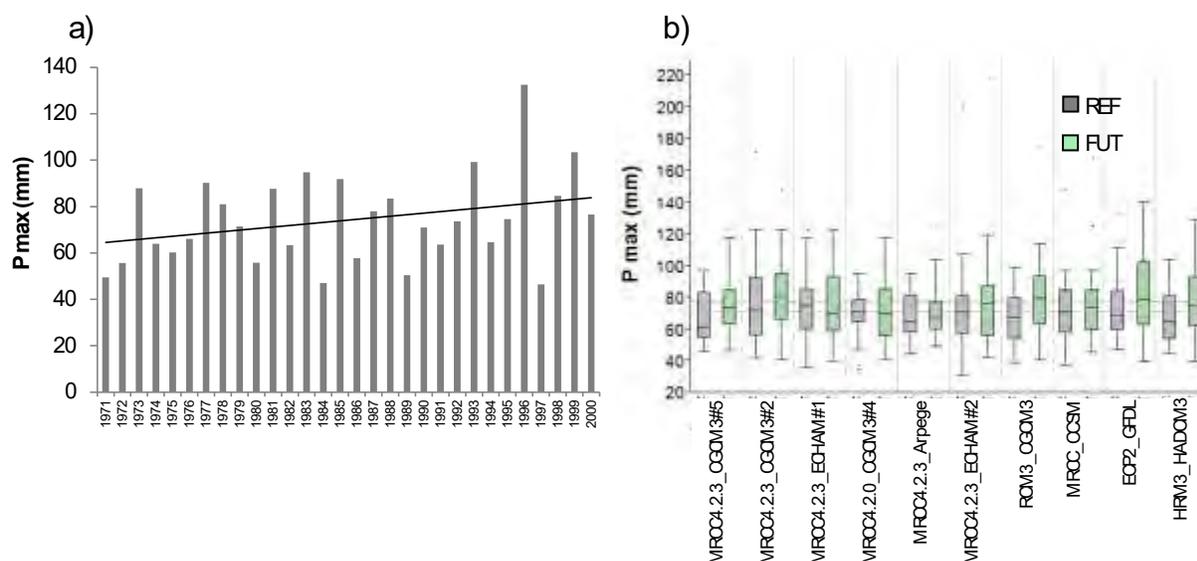


Figure 7 a) Tendence des précipitations maximales sur 5 jours observées pendant la période de référence (mai à octobre); b) Distributions interannuelles des précipitations maximales sur 5 jours pour chaque modèle de l'ensemble climatique en période de référence et en période future. Les différences observées sont significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés. Les lignes horizontales du graphique en b) représentent les moyennes de l'ensemble pour la période de référence et pour la période future. Les 90^e percentiles sont représentés par les moustaches supérieures des boîtes à moustaches.

g) Jours consécutifs avec précipitations

Les jours consécutifs avec précipitations représentent la période la plus longue de jours consécutifs avec précipitations (où $P > 1$ mm) comptabilisée annuellement de mai à octobre. Les données observées de la période de référence présentent une tendance à la hausse de la plus longue période de jours consécutifs avec précipitations, bien que cette tendance ne s'avère pas significative à $\alpha=0,05$ (Figure 8a). Aucune tendance n'est détectable dans les prévisions des modèles climatiques, tant au niveau de la moyenne de l'ensemble (ref : 7 jours et fut : 7 jours) qu'au niveau des 90^e percentiles de chaque distribution (ref: 10 jours et fut : 10 jours) (Figure 8b). Toutefois, si l'on divise la période de référence en deux, on constate que la tendance à la hausse pendant la première moitié de cette période s'inverse à la baisse pour la seconde moitié, ce qui concorde mieux avec les prévisions des modèles climatiques, bien que ces tendances ne soient pas significatives (Figure 9). Il est également à noter que le test de Wilcoxon-Mann-Whitney n'a pas généré de statistique significative ($\alpha=0,05$) entre la période de référence et la période future pour cet indicateur.

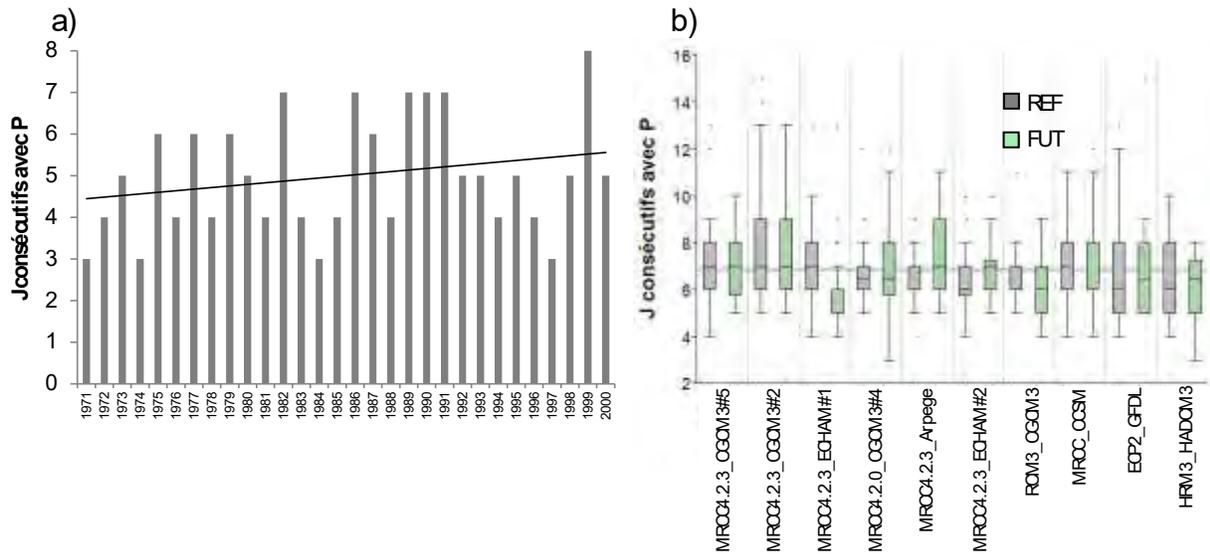


Figure 8 Tendence des jours consécutifs avec précipitations (où $P > 1$ mm) observés pendant la période de référence (mai à octobre); b) Distributions interannuelles des jours consécutifs avec précipitations pour chaque modèle de l'ensemble climatique en période de référence et en période future. Les différences observées ne sont pas significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés. Les lignes horizontales du graphique en b) représentent les moyennes de l'ensemble pour la période de référence et pour la période future. Les 90^e percentiles sont représentés par les moustaches supérieures des boîtes à moustaches.

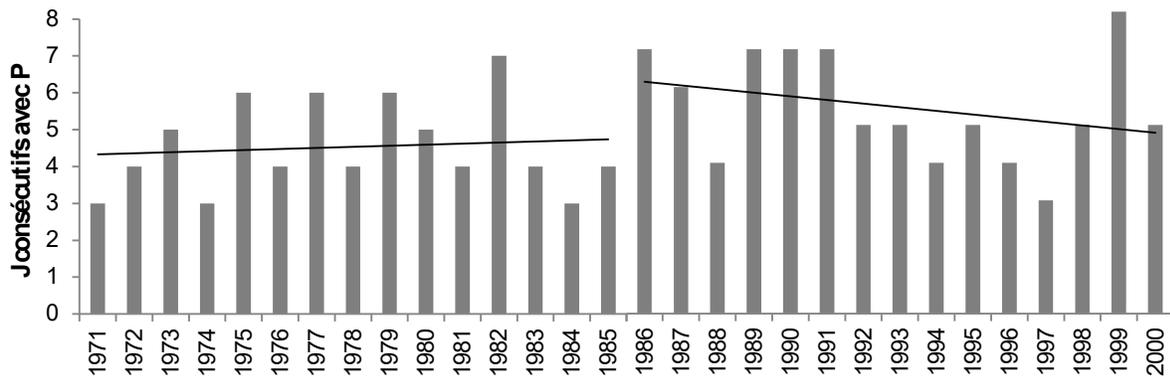


Figure 9 Tendances des jours consécutifs avec précipitations (où $P > 1$ mm) observés pendant la période de référence divisée en deux sous-périodes : 1971-1985 et 1986-2000. La tendance à la hausse au cours de la première moitié de la période de référence se transforme en une tendance légèrement à la baisse pour la seconde moitié de la période.

h) Jours consécutifs sans précipitations

Les jours consécutifs sans précipitations représentent la période la plus longue de jours consécutifs sans précipitations (où $P < 1$ mm) comptabilisée annuellement de mai à octobre. Les données observées de la période de référence présentent une tendance à la baisse significative à $\alpha=0,05$ de la plus longue période de jours consécutifs sans précipitations (Figure 10a). Cette diminution n'est toutefois pas détectable dans les prévisions des modèles climatiques, tant au niveau de la moyenne de l'ensemble (ref : 9 jours et fut : 10 jours) qu'au niveau des 90^e percentiles de chaque distribution (ref: 14 jours et fut : 14 jours) (Figure 10b). Il est par ailleurs à noter que le test de Wilcoxon-Mann-Whitney n'a pas généré de statistique significative ($\alpha=0,05$) entre la période de référence et la période future pour cet indicateur.

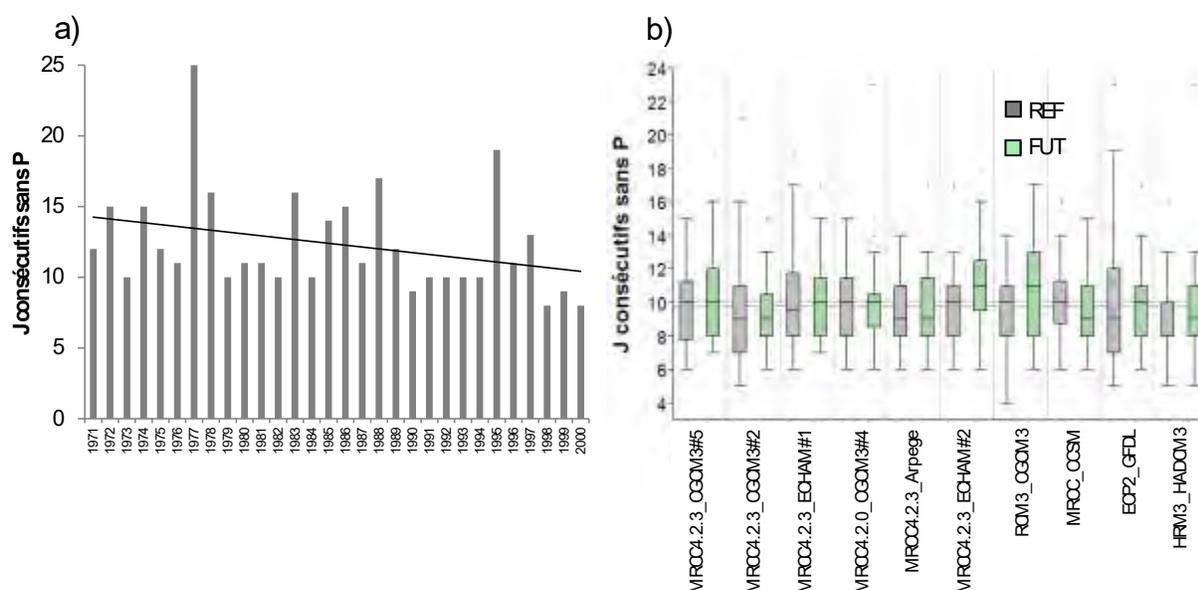


Figure 10 a) Tendence des jours consécutifs sans précipitations (où $P < 1$ mm) observés pendant la période de référence (mai à octobre); b) Distributions interannuelles des jours consécutifs sans précipitations pour chaque modèle de l'ensemble climatique en période de référence et en période future. Les différences observées ne sont pas significatives ($\alpha=0.05$) selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour échantillons appariés. Les lignes horizontales du graphique en b) représentent les moyennes de l'ensemble pour la période de référence et pour la période future. Les 90^e percentiles sont représentés par les moustaches supérieures des boîtes à moustaches.

« Modélisation hydrogéologique et modélisation des populations de salamandres sur le mont Covey Hill : perspectives pour la conservation des habitats en présence de changements climatiques »

ANNEXE 3 :

Synthèse de la littérature sur la prise en compte des changements climatiques dans les stratégies de conservation de la biodiversité

MARS 2013

Synthèse de la littérature sur la prise en compte des changements climatiques dans les stratégies de conservation de la biodiversité

1. Impact des changements climatiques sur la biodiversité

Les changements climatiques auront des impacts indéniables sur la biodiversité, tant au niveau de la répartition des espèces, de leur phénologie et de l'organisation des écosystèmes et des communautés naturelles qui les constituent. Bien qu'il demeure difficile d'attribuer de façon claire certaines réponses écologiques observées aux changements climatiques seuls, le fait que les changements climatiques aient été identifiés comme une des menaces les plus importantes à la biodiversité commande l'urgence d'agir (Secrétariat de la convention sur la diversité biologique, 2007).

Il se peut que des changements climatiques aussi rapides que les changements observés de nos jours aient déjà eu lieu, mais ils ne se seraient pas produits dans le dernier millénaire (Berteaux, 2005). Les changements climatiques actuels sont en outre particuliers parce qu'ils se produisent dans un contexte sans précédent de destruction, de fragmentation et de dégradation des habitats. Le rythme actuel de perte d'habitats et de fragmentation ainsi que le potentiel limité de dispersion de certaines espèces (De Blois *et al.*, 2002), justifient de sérieuses inquiétudes quant à notre capacité à gérer la biodiversité dans un contexte de changements climatiques. De fait, les paysages que nous connaissons, dominés par les activités humaines, laissent peu de place aux écosystèmes pour se réorganiser et s'adapter rapidement aux changements climatiques et environnementaux. Ce n'est donc pas seulement aux changements du climat que les espèces doivent s'adapter, mais aux effets multiplicateurs des changements climatiques et des activités humaines.

Le mont Covey Hill demeure un milieu où le développement des activités humaines est relativement limité. L'affectation agro-forestière, qui caractérise la majorité de la colline, permet toutefois des activités qui peuvent entrer en conflit avec la conservation des milieux naturels : la construction résidentielle, l'exploitation de carrières et de sablières, l'exploitation de l'eau souterraine, l'établissement de campings, l'exploitation de commerces à vocation agro-touristique et la présence de hameaux (Frenette, 2008; MRC Le Haut-Saint-Laurent, 2012). Le Plan de conservation des salamandres de ruisseaux au mont Covey Hill (Frenette, 2008) établit par ailleurs un certain nombre de problématiques ayant cours dans la région ayant le potentiel d'affecter les salamandres : les perturbations hydriques (captage d'eau souterraine, déboisement, drainage, contamination, développement résidentiel), la fragmentation des habitats, la tenure des terres (majoritairement privée), le contexte social et économique (qui repose essentiellement sur les activités agricoles) et les zones de conflits d'usage (affectation agro-forestière, captage et risque de contamination de l'eau souterraine).

Dans les régions nordiques où les températures moins clémentes sont actuellement un facteur limitant pour l'établissement de plusieurs espèces, le réchauffement climatique pourrait mener à une augmentation de la biodiversité. Ainsi, à l'inverse des tendances observées à l'échelle mondiale, le Québec pourrait voir une augmentation de la biodiversité à mesure que des espèces à forte capacité colonisatrice franchiront la frontière sud de la province (Berteaux, 2005). En effet, le Québec contient la limite nordique de l'aire de répartition de la plupart de ses espèces, 62 % des espèces menacées ou vulnérables de la province étant des espèces périphériques du nord (Tardif *et al.*, 2005).

Une importante problématique à considérer est donc la vitesse de déplacement des aires de répartition des espèces animales. En effet, la redistribution d'une espèce dépend de la capacité de dispersion des individus de même que de la qualité de l'environnement qu'ils

doivent traverser pour se disperser. Les isothermes, ces lignes imaginaires de températures moyennes égales, se déplacent actuellement vers le nord à un rythme qui excède la vitesse à laquelle certaines espèces peuvent coloniser de nouveaux habitats par l'entremise de la dispersion de leurs individus. Par exemple, on prévoit une vitesse de déplacement d'environ deux kilomètres par année de l'isotherme de 5 C au cours du prochain siècle au Québec, alors que la vitesse à laquelle les vers de terre peuvent coloniser de nouveaux habitats par dispersion active est plutôt de l'ordre de quelques mètres par année (Berteaux *et al.*, 2010). De plus, plusieurs obstacles importants à la dispersion de certaines espèces ponctuent le paysage, que l'on pense à des caractéristiques naturelles (p. ex. la rivière Ottawa entre l'Ontario et le Québec) ou plutôt anthropiques (p. ex. la zone urbanisée de Montréal ou les habitats fragmentés du sud du Québec). Ainsi, ce ne sont pas toutes les espèces qui seront à même de tirer profit, en l'espace de quelques décennies, de l'expansion nordique de leur niche climatique. De fait, les espèces d'invertébrés et de vertébrés terrestres de petite taille – telles les salamandres de ruisseaux –, parce qu'elles ont une faible capacité de dispersion, sont celles dont l'aire de répartition sera le plus difficilement modifiée.

D'autant plus que ces prévisions comportent certains facteurs inconnus : les limites potentielles de la migration des espèces, les impacts cumulés des changements climatiques et de d'autres moteurs, ainsi que les conséquences insoupçonnées de nouvelles interactions entre espèces. Des études de terrain effectuées sur diverses espèces de salamandres suggèrent que la compétition interspécifique, en particulier entre des espèces aux liens rapprochés, peuvent limiter l'aire de répartition de ces espèces (Nelson, 1980; Cunningham *et al.*, 2009; Lavergne *et al.*, 2010). Si de nouvelles espèces de salamandres venaient à migrer du sud en raison des changements climatiques, il se pourrait donc que la survie de la salamandre sombre des montagnes, dont l'aire de répartition est déjà passablement restreinte, pourrait en souffrir. D'autres études suggèrent par ailleurs que l'introduction de vers de terre exotiques provenant de l'Asie et de l'Europe pourrait avoir des conséquences importantes sur les salamandres de l'Amérique du Nord (*Plethodon* sp.) (Bohlen *et al.*, 2004; Maerz *et al.*, 2005). En effet, les vers de terre augmenteraient la fécondité des salamandres adultes en fournissant une source élevée de protéines, mais réduiraient le taux de survie des salamandres juvéniles, en entrant en compétition avec elles pour les petits invertébrés dont elles se nourrissent. Comme les invasions de vers de terre sont susceptibles d'augmenter dans les forêts nordiques dans un climat changeant (Bohlen *et al.*, 2004), il est possible que les impacts sur les salamandres s'en trouvent accrus.

Les impacts positifs potentiels des changements climatiques sur la diversité des espèces ne tiennent par ailleurs pas compte des changements à l'affectation des terres en raison d'une urbanisation accrue ou de pratiques agricoles ou forestières modifiées. Il se peut donc que les impacts cumulés des changements climatiques et des changements dans l'aménagement du territoire entraînent une perte nette de biodiversité, même si les changements climatiques seuls pourraient engendrer une augmentation nette en biodiversité (Berteaux, 2005). Par ailleurs, certaines espèces – davantage spécialistes et uniques aux pays nordiques – sont portées à disparaître en raison de la perte de leur niche climatique spécifique (p. ex. les caribous de la Gaspésie). Dans le cas de la salamandre sombre des montagnes au mont Covey Hill, comme son habitat est limité aux petites sources résurgentes en milieu forestier, il pourrait être compromis par un captage accru de la nappe pour des usages résidentiels, agricoles ou industriels dans un contexte de réchauffement climatique où le cycle de l'eau est appelé à s'intensifier, certes, mais où la distribution des précipitations pourrait être plus erratique que ce que l'on connaît aujourd'hui.

En somme, si le rythme auquel le climat se modifie surpasse la réponse biologique, en particulier la capacité des populations de migrer ou de subir une évolution adaptative, les impacts sur la distribution des espèces, la structure des communautés et les fonctions des écosystèmes pourraient être substantiels (Ackerly *et al.*, 2010). Des efforts de conservation accrus deviendront alors impératifs afin de réduire les impacts des changements climatiques

sur la biodiversité et les services écosystémiques (Heller et Zavaleta, 2009; Lawler *et al.*, 2010).

2. *Impact des changements climatiques sur les amphibiens et plus particulièrement sur les salamandres*

Des déclin quelque peu énigmatique de populations d'amphibiens ont été documentés à l'échelle planétaire (Stuart *et al.*, 2004). Toutefois, des données existantes sur les petits ruisseaux en tête de bassin dans les Appalaches de l'est de l'Amérique du Nord suggèrent au contraire des populations stables (Campbell Grant *et al.*, 2010). De fait, les taux d'extinction locale sont près de zéro pour les espèces évoluant dans ces habitats, et les fluctuations au niveau de la taille des populations sont significativement plus petites que celles constatées chez les amphibiens associés aux étangs ou aux rivières (Green, 2003). Le fait que l'habitat des salamandres de ruisseaux soit caractérisé par des réseaux dendritiques à géométrie hiérarchique pourrait expliquer la tolérance de ces espèces aux déclin de populations (Campbell Grant *et al.*, 2010). Elles utiliseraient pour se disperser de multiples corridors de déplacement, tant le long des branches du réseau que par voie terrestre entre ces branches. La migration par l'entremise de ces corridors stabiliserait les populations.

Les salamandres du nord-est de l'Amérique du Nord demeurent toutefois sensibles à la dégradation de leur environnement puisqu'elles passent une bonne partie de leur cycle de vie dans de petits ruisseaux ou à leur proximité (Petranka, 1998), petits ruisseaux qui peuvent subir des modifications abruptes suite à des changements environnementaux. La température de l'air et les précipitations sont effectivement susceptibles d'avoir des impacts complexes sur les populations d'amphibiens qui résultent d'interactions entre ces variables climatiques et d'autres facteurs biotiques et abiotiques (McCaffery et Maxell, 2010).

Une récente étude a par ailleurs démontré le lien entre le déclin observé d'une population de salamandres de ruisseaux dans le nord-est des États-Unis et les changements climatiques, où une augmentation des précipitations semblerait perturber les conditions hydrologiques dans les systèmes amont dont dépendent les salamandres (Lowe, 2012). Si des crues importantes se produisent plus fréquemment dans le futur, les individus en phase de métamorphose pourraient être incapables d'adopter les mêmes stratégies d'évitement des crues que celles utilisées par les larves et les adultes (p. ex. enfouissement dans le lit du cours d'eau et déplacement vers des refuges terrestres, respectivement), ce qui entraînerait une mortalité accrue de ces individus lors des crues du printemps et réduirait le recrutement d'individus adultes.

Alors que le cycle de vie et l'écologie comportementale de certaines espèces de salamandres ont été étudiés, l'efficacité des mesures de conservation ciblant ces espèces est par contre très peu documentée (Petranka, 1998). En raison de la nature inconstante des habitats de salamandres de ruisseaux, on souligne néanmoins l'importance d'identifier et de protéger les corridors critiques à la dispersion (Campbell Grant *et al.*, 2010) lorsque l'on cherche des actions à entreprendre pour améliorer la résilience de ces espèces aux éventuels impacts des changements climatiques.

3. Sources d'incertitude

La projection des conséquences écologiques des changements climatiques pour les décennies à venir sur les espèces de petite taille telles que les salamandres de ruisseaux – comme pour toute autre espèce –, comporte certes plusieurs difficultés mais revêt malgré tout une grande importance. La complexité des interactions écologiques et le manque de connaissances des mécanismes qui sous-tendent ces interactions présentent en effet des défis immenses (Suttle *et al.*, 2007).

En tentant de développer des solutions pour faire face aux défis liés à la préservation de la biodiversité, les travaux des chercheurs sont souvent entravés par un manque d'informations sur les systèmes biologiques, en particulier en ce qui concerne les tendances à long terme, qui sont cruciales à une compréhension de ces systèmes et à leur réponse aux changements environnementaux globaux. De telles lacunes dans les connaissances rendent difficile le développement de politiques et de lois fondées sur des principes scientifiques (Collen *et al.*, 2013).

L'utilisation de modèles climatiques et de modèles écologiques est une avenue intéressante pour informer la prise de décision en conservation. Des modèles bioclimatiques qui utilisent les relations entre les distributions d'espèces et le climat actuel en conjonction avec des projections climatiques futures sont entre autres des outils communs pour anticiper le déplacement des aires de répartition des espèces (Pearson et Dawson, 2003). Cependant, il y a plusieurs sources d'incertitude associées à ces projections et leur portée à grande échelle peut les rendre inadaptables à l'échelle de planification régionale (Wiens et Bachelet, 2010). Des modèles plutôt basés sur les processus, qui utilisent les réponses physiologiques d'une espèce aux variables du climat ou des modèles de populations spatialement explicites associés à des modèles hydrologiques – telle que la méthode développée dans le cadre de ce projet – peuvent représenter une alternative mieux adaptée à l'échelle des actions de conservation (Carroll, 2007). Il faut toutefois composer avec les données parfois incomplètes pour paramétrer ces types de modèles.

Le fait que les modèles biologiques présument généralement que chaque espèce présentera des réponses aux changements climatiques qui sont individuelles et distinctes des autres espèces représente un défi à l'utilisation de ce type d'outil. Même s'il était possible de simuler les changements climatiques et les réponses biologiques de façon très précise, il demeure pratiquement impossible, dans l'état des connaissances actuelles, d'analyser et d'intégrer les projections pour des centaines voire des milliers d'espèces et de saisir comment cette information devrait être utilisée pour informer les stratégies de conservation actuelles (Ackerly *et al.*, 2010). Un autre aspect qui complique le travail de modélisation est le fait que les modèles sont intrinsèquement incertains. Souvent, l'application de la modélisation pour des fins de conservation est éclipsée par le spectre de l'incertitude dans les projections. Cette incertitude est inévitable et survient à chaque étape de la modélisation (p. ex. climatique, hydrologique, biologique) en raison des connaissances insuffisantes sur plusieurs aspects des mécanismes sous-jacents à la distribution des espèces, aux trajectoires de changements climatiques futurs, et à l'extrapolation des réponses biologiques à de nouveaux climats, au-delà de la gamme de conditions utilisées pour caler les modèles (Elith et Leathwick, 2009).

Nonobstant l'incertitude inhérente aux changements climatiques, celle-ci ne doit pas limiter les actions pour renforcer les stratégies de conservation actuelles, en ciblant particulièrement la capacité des écosystèmes à absorber et à se relever de changements rapides et imprévisibles. Bien qu'une planification et une allocation des ressources en fonction des prévisions issues de la modélisation peuvent sembler risquées, les résultats générés par les modèles peuvent s'avérer des outils utiles notamment pour la préservation

d'espèces spécialistes rares, telle la salamandre sombre des montagnes, dans un contexte de climat changeant (Lawler *et al.*, 2010).

4. *Applicabilité locale*

Les changements climatiques sont souvent identifiés tant par les chercheurs que par les gestionnaires comme un enjeu prioritaire pour la conservation des espèces. Toutefois, les professionnels de gestion de la faune sont parfois déstabilisés par l'ampleur de l'échelle à laquelle se produisent les changements climatiques et sont sceptiques par rapport aux approches à utiliser pour s'adapter à ces risques en posant des actions concrètes sur le terrain (Heller et Zavaleta, 2009). Ils sont souvent dépassés par la complexité et l'incertitude des scénarios de changements climatiques, le manque de connaissances sur les impacts locaux et par l'absence de moyens directs et apparents pour répondre à ces enjeux (Lawler *et al.*, 2010).

Dans le but de transcender les évaluations d'impact des changements climatiques sur les ressources qui sont de plus en plus abondantes, la littérature offre tout de même quelques exemples d'actions pour les gestionnaires afin qu'ils incorporent les changements climatiques dans leurs plans existants. Il demeure bien sûr d'abord important d'évaluer les conséquences probables des changements climatiques pour la biodiversité dans le but de développer et d'adopter des politiques spécifiques d'adaptation aux changements climatiques dans un futur rapproché.

Les enjeux actuels qui représentent des défis dans le cadre de la pratique doivent être abordés de façon prioritaire avant que des perturbations supplémentaires liées aux changements climatiques les compliquent davantage. Par exemple, les divergences de vision entre les professionnels de la conservation et les communautés locales peuvent parfois être source de conflits sur le terrain. Au fur et à mesure que les pressions liées aux changements climatiques deviendront inéluctables, il deviendra important d'identifier les opportunités pour réduire ces conflits et augmenter la synergie entre les acteurs de la conservation et les communautés locales puisque l'adhésion des communautés est indispensable à leur adaptation (Chapin *et al.*, 2006). À ces fins, des politiques de conservation qui favorisent la sensibilisation et la participation ont plus de chances d'être acceptées et implantées (Ramakrishnan, 1998). La population du mont Covey Hill est généralement sensible aux enjeux de conservation en raison du travail de sensibilisation mené par Conservation de la nature Canada (CNC) depuis plusieurs années dans la région. L'accueil aux responsables chargés d'activité de recherche scientifique est généralement très courtois. Certains propriétaires ont même cédé leur terrain à CNC pour des fins de conservation. Les actions citoyennes contre l'implantation d'une usine d'embouteillage de l'eau souterraine à la fin des années 1990 dans la municipalité de Franklin ont contribué à sensibiliser la population aux enjeux environnementaux (Desnommée *et al.*, 1997).

Ainsi, bien que la conservation de la biodiversité soit guidée par des principes généraux, elle est également contrainte et formée par les réalités régionales et locales (Root et Schneider, 2006). La recherche doit donc répondre aux impacts des changements climatiques sur la biodiversité non seulement à l'échelle globale, mais aussi aux échelles régionale et locale. Il arrive parfois que les barrières institutionnelles ou communicationnelles entre les chercheurs qui développent la science, les naturalistes qui recueillent des informations essentielles sur le terrain, les décideurs qui influencent les politiques et les gestionnaires qui coordonnent les stratégies de conservation ajoutent aux difficultés de préserver la biodiversité dans un contexte de changements climatiques. Au Québec, la présence d'un organisme intermédiaire, le consortium Ouranos sur la climatologie régionale et l'adaptation aux

changements climatiques, favorise la communication entre les acteurs de plusieurs disciplines provenant de multiples sphères d'activité en agissant en tant que catalyseur des efforts d'adaptation liés aux changements climatiques dans plusieurs domaines (écosystèmes et biodiversité, agriculture, ressources forestières, ressources hydriques, etc.)

De récents efforts d'adaptation aux changements climatiques, notamment aux États-Unis, illustrent qu'un dialogue constructif entre les chercheurs et les gestionnaires, qui se concentre sur l'interprétation locale des projections climatiques et des réponses écologiques, peut contribuer à surmonter certains obstacles et à développer des stratégies d'adaptation pratiques, concrètes et qui s'appuient sur des données scientifiques (p. ex. Halofsky *et al.*, 2011). Un exemple intéressant est celui de l'initiative *Adaptation for Conservation Targets (ACT)*, développé par un ensemble de groupes de conservation (p. ex. The Nature Conservancy, Wildlife Conservation Society, Western Water Assessment, U.S. Forest Service) pour faciliter la planification collaborative de l'adaptation aux changements climatiques dans le sud-ouest des États-Unis (Cross *et al.*, 2012). Cette structure offre une procédure simple, par étapes, pour identifier les actions d'adaptation pour des objectifs de conservation spécifiques (p. ex. espèces, écosystèmes, fonctions écologiques, etc.) qui encourage la participation de plusieurs juridictions publiques et privées et qui utilise la planification par scénarios pour répondre à certaines incertitudes liées aux projections climatiques et aux conditions écologiques futures (Figure 1). Des modèles comme celui présenté à la figure 1 peuvent ainsi contribuer à guider les gestionnaires dans leur recherche de façons d'intégrer les changements climatiques dans leurs plans de conservation.

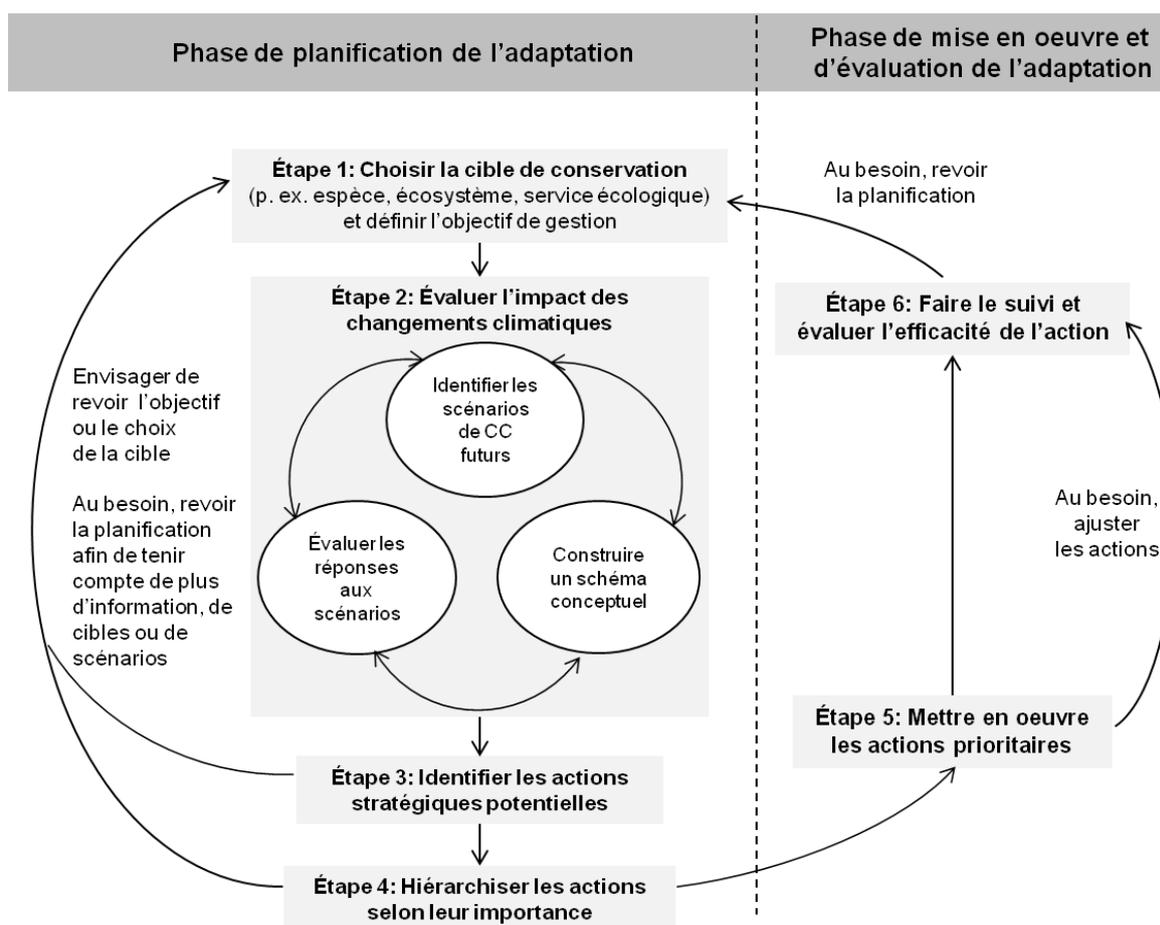


Figure 1 Étapes de l'approche *Adaptation for Conservation Targets (ACT)* (adapté de Cross *et al.*, 2012).

5. Pistes de solutions – le statu quo

Les deux dernières décennies ont vu se multiplier les recommandations générales pour adapter les pratiques de conservation aux changements climatiques afin d'assurer la persistance des espèces, des écosystèmes et des services écologiques associés. Toutefois, des efforts supplémentaires doivent aller dans le sens de stratégies concrètes et d'études de cas illustrant comment arrimer les intérêts de la recherche, des programmes de conservation et des institutions.

À l'heure actuelle, le déplacement de leur aire de répartition est le principal moyen d'adaptation des espèces aux changements climatiques. Afin de favoriser le déplacement des aires de répartition, la fragmentation des habitats doit être minimisée et le degré de connectivité entre les habitats doit être accru, principalement dans les directions parallèles aux gradients climatiques, soit dans la direction nord-sud pour le Québec (Berteaux *et al.*, 2010). Les couloirs naturels de déplacement que constituent les vallées fluviales orientées sud-nord ont par le passé joué ce rôle facilitateur dans la dispersion des espèces et pourraient de nouveau avoir cette fonction. **Ces couloirs de dispersion doivent être protégés et restaurés partout où cela est possible.**

À cet effet, quelques initiatives de corridors écologiques ont vu le jour dans l'est du Canada et au Québec dans les dernières années, notamment le *Mouvement Vert Mauricie; Deux Pays, Une forêt* (États du nord-est des États-Unis et provinces maritimes) et la ceinture verte du sud de l'Ontario (région du *Golden Horseshoe* du lac Ontario), dont s'inspire notamment la Trame verte et bleue du Grand Montréal dans son récent Plan métropolitain d'aménagement et de développement (PMAD). Basée sur les grands cours d'eau du territoire ainsi que sur les espaces verts que représentent les collines montréalaises et les parcs nationaux du secteur, la trame vise à multiplier les sites accessibles à proximité des lieux de résidence et d'en faciliter la connectivité, tout en protégeant leurs écosystèmes et en respectant leur capacité d'accueil. La Trame s'arrime à d'autres initiatives déjà mises en branle par des groupes de conservation de la Montérégie qui ont identifié un minimum de 30 % de couvert forestier comme seuil pour éviter la perte sévère de biodiversité (actuellement évalué entre 20 à 30 % dans certaines municipalités) (Auzel *et al.*, 2012).

En règle générale, une saine gestion de la biodiversité diffère peu selon que le climat change ou qu'il soit stable. Les principes de conservation déjà connus demeurent donc valables : protection des habitats, établissement de couloirs de déplacement lorsque les habitats sont fragmentés, exploitation des populations en fonction de leur capacité de croissance, maintien de la diversité génétique et écosystémique, etc. (Berteaux, 2005). **Les changements climatiques imposent toutefois d'augmenter l'intensité des mesures de protection de la biodiversité existantes.**

À l'échelle locale, les recommandations de *statu quo* (« business as usual ») sont effectivement fréquentes dans la littérature (p. ex. atténuer les menaces actuelles, telles que les espèces envahissantes et la perte d'habitat; implanter ou poursuivre des programmes de suivi; gérer les populations en fonction des perturbations naturelles) (Heller et Zavaleta, 2009). Toutefois, d'autres études soulignent que le *statu quo* n'est probablement pas suffisant dans plusieurs cas (Peters et Darling, 1985; Buckland *et al.*, 2001).

Pour citer un exemple en lien plus direct avec la protection des salamandres, une étude en Caroline du Nord a révélé que les bandes riveraines réglementaires de 10 m n'étaient pas suffisantes pour préserver les populations de salamandres de ruisseaux dans de petits écosystèmes riverains au sein de paysages fortement anthropisés (Willson et Dorcas, 2003). Une corrélation négative très forte a de fait été observée entre le pourcentage des bassins versants qui était perturbé et l'abondance relative de salamandres. Ces données suggèrent que dans des écosystèmes dépendants de petits cours d'eau, une simple zone tampon

forestière est insuffisante pour maintenir les conditions hydrologiques qui supportent d'importantes populations de salamandres.

Par ailleurs, certaines études ont estimé de 164 à 275 m la largeur nécessaire des bandes riveraines pour protéger les populations de reptiles et d'amphibiens semi-aquatiques (Burke et Gibbons, 1995; Semlitsch, 1998). Bien que la superficie des zones tampon doive varier en fonction de la taille, de la géographie et de l'habitat soutenu par le plan d'eau, certains chercheurs suggèrent même des zones tampons jusqu'à 300 m de largeur afin de maintenir les microclimats associés aux petits ruisseaux du nord-ouest Pacifique (Chen *et al.*, 1995).

Actuellement, le Plan de conservation des salamandres de ruisseaux du mont Covey Hill prévoit deux types de zones de protection entourant les sites où ont été observées des salamandres : des zones circulaires de 150 m de rayon et des zones riveraines de 60 par 1000 m (Frenette, 2008). Certaines activités sylvicoles sont permises à l'intérieur de ces zones. Cette stratégie de conservation est issue d'une revue de littérature (Semlitsch et Bodie, 2003) et de recommandations issues par le MRNF (2006).

Il a par contre été avancé que les efforts de conservation qui ciblent les populations de salamandres dans les cours supérieurs des bassins versants, le type d'habitat rencontré au mont Covey Hill, doivent tenir compte de **l'aménagement du territoire dans la totalité des bassins** versants, et non seulement au sein de petites zones tampon riveraines (Willson et Dorcas, 2003). En ce sens, il est suggéré qu'au lieu d'une simple réglementation de bande riveraine le long de tous les cours d'eau, les schémas d'aménagement soient élaborés au cas par cas, en tenant compte des impacts potentiels de chaque type de perturbation, à l'échelle du bassin versant et du sous bassin versant. Idéalement, ces efforts devraient également être coordonnés avec ceux des plans de développement et de conservation à l'échelle régionale afin d'en assurer une efficacité optimale (p. ex. le PMAD, le Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain (Gratton, 2010).

6. Pistes de solutions – Perspectives futures

a) Diversité et hétérogénéité

Historiquement, les stratégies de conservation se sont principalement concentrées sur la protection des « meilleurs » habitats, en ciblant aussi les espèces préoccupantes. Des plans de conservation qui se concentrent uniquement sur la distribution actuelle des espèces sont voués à l'échec dans un contexte de climat changeant (Schloss *et al.*, 2011). Alors que les espèces se déplaceront, les communautés seront réorganisées et les écosystèmes seront modifiés – les endroits qui protègent de façon optimale la biodiversité actuelle pourraient échouer à protéger la biodiversité de demain. Préserver les éléments abiotiques (attributs du paysage tels que la pente, l'altitude, la productivité des sols, le climat) sur lesquels dépendra la biodiversité du futur sera une partie importante des stratégies de conservation qui tiendront compte des changements climatiques.

L'intégration des éléments abiotiques dans un processus de planification de la conservation peut s'effectuer de plusieurs façons. Une méthode proposée est celle des filtres grossier et fin (Schloss *et al.*, 2011). C'est celle qui est mise de l'avant par CNC dans son Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du Lac Champlain (Gratton, 2010). L'analyse par filtre grossier est d'abord effectuée à partir de valeurs d'irremplaçabilité et de représentation de la diversité biologique. L'analyse par filtre fin vise ensuite à saisir les cibles qui n'auraient pas été captées par le filtre grossier, telles les communautés et les

écosystèmes rares considérées prioritaires pour la région. Généralement, les éléments abiotiques dégagés lors de l'analyse par filtre grossier servent à raffiner la priorisation des éléments biotiques (p. ex. les espèces menacées à protéger) lors de l'analyse par filtre fin. Autrement dit, lors du choix entre l'achat de deux propriétés qui offrent des bénéfices similaires pour la biodiversité, le terrain qui contribue davantage à l'objectif de représentation d'une diversité d'éléments abiotiques serait privilégié.

Ceci va dans le même sens que les conclusions de la revue récente de Heller et Zavaleta (2009), selon laquelle la protection d'une large gamme de conditions bioclimatiques, associée à une connectivité accrue d'aires protégées agrandies, constitueraient les stratégies de conservation les plus fréquemment recommandées en réponse aux changements climatiques. L'idée de la protection d'une diversité de conditions bioclimatiques vient du fait que les impacts des changements climatiques dépendent de la relation entre le changement temporel et l'hétérogénéité climatique spatiale. À petite échelle, des espaces protégés présentant une hétérogénéité spatiale riche devraient offrir de meilleures opportunités de migration et de réorganisation des communautés. Les distances de dispersion nécessaires pour suivre les conditions changeantes seraient ainsi plus courtes, alors que les limites à la dispersion seraient moins contraignantes. De façon générale, les paysages hétérogènes supporteraient également une plus grande diversité génétique et diversité d'espèces (Vellend et Geber, 2005).

b) Gestion de risques

Les changements climatiques mettent les acteurs de la conservation face au besoin de répondre à la fois à un changement directionnel rapide et à une incertitude très importante. L'adaptation aux changements climatiques nécessite donc la mise sur pied d'une gamme de mesures ayant différents horizons temporels (court terme, moyen et long terme), et de différents niveaux de risque (de prudentes à plus risquées), toutes spécifiquement anticipatives (Figure 2; Heller et Zavaleta, 2009). Jusqu'à un certain point, la tolérance au risque des acteurs guidera la sélection des stratégies.

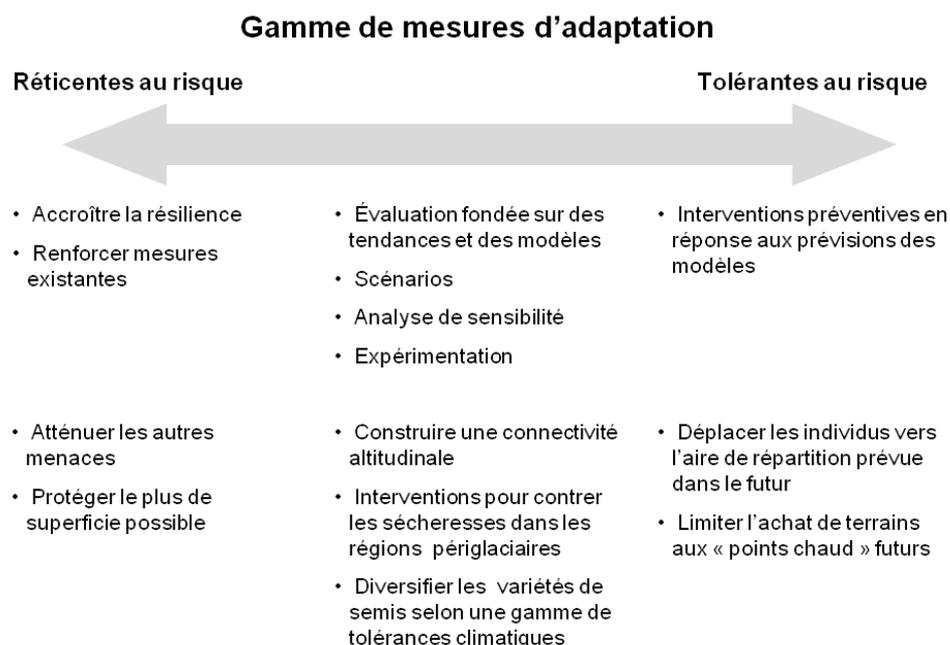


Figure 2 Mesures d'adaptation classées selon une échelle de risques. Une stratégie complète devrait inclure des mesures couvrant la gamme de niveaux de risques (adapté de Heller et Zavaleta, 2009).

Chaque type d'approche comporte son lot d'avantages et d'inconvénients. Des mesures de précaution, telles que la restauration de sites naturels, un suivi accru de la distribution des espèces et des investissements accrus pour les aires protégées ne requièrent pas nécessairement de prévisions climatiques extrêmement certaines et précises, mais de telles actions permettront aux gestionnaires de répondre aux menaces actuelles pour la biodiversité tout comme aux menaces qui émergeront dans le futur. Toutefois, des mesures de précaution seules ne répondront pas aux changements directionnels rapides du climat. Ce type de mesures ne capitalise d'ailleurs pas sur l'information prédictive qui est accessible.

En revanche, des interventions basées sur des prévisions comportent leur lot de risques si elles sont trop déterministes, insuffisamment robustes à des futurs alternatifs ou ont le potentiel de mener à des conséquences négatives non anticipées (Suffling et Scott, 2002). Elles peuvent par contre se solder en bénéfices importants et devraient être évaluées à l'aide d'analyses de sensibilité et de scénarios, testées dans le cadre de projets pilote et implantées initialement à petite échelle (McLachlan *et al.*, 2007). L'élaboration de scénarios, d'une façon qui se prête aux contraintes locales en termes de données et qui est utile pour les décideurs et les gestionnaires, est particulièrement adaptée pour explorer la gamme des futurs possibles et des tendances sans engagement à une prévision spécifique (Brown, 2006; Millar *et al.*, 2007).

L'approche par scénarios a été privilégiée dans le cadre de ce projet. Les variables climatiques de température et de précipitations de 10 scénarios climatiques fournis par Ouranos ont servi à alimenter les modèles hydrogéologiques et hydrologiques dont les résultats ont ensuite été intégrés au modèle de salamandres. Il est ainsi possible d'évaluer la gamme d'impacts possibles des changements climatiques sur la salamandre sombre des montagnes à l'horizon 2050.

c) Gestion de la faune et des espèces en péril

Dans une récente revue de la littérature portant sur l'adaptation de la faune aux changements climatiques, Mawdsley *et al.* (2009) décrivent 16 stratégies d'adaptation proposées dans la littérature scientifique et dans la documentation associée aux politiques publiques. Quatre mesures concernant plus spécifiquement la gestion de la faune et des espèces en péril se retrouvent dans la liste :

1. Concentrer les efforts de conservation sur des espèces qui pourraient s'éteindre
2. Déplacer les espèces à risque d'extinction des sites devenus inadéquats en raison des changements climatiques à des sites plus favorables à leur persistance
3. Établir des populations captives d'espèces qui autrement s'éteindraient
4. Réduire les pressions sur les espèces provenant de sources autres que les changements climatiques

Plusieurs efforts qui vont dans le sens de ces recommandations existent déjà au Québec. De fait, le but principal des stratégies de conservation actuelles s'aligne particulièrement bien avec la quatrième recommandation, mais la perte d'habitats et la fragmentation demeurent malgré cela les causes les plus probables d'extinction et d'extirpation pour certains taxons (p. ex. les amphibiens et les reptiles). La loi québécoise sur les espèces menacées ou vulnérables (L.R.Q. 1989, c. E-12.01) et la loi canadienne sur les espèces en péril (L.C. 2002, ch. 29) permettent de protéger les espèces dont le statut est désigné comme particulier. Cependant, la plupart des espèces à risque sont situées dans le sud de la province, où la propriété des terres est majoritairement privée et où les aires protégées sont rares, ce qui limite la portée de certaines actions. Par ailleurs, les moyens financiers et

l'appui politique manquent parfois pour des actions adéquates, et un manque de coordination entre les institutions responsables de la conservation des espèces empêche la stratégie d'être pleinement efficace. Il n'en demeure pas moins que de telles actions de protection sont à privilégier avant d'être placée devant l'obligation de déplacer des populations ou d'établir des populations captives, solutions dont l'acceptabilité n'est pas garantie et qui peuvent s'avérer bien coûteuses à long terme, tant sur le plan financier qu'écologique.

En ce sens, il est impératif d'évaluer et de renforcer les programmes de suivi de la faune et des écosystèmes. Des moyens pour renforcer les programmes de suivi de la biodiversité dans un contexte de changements climatiques sont actuellement sous analyse par le gouvernement du Québec, en collaboration avec des chercheurs universitaires (p. ex. projet CC-Suivi, mené par Pedro Peres-Neto dans le cadre du programme Éco-Bio-CC, PACC-26). Toutefois, les coûts relatifs au suivi de la biodiversité sur une telle superficie faiblement peuplée peuvent être prohibitifs. Un soutien amélioré et une meilleure coordination des efforts des naturalistes (science citoyenne) pourraient représenter des options intéressantes. Il faut également mettre à jour les plans, programmes et activités d'aménagement du territoire afin d'y intégrer les impacts prévus des changements climatiques. L'existence d'Ouranos, qui met en lien les utilisateurs des données, les planificateurs et les décideurs, et qui favorise la mise sur pied de nouveaux projets de recherche par l'entremise du Plan d'Action sur les Changements Climatiques (PACC) contribue à faire avancer cette stratégie. Des plans de conservation à l'échelle du paysage qui répondent explicitement aux besoins d'adaptation au climat de la faune et de la biodiversité doivent être développés, et ce, malgré la perception persistante du peu de bénéfices associés à la conservation. De tels plans existent (p. ex. Plan de conservation des salamandres de ruisseaux, Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du Lac Champlain), mais ils tardent toujours à intégrer de façon explicite les changements climatiques à leurs actions, bien que ceux-ci soient identifiés comme une menace imminente à la biodiversité.

7. Conclusion

Les changements climatiques agissent de concert avec divers autres moteurs de perte de biodiversité tels que la dégradation des habitats, la perte de sol, la nitrification et l'acidification et c'est le cocktail de ces facteurs aggravants qui rend la situation des plus préoccupantes. La coproduction de connaissances est clé lors du développement de politiques qui répondent à ces enjeux complexes concernant la biodiversité, la conservation et la gestion des écosystèmes dans une ère de changements climatiques. Le partage de l'expertise parmi les chercheurs universitaires et non universitaires fait en sorte que les préoccupations sociétales sont prises en compte lors de l'interprétation et de la discussion des résultats. Des politiques robustes réussiront à répondre à plus d'un enjeu, ou risquent sinon d'exacerber les problèmes environnementaux en essayant de les combattre.

Bernazzani *et al.* (2012) résument bien les points clés à garder à l'esprit dans la prise en compte des changements climatiques dans les plans de conservation des espèces :

- Identifier les espèces à risque en raison des changements climatiques
- Explorer de nouvelles stratégies pour la conception des aires protégées
- Mettre l'accent sur les corridors, les liens et la **connectivité**
- Développer des mesures d'adaptation anticipatoires (augmenter la **résistance**)
- Gérer en fonction de la diversité (augmenter la **résilience**)
- Inclure les changements climatiques dans les scénarios de **gestion de l'eau**
- Développer des stratégies de gestion qui sont orientées vers le **futur**
- Envisager la migration assistée

De façon générale, l'adaptation aux changements climatiques requiert une coordination institutionnelle accrue à l'échelle régionale, une perspective spatio-temporelle élargie, l'intégration de scénarios de changements climatiques dans toutes les actions et planifications et de plus grands efforts pour répondre aux menaces multiples et aux moteurs de changements globaux de façon simultanée, en utilisant des moyens qui intègrent les communautés humaines (Heller et Zavaleta, 2009). Peu de ressources ou de capacité existent afin de guider un processus de planification adaptative, et ce à toutes les échelles (Hannah *et al.*, 2002; Scott et Lemieux, 2005; Welch, 2005). Un tel processus placerait l'ensemble de suggestions et de recommandations dans un cadre et fournirait aux praticiens des outils, des rôles et une structure pour évaluer quelles options pourraient s'avérer utiles et faisables pour des cas particuliers.

8. Références

- Ackerly, D. D., S. R. Loarie, W. K. Cornwell, S. B. Weiss, H. Hamilton, R. Branciforte et N. J. B. Kraft. 2010. «The geography of climate change: Implications for conservation biogeography». *Diversity and Distributions*, vol. 16, no 3, p. 476-487.
- Auzel, P., H. Gaonac'h, F. Poisson, R. Siron, S. Calmé, M. Bélanger, M.M. Bourassa, A. Kestrup, A. Cuerrier, A. Downing, C. Lavallée, F. Pelletier, J. Chambers, A.E. Gagnon, M.C. Bedard, Y. Gendreau, A. Gonzalez, M. Mitchell, J. Whiteley et A. Larocque (2012). Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec: Résumé de la revue de littérature. CSBQ, MDDEP, Ouranos: 29 p.
- Bernazzani, P., B. A. Bradley et J. J. Opperman. 2012. «Integrating climate change into habitat conservation plans under the U.S. endangered species act». *Environmental management*, vol. 49, no 6, p. 1103-1114.
- Berteaux, D. 2005. «Impacts des changements climatiques sur la faune du Québec». *FrancVert - Le webzine environnemental*, vol. 2, no 3, p. 1-7.
- Berteaux, D., S. Blois, J.F. Angers, J. Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, M.M. Humphries, B. McGill et J. Larivée. 2010. «The CC-Bio Project: studying the effects of climate change on Quebec biodiversity». *Diversity*, vol. 2, no 11, p. 1181-1204.
- Bohlen, Patrick J., Stefan Scheu, Cindy M. Hale, Mary Ann McLean, Sonja Migge, Peter M. Groffman et Dennis Parkinson. 2004. «Non-Native Invasive Earthworms as Agents of Change in Northern Temperate Forests». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 2, no 8, p. 427-435.
- Brown, I. 2006. «Modelling future landscape change on coastal floodplains using a rule-based GIS». *Environmental Modelling & Software*, vol. 21, p. 1479-1490.
- Buckland, S.M., K. Thompson, J.G. Hodgson et J.P. Grime. 2001. «Grassland invasions: effects of manipulations of climate and management». *Journal of Applied Ecology*, vol. 38, p. 301-309.
- Burke, J.J., et J.W Gibbons. 1995. «Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina bay». *Conservation Biology*, vol. 9, p. 1365-1369.
- Campbell Grant, Evan H., James D. Nichols, Winsor H. Lowe et William F. Fagan. 2010. «Use of multiple dispersal pathways facilitates amphibian persistence in stream networks». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, no 15, p. 6936-6940, April 13, 2010.
- Carroll, C. 2007. «Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on carnivore populations at the range margin: Marten and Lynx in the northern Appalachians». *Conservation Biology*, vol. 21, p. 1092-1104.
- Chapin, F.S., A.L. Lovcraft, E.S. Zavaleta, J. Nelson, M.D. Robards, G.P. Kofinas, S.F. Trainor, G.D. Peterson, H.P. Huntington et R.L. Naylor. 2006. «Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 103, p. 16637-16643.

- Chen, J., J.F. Franklin et T.A. Spies. 1995. «Growing season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests». *Ecological Applications*, vol. 5, p. 74-86.
- Collen, B., N. Pettorelli, J.E.M. Baillie et S.M. Durant. 2013. *Biodiversity monitoring and conservation: Bridging the gap between global commitment and local action*. John Wiley & Sons, Ltd, 464 p.
- Cross, M.S., P.D. McCarthy, G. Garfin, D. Gori et C.A.F. Enquist. 2012. «Accelerating adaptation of natural resource management to address climate change». *Conservation Biology*, vol. 27, p. 4-13.
- Cunningham, Heather R., Leslie J. Rissler et Joseph J. Apodaca. 2009. «Competition at the range boundary in the slimy salamander: using reciprocal transplants for studies on the role of biotic interactions in spatial distributions». *Journal of Animal Ecology*, vol. 78, no 1, p. 52-62.
- De Blois, S., G. Domon et A. Bouchard. 2002. «Landscape issues in plant ecology». *Ecography*, vol. 25, p. 244-256.
- Desnommée, M., A. Lavallée, H. Pednault, G. Pelletier et L. Vandelac. 1997. «L'eau, pour qui?». *Le Devoir* (Montréal), Mercredi 30 juillet 1997.
- Elith, J., et J.R. Leathwick. 2009. «Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 40, p. 677-697.
- Frenette, M. (2008). Plan de conservation des salamandres de ruisseaux au mont Covey Hill, Montérégie. Présenté à l'Équipe de rétablissement des salamandres de ruisseaux: 55 p.
- Gratton, L. (2010). Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain. La société canadienne pour la conservation de la nature - Région du Québec. Montréal: 150 p.
- Green, DM. 2003. «The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians». *Biological Conservation*, vol. 111, p. 331-343.
- Halofsky, J.E., D.L. Peterson, K.A. O'Halloran et C. Hawkins-Joffman (2011). Adapting to climate change at Olympic National Forest and Olympic National Park. General technical report PNW-GTR-844. Forest Service U.S. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon.
- Hannah, L., G.F. Midgley et D. Millar. 2002. «Climate change-integrated conservation strategies». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 11, p. 485-495.
- Heller, NE, et ES Zavaleta. 2009. «Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations». *Biological Conservation*, vol. 142, p. 14-32.
- Lavergne, Sébastien, Nicolas Mouquet, Wilfried Thuiller et Ophélie Ronce. 2010. «Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 41, p. 321-350.

- Lawler, J.J., T.H. Tear, C. Pyke, M.R. Shaw, P. Gonzalez, P. Kareiva, L. Hansen, L. Hannah, K. Klausmeyer, A. Aldous, C. Beinz et S. Pearsall. 2010. «Resource management in a changing and uncertain climate». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 8, p. 35-43.
- Lowe, W.H. 2012. «Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander». *Biological Conservation*, vol. 145, p. 48-53.
- Maerz, J. C., J. M. Karuzas, D. M. Madison et B. Blossey. 2005. «Introduced invertebrates are important prey for a generalist predator». *Diversity and Distributions*, vol. 11, no 1, p. 83-90.
- Mawdsley, J.R., R. O'Malley et D.S. Ojima. 2009. «A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation». *Conservation Biology*, vol. 23, p. 1080-1089.
- McCaffery, R.M., et B.A. Maxell. 2010. «Decreased winter severity increases viability of a montane frog population». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, p. 8644-8649.
- McLachlan, Jason S., Jessica J. Hellmann et Mark W. Schwartz. 2007. «A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change». *Conservation Biology*, vol. 21, no 2, p. 297-302.
- Millar, C.I., N.L. Stephenson et S.L. Stephens. 2007. «Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty». *Ecological Applications*, vol. 17, p. 2145-2151.
- MRC Le Haut-Saint-Laurent. 2012. «Schéma d'aménagement révisé, préparé par le conseil de la MRC Le Haut-Saint-Laurent et le service d'aménagement».
- MRNF (2006). Protection des espèces menacées ou vulnérables en forêt publique - Les salamandres de ruisseaux: la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*), la salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) et la salamandre sombre du Nord (*Desmognathus fuscus*), Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune: 43 p.
- Nelson, G. Hairston. 1980. «Species Packing in the Salamander Genus *Desmognathus*: What Are the Interspecific Interactions Involved?». *The American Naturalist*, vol. 115, no 3, p. 354-366.
- Pearson, R.G., et T. P. Dawson. 2003. «Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 12, no 361-371.
- Peters, R.L., et J.D.S. Darling. 1985. «The greenhouse-effect and nature reserves». *BioScience*, vol. 35, p. 707-717.
- Petranka, JW. 1998. *Salamanders of the United States and Canada*. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 587 p.
- Ramakrishnan, P.S. 1998. «Sustainable development, climate change and tropical rain forest landscape». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, p. 583-600.

- Root, T.L., et S.H. Schneider. 2006. «Conservation and climate change: The challenges ahead». *Conservation Biology*, vol. 20, p. 706-708.
- Schloss, C.A., J.J. Lawler, E.R. Larson, H.L. Papendick, M.J. Case, D.M. Evans, J.H. DeLap, J.G.R. Langdon, S.A. Hall et B.H. McRae. 2011. «Systematic conservation planning in the face of climate change: Bet-hedging on the Columbia Plateau». *PLoS ONE*, vol. 6, no 12, p. 1-9.
- Scott, D., et C. Lemieux. 2005. «Climate change and protected area policy and planning in Canada». *The Forestry Chronicle*, vol. 81, no 5, p. 696-703.
- Secrétariat de la convention sur la diversité biologique (2007). La diversité biologique et les changements climatiques En ligne. <<http://www.cbd.int/doc/bioday/2007/ibd-2007-booklet-01-fr.pdf>>.
- Semlitsch, R.D. 1998. «Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders». *Conservation Biology*, vol. 12, p. 1113-1119.
- Semlitsch, Raymond D., et J. Russell Bodie. 2003. «Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*, vol. 17, no 5, p. 1219-1228.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman et R.W. Waller. 2004. «Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide». *Science*, vol. 306, p. 1783-1786.
- Suffling, R., et D. Scott. 2002. «Assessment of climate change effects on Canada's national park system». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 74, p. 117-139.
- Suttle, K.B., M.A. Thomsen et M.E. Power. 2007. «Species interactions reverse grassland responses to changing climate». *Science*, vol. 315, p. 640-642.
- Tardif, B., G. Lavoie et Y. Lachance (2005). Québec Biodiversity Atlas - Threatened or vulnerable species. du patrimoine écologique et des parcs Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs - Direction du développement durable. Québec.
- Vellend, M., et M.A. Geber. 2005. «Connections between species diversity and genetic diversity». *Ecology Letters*, vol. 8, p. 767-781.
- Welch, D. 2005. «What should protected area managers do in the face of climate change?». *The George Wright Forum*, vol. 22, p. 75-93.
- Wiens, J. A., et D. Bachelet. 2010. «Matching the multiple scales of conservation with the multiple scales of climate change: Special section». *Conservation Biology*, vol. 24, no 1, p. 51-62.
- Willson, John D., et Michael E. Dorcas. 2003. «Effects of Habitat Disturbance on Stream Salamanders: Implications for Buffer Zones and Watershed Management. *Conservation Biology*, vol. 17, no 3, p. 763-771.