

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

DYNAMIQUES DES POPULATIONS D'AMPHIBIENS
DU QUÉBEC ENTRE 1993 ET 2013

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE
EXTENSIONNÉE DE
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
THIERRY CALVÉ

NOVEMBRE 2017

AVANT-PROPOS

Les dernières années que j'ai passées à travailler sur ce projet ont été très enrichissantes. J'ai eu la chance de partager mon intérêt envers les grenouilles, rainettes et crapauds, avec d'autres amateurs d'amphibiens. La réalisation des inventaires des anoures en compagnie des autres étudiants a été une expérience particulièrement mémorable. Les amphibiens sont des bêtes fascinantes et je crois que nous devons continuer à investir temps et énergie pour mieux connaître et préserver ces petites créatures souvent négligées.

Je remercie mon directeur Marc Mazerolle, qui est grandement impliqué dans la recherche sur les amphibiens au Québec, et qui m'a donné l'opportunité de poursuivre mes études en biologie. Merci Marc de m'avoir enseigné les biostatistiques avec patience et rigueur. Je remercie également Louis Imbeau, Sébastien Rouleau, Yohann Dubois et Mélanie Desrochers pour leur aide et leurs précieux conseils. Merci aux évaluateurs du mémoire Jean Lapointe et Dominique Fauteux. Merci à ma mère et à ma conjointe Mélissa pour leur soutien, et mon père pour m'avoir transmis sa passion pour la nature. Finalement je remercie tous les bénévoles du programme de suivi des populations d'anoures du Québec.

Ce mémoire comprend un article rédigé en anglais intitulé : « *Landscape effects and temporal patterns in anuran occupancy from a 21-year monitoring program* » (Chapitre II), qui sera soumis au périodique scientifique « *Biological Conservation* ». Ce projet a été rendu possible grâce au zoo Ecomuseum, au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP), au Fonds de recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), au Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), au Centre d'Étude de la Forêt (CEF) et à la chaire industrielle CRNSG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (CAFD).

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	ii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ	x
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Problématique	1
1.2 Cadre théorique	8
1.2.1 Élaboration du programme de suivi d'écoute de chants d'anoures	8
1.2.2 Situation des amphibiens au Québec	9
1.2.3 Paramètres à considérer pour l'étude des populations	11
1.2.3.1 Échelles spatiales et temporelles	11
1.2.3.2 Probabilité de détection	11
1.2.4 Rôle des amphibiens	12
1.3 Objectifs	13
1.4 Hypothèses	14
1.4.1 Déclin de population	14
1.4.2 Géographie	15
1.4.3 Habitat de qualité	15
1.4.4 Perturbations anthropiques.....	16
1.4.5 Détection.....	16
1.4.5.1 Année et météo	17
1.4.5.2 Année et jours écoulés depuis la fonte des neiges	17
CHAPITRE II LANDSCAPE EFFECTS AND TEMPORAL PATTERNS IN ANURAN OCUPANCY FROM A 21-YEAR MONITORING PROGRAM.....	19
2.1 Abstract	21
2.2 Résumé.....	22

2.3 Introduction.....	23
2.4 Methods.....	25
2.4.1 Study area.....	25
2.4.2 Amphibian monitoring protocol.....	27
2.4.3 Data collected.....	29
2.4.4 Variables used for the population trends analysis 1993-2013.....	33
2.4.5 Variables used for the landscape effects analysis 2010-2013.....	34
2.4.6 Statistical analysis.....	36
2.4.6.1 Analysis of population trends 1993-2013.....	36
2.4.6.2 Analysis of landscape effects 2010-2013.....	39
2.5 Results.....	42
2.5.1 Population trends 1993-2013.....	42
2.5.1.1 Spring peeper.....	42
2.5.1.2 American toad.....	46
2.5.1.3 Wood frog.....	50
2.5.2 Landscape effects 2010-2013.....	54
2.5.2.1 Spring peeper.....	54
2.5.2.2 American toad.....	57
2.6 Discussion.....	60
2.6.1 Population trends 1993-2013.....	60
2.6.2 Effect of latitude on occupancy probability.....	61
2.6.3 Landscape effects 2010-2013.....	62
2.6.4 Detection probability.....	64
2.7 Conclusion.....	67
2.7 Acknowledgment.....	68
2.8 Literature cited.....	69
2.9 Appendix.....	77
CHAPITRE III CONCLUSION GÉNÉRALE.....	78

ANNEXE A DATES RECOMMANDÉES POUR LA RÉALISATION DES INVENTAIRES.....	81
ANNEXE B ESPÈCES D'ANOURES DU QUÉBEC	82
ANNEXE C SOURCES DES DONNÉES GÉOGRAPHIQUES UTILISÉES	83
ANNEXE D EXEMPLE D'EXTRACTION DE VARIABLES D'HABITAT	85
ANNEXE E CODE JAGS DU MODÈLE D'OCCUPATION DYNAMIQUE INCLUANT LES EFFETS ALÉATOIRES DE LA ROUTE 1993-2013	86
BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE	90

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Site localizations of the Amphibian Population Monitoring Program in Quebec (Canada) 1993-2013. Each dot is a survey route.....	26
2.2 Site localizations according to different regions in Quebec, of the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013.....	27
2.3 Number of routes sampled per region in Quebec, used for anuran occupancy analysis, during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013	30
2.4 Number of routes sampled per year in Quebec, during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013.....	31
2.5 Number of routes with a given number of years sampled in Quebec, during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013.....	32
2.6 Frequency of different site variables used for the landscape analysis, for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Buffers of 500 m of radius were used to extract data. Units are in km ² except road length (km) and latitude	35
2.7 Average occupancy probability for the spring peeper for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Error bars denote 95% credible intervals.....	42
2.8 Occupancy trends for the spring peeper for an average route from each sampled region during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Solid and empty circles correspond to years sampled and not sampled, respectively. Error bars denote 95% credible intervals	43

2.9	Detection probability of the spring peeper for routes sampled between 1993 and 2013. Dotted lines denote 95% credible intervals	45
2.10	Average occupancy for the American toad for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Error bars denote 95% credible intervals	46
2.11	Occupancy trends for the American toad for an average route from each sampled region during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Solid and empty circles correspond to years sampled and not sampled, respectively. Error bars denote 95% credible intervals	47
2.12	Detection probability of the American toad for routes sampled between 1993 and 2013. Dotted lines denote 95% credible intervals	49
2.13	Average occupancy for the wood frog for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Error bars denote 95% credible intervals	50
2.14	Occupancy trends for the wood frog for an average route from each sampled region during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Solid and empty circles correspond to years sampled and not sampled, respectively. Error bars denote 95% credible intervals	51
2.15	Detection probability of the wood frog for routes sampled between 1993 and 2013. Dotted lines denote 95% credible intervals	53
2.16	Detection probability of the spring peeper according to days elapsed since snowmelt, for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Dotted lines denote 95% confidence intervals	56
2.17	Detection probability of the American toad according to days elapsed since snowmelt, for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Dotted lines denote 95% confidence intervals	59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Liste des espèces d'amphibiens du Québec ayant un statut menacé, vulnérable ou susceptible d'être désigné menacé ou vulnérable, selon le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP) en 2016	9
2.1 Candidate dynamic occupancy models for landscape analysis on the spring peeper, the American toad, and the wood frog, for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. All the combinations were tested on the different parameters (occupancy, colonization, extinction, and detection probabilities). For each species, three additional null models were included where demographic parameters were constant but detection probability was modelled according to each detection hypothesis (for a total of 84 models)	41
2.2 Posterior means and precision of parameters (logit scale) on probabilities of initial occupancy, colonization, extinction, and detection for the spring peeper, during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013	44
2.3 Posterior means and precision of parameters (logit scale) on probabilities of initial occupancy, colonization, extinction, and detection for the American toad for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013	48
2.4 Posterior means and precision of parameters (logit scale) on probabilities of initial occupancy, colonization, extinction, and detection for the wood frog for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013	52
2.5 Top ten dynamic occupancy models for the spring peeper based on quasi-likelihood Akaike information criterion (QAIC _c), for sampled routes	

	during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Overdispersion parameter (\hat{c}) used in model selection was 3.26	55
2.6	Top ten dynamic occupancy models for the american toad based on quasi-likelihood Akaike information criterion ($QAIC_c$), for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Overdispersion parameter (\hat{c}) used in model selection was 3.28	58

RÉSUMÉ

L'état des populations d'amphibiens du Québec est peu connu et afin d'évaluer les tendances des populations, on doit avoir recours à des jeux de données à long terme. Un programme annuel d'inventaires d'anoures est réalisé par des bénévoles dans plusieurs régions du Québec depuis 1993, en collaboration avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec et le zoo Ecomuseum Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent. L'échantillonnage des grenouilles, rainettes et crapauds se fait à l'aide du chant spécifique qu'émettent les mâles pour attirer les femelles en période de reproduction. Chaque observateur est assigné à un parcours de 8 km le long d'une route qui comporte dix stations d'écoute établies à intervalle de 800 m. Pour les 21 années du suivi, une moyenne de 39 routes ont été inventoriées annuellement, pour un total de 164 routes créées dans 16 régions du Québec. L'objectif principal de cette étude était d'évaluer les tendances des populations de trois espèces d'amphibiens du Québec (la rainette crucifère, le crapaud d'Amérique et la grenouille des bois), à l'aide de la base de données de l'Ecomuseum (1993-2013). Pour cet objectif, nous avons émis l'hypothèse qu'au moins une des trois espèces a subi un déclin de population entre 1993 et 2013. De plus, nous avons prédit que la répartition des espèces peut augmenter avec la latitude. Le second objectif était de quantifier l'effet de certains facteurs anthropiques (développement urbain, agriculture et routes) sur les paramètres démographiques des amphibiens, pour une partie du jeu de données pour laquelle nous avons extrait ces informations à partir de cartes écoforestières. L'hypothèse associée au deuxième objectif indiquait que les perturbations anthropiques affectent négativement les paramètres démographiques des espèces. En raison de l'importante étendue latitudinale de l'aire d'étude, nous nous attendions à ce que le nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges ait un effet important sur la probabilité de détection des espèces. Deux différentes analyses ont été effectuées où nous avons testé ces hypothèses à l'aide de modèles d'occupation de site dynamiques qui tiennent compte de la probabilité de détection. Les résultats montrent que l'occupation des trois espèces était élevée et stable entre 1993 et 2013 à l'échelle provinciale, quoique variable d'une région à l'autre. Contrairement à nos prédictions, nous n'avons trouvé aucun effet de la latitude ou des facteurs anthropiques sur les paramètres démographiques des amphibiens. Par contre, le nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges avait un effet important sur la probabilité de détection de chacune des espèces, et s'est avéré un indicateur supérieur à la température de l'air.

Mots clés : amphibien, tendance, populations, occupation, extinction, détection, habitat, anthropique, milieux humides, modèle d'occupation dynamique, science citoyenne, paysage.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

Au cours des dernières décennies, de nombreuses espèces à travers le monde ont subi des déclin majeurs. Chez les vertébrés, près d'une espèce sur cinq est menacée d'extinction (Hoffmann *et al.*, 2010). L'explosion démographique humaine du dernier siècle et la pression grandissante que l'homme exerce sur la nature ont détérioré une multitude d'habitats naturels à un rythme alarmant (Pough *et al.*, 2001; Gallant *et al.*, 2007; Butchart *et al.*, 2010; Crump, 2010). En effet, les activités humaines continuent de changer l'environnement autant à l'échelle locale que globale. Plusieurs de ces altérations du paysage mènent à des changements dramatiques dans la structure biotique et dans la composition des communautés écologiques (Hooper *et al.*, 2005).

Suite au premier Congrès mondial d'herpétologie en 1989, on a commencé à s'inquiéter de la situation des amphibiens dans le monde (Green, 1997; Alford et Richards, 1999; Houlahan *et al.*, 2000; Stuart *et al.*, 2004). Les amphibiens du globe font face à des déclin de populations et des extinctions d'espèces supérieures à celles d'oiseaux ou de mammifères (Stuart *et al.*, 2004). Selon la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature des espèces menacées en 2017 (IUCN), entre 32% et 56% des espèces d'amphibiens seraient menacées d'extinction, la meilleure estimation étant de 42%. Cela représente un minimum de 2068 espèces menacées sur 6534 évaluées à travers le monde. En comparaison, seulement 13% des espèces d'oiseaux et 25% des espèces de mammifères seraient menacées (IUCN, 2017, [En ligne] <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics#Tables_3_4>).

La détérioration des habitats naturels résultant des activités anthropiques est un facteur majeur du déclin des populations d'amphibiens (Pough *et al.*, 2001; Cushman, 2005; Wake et Vredenburg, 2008; Grant *et al.*, 2016). Lorsque les forêts et les milieux humides sont détruits par l'agriculture ou le développement urbain, les amphibiens qui y vivent meurent, soit immédiatement ou plus tard si les conditions de l'environnement perturbé ne sont plus viables (Mitchell et Brown, 2008). La vulnérabilité des amphibiens face à l'altération de l'habitat s'explique en partie par leurs cycles vitaux complexes (stades aquatiques et terrestres). Les salamandres, grenouilles, crapauds, et rainettes qui se reproduisent en étang utilisent différents habitats à différents stades de leur vie et à différentes périodes de l'année (Wilbur, 1980; Stebbins et Cohen, 1997; Pope *et al.*, 2000; Semlitsch et Bodie, 2003). De plus, les mouvements des amphibiens entre habitats sont limités lorsque comparés à ceux d'autres vertébrés (généralement < 1 km, Pough *et al.*, 2001; Semlitsch et Bodie, 2003).

Les populations d'amphibiens isolées dans des habitats fragmentés sont sujettes à l'extinction dès que les conditions environnementales et démographiques sont défavorables à leur persistance. Cela entraîne une diminution du bagage génétique de l'espèce et de la biodiversité locale (Pough *et al.*, 2001; Cushman, 2005). Une autre composante de l'activité humaine qui peut nuire aux amphibiens en fragmentant l'habitat est le réseau routier (Lesbarrères *et al.*, 2003, 2006; Garcia-Gonzalez *et al.*, 2012; Dolgener *et al.*, 2014) qui crée des barrières artificielles difficiles à franchir. En effet, les routes causent une mortalité élevée des amphibiens, au début pendant leur construction et ensuite en raison des véhicules qui y circulent (Fahrig *et al.*, 1995; Hels et Buchwald, 2001; Glista *et al.*, 2007; Elzanowski *et al.*, 2009; Andrews *et al.*, 2008). Les amphibiens ont tendance à rester immobile lorsqu'une automobile approche, ce qui augmente le risque de mortalité (Mazerolle *et al.*, 2005). Une étude réalisée en Ontario a démontré que les grenouilles léopard ralentissaient leur vitesse de mouvement lorsqu'elles traversaient une route sans toutefois essayer de l'éviter, ce

qui diminuait considérablement leur chance de survie (Bouchard *et al.*, 2009). De nombreuses observations relatant la présence d'amphibiens sur les routes en dehors des périodes de migration appuient l'hypothèse que ces petits ectothermes seraient attirés par la chaleur emmagasinée par celles-ci après le coucher du soleil (Timm et McGarigal, 2014). De plus, les fossés accumulant de l'eau en bordure des routes constituent des endroits propices pour la reproduction des amphibiens (Homyack *et al.*, 2014). Les grenouilles en particulier utilisent les fossés le long des routes pour pondre leurs œufs. Toutefois, ces endroits s'assèchent souvent avant la métamorphose des larves, ce qui entraîne un haut taux de mortalité (Andrews *et al.*, 2008).

Outre la perte et la fragmentation de l'habitat, plusieurs se sont questionnés sur l'impact de la pollution industrielle sur les amphibiens (Ouellet *et al.*, 1997; Blaustein *et al.*, 2003; Relyea, 2005; Hayes *et al.*, 2006). Une large gamme de contaminants provenant surtout de l'industrie agricole et minière, tels que les pesticides, herbicides, fongicides, fertilisants, métaux lourds et autres, sont très nocifs pour les amphibiens (Ouellet *et al.*, 1997; Sparling *et al.*, 2001; Blaustein *et al.*, 2003; Sasaki *et al.*, 2015). Ces polluants se transportent par l'air et l'eau et ont le potentiel de contaminer des populations dans des environnements éloignés et non perturbés (Blaustein *et al.*, 2003). L'effet combiné de certains contaminants peut s'avérer dramatique sur les amphibiens car une faible concentration de ces substances chimiques peut affecter leur croissance et leur survie (Hayes *et al.*, 2006; Relyea, 2009). Les amphibiens ont une peau perméable et leurs œufs, qui n'ont pas de coquille externe protectrice, sont exposés directement au sol, à l'eau et au soleil, ce qui les rend particulièrement vulnérables à l'absorption de substances toxiques (Blaustein *et al.*, 1994; Stebbins et Cohen, 1997; Blaustein *et al.*, 2003).

La peau de ces petits vertébrés est aussi vulnérable à certaines maladies infectieuses telles que la chytridiomycose transmise par le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*. Ce pathogène a ravagé des populations entières et a été trouvé dans 54

pays sur plus de 50 espèces d'amphibiens, sur tous les continents où ils sont présents (Fisher *et al.*, 2012). La globalisation du commerce et du transport mondial aurait favorisé la prolifération du pathogène qui a été retrouvé sur plusieurs espèces d'amphibiens destinées aux expériences de laboratoire et à la consommation humaine, ainsi que dans les jardins zoologiques (Daszak *et al.*, 2003; Fisher *et al.*, 2012; Schloegel *et al.*, 2012; Kolby *et al.*, 2014). Les populations qui n'auraient pas été exposées auparavant au pathogène auraient été les plus durement touchées par les mortalités massives (Daszak *et al.*, 2003; Fisher *et al.*, 2012). Au Québec, une étude effectuée entre 1990 et 2001 a démontré que la chytridiomycose était présente sur 11 espèces d'amphibiens, pour 30 des 69 sites échantillonnés dans la vallée du Saint-Laurent (Ouellet *et al.*, 2005). Cela représente 17,8% des cas, mais aucune mortalité massive n'a été observée. Plus récemment, des expériences en laboratoire ont révélé que certaines espèces d'amphibiens présentes au Québec telles que le crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus americanus*) seraient sensibles à une exposition élevée à la chytridiomycose. Le taux de mortalité était élevé lorsqu'on exposait les œufs de ces derniers à une forte concentration du pathogène *Batrachochytrium dendrobatidis* (Gahl *et al.*, 2011). Par contre, le taux d'exposition au pathogène en laboratoire était très grand en comparaison à celui normalement retrouvé en nature. Les amphibiens sont également sensibles à d'autres pathogènes les ranavirus, qui sont prévalents au Canada notamment en Ontario où des cas de mortalité ont été observés pour la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*) (Greer *et al.*, 2005; Hoverman *et al.*, 2011). Ces agents stressants sont de plus en plus étudiés et seraient également associés à la présence d'asymétries physiques (St-Amour *et al.*, 2010).

Étant de plus en plus préoccupants à travers le monde, les changements climatiques sont responsables de l'extinction de plusieurs espèces d'amphibiens (Parmesan, 2006; Pounds *et al.*, 2006). Une étude effectuée sur 60 ans dans le parc national de Yellowstone aux États-Unis a démontré que la baisse annuelle de précipitation et l'augmentation de la température pendant les mois les plus chauds de l'année ont

significativement altéré le paysage et les communautés biologiques (McMenamin *et al.*, 2008). Les sécheresses sont actuellement plus fréquentes et sévères qu'à n'importe quel autre moment durant le dernier siècle. L'assèchement des milieux humides de Yellowstone a provoqué la chute de quatre espèces d'amphibiens y vivant, malgré que le parc soit un des endroits les mieux protégés dans le monde. Les sécheresses sont également un facteur déterminant du déclin des amphibiens dans plusieurs autres régions des États-Unis (Grant *et al.*, 2016). De plus, l'arrivée précoce du printemps et de la fonte des neiges depuis les dernières décennies provoquerait une migration et une reproduction hâtive des amphibiens (Gibbs et Breisch, 2001), et diminuerait leur survie (McMenamin *et al.*, 2008). Les étangs non permanents qui s'assèchent plus rapidement augmentent le taux de mortalité des amphibiens (Stevens et Baguette, 2008). Une hydropériode écourtée peut provoquer une métamorphose précoce des larves et réduire la survie des juvéniles (McMenamin et Hadly, 2010; Cole *et al.*, 2016). Les changements climatiques ont des conséquences multiples. Par exemple, les espèces sont plus vulnérables aux extinctions locales aux extrêmes de leur aire de répartition, mais dans certains cas, les changements climatiques étendent la distribution des espèces vers le nord (Green, 1997; Araújo *et al.*, 2006; Parmesan, 2006). Par contre, certaines espèces, telles que les amphibiens, ont un potentiel de dispersion limité et peuvent échouer à étendre leur aire de répartition, et même subir des contractions de celle-ci (Araújo *et al.*, 2006; Parmesan, 2006).

Parmi les autres causes potentielles de la chute des populations d'amphibiens, il faut mentionner les rayons UV-B (280–315 nm) qui sont les radiations les plus dommageables pour le matériel biologique sur la Terre (Tevini, 1993). Cette radiation peut diminuer la croissance et l'efficacité du système immunitaire, provoquer des malformations à la naissance et aussi réduire considérablement le succès d'éclosion des œufs (Blaustein *et al.*, 1997). Ensuite, l'introduction d'espèces invasives telles que le Ououaron (*Lithobates catesbeianus*) a réduit considérablement les populations des espèces d'anoures indigènes suite à la prédation sur les têtards,

notamment en Californie (Pough *et al.*, 2001). L'introduction de poissons et d'écrevisses a aussi eu un effet dramatique sur certaines populations d'amphibiens (Gamradt et Kats, 1996; Knapp and Matthews, 2000; Pough *et al.*, 2001). La capture, la chasse et la tuerie volontaire sont également des activités humaines qui contribuent à la problématique du déclin des amphibiens (Stebbins et Cohen, 1997).

Les facteurs biotiques et abiotiques peuvent interagir ensemble et affecter la survie des amphibiens à plusieurs étapes de leur développement. La radiation UV augmenterait la toxicité des contaminants (Blaustein *et al.*, 2003). La synergie entre les rayons UV et les pathogènes augmenterait la mortalité des embryons d'amphibiens (Kiesecker et Blaustein, 1995). Les maladies infectieuses diminueraient la résistance immunitaire des têtards face aux agents stressants tels que les pesticides et favoriseraient le développement d'anomalies physiques (Kiesecker, 2002). Les changements climatiques favoriseraient la propagation de pathogènes dans des nouvelles régions (Parmesan, 2006; Pounds *et al.*, 2006; McMenamin *et al.*, 2008), notamment vers le nord et en altitude. Notre étude se concentre sur certains facteurs importants et mesurables en lien avec la perte de l'habitat.

L'état des populations d'amphibiens du Québec est peu connu. Afin d'évaluer les tendances des populations, on doit avoir recours à des jeux de données à long terme à différentes échelles spatiales (Pechmann *et al.*, 1991). Depuis 1993, un programme annuel d'inventaires de chants d'anoures (grenouilles, crapauds et rainettes) est réalisé dans plusieurs régions du Québec en collaboration avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec et le zoo Ecomuseum Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent (Garant, 2004). L'objectif initial de ce programme était de détecter les changements d'abondance des populations d'anoures à long terme, mais il a aussi permis d'évaluer la fiabilité des bénévoles pour le respect du protocole et la reconnaissance des espèces, et de standardiser les méthodes d'inventaire. Avant 1993, il n'y avait pas de surveillance à long terme des populations

d'amphibiens au Québec. Les inventaires réalisés avant le programme ciblaient plutôt la distribution des espèces, le statut potentiellement vulnérable des espèces, et l'impact des contaminants et de l'acidité sur les populations d'anoures (Green, 1997). Après la première année du programme, les résultats ont démontré que les bénévoles suivaient généralement bien les directives, et qu'il était possible d'accumuler une quantité impressionnante de données (Green, 1997). En 2017, le programme est toujours actif et une quantité importante de données a été enregistrée suite à l'augmentation du nombre de bénévoles et de routes d'écoute. Durant l'année 2013 seulement, huit nouvelles routes ont été ajoutées. Le nombre de bénévoles ayant participé au programme depuis 1993 s'élève à plus de 200 personnes.

Dans un premier temps, nous avons utilisé les données (1993 – 2013) compilées au zoo Ecomuseum, afin d'évaluer le statut des populations de trois espèces d'amphibiens réparties dans toutes les régions inventoriées du Québec. Cette évaluation procurera un outil essentiel à la prise de décision dans la gestion des amphibiens au Québec par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Deuxièmement, nous avons quantifié l'effet de certains facteurs anthropiques (perte d'habitat suite au développement urbain, agriculture, routes) sur les paramètres démographiques des amphibiens. Ces résultats seront également utiles pour la gestion et la conservation de ce groupe ailleurs au Canada et sur la scène internationale. De plus, nous évaluerons l'effet de la latitude sur la probabilité d'occupation des espèces pour déterminer si la probabilité d'extinction des populations d'anoures est supérieure dans les régions plus au sud, où la pression anthropique est plus importante. Finalement, nos travaux pourront servir d'exemple à d'autres programmes de suivis à long terme d'amphibiens et d'autres groupes de vertébrés, particulièrement au niveau des techniques analytiques de haut niveau.

1.2 Cadre théorique

1.2.1 Élaboration du programme de suivi d'écoute de chants d'anoures

Le protocole d'écoute de chants d'anoures est similaire au protocole du Breeding Bird Survey (BBS) qui est effectué depuis plusieurs années en Amérique du Nord (Robbins *et al.*, 1986, Sauer *et al.*, 2013). Les anoures, comme les oiseaux, possèdent un chant de reproduction spécifique à l'espèce. En temps de reproduction, les anoures mâles se rassemblent dans des milieux humides et chantent pour attirer les femelles (Stebbins et Cohen, 1997). C'est à ce moment que les inventaires sont réalisés, ce qui facilite la détection des espèces qui sont difficiles à observer.

La méthode d'échantillonnage, qui utilise les routes d'écoute pour faire l'inventaire des populations d'anoures, est utilisée ailleurs au Canada et aux États-Unis. Parmi les organismes qui font ces inventaires il y a le North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) et le Marsh Monitoring Program (Frogwatch) qui comportent des protocoles similaires au programme de suivi des populations d'anoures du Québec (Weir *et al.*, 2014; Frogwatch USA Monitoring Protocols, 2017, [En ligne] <<http://www.aza.org/frogwatch-monitoring-protocols>>). De plus, le Declining Amphibian Populations Task Force (DAPTF) a été créé en 1990 par l'IUCN et la communauté internationale d'herpétologistes, en réaction au déclin mondial des populations d'amphibiens (Heyer et Murphy, 2005). Le protocole de suivi des populations d'anoures du Québec, fait en collaboration avec l'actuel ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec et le zoo Ecomuseum Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, a été créé avec la participation de la branche du DAPTF située en Ontario (Garant, 2004).

1.2.2 Situation des amphibiens au Québec

Il y a 21 espèces d'amphibiens au Québec et le tiers de ces espèces ont présentement un statut pour le moins préoccupant, comme l'indique le tableau 1.1.

Tableau 1.1 Liste des espèces d'amphibiens du Québec ayant un statut menacé, vulnérable ou susceptible d'être désigné menacé ou vulnérable, selon le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP) en 2016

Statut	Espèce
Menacé	Salamandre sombre des montagnes (<i>Desmognathus ochrophaeus</i>)
Vulnérable	Salamandre pourpre (<i>Gyrinophilus porphyriticus</i>) Rainette faux-grillon de l'ouest (<i>Pseudacris triseriata</i>)
Susceptible	Salamandre à quatre orteils (<i>Hemidactylium scutatum</i>) Salamandre sombre du Nord (<i>Desmognathus fuscus</i>) Rainette faux-grillon boréale (<i>Pseudacris maculata</i>) Grenouille des marais (<i>Lithobates palustris</i>)

Si on prend la Rainette faux-grillon de l'Ouest en exemple, plusieurs populations de cette espèce, qui se retrouvent en Outaouais et dans la région de Montréal, sont isolées et ne comptent que peu d'individus (Daigle, 1994). La destruction de l'habitat serait la cause principale du déclin de l'espèce au Québec (Daigle, 1994; Ouellet et Leheurteux, 2007). Cette rainette serait particulièrement vulnérable au drainage des terres et au remblayage, qui sont des conséquences de l'urbanisation et de l'agriculture intensive, parce qu'elle utilise des plans d'eau temporaires et peu profonds pour sa reproduction (Desroches et Rodrigue, 2004). L'équipe de rétablissement de la Rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec, de l'actuel ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, a rédigé un bilan de la situation de cette espèce en 2010. Ce bilan couvre la période entre 1999 et 2009, où des inventaires ont été réalisés en Outaouais et en Montérégie. Les recommandations de cette équipe visent surtout à la protection des milieux humides où habite l'espèce, à la création de corridors de migration et de zones tampons, ainsi qu'à la sensibilisation auprès de la population. Des plans de conservation de l'espèce ont été présentés à certaines municipalités de la Montérégie, dont Boucherville en 2006, Longueuil en 2007 et Brossard en 2008. Pourtant, selon le bilan en 2010, l'espèce est encore en difficulté. Plus de 90% de l'aire de répartition historique de ces rainettes de la Montérégie seraient disparus ainsi que 30% des milieux de reproduction de l'Outaouais (MRNF, 2006, 2007, 2008, 2010). En 2016, un décret d'urgence a été émis par le gouvernement du Canada pour empêcher des projets de constructions immobilières sur l'habitat de l'espèce (populations des Grands Lacs/ Saint-Laurent et du Bouclier canadien) se situant à La Prairie, au Québec (Canada, 2017, [En ligne] <<http://www.registrelp-sararegistry.gc.ca>>).

1.2.3 Paramètres à considérer pour l'étude des populations

1.2.3.1 Échelles spatiales et temporelles

Les études locales ne sont pas suffisantes pour évaluer les tendances des populations à long terme (McGarigal et Cushman, 2002). Pour répondre à un tel objectif, il est impératif de travailler à des échelles régionales. Dans un tel cadre, le concept de métapopulation est une théorie importante surtout pour la conservation d'espèces en milieux fragmentés (Marsh, 2001). Cette théorie considère que les populations d'une espèce sont divisées en sous-populations qui échangent des individus, et qui sont sujettes aux extinctions locales et aux recolonisations (Hanski et Simberloff, 1997). L'absence de connectivité fonctionnelle entre les sous-populations, souvent suite à la fragmentation de l'habitat en petites parcelles isolées, mène à long terme à la diminution de l'échange de gènes entre populations et limite le potentiel de recolonisation après extinction (Sjögren-Gulve, 1994; Cushman, 2005). En utilisant une grande aire d'étude, nous pouvons étudier plusieurs populations à la fois et évaluer l'impact de la fragmentation de l'habitat sur les paramètres démographiques des amphibiens. En étudiant les populations sur plusieurs années, nous pouvons suivre cette dynamique dans le temps et quantifier les tendances d'une espèce à long terme. Il sera ensuite possible de déterminer si les événements d'extinctions sont plus fréquents et importants que les événements de colonisations, pour chacune des espèces étudiées.

1.2.3.2 Probabilité de détection

Lorsque des inventaires sont réalisés pour évaluer la présence d'une espèce à des sites d'intérêt, il est important de considérer la probabilité de détection. Une espèce qui n'est pas détectée n'équivaut pas automatiquement à une absence d'occupation au site échantillonné (Mackenzie *et al.*, 2002, 2003; Pellet et Schmidt, 2005; Mazerolle *et al.*, 2007). En effet, plusieurs espèces d'amphibiens sont difficiles à détecter parce qu'elles sont discrètes. Certaines ont des patrons de couleurs cryptiques qu'elles utilisent pour se fondre dans l'environnement, d'autres ont un comportement nocturne, vivent sous la terre ou se reproduisent seulement pendant certaines périodes de l'année sous certaines conditions météorologiques (Mazerolle *et al.*, 2007). Plusieurs méthodes et dispositifs permettent d'estimer les paramètres démographiques après avoir estimé la probabilité de détection (Williams *et al.*, 2002; Mazerolle *et al.*, 2007; Conroy et Carroll, 2009).

1.2.4 Rôle des amphibiens

Les amphibiens sont de bons indicateurs de stress environnementaux (Ouellet *et al.*, 1997 ; Blaustein *et al.*, 2003; McMenamin *et al.*, 2008, Townsend et Driscoll, 2013). Leur peau perméable et leur ectothermie les rendent très sensibles à la présence de contaminants et aux variations de températures. Des amphibiens sont parfois utilisés pour vérifier le degré de contamination des sols ou de l'eau. C'est le cas de la salamandre cendrée (*Plethodon cinereus*) qui a été efficace en tant que bio-indicateur de mercure, un contaminant toxique (Townsend et Driscoll, 2013). De plus, les amphibiens sont un élément déterminant des réseaux trophiques parce qu'ils agissent à la fois comme prédateurs, proies et herbivores, dépendamment de leur stade de développement (Stebbins et Cohen, 1997). Par exemple, les amphibiens sont des régulateurs des populations d'insectes et d'autres petits invertébrés qu'ils consomment en grande quantité (Santos *et al.*, 2004; Maerz *et al.*, 2006).

Les têtards herbivores de certaines espèces de grenouilles ont un impact impressionnant sur la prolifération des algues des bassins d'eau, et sans ces têtards, l'eutrophisation des lacs s'accélère de façon significative (Stebbins et Cohen, 1997). Les têtards filtreurs contribuent au recyclage des nutriments d'un écosystème en se nourrissant de périphyton qui est un mélange d'algues, de cyanobactéries, de microbes hétérotrophes et de détritits (Leibold et Wilbur, 1992; Ranvestel *et al.*, 2004). L'ingestion du périphyton favoriserait la disponibilité des nutriments pour les autres organismes de la chaîne alimentaire. Aussi, les amphibiens sont les proies de plusieurs espèces de mammifères, oiseaux, poissons, et constituent une ressource de nourriture considérable (Burton et Likens, 1975).

Le programme de suivi des populations d'anoures du Québec est particulièrement important parce qu'il récolte des données à long terme sur une très vaste aire d'étude. Peu d'inventaires de cette amplitude sont effectués au Québec sur d'autres taxons de vertébrés, mis à part les oiseaux (Breeding Bird Survey, Atlas des oiseaux nicheurs du Québec).

1.3 Objectifs

L'objectif principal de l'étude était d'estimer les tendances à long terme (1993-2013) des populations de trois espèces d'anoures à l'échelle de la province de Québec à partir des données du programme de suivi des populations d'amphibiens. Nous avons ciblé la rainette crucifère (*Pseudacris crucifer crucifer*), la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*) et le crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus americanus*). L'aire de répartition de chacune de ces trois espèces chevauche les routes d'écoutes inventoriées dans le cadre du programme. Le deuxième objectif de l'étude visait à

quantifier l'effet de certains facteurs anthropiques (développement urbain, agriculture, routes) sur les paramètres démographiques des amphibiens.

1.4 Hypothèses

1.4.1 Déclin de population

Hypothèse 1 : Au moins une des trois espèces étudiées subit des déclins de populations à long terme au Québec.

Nous nous sommes appuyés sur le constat qu'environ 42% des espèces d'amphibiens de la planète (IUCN, 2017), et que le tiers des espèces d'amphibiens de la province de Québec (Québec, 2016, [En ligne] <<http://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes-fauniques>>) ont un statut menacé, vulnérable, ou susceptible d'être désigné menacé ou vulnérable. Les trois espèces choisies pour les analyses statistiques (rainette crucifère, grenouille des bois et crapaud d'Amérique) ne sont pas sur la liste des espèces en péril, mais nous croyons qu'ils sont de bons candidats pour évaluer les tendances des populations d'amphibiens du Québec. Ces espèces sont celles pour lesquelles le plus de données ont été récoltées auprès des observateurs et ont une aire de répartition qui couvre la totalité des routes d'écoute. De plus, les trois familles d'anoures présentes au Québec (hylidés, ranidés et bufonidés) sont représentées par les trois espèces choisies. Les tendances des populations ont été évaluées à l'aide des données de détection (détecté ou non) pour chaque route d'écoute et chacune des espèces, entre 1993 et 2013.

Nous présentons ci-dessous les hypothèses biologiques associées aux différents modèles. Chaque hypothèse a été testée pour chacune des trois espèces.

1.4.2 Géographie

Le sud du Québec a subi une perte d'habitat plus importante suite aux activités humaines si on compare avec les régions plus au nord de la province. L'effet de la latitude sur la probabilité d'occupation sera testée pour déterminer si l'occupation des espèces augmente avec des latitudes plus au nord.

Hypothèse 2 : La probabilité d'occupation de l'espèce à un site d'intérêt augmente avec la latitude et varie avec l'année.

Hypothèse 3 : La probabilité d'extinction de l'espèce à un site d'intérêt diminue avec la latitude et varie avec l'année.

Hypothèse 4 : La probabilité de colonisation de l'espèce à un site d'intérêt augmente avec la latitude et varie avec l'année.

1.4.3 Habitat de qualité

Ces modèles s'appuient sur l'importance des milieux forestiers et aquatiques pour que les amphibiens puissent survivre et se reproduire (Wilbur, 1980; Stebbins et Cohen, 1997; Pope *et al.*, 2000; Semlitsch et Bodie, 2003).

Hypothèse 5: La probabilité d'occupation de l'espèce à un site d'intérêt augmente avec la quantité d'habitat forestier et aquatique.

Hypothèse 6 : La probabilité d'extinction de l'espèce à un site d'intérêt diminue avec la quantité d'habitat forestier et aquatique.

Hypothèse 7 : La probabilité de colonisation de l'espèce à un site d'intérêt augmente avec la quantité d'habitat forestier et aquatique.

1.4.4 Perturbations anthropiques

Nous avons prédit que les perturbations anthropiques telles que le développement urbain, l'agriculture et le réseau routier auraient un impact négatif sur la répartition des amphibiens.

Hypothèse 8 : La probabilité d'occupation de l'espèce à un site d'intérêt diminue avec l'augmentation des perturbations anthropiques.

Hypothèse 9 : La probabilité d'extinction de l'espèce à un site d'intérêt augmente avec l'augmentation des perturbations anthropiques.

Hypothèse 10 : La probabilité de colonisation de l'espèce à un site d'intérêt diminue avec l'augmentation des perturbations anthropiques.

1.4.5 Détection

La probabilité de détection doit être prise en compte comme mentionné dans la section 1.3 (État des connaissances). Les deux modèles qui suivent prennent en considération que la probabilité de détection variera avec l'année, puisque ce n'est pas toujours les mêmes observateurs qui font les inventaires, et que les saisons sont différentes les unes des autres. Par exemple, la date de l'arrivée du printemps et de la

fonte des neiges varie à chaque année, et ces facteurs ont un impact sur le moment du début des chants des anoures.

1.4.5.1 Année et météo

Le premier modèle s'intéresse à l'impact des conditions météorologiques lors des inventaires sur la probabilité de détection. L'intensité des précipitations et du vent devraient diminuer la qualité d'écoute des observateurs et donc leur capacité à détecter les chants. Par contre, une augmentation de la température favoriserait la probabilité de détection puisque les anoures mâles préfèrent les températures relativement chaudes pour chanter.

Hypothèse 11 : La probabilité de détection de l'espèce à un site d'intérêt diminue avec le vent, augmente avec la température de l'air, et varie avec l'année.

1.4.5.2 Année et jours écoulés depuis la fonte des neiges

Les anoures sont reconnus pour avoir leur pic de chants dans des périodes allant de deux à quatre semaines à différents moments de l'année, selon la période de reproduction de l'espèce (*voir Annexe A*). Afin de tenir compte de ce phénomène et de la grande variabilité géographique de notre étude, nous avons utilisé le nombre de jours écoulés depuis la fonte complète des neiges dans le second modèle de détection. L'information sur l'accumulation de neige au sol est disponible dans les archives météorologiques d'Environnement Canada (Gouvernement du Canada, 2016, [En ligne] <http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html>). De

plus, les chants sont plus fréquents à certaines heures de la journée, généralement entre le coucher et le lever du soleil, pour plusieurs espèces dont la rainette crucifère, la grenouille des bois, et le crapaud d'Amérique (Oseen et Wassersug, 2002).

Hypothèse 12 : La probabilité de détection de l'espèce à un site d'intérêt augmente avec le nombre de jours depuis la fonte des neiges, atteint un maximum et ensuite diminue avec le nombre de jours depuis la fonte des neiges, et varie avec l'année.

CHAPITRE II
LANDSCAPE EFFECTS AND TEMPORAL PATTERNS IN ANURAN
OCCUPANCY FROM A 21-YEAR MONITORING PROGRAM

Landscape effects and temporal patterns in anuran occupancy from a 21-year monitoring program

Thierry Calvé ^{1,2}, Marc J. Mazerolle ^{2,3}, Louis Imbeau ^{1,2}

1. Chaire industrielle CRSNG-UQAT en Aménagement Forestier Durable, Institut de recherche sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, Canada, J9X 5E4.

2. Centre d'étude de la forêt, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, Canada, J9X 5E4.

3. Centre d'étude de la forêt, Université Laval, Département des sciences et de la forêt, 2405 rue de la Terrasse, Québec, QC, Canada, G1V 0A6.

Thierry Calvé (corresponding author)

Chaire industrielle CRSNG-UQAT en Aménagement Forestier Durable

Institut de recherche sur les Forêts

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

445, boul. de l'Université

Rouyn-Noranda (Québec) J9X5E4

Canada

Phone number: (418) 454-2535

E-mail: thierry.calve@uqat.ca

2.1 Abstract

Amphibians are the vertebrates undergoing the greatest extinction risk, with at least one third amphibian species worldwide recognized as threatened. In Quebec (Canada), the status of amphibian populations is not well known, and long term data are needed to estimate population trends. In 1993, the Government of Quebec created a citizen-based monitoring program to survey anuran populations in many regions of the province. Sampling is conducted by volunteers assigned to survey routes and anuran calls are used to detect species presence. In the first 21 years of the program, a total of 164 routes were included in 16 regions, with an average of 39 routes sampled annually. The main objective of our study was to estimate population trends for three species, namely, the spring peeper (*Pseudacris crucifer crucifer*), the American toad (*Anaxyrus americanus americanus*), and the wood frog (*Lithobates sylvaticus*) with data provided by the program (1993-2013). The second objective was to quantify the effect of anthropic variables on amphibian extinction and colonization parameters, with landscape data that we extracted for a subset of years. Our first hypothesis posited that at least one species was undergoing population declines between 1993 and 2013. We also predicted that species site occupancy was higher at northern latitudes. Our next hypothesis supposed that anthropic factors had a negative effect on amphibian demographic parameters. Considering the vast study area, we predicted that days elapsed since snowmelt would be a better indicator than air temperature to model detection probability. Two different analyses were performed and our biological hypotheses were tested with dynamic occupancy models that accounted for imperfect detection probability. Results indicate that the occupancy of the three species was high and stable between 1993 and 2013, but varied among regions. Contrary to our predictions, we found no effect of latitude or of anthropic variables on amphibian occupancy dynamics. On the other hand, days elapsed since snowmelt had a strong quadratic effect on detection probability of each species, and was a better predictor than air temperature to model detection. Thus, we strongly suggest that this variable should be used in future studies to model amphibian detection across large spatial scales.

Key words: amphibian, trends, population, occupancy, extinction, detection, habitat, anthropic, wetlands, dynamic occupancy model, citizen science, landscape.

2.2 Résumé

Les amphibiens sont les vertébrés les plus à risque d'extinction, avec plus du tiers des espèces d'amphibiens de la planète reconnues comme étant menacées. Au Québec (Canada), l'état des populations d'amphibiens est peu connu, et pour estimer les tendances des populations, il est nécessaire d'avoir recours à des données à long terme. En 1993, le gouvernement du Québec a créé un programme annuel d'inventaire des populations d'anoures, qui est réalisé dans plusieurs régions de la province. L'échantillonnage est effectué par des bénévoles assignés à des routes d'écoute, où la détection des espèces se fait à partir du chant spécifique qu'émettent les anoures mâles en période de reproduction. En moyenne, 39 routes ont été inventoriées annuellement pendant les 21 années du suivi, pour un total de 164 routes créées dans 16 régions du Québec. L'objectif principal de cette étude était d'évaluer les tendances des populations de trois espèces d'amphibiens du Québec, soit la rainette crucifère (*Pseudacris crucifer crucifer*), le crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus americanus*), et la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*), à l'aide de la base de données du programme de suivi des populations d'anoures (1993-2013). Le second objectif était de quantifier l'effet de certains facteurs anthropiques sur les paramètres d'extinction et de colonisation des amphibiens, à l'aide de données du paysage que nous avons extraites pour une partie du jeu de données. Notre première hypothèse était qu'au moins une des trois espèces a subi un déclin de population entre 1993 et 2013. De plus, nous avons prédit que la répartition des espèces augmenterait avec la latitude. Notre hypothèse suivante indiquait que les perturbations anthropiques affectent négativement les paramètres démographiques des espèces. En raison de l'importante étendue latitudinale de l'aire d'étude, nous nous attendions à ce que le nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges ait un effet plus important que la température de l'air sur la probabilité de détection des espèces. Deux différentes analyses ont été effectuées où nous avons testé ces hypothèses à l'aide de modèles d'occupation de site dynamiques qui tiennent compte de la probabilité de détection. Les résultats montrent que l'occupation des trois espèces était élevée et stable entre 1993 et 2013 à l'échelle provinciale, quoique variable d'une région à l'autre. Contrairement à nos prédictions, nous n'avons trouvé aucun effet de la latitude ou des facteurs anthropiques sur les paramètres démographiques des amphibiens. Par contre, le nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges avait un effet important sur la probabilité de détection de chacune des espèces, et s'est avéré un prédicteur supérieur à la température de l'air. Ainsi, nous recommandons fortement l'utilisation du nombre de jours écoulés depuis la fonte des neiges pour modéliser la probabilité de détection des amphibiens à l'échelle régionale.

Mots clés : amphibien, tendance, population, occupation, extinction, détection, habitat, anthropique, milieux humides, modèle d'occupation dynamique, science citoyenne, paysage.

2.3 Introduction

During the last decades, amphibians have suffered important population declines and many species extinctions (Houlahan, 2000; Stuart et al., 2004). According to the Red List of Threatened Species in 2017, amphibians are the vertebrates most at risk of extinction with at least 32% of species threatened on 6534 species evaluated worldwide (IUCN, 2017). In North America, despite conservation efforts, recent studies determined that amphibian population declines still continue. Indeed, annual declines were reported in the United States where amphibian populations were actively surveyed for many years (Adams et al., 2013; Weir et al., 2014; Grant et al., 2016). Amphibian population declines are caused by multiple factors including habitat loss, the increase of severe droughts related to climate change, industrial pollution, and pathogens (McMenamin et al., 2008; Relyea, 2009; Sasaki et al., 2015; Hoverman et al., 2011; Fisher et al., 2012; Price et al., 2014; Grant et al., 2016).

Among the threats amphibians are facing, habitat destruction is a major factor causing amphibian population declines (Pough et al., 2001; Cushman, 2005, Grant et al., 2016). The vulnerability of amphibians is partially related to their complex vital cycles, which is both aquatic and terrestrial. Anurans use different habitats at different life stages at different times of the year (Wilbur, 1980; Stebbins & Cohen, 1997; Pope et al., 2000; Semlitsch & Bodie, 2003). Furthermore, amphibian mobility is limited when compared to other vertebrates (Pough et al., 2001; Semlitsch & Bodie, 2003). Amphibian populations isolated in fragmented habitats are exposed to extinction with the degradation of environmental and demographic conditions. Road networks contribute to habitat fragmentation and are a cause of amphibian mortality (Fahrig et al., 1995; Hels & Buchwald, 2001; Mazerolle, 2004; Andrews et al., 2008).

Metapopulation theory is particularly important in fragmented habitats (Marsh, 2001). This theory considers that species populations are divided in sub-populations exchanging individuals, where sub-populations are not stationary but subject to dynamic patterns of local extinctions and recolonizations (Hanski & Simberloff, 1997). The reduction of connectivity between sub-populations in fragmented habitats leads to the decrease of gene flow between populations, and reduce the potential of recolonization after extinction (Sjögren-Gulve, 1994; Cushman, 2005). Studies supporting both metapopulation and reduced gene flow theories found that habitat fragmentation can lead to significant genetic loss (Lesbarrères et al., 2003, 2006; Garcia-Gonzalez et al., 2012; Dolgener et al., 2014). The metapopulation theory has also promoted the creation of large scale monitoring programs. In fact, local studies, which only evaluate a small fraction of a species metapopulation, may be insufficient to evaluate population trends (McGarigal & Cushman, 2002).

In Quebec (Canada), the status of amphibian populations is not well-know, and long-term data are required to evaluate population trends (Pechmann et al., 1991). Before the 90's, there was no long-term monitoring of amphibian populations in Quebec. Amphibian surveys focused on the distribution and status of species, and on the impact of contaminants on amphibian populations (Green, 1997). In 1993, the Amphibian Population Monitoring Program (APMP) was created by the government of Quebec in collaboration with a non-governmental organization, the Ecomuseum zoo, to survey amphibian populations in many regions of the province. This program assigned volunteers to survey routes and uses anuran calls to detect species presence. We used data from the first 21 years of the APMP (1993-2013), where our main objective was to evaluate the occupancy trends of three species distributed across all regions sampled in Quebec. These species are the spring peeper (*Pseudacris crucifer crucifer*), the wood frog (*Lithobates sylvaticus*), and the American toad (*Anaxyrus americanus americanus*), which represent the three anuran families in the province (Hylidae, Ranidae and Bufonidae). Our first hypothesis, which is related to the main

objective, supposed that at least one of the three species was undergoing population declines between 1993 and 2013. We also predicted that species occupancy would increase with latitude, because fewer anthropic disturbances occur in northern Quebec than in southern Quebec. The second objective of our study consisted in quantifying, for a subset of years (2010-2013) for which we extracted landscape cover and configuration data, the effect of anthropic variables (habitat loss following urban expansion, agriculture, and roads) on amphibian occupancy dynamics. We supposed that anthropic disturbances such as urban expansion, agriculture, and roads had a negative impact on amphibian occupancy probability. We also predicted that detection probability (p) would vary with the number of days elapsed since snowmelt. Indeed, when surveys are conducted to evaluate species presence at specific sites, it is important to estimate detection probability. A species not detected during a survey is not automatically absent from the site (Mackenzie et al., 2002, 2003; Pellet & Schmidt, 2004; Mazerolle et al., 2007). We preferred using the number of days elapsed since snowmelt than Julian day because the former captures environmental conditions that change with latitude and are likely to influence breeding phenology

2.4 Methods

2.4.1 Study area

The study area is located in the southern portion of the province of Quebec in Canada (latitudinal extent: 45° 01' 34"N to 50° 19' 14"N; longitudinal extent: 64° 21' 30"W to 79° 19' 45"W), and covers an area of approximately 500 000 km² (Figure 2.1). Two bioclimatic zones characterize the study area, the northern temperate zone and the boreal zone. Sites are mostly located in the northern temperate zone which is dominated by deciduous and mixed forests.



Figure 2.1 Site localizations of the Amphibian Population Monitoring Program in Quebec (Canada) 1993-2013. Each dot is a survey route

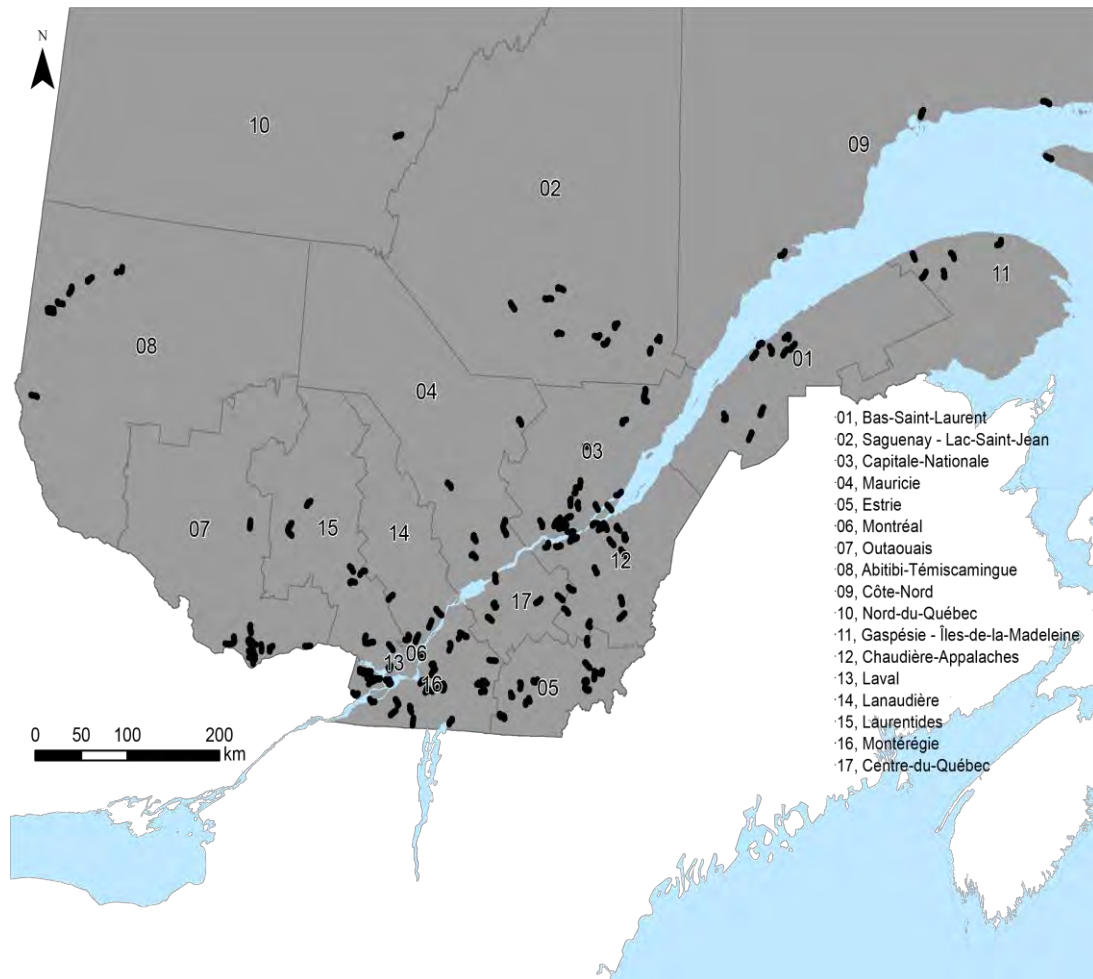


Figure 2.2 Site localizations according to different regions in Quebec, of the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013

2.4.2 Amphibian monitoring protocol

To sample amphibian populations, volunteers were assigned to survey routes established in 16 different regions of the province. Route locations were determined according to their proximity to potential breeding sites near observers' homes (except

routes assigned to national parks). Some restrictions were considered when establishing a new route. First, the route had to be on a two-laned road, excluding highways. Secondly, routes had to be a minimum of 400 m from a highway to reduce traffic noise.

Survey routes were 8 km long and consisted of 10 stations stops spaced at 800 m intervals, where each stop represented a different site in subsequent analyses. At each stop, the observer recorded detections of each species during 3 minutes (0: no calls heard; 1: frogs can be counted; 2: some frogs can be counted, some calls overlap; 3: full chorus, enumeration is impossible). Observers also collected data on air temperature and wind speed on the Beaufort scale (surveys only conducted ≤ 3 on Beaufort scale, or ≤ 20 km/h). To optimize detection of anuran calls, the protocol recommended conducting surveys an hour after sunset when the air temperature is over 10°C, and at high humidity level (Oseen & Wassersug, 2002). If excessive noise interference was present during a 3 minute survey, observers had to wait for better listening conditions, or report the survey if the interference did not stop. When surveys were completed, observer index cards were sent to the Ecomuseum zoo where they were verified, and stored after having entered the data in the database.

The initial protocol, followed between 1993 and 2004, recommended volunteers to complete 3 surveys at different times of the year, and was targeting the 11 anuran species of the province of Quebec. With recommendations provided by Garant (2004) following the analysis of the first 10 years of the program, the protocol was modified to focus on only three common species which are the spring peeper (*Pseudacris crucifer crucifer*), the wood frog (*Lithobates sylvaticus*) and the American toad (*Anaxyrus americanus americanus*) and reduced from three to two surveys. Survey dates depended on the type of forest cover (deciduous, mixed, and boreal), and with the time of the year (*see Appendix*).

2.4.3 Data collected

A total of 164 different routes having an average of 10 stops each were sampled in the province for 21 years, with an average of 39 routes surveyed annually. Some routes or stops were removed during the program and other routes gained additional stops. The regions with the most routes and call surveys completed, were Montérégie (30 routes), Capitale-Nationale (18 routes), Outaouais and Chaudières-Appalaches (17 routes each), whereas the Laval region had no route sampled and Montréal only one (Figure 2.3). Despite these changes in the number of routes sampled in a given year, the main guidelines of the protocol remained identical to its original version in 1993. The number of routes sampled decreased dramatically in 2002 (6 routes sampled), when the program was stopped temporarily. After 2002, many volunteers left the program and it took many years to restore a number of routes similar to 1998 (Figure 2.4).

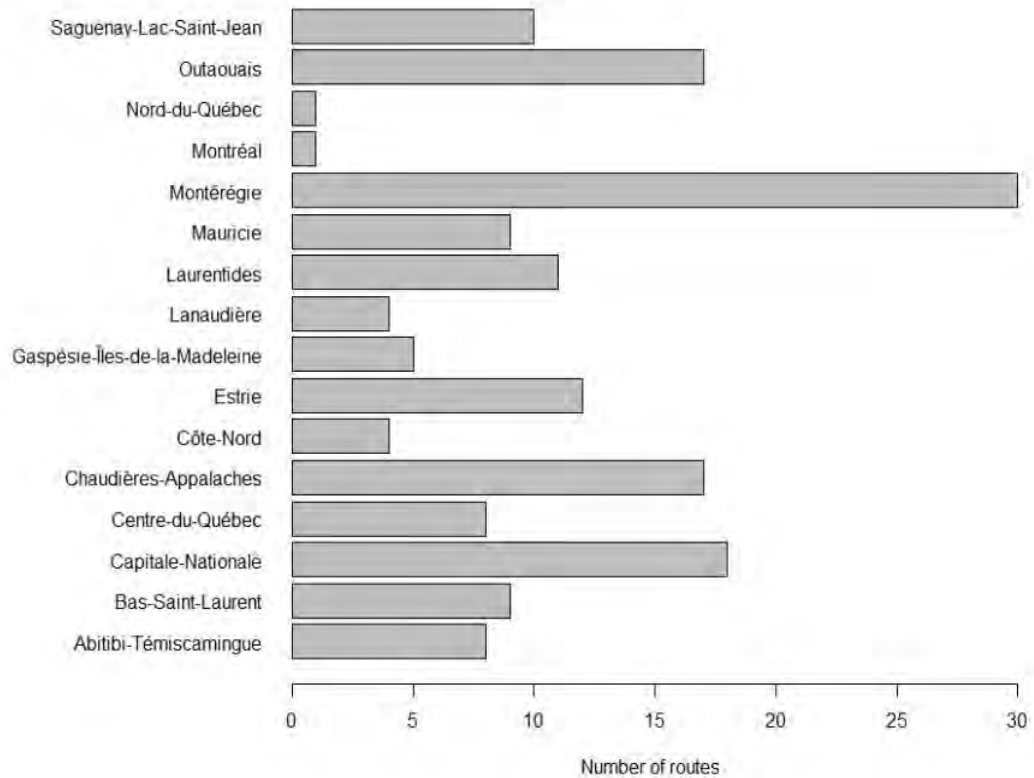


Figure 2.3 Number of routes sampled per region in Quebec, used for anuran occupancy analysis, during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013

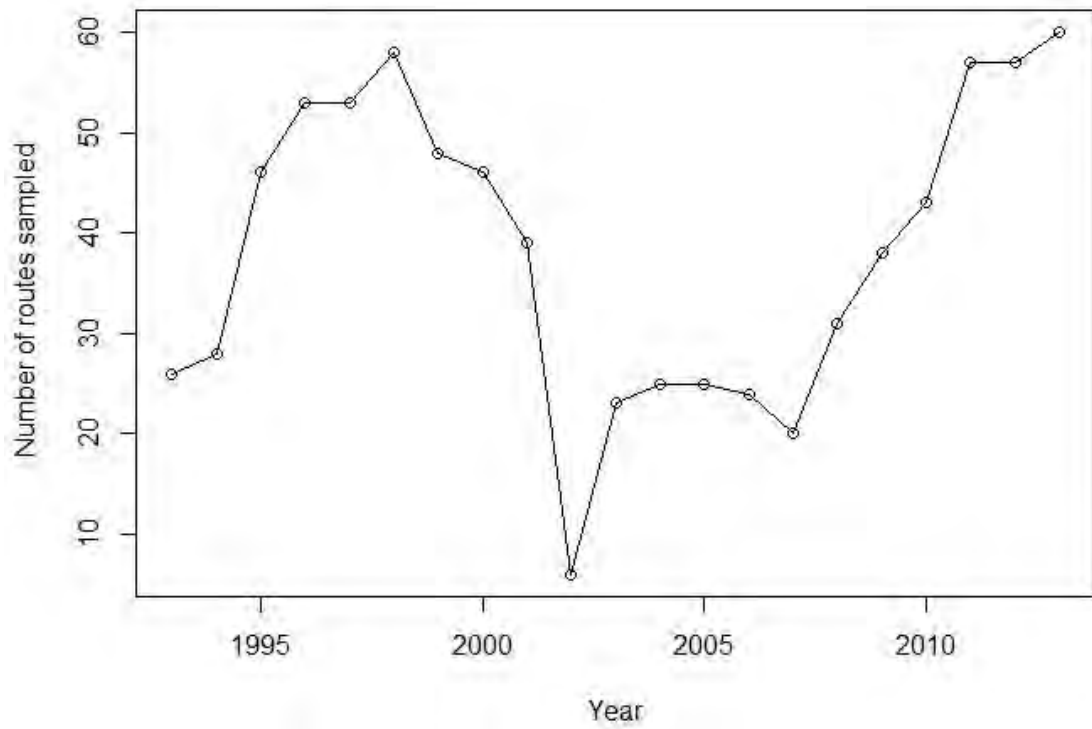


Figure 2.4 Number of routes sampled per year in Quebec, during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013

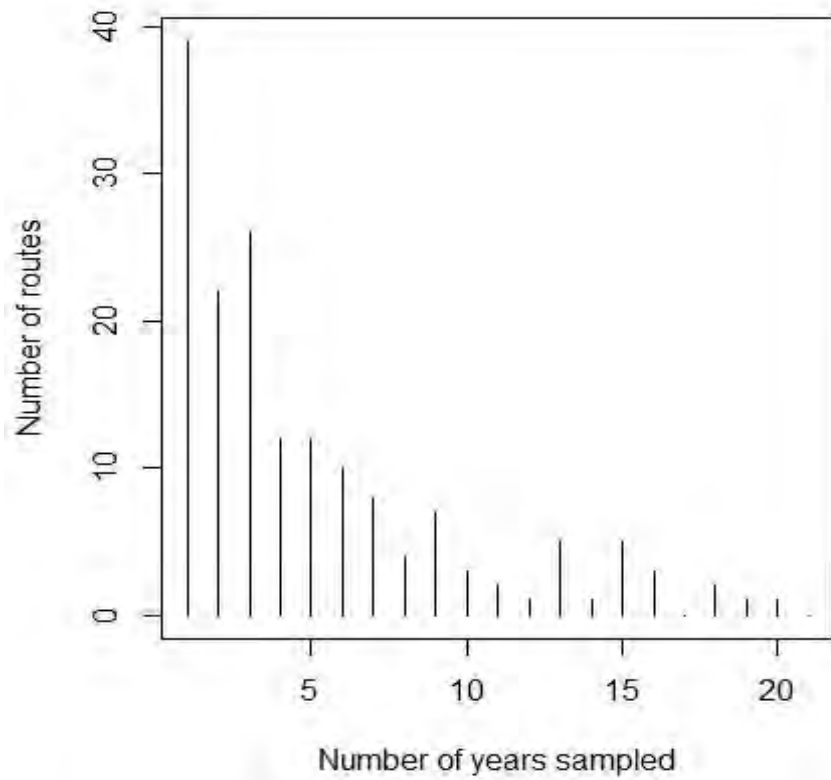


Figure 2.5 Number of routes with a given number of years sampled in Quebec, during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013

2.4.4 Variables used for the population trend analysis 1993-2013

We used the latitude of each stop to model demographic parameters. A total of 1603 stops were used for the analysis. Six routes having 10 stops each were removed from the analysis because they did not have geographic coordinates or because volunteers did not follow the protocol adequately (total of routes remaining = 158). To model detection probability we determined the number of days elapsed since complete snowmelt (DaySnowmelt) for each route. This variable was calculated with data from the nearest weather station archives within 50 km, and at similar latitude and elevation (Canada, 2016, [Online] <http://climat.meteo.gc.ca/historical_data_fhtml>). Eighteen routes (11 %) were more than 50 km from the nearest weather station. For those routes, we computed the average between several weather stations. The date of complete snowmelt ranged between March and late May among different routes, depending on years and regions. For cases with repetitive freezing-thawing periods or without snow accumulation, we used the first day (starting in March) of the first consecutive number of days (7 days after snowmelt) with an average air temperature over 0°C, to estimate DaySnowmelt. At temperatures under 0°C, amphibians are still in hibernation and cannot perform breeding activities. We accounted for late snow storms if the snow remained on the ground at least 3 days and if the events were not isolated (> 7 days after snowmelt). We also used the year of the survey to model detection probability. We converted the call indices to detection/non detection data (0, 1), because we believe volunteers are more reliable to detect species presence than call intensity (Shirose et al., 1997, Genet & Sargent, 2003). The conversion of call index data to detection/non detection also helped to reduce variation due to observer experience.

2.4.5 Variables used for the landscape effects analysis 2010-2013

To model demographic parameters, in addition to latitude, we extracted various landscape cover variables (forest, freshwater, agriculture, urban areas and roads) that were within a buffer of 500 m of radius centered on the location of each stop. Forest and freshwater cover variables were added to the models because we thought these variables could have an effect on amphibian demographic parameters. We exclusively used landscape data for the 2010-2013 period because the source for this period, provided by the government of Quebec (2015), was of higher quality and difficult to compare with earlier periods. GIS data were processed in ArcGIS 10.3.1 software. We chose a 500 m radius because the dispersal ability of amphibians is limited and rarely exceeds this distance (Semlitsch & Bodie, 2003). The monitoring program established stops spaced at 800 m intervals. Thus, it was possible that observers heard the same frogs at two consecutive stops (especially for the spring peeper). To minimise this problem, we analysed only the odd-numbered stops (ca. 1600 m between stops), for a total of 401 sampled stops during the 2010-2013 period.

For the forest cover variable, we added areas where shrubs and bushes were present, because we thought it was a sufficient cover for amphibians to prevent predation or excessive water loss. Covers of logged areas were very low (< 5%) in the buffers around surveyed stops and we did not consider this variable in subsequent analyses. Some cover categories were combined such as lakes, rivers and wetlands that were merged in the aquatic cover. Most of the anthropic cover summing agriculture and urban areas consisted of agriculture. For the road network, we used the total length of every road segment (km) in the buffer. We had three categories of roads: forest roads (unpaved), highways, and two-laned roads (secondary, national, or regional roads). Highways were almost absent of the buffers as a result of the protocol restrictions (i.e., no routes near highways). We gave a weight of 2 to highways because they were

twice as wide as two-laned roads. Forest roads were in low abundance and we joined them to other roads for analysis. To model detection probability, in addition to DaySnowmelt and Year, we included air temperature and wind (converted to wind or no wind). The call index data was converted to detection/non detection data (0, 1).

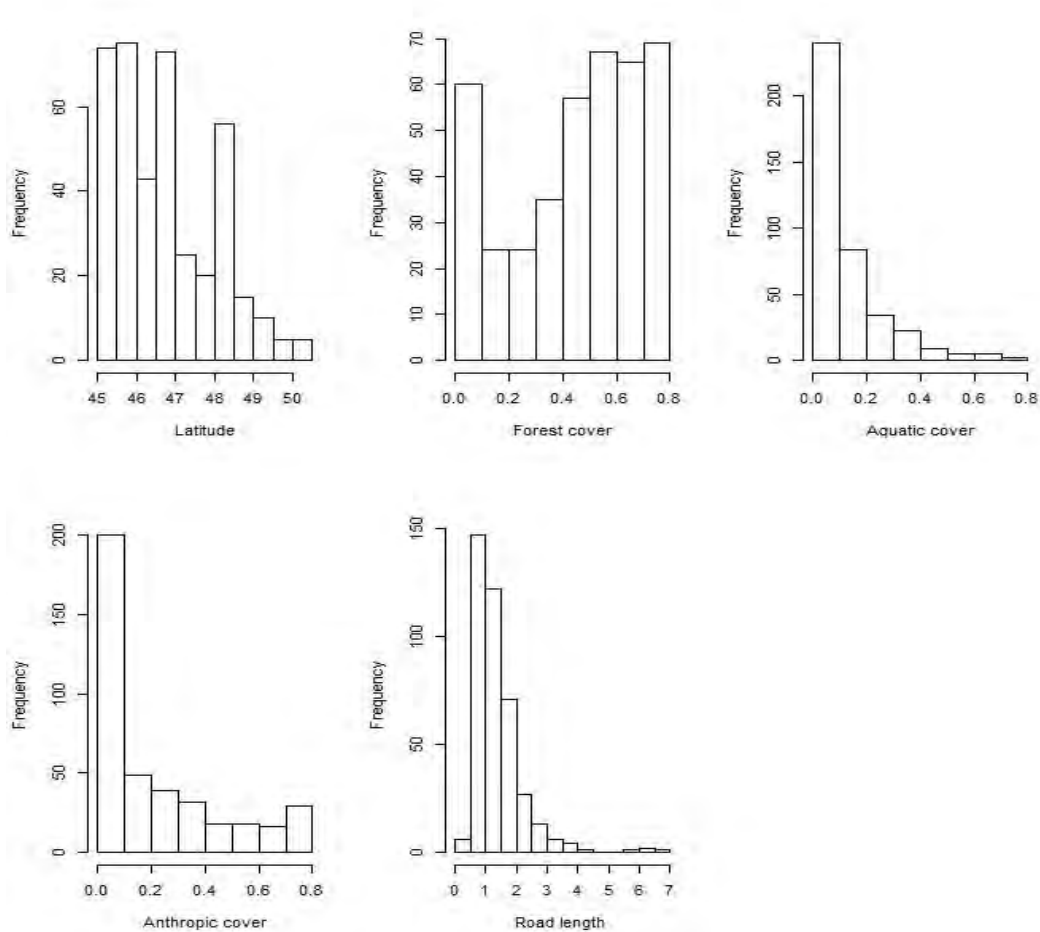


Figure 2.6 Frequency of different site variables used for the landscape analysis, for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Buffers of 500 m of radius were used to extract data. Units are in km² except road length (km) and latitude

2.4.6 Statistical analyses

We used two analytical approaches to achieve our two study objectives. To quantify occupancy trends across the 21 years of the monitoring program, we used a Bayesian approach which included a route random effect that allowed us to use all stops. In contrast, to evaluate the effect of different anthropic variables at the landscape scale on occupancy, extinction, and colonization probabilities for the 2010-2013 period, we used a multimodel inference approach based on maximum likelihood, because it is problematic to conduct multimodel inference with Bayesian methods. We present the methods and analytical approaches for each objective in the following sections.

2.4.6.1 Analysis of population trends 1993 - 2013

In this analysis, we estimated the temporal variation of the probability of occupancy for the three amphibian species separately for the period spanning the 21 years of the monitoring program. We included all stops within each route, yielding a total of 19 376 observations distributed within 158 routes (number of stops: 1603). The number of visits at each stop for a sampled year ranged between 1 and 3.

Because of landscape features and local weather patterns, observations at stops within a given route on a given survey are more likely to be similar than stops in different routes. We accounted for this issue by including route random effects on the colonization (γ), extinction (ϵ), and detection (p) probabilities to estimate the variance within routes using a Bayesian hierarchical approach in which we extended the dynamic occupancy model of MacKenzie et al. (2003) (Royle & Dorazio, 2008; Miller & Grant, 2015; Kéry & Royle, 2016). We present the model parameterization

below. The dynamic occupancy model assumes : occupancy (ψ) of a species remains the same for sampled sites during a season, detections are independent, species are correctly identified during surveys, and demographic parameters (ψ , ε , γ) and detection (p) are adequately modelled with variables (MacKenzie et al., 2006; Mazerolle et al., 2007). All numeric variables were standardized to 0 mean and unit variance before analysis.

Our model estimated the occupancy probability (ψ_{ij}) of stop i in route j of the first year of the program. We used a logit link to model the fixed effect of latitude on occupancy as well as a random effect of route:

$$\text{logit}(\psi_{ij}) = \beta_{\text{Latitude}} * \text{Latitude}_i + \alpha_j$$

where $\alpha_j \sim \text{Normal}(\mu_{\text{psi-Route}}, \sigma_{\text{psi-Route}})$ and denotes the random intercepts associated to each route drawn from a normal distribution with hyperparameters for the mean of the route random intercepts ($\mu_{\text{psi-Route}}$) and standard deviation ($\sigma_{\text{psi-Route}}$).

Occupancy of a given stop i in route j in subsequent years k depended on the occupancy of the previous year ($k - 1$) and was a function of the probabilities of colonization (γ_{ijk}) and extinction (ε_{ijk}), which describe changes in occupancy between year k and $k + 1$. Specifically, we used a logit link to model the fixed effect of latitude on occupancy as well as a random effect of route and year on colonization:

$$\text{logit}(\gamma_{ijk}) = \beta_{\text{Latitude}} * \text{Latitude}_i + \eta_j + \zeta_k$$

where $\eta_j \sim \text{Normal}(\mu_{\text{gam-Route}}, \sigma_{\text{gam-Route}})$ and denotes the random intercepts associated to each route drawn from a normal distribution with hyperparameters for the mean of the route random intercepts ($\mu_{\text{gam-Route}}$) and standard deviation ($\sigma_{\text{gam-Route}}$). Here, $\zeta_k \sim \text{Normal}(0, \sigma_{\text{gam-Year}})$ and corresponds to the random effects associated to each year k ,

drawn from a normal distribution with mean 0 and standard deviation $\sigma_{\text{gam-Year}}$. We used an identical structure for the extinction parameter:

$$\text{logit}(\varepsilon_{ijk}) = \beta_{\text{Latitude}} * \text{Latitude}_i + \theta_j + \delta_k.$$

where $\theta_j \sim \text{Normal}(\mu_{\text{eps-Route}}, \sigma_{\text{eps-Route}})$ and denotes the random intercepts associated to each route drawn from a normal distribution with hyperparameters for the mean of the route random intercepts ($\mu_{\text{eps-Route}}$) and standard deviation ($\sigma_{\text{eps-Route}}$). Here, $\delta_k \sim \text{Normal}(0, \sigma_{\text{eps-Year}})$ and corresponds to the random effects associated to each year k , drawn from a normal distribution with mean 0 and standard deviation $\sigma_{\text{eps-Year}}$.

We modeled detection probability at stop i in route j for year k of survey l by including fixed effects of the linear and quadratic number of days elapsed since snowmelt (DaySnowmelt) and random effects of route and year:

$$\text{logit}(p_{ijkl}) = \beta_{\text{DaySnowmelt}} * \text{DaySnowmelt}_{ijkl} + \tau_j + \omega_k$$

where where $\tau_j \sim \text{Normal}(\mu_{\text{p-Route}}, \sigma_{\text{p-Route}})$ and denotes the random intercepts associated to each route drawn from a normal distribution with hyperparameters for the mean of the route random intercepts ($\mu_{\text{p-Route}}$) and standard deviation ($\sigma_{\text{p-Route}}$). Here, $\omega_k \sim \text{Normal}(0, \sigma_{\text{p-Year}})$ and corresponds to the random effects associated to each year k , drawn from a normal distribution with mean 0 and standard deviation $\sigma_{\text{p-Year}}$.

We used Markov chain Monte Carlo (MCMC) to estimate the posterior distribution of the parameters using five chains (Link & Barker, 2010; Gelman et al., 2014). Each chain was run with 100,000 iterations with 50,000 iterations used as burn-in, and a thinning rate of 25 (i.e., 1 iteration saved for each 25). We used trace plots and the Brooks-Gelman-Rubin statistic (R-hat, Brooks & Gelman, 1998) to assess convergence. We used vague prior distributions for all parameters (Kéry, 2010, Link

& Barker, 2010). Specifically, we used uniform (-10, 10) priors on all β parameters, uniform (0, 50) priors on all standard deviation parameters, and a normal distribution with mean 0 and variance 100 on the hyperparameters of the random effects.

For the American toad, the model with the same parameters as the spring peeper and wood frog was initially fit, but chains did not stabilize even after 250 000 iterations. Thus, we simplified the model for American toads by removing the route random effect on the probabilities of colonization and extinction.

For the three species, all parameters had an R-hat < 1.1 , suggesting that the chains stabilized. We also computed the Monte Carlo error to determine if chains were of sufficient length. The chain lengths specified as above maintained Monte Carlo errors for parameters $< 1\%$, well within the 1% - 5% recommended by Lunn et al. (2013). The above-mentioned analyses were implemented in JAGS 4.1.0 (Lunn et al., 2013) within R with the R2jags and coda packages (Plummer et al., 2006, Su and Yajima, 2015, R Core Team, 2016). We reported means and 95% credible intervals (95% CRI) for each parameter of interest.

2.4.6.2 Analysis of landscape effects

A second analysis was performed for the 2010-2013 period to estimate the effect of anthropic variables on occupancy, colonization and extinction probabilities, and to quantify the effect of DaySnowmelt, air temperature and wind presence on detection probability. In addition to variables used in the previous analysis (Latitude, DaySnowmelt and Year), the analysis of the reduced data set included additional sites variables (area of anthropic, forest and aquatic habitats, length of roads) to model occupancy, extinction, and colonization probabilities, and other sampling variables

such as air temperature and wind to estimate detection probability. All numeric variables were standardized as in the previous section.

We used the unmarked package (R 3.1.2) to estimate parameters of dynamic occupancy models with maximum likelihood (MacKenzie et al., 2003; Fiske & Chandler, 2011; R Core Team, 2014). We considered 84 candidate models for each species including different landscape variables to test our biological hypotheses on the different biological parameters (Table 2.1). Pearson product-moment correlations (r) between variables in the same models did not exceed 0.7 (i.e. $|r| < 0.7$). We also considered three null models of occupancy, extinction, and colonization probabilities for each species corresponding to each detection hypothesis. We compared models using the Akaike information criteria for small samples (AIC_c) (Burnham & Anderson, 2002; Mazerolle, 2006). We conducted multimodel inference to obtain model-averaged estimates and standard errors of the variables included on different parameters with the $AIC_{cmodavg}$ package (Burnham & Anderson, 2002; Mazerolle, 2016) (Table 2.1).

For the spring peeper, the algorithm converged for all 84 models. We used a parametric bootstrap approach with 5000 iterations to implement the MacKenzie and Bailey goodness of fit test modified for dynamic models ($\hat{c} = 3.26$). We adjusted model selection and inferences to account for overdispersion. For the American toad, we removed models for which the algorithms did not converge. We also removed models with high condition numbers (i.e. $< 500,000$) or with abnormally high SEs (68 remaining models). As for the previous species, we tested the fit with 5 000 iterations ($\hat{c} = 3.28$). We adjusted model selection and inferences to account for overdispersion. For the wood frog, the goodness of fit approach estimated \hat{c} was 4.06, suggesting excessive overdispersion for this species. Due to this lack of fit, we did not pursue the landscape analysis on the wood frog.

Table 2.1 Candidate dynamic occupancy models for landscape analysis on the spring peeper, the American toad, and the wood frog, for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. All the combinations were tested on the different parameters (occupancy, colonization, extinction, and detection probabilities). For each species, three additional null models were included where demographic parameters were constant but detection probability was modelled according to each detection hypothesis (for a total of 84 models)

Parameter / variables	Type of model	Biological hypotheses
<u>Initial occupancy probability (ψ)</u>		
Forest + Aquatic	Suitable habitat	Occupancy increases with forest and aquatic cover
Anthropic + Roads	Disturbance	Occupancy decreases with anthropic disturbances
Latitude + Year	Geographic	Occupancy increases with latitude and varies with years
<u>Colonization probability (γ)</u>		
Forest + Aquatic	Suitable habitat	Colonization increases with forest and aquatic cover
Anthropic + Roads	Disturbance	Colonization decreases with anthropic disturbances
Latitude + Year	Geographic	Colonization increases with latitude and varies with years
<u>Extinction probability (ϵ)</u>		
Forest + Aquatic	Suitable habitat	Extinction decreases with forest and aquatic cover
Anthropic + Roads	Disturbance	Extinction increases with anthropic disturbances
Latitude + Year	Geographic	Extinction decreases with latitude and varies with years
<u>Detection probability(p)</u>		
Air temperature + Wind + Year	Weather	Detection increases with air temperature, decreases with wind and varies with years
DaySnowmelt + DaySnowmelt ² + Year	Days elapsed since snowmelt	Detection increases with numbers of days elapsed since snowmelt to a maximum value, then decreases, and varies with years
Year	Year	Detection varies with years

2.5 Results

2.5.1 Population trends 1993-2013

2.5.1.1 Spring peeper

The average probability of occupancy of the spring peeper in the Quebec province was high and stable between 1993 and 2013 (Figure 2.7), although occupancy varied slightly among regions (Figure 2.8). We found no effect of latitude on the probabilities of initial occupancy, colonization, and extinction (Table 2.2). However, the standard deviation of the route random effect varied between 1.43 and 3.41 on these parameters. We found a quadratic relationship between detection probability and the number of days elapsed since snowmelt (posterior mean = -0.587, 95% CRI: -0.637, -0.538).

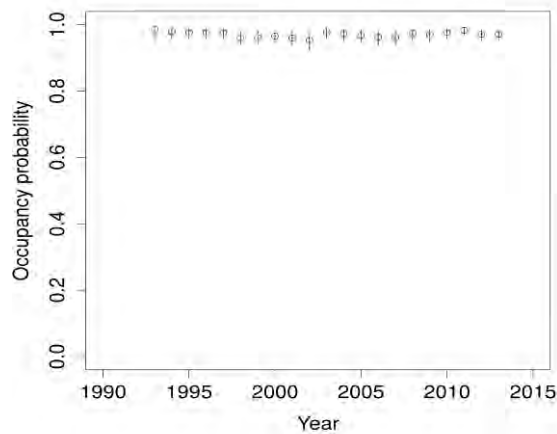


Figure 2.7 Average occupancy probability for the spring peeper for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Error bars denote 95% credible intervals

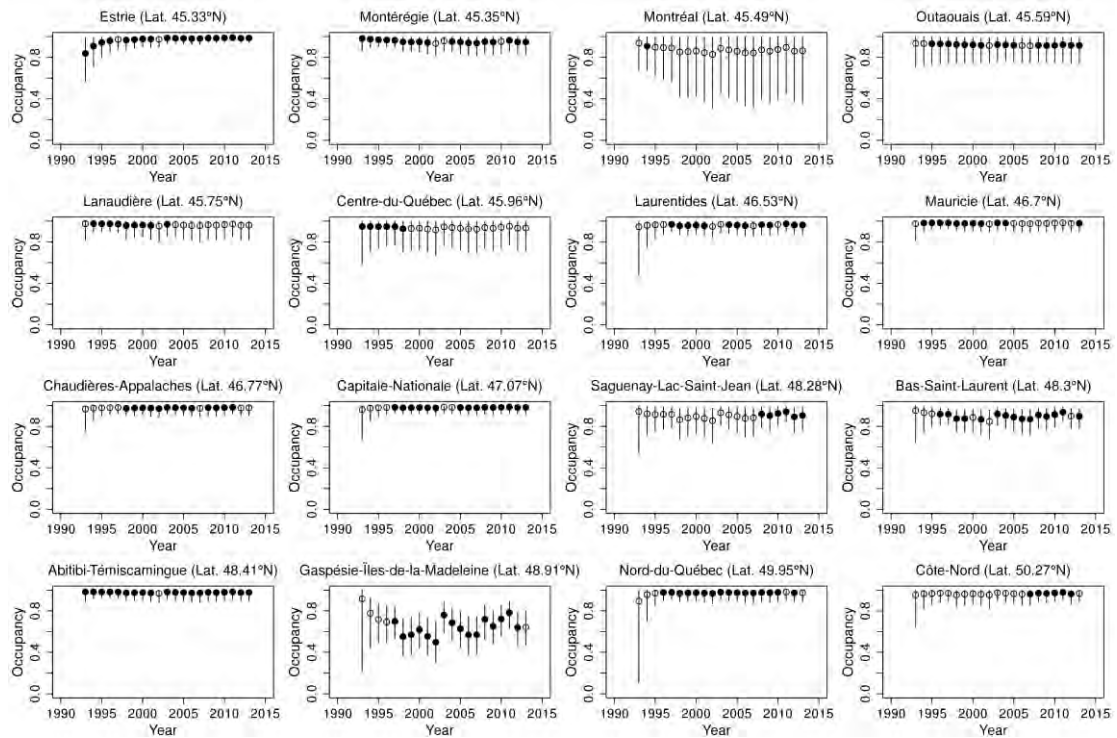


Figure 2.8 Occupancy trends for the spring peeper for an average route from each sampled region during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Solid and empty circles correspond to years sampled and not sampled, respectively. Error bars denote 95% credible intervals

Table 2.2 Posterior means and precision of parameters (logit scale) on probabilities of initial occupancy, colonization, extinction, and detection for the spring peeper, during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013

Parameter	Mean	SD	95% credible interval	
			Lower limit	Upper limit
<u>Fixed effects</u>				
Occupancy (ψ)				
Latitude	-0.045	0.700	-1.417	1.420
Colonization (γ)				
Latitude	0.163	0.280	-0.384	0.709
Extinction (ϵ)				
Latitude	0.225	0.188	-0.146	0.596
Detection (p)				
DaySnowmelt	-1.150	0.027	-1.203	-1.097
DaySnowmelt ²	-0.587	0.025	-0.637	-0.538
<u>Random effects (σ)</u>				
Occupancy (ψ)				
Route	3.409	1.417	1.563	6.993
Colonization (γ)				
Route	1.822	0.447	1.139	2.889
Year	1.688	0.626	0.789	3.190
Extinction (ϵ)				
Route	1.427	0.221	1.028	1.905
Year	0.339	0.197	0.023	0.776
Detection (p)				
Route	0.807	0.061	0.696	0.930
Year	0.440	0.083	0.309	0.631

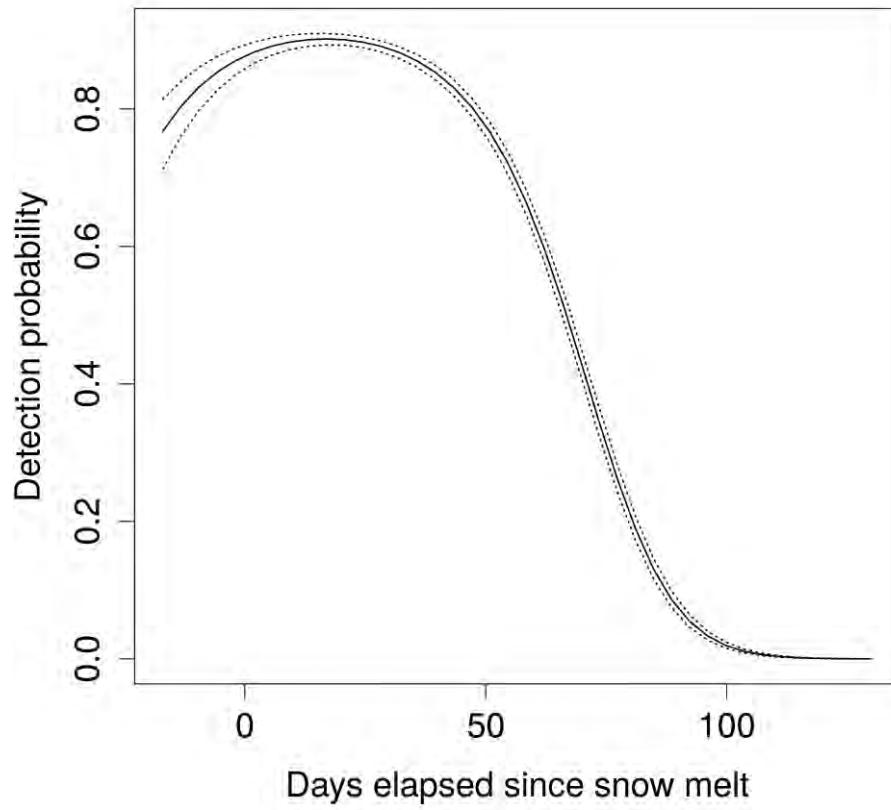


Figure 2.9 Detection probability of the spring peeper for routes sampled between 1993 and 2013. Dotted lines denote 95% credible intervals

2.5.1.2 American toad

Average occupancy of the American toad at the provincial scale was also high and relatively stable between 1993 and 2013 (Figure 2.10), but varied across regions (Figure 2.11). We found no effect of latitude on the probabilities of initial occupancy, colonization, and extinction (Table 2.3). However, the standard deviation of the route random effect on occupancy was high at 6.70. We found a quadratic effect of the number of days elapsed since snowmelt on detection probability (posterior mean = -0.841, 95% CRI: -0.894, -0.789).

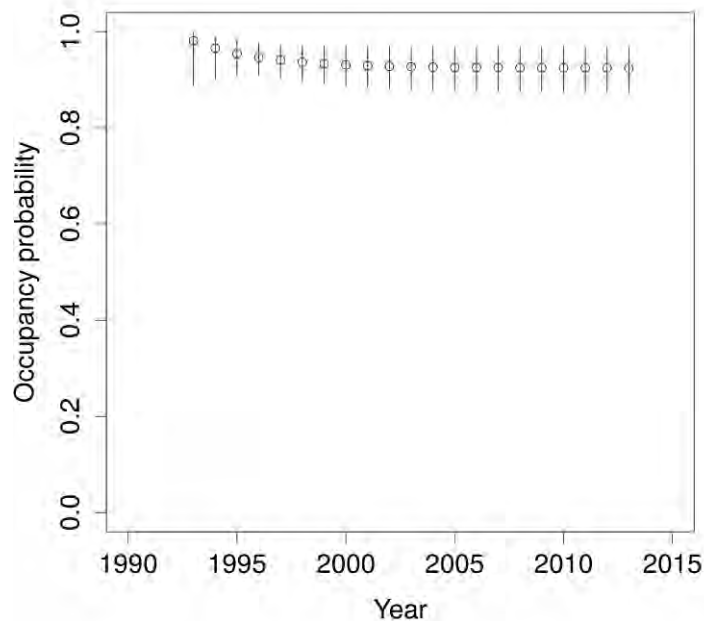


Figure 2.10 Average occupancy for the American toad for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Error bars denote 95% credible intervals

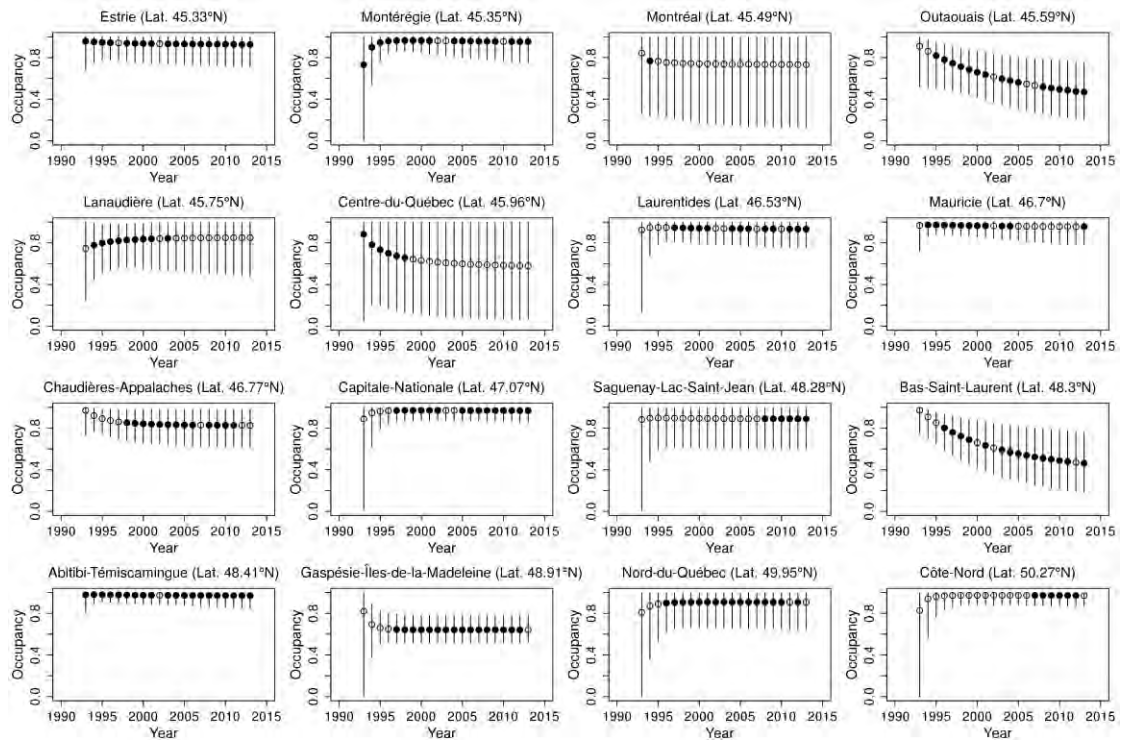


Figure 2.11 Occupancy trends for the American toad for an average route from each sampled region during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Solid and empty circles correspond to years sampled and not sampled, respectively. Error bars denote 95% credible intervals

Table 2.3 Posterior means and precision of parameters (logit scale) on probabilities of initial occupancy, colonization, extinction, and detection for the American toad for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013

Parameter	Mean	SD	95% credible interval	
			Lower limit	Upper limit
<u>Fixed effects</u>				
Occupancy (ψ)				
Latitude	-0.075	2.036	-5.022	3.890
Colonization (γ)				
Latitude	0.118	0.311	-0.474	0.744
Extinction (ϵ)				
Latitude	-0.102	0.309	-0.754	0.487
Detection (p)				
DaySnowmelt	0.333	0.026	0.282	0.385
DaySnowmelt ²	-0.841	0.027	-0.894	-0.789
<u>Random effects (σ)</u>				
Occupancy (ψ)				
Route	6.696	4.734	1.591	19.484
Colonization (γ)				
Year	1.633	0.368	1.013	2.444
Extinction (ϵ)				
Year	1.948	0.449	1.166	2.949
Detection (p)				
Route	0.660	0.057	0.557	0.778
Year	0.250	0.053	0.166	0.373

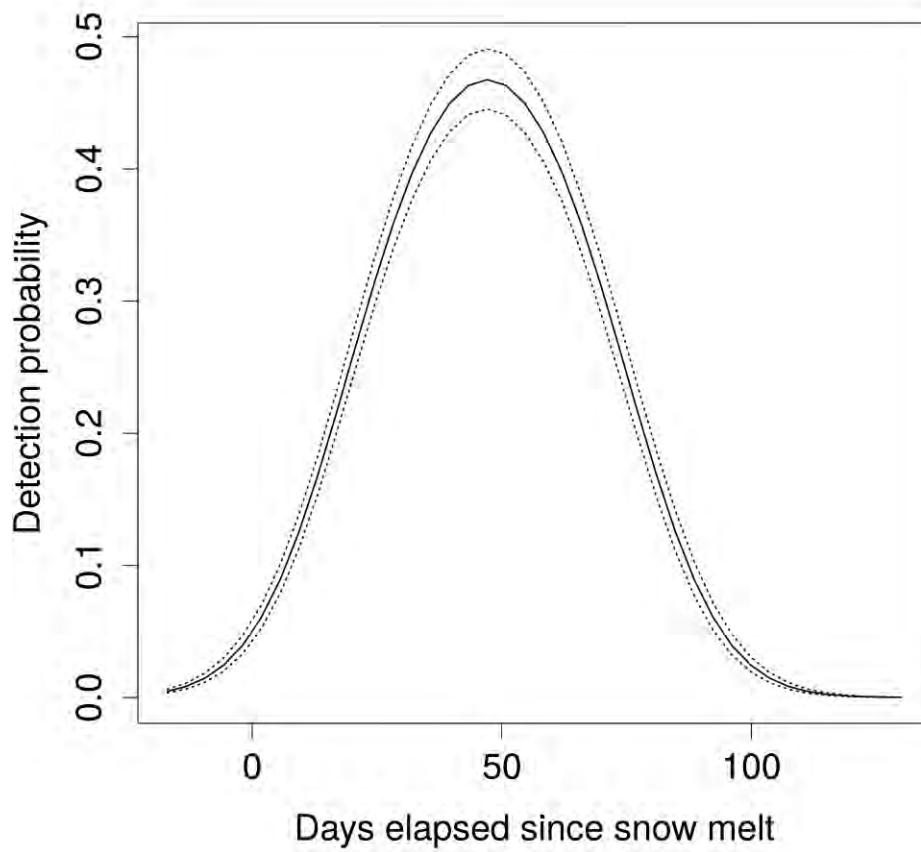


Figure 2.12 Detection probability of the American toad for routes sampled between 1993 and 2013. Dotted lines denote 95% credible intervals

2.5.1.3 Wood frog

The average occupancy of the wood frog at the provincial scale as well as its precision were slightly lower between 1993 and 2013 than for the two other species during the same period (Figure 2.13). Latitude did not explain any variation in initial occupancy, colonization, and extinction probabilities. Indeed, the route random effect on these three parameters captured all regional differences, with a standard deviation ranging between 1.40 and 1.86 (Table 2.4). There was a quadratic relationship between detection probability and the number of days elapsed since snowmelt (posterior mean = 0.223, 95% CRI: 0.094, 0.352).

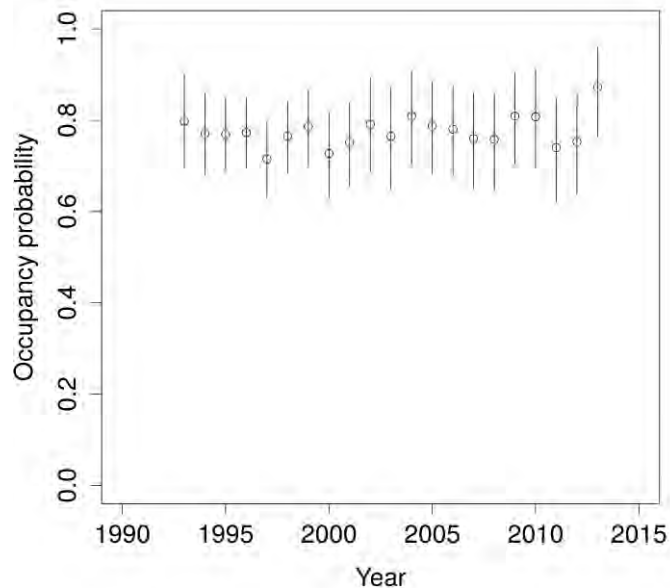


Figure 2.13 Average occupancy for the wood frog for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Error bars denote 95% credible intervals

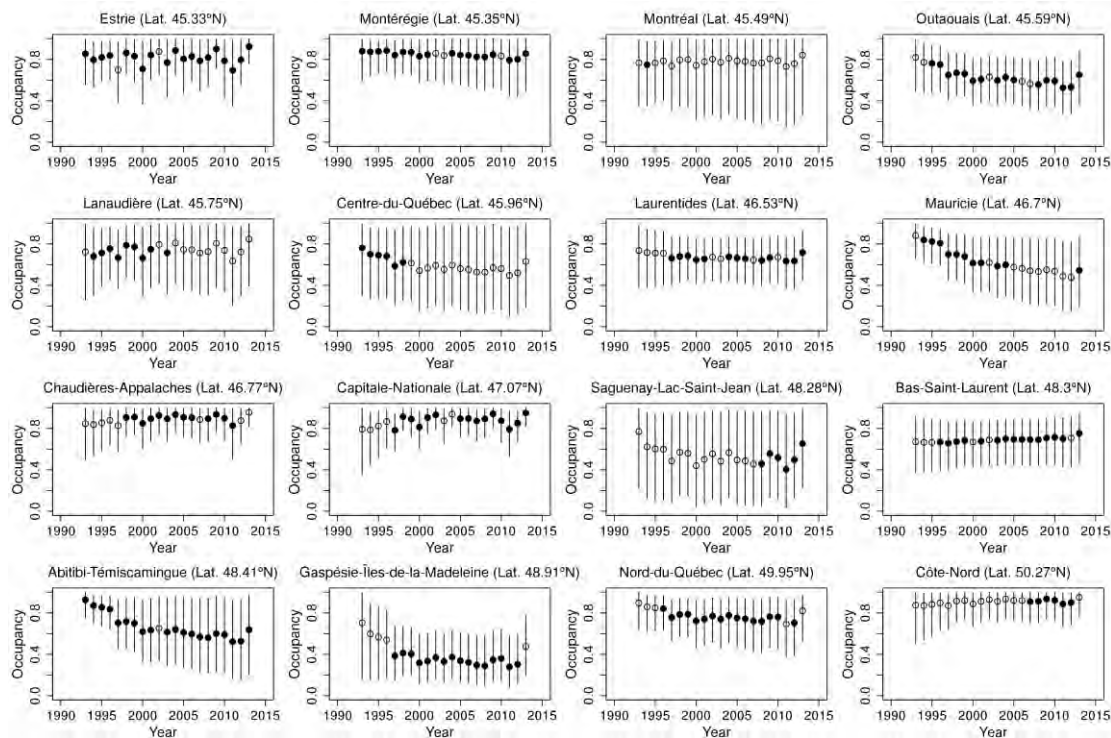


Figure 2.14 Occupancy trends for the wood frog for an average route from each sampled region during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 1993-2013. Solid and empty circles correspond to years sampled and not sampled, respectively. Error bars denote 95% credible intervals

Table 2.4 Posterior means and precision of parameters (logit scale) on probabilities of initial occupancy, colonization, extinction, and detection for the wood frog for routes sampled during the Amphibian Population Monitoring Program 1993-2013

Parameter	Mean	SD	95% credible interval	
			Lower limit	Upper limit
<u>Fixed effects</u>				
Occupancy (ψ)				
Latitude	0.224	0.292	-0.349	0.826
Colonization (γ)				
Latitude	0.015	0.246	-0.463	0.515
Extinction (ϵ)				
Latitude	0.123	0.202	-0.264	0.530
Detection (p)				
DaySnowmelt	-2.644	0.073	-2.790	-2.506
DaySnowmelt ²	0.223	0.066	0.094	0.352
<u>Random effects (σ)</u>				
Occupancy (ψ)				
Route	1.396	0.443	0.657	2.399
Colonization (γ)				
Route	1.855	0.451	1.155	2.912
Year	1.700	0.752	0.701	3.571
Extinction (ϵ)				
Route	1.641	0.277	1.144	2.237
Year	1.191	0.476	0.532	2.372
Detection (p)				
Route	0.954	0.083	0.799	1.125
Year	0.642	0.122	0.449	0.921

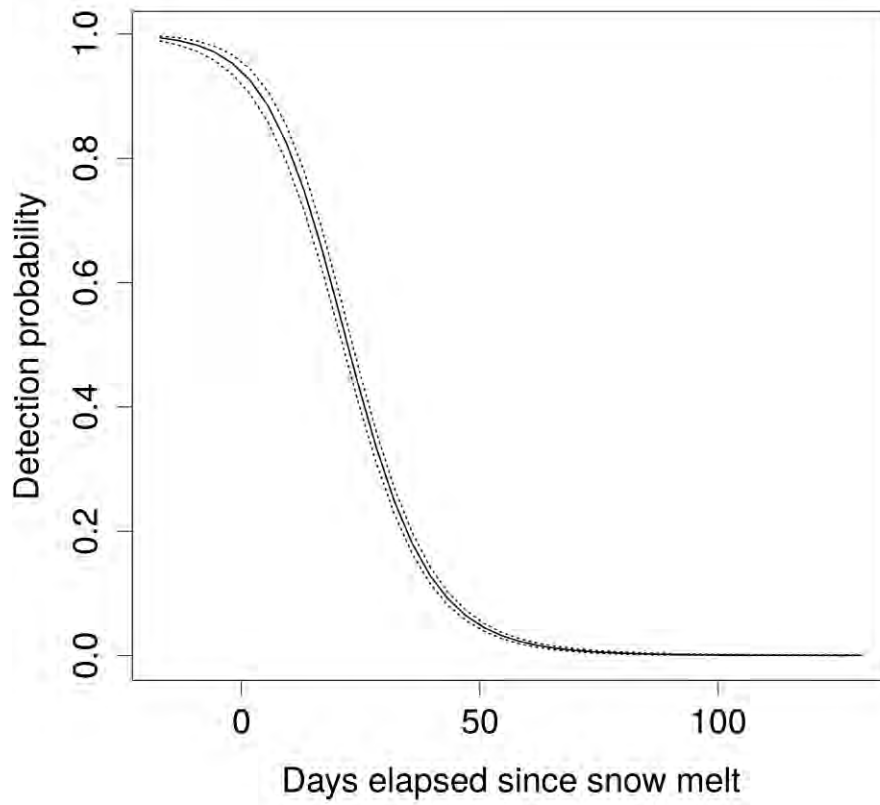


Figure 2.15 Detection probability of the wood frog for routes sampled between 1993 and 2013. Dotted lines denote 95% credible intervals

2.5.2 Landscape effects 2010-2013

2.5.2.1 Spring peeper

A single model had a delta QAIC_c lower than 4 with 53% of the Akaike weight. This model consisted of constant occupancy (ψ), colonization (γ), and extinction (ϵ), but with detection probability (p) modeled according to days elapsed since snowmelt (DaySnowmelt), the quadratic effect of DaySnowmelt (DaySnowmelt²), and the year of the survey (Table 2.5). This model was 7.6 times more parsimonious than the second-ranked model. The latter model included the same variables on detection probability, but an effect of latitude on each of the probabilities of initial occupancy, colonization, and extinction. Thus, there was very weak support for variation of these parameters with landscape variables.

We found a quadratic effect of the number of days elapsed since snowmelt on detection probability, as indicated by the model-averaged estimate with shrinkage (Estimate: -0.87, 95% CI: -1.14; -0.60). Detection of this species began before the last day of snowmelt, was at its optimum near DaySnowmelt = 0, then decreased gradually with the increase of DaySnowmelt (Figure 2.16).

Table 2.5 Top ten dynamic occupancy models for the spring peeper based on quasi-likelihood Akaike information criterion (QAIC_c), for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Overdispersion parameter (\hat{c}) used in model selection was 3.26

Model	K	QAIC _c	ΔQAIC _c	QAIC _c Wt
$\Psi(\cdot)$ $\gamma(\cdot)$ $\varepsilon(\cdot)$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	10	605.72	0.00	0.53
$\Psi(\text{Latitude})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Latitude})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	13	609.87	4.15	0.07
$\Psi(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Latitude})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	610.79	5.07	0.04
$\Psi(\text{Latitude})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	610.80	5.08	0.04
$\Psi(\text{Anthropic} + \text{Roads})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Latitude})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	611.19	5.47	0.03
$\Psi(\text{Latitude})$ $\gamma(\text{Anthropic} + \text{Roads})$ $\varepsilon(\text{Latitude})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	611.31	5.60	0.03
$\Psi(\text{Latitude})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Anthropic} + \text{Roads})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	611.68	5.96	0.03
$\Psi(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	15	611.72	6.00	0.03
$\Psi(\text{Latitude})$ $\gamma(\text{Anthropic} + \text{Roads})$ $\varepsilon(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	15	612.10	6.39	0.02
$\Psi(\text{Anthropic} + \text{Roads})$ $\gamma(\text{Latitude})$ $\varepsilon(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	15	612.28	6.57	0.02

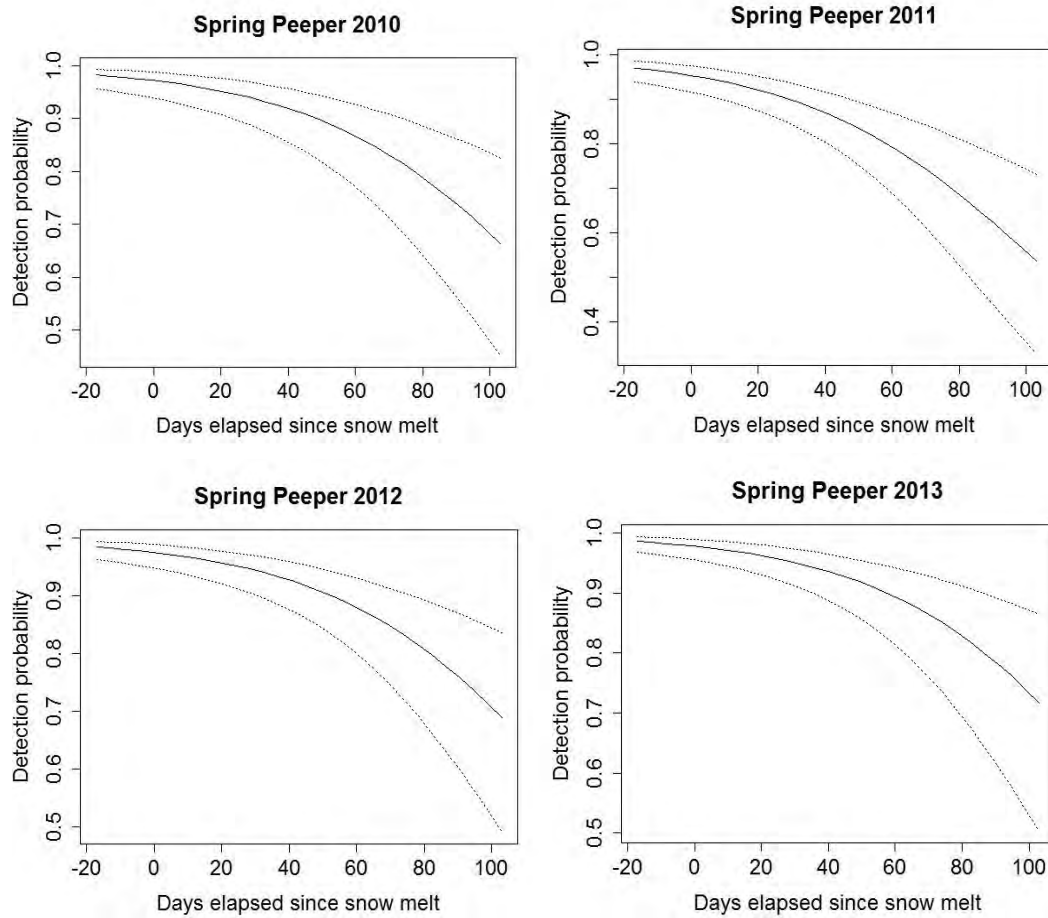


Figure 2.16 Detection probability of the spring peeper according to days elapsed since snowmelt, for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Dotted lines denote 95% confidence intervals

2.5.2.2 American toad

Three models had a delta QAIC_c lower than 2, encompassing 65% of the total Akaike weight (Table 2.6). The top-ranked model consisted of an effect of latitude on initial occupancy, an effect of forest and aquatic habitat cover on colonization probability, and an effect of latitude on extinction probability. This model was followed closely by a model differing only in its structure in terms of an effect of anthropic cover and roads on initial occupancy (delta QAIC_c = 1.29). A third model differed in its structure in terms of an effect of forest cover and aquatic habitat on initial occupancy (delta QAIC_c = 1.68). We found no relationship between initial occupancy probability (ψ) and any particular variable. Colonization probability did not vary with either forest cover (model-averaged estimate with shrinkage: -1.96, 95% CI: -5.78, 1.86) or aquatic habitat cover (model-averaged estimate with shrinkage: 0.12, 95% CI: -1.82, 2.06). Similarly, extinction probability did not vary with latitude (model-averaged estimate with shrinkage: -2.14, 95% CI: -6.13, 1.85).

There was a quadratic relationship between detection probability and the number of days elapsed since snowmelt (model-average estimate with shrinkage: -0.92, 95% CI: -1.26, -0.57). Detection of the American toad began after DaySnowmelt=0 and increased gradually with DaySnowmelt. We estimated that the detection peak for the American toad was at least 3 months after DaySnowmelt=0 (Figure 2.17).

Table 2.6 Top ten dynamic occupancy models for the american toad based on quasi-likelihood Akaike information criterion (QAIC_c), for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Overdispersion parameter (\hat{c}) used in model selection was 3.28

Model	K	QAIC _c	Δ QAIC _c	QAIC _c wt
$\Psi(\text{Latitude}) \gamma(\text{Forest} + \text{Aquatic}) \varepsilon(\text{Latitude})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	706.93	0.00	0.33
$\Psi(\text{Anthropic} + \text{Roads}) \gamma(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $\varepsilon(\text{Latitude}) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2$ $+ \text{Year})$	15	708.22	1.29	0.17
$\Psi(\text{Forest} + \text{Aquatic}) \gamma(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $\varepsilon(\text{Latitude}) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2$ $+ \text{Year})$	15	708.61	1.68	0.14
$\Psi(\text{Latitude}) \gamma(\text{Forest} + \text{Aquatic}) \varepsilon(\text{Forest} +$ $\text{Aquatic}) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 +$ $\text{Year})$	15	710.43	3.50	0.06
$\Psi(\text{Latitude}) \gamma(\text{Forest} + \text{Aquatic}) \varepsilon(\text{Anthropic} +$ $\text{Roads}) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 +$ $\text{Year})$	15	711.01	4.07	0.04
$\Psi(\text{Latitude}) \gamma(\text{Anthropic} + \text{Roads}) \varepsilon(\text{Latitude})$ $p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	14	711.02	4.08	0.04
$\Psi(.) \gamma(.) \varepsilon(.) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2$ $+ \text{Year})$	10	711.80	4.87	0.03
$\Psi(\text{Anthropic} + \text{Roads}) \gamma(\text{Anthropic} + \text{Roads})$ $\varepsilon(\text{Latitude}) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2$ $+ \text{Year})$	15	711.90	4.97	0.03
$\Psi(\text{Forest} + \text{Aquatic}) \gamma(\text{Latitude}) \varepsilon(\text{Forest} +$ $\text{Aquatic}) p(\text{DaySnowmelt} + \text{DaySnowmelt}^2 +$ $\text{Year})$	15	711.93	4.99	0.03
$\Psi(\text{Forest} + \text{Aquatic}) \gamma(\text{Forest} + \text{Aquatic})$ $\varepsilon(\text{Forest} + \text{Aquatic}) p(\text{DaySnowmelt} +$ $\text{DaySnowmelt}^2 + \text{Year})$	16	712.17	5.23	0.02

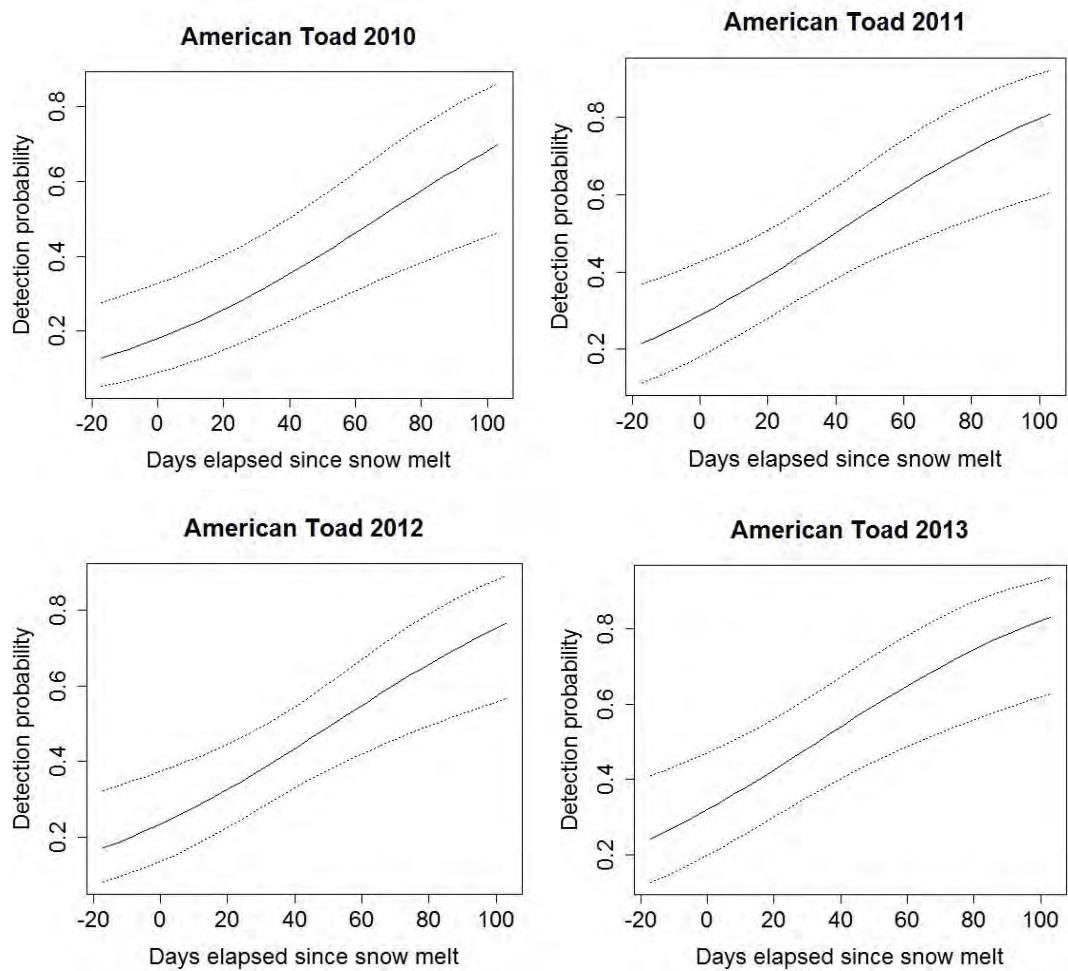


Figure 2.17 Detection probability of the American toad according to days elapsed since snowmelt, for sampled routes during the Amphibian Population Monitoring Program of Quebec 2010-2013. Dotted lines denote 95% confidence intervals

2.6 Discussion

2.6.1 Population trends 1993-2013

Contrary to our predictions, we found no population declines for the spring peeper, the American toad, nor the wood frog. For the three species, the average occupancy was high and stable between 1993 and 2013. Occupancy varied with regions and years for all species. The spring peeper was the species with the highest occupancy probability and this is not surprising because this species has been detected often in previous monitoring programs in North America (Crouch & Paton, 2002; De Sola et al., 2005; Cosentino et al., 2014). The precision of wood frog occupancy was lower than for the other two species, especially for determining the occupancy probability according to regions. This may be an artefact due to the brief detection period of this species, compared to the spring peeper and the American toad (Figure 2.15). Indeed, our results suggest that the breeding season of the wood frog is half longer in days, compared to the two other species evaluated.

Similar studies in the United States reported amphibian population declines averaging -2.82 to -3.79 % annually (Adams et al., 2013; Weir et al., 2014; Grant et al., 2016). Occupancy varied strongly with regions and species. For the three species targeted by our study, data have been collected from 2001-2013 for 19 states in the eastern United States from the North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) following a protocol similar to the APMP 1993-2013. According to recent analyses from the NAAMP dataset (Weir et al., 2014; Villena et al., 2016), the average occupancy was stable in the United-States for the spring peeper, the American toad, and the wood frog. Some regions had declines but others had increasing populations.

Because amphibian population trends vary with species and regions, it is difficult to generalize to all amphibian species of the province of Quebec. We know that the spring peeper, the American toad, and the wood frog were the three species most detected during the first ten years of the APMP (Garant, 2004). Population trends of the most detected species may not reflect the situation of all species. More species, including species at risk, should be surveyed to evaluate amphibian population trends in Quebec.

2.6.2 Effect of latitude on occupancy probability

Contrary to our prediction, we found no effect of latitude on occupancy probability. Latitude had no effect on the species dynamic parameters for the occupancy trend analysis (1993-2013) once route was included as a random variable. The route random effect explained all the geographic variability of occupancy. This result confirms the necessity to use this variable in our model, because occupancy and detection probability were more similar between stops from the same route. We also included latitude in our models for the landscape analysis and we did not find any effect of this variable on occupancy. Other studies did not find an effect of latitude on the occupancy of species (Adams et al., 2013; Miller & Grant, 2015). Miller & Grant (2015) tested the effect of latitude on the occurrence of amphibian species including the wood frog, between 2004 and 2013 for 14 protected areas in Northeastern United-States. They predicted a negative latitudinal effect in the southern regions, where more human disturbances and severe droughts were present. Similar to our results, they found that occupancy of the wood frog was relatively stable, and the site random effect explained the variability across latitudes.

2.6.3 Landscape effects 2010-2013

We predicted that anthropic variables would have a negative effect on probabilities of occupancy, extinction, and colonization. We tested this hypothesis with data from the 2010-2013 period for the spring peeper and the American toad. We found no effect of the landscape cover variables (agriculture, urban and roads) on the occupancy probability of both species.

Trumbo et al. (2012) found that the occurrence of the spring peeper was positively correlated with deciduous forest cover and low urban development. Trumbo et al. (2012) used multiple survey techniques (call surveys, egg mass count and dipnet surveys), 3 to 4 times per season during 2007 and 2008 to sample a total of 109 sites in a region located within a broad transition zone from Eastern Temperate Forests and Great Plains habitats in Missouri (USA). Ponds were surrounded by both native grassland and forest (deciduous and evergreen habitats) and were generally within 1 km of an access road. In our study, despite that we found no effects of forest cover and urban development on the spring peeper demographic parameters, our sites were mostly composed of mixed and deciduous forests with low urban development, and the spring peeper was present on mostly every site (> 90%).

For the American toad, our results are different from those obtained by other studies. Grant et al. (2016) analysed four of the most cited threats (climate change, human land use, pesticides, and chytridiomycosis) which contributed to extinction of local amphibian populations in North America. They found that threats differed according to regions and that anurans were mostly affected by human land use or severe droughts. However, they observed that the American toad was one of the species most vulnerable to all four above-mentioned threats (Grant et al., 2016). Moreover, Cosentino et al. (2014) used data from the NAAMP from 13 states in USA between 1994 and 2012, and found that all amphibian species were negatively affected by

roads, but especially the American toad, which was affected negatively by road density, traffic volume, and noise interference from traffic.

A possible explanation to our results for the American toad is that the effect of human disturbances on amphibian demographic parameters varies among regions and with the intensity of perturbations. For example, studies found that the effect of agriculture seems to be related to its level of intensity in a given area (Knutson et al., 1999; Johansson et al., 2005; Marsh et al., 2017). Marsh et al. (2017) explained that the effect of agriculture in the USA was different in the Midwest compared to the Eastern part of the country. In the Midwest, where the effect was negative on amphibians, agriculture is mostly intensive and composed of monocultures using high quantities of pesticides. In the East, where a positive effect was found, agriculture is more diversified and operates at smaller scales. Also, Cosentino et al. (2014) found that after accounting for the negative effect of roads, anthropic development had a positive effect on species richness. These results suggest that moderate human development may create additional habitats for amphibians (e.g. ponds, shelters). Cosentino et al. (2014) also found that wetland area was positively associated to species richness, but species richness was more strongly correlated with upland habitats (forest and developed land). Sampled sites of our study in Quebec had a high proportion of upland habitats with moderate developed land (Figure 2.6), which are required habitats for anurans. Indeed, except aquatic frogs, adult anurans use wetlands mostly to breed. After the breeding season, they use surrounding upland habitats for cover (Wilbur, 1980; Stebbins et Cohen, 1997; Pope et al., 2000; Semlitsch et Bodie 2003). Furthermore, there were no aquatic frogs included in our study.

The negative impact of roads on amphibians is well known (Fahrig et al., 1995; Hels et Buchwald, 2001; Lesbarrères et al., 2003, 2006; Mazerolle, 2004; Sanzo & Hecnar, 2006; Glista et al., 2007; Elzanowski et al., 2009; Andrews et al., 2008, Garcia-

Gonzalez et al., 2012; Dolgener et al., 2014; Cosentino et al., 2014; Flavenot et al., 2015; Marsh et al., 2017). The effect of roads also varies among species and depends on the scale used to estimate habitat selection (Marsh et al., 2017). In our study, we chose 1 km diameter buffers to account for the average dispersal ability of amphibians, but we are aware that varying the size of the buffer could affect the results. We found no effect of roads on amphibian demographic parameters, but our sites were mostly composed of low road densities (maximum road density in buffers < 9 km / km², mean = 1.716 km / km²). In fact, for most of our survey routes, road density was mostly due to the presence of the survey route across the buffer. In comparison, Cosentino et al. (2014) reported higher road densities near their sites (maximum road density in buffers > 15 km / km²). Furthermore, the very low proportion of highways in the buffers of our study may also have influenced the results. Indeed, highways with high traffic volume may have a greater impact on amphibian mortality than smaller roads (Fahrig et al., 1995). Roads with high traffic volume can be great barriers to cross for small amphibians and can limit their dispersal and potential to colonize other sites (Fahrig et al., 1995; Hels et Buchwald, 2001). An important limit of monitoring programs such as the APMP, the NAAMP, or the breeding bird survey, is that surveys are conducted on roadsides. Although such surveys can be used to assess patterns relative to road densities at a given spatial scale, they cannot inform on the effect of road presence.

2.6.4 Detection probability

As predicted, detection probability of all species in both analyses varied strongly with the number of days elapsed since snowmelt. In the landscape analysis, DaySnowmelt was a better predictor than air temperature. Indeed, models with detection probability varying with DaySnowmelt and Year ranked higher in the model selection of both

species analysed. The effect of air temperature on amphibian detection is well documented. Detection of some species, including the spring peeper and the American toad, is affected positively by ambient temperature, while other species are more affected by other variables such as time of day or the humidity level (Oseen & Wassersug, 2002; Garant, 2004; Weir et al., 2005; Steelman & Dorcas, 2010, Canessa et al., 2012). On the other hand, the effect of days elapsed since snowmelt was not a variable previously used to model detection. Days elapsed since snowmelt is related to regional temperature and can be considered as a version of Julian day corrected for regional differences.

For the spring peeper, our predictions were similar for the two different analyses, with high detection probabilities starting before $\text{DaySnowmelt}=0$. As we mentioned before, the spring peeper was also highly detected in previous studies and detection probabilities over 0.8 is not uncommon for this species. For the American toad, detection reaches a lower optimal peak (near 0.45) later after snowmelt compared to the spring peeper. This was expected because American toad is not an explosive breeder and it breeds later in the season, mainly in May, or June for northern regions of Quebec (Desroches & Rodrigue, 2004). Also, the detection period for this species showed a different pattern in the population trends analysis and the landscape effects analysis. In the figure 2.12, the detection peak is near 50 days elapsed since snowmelt but in the second analysis, even after 100 days we do not observe a decrease (Figure 2.17). Both analyses used DaySnowmelt and Year to model detection in the predictions. This discrepancy could stem from the fewer sites and the shorter period (2010-2013) in the landscape effects analysis compared to the population trends analysis which have more data. In addition, with the change of the protocol in 2004, most observers reduced their surveys to two instead of three. The reduction of the number of surveys reduces the precision of the estimates in models of the landscape analysis, especially for species like the American toad that call later in the season.

Before 2004, surveys were conducted from April to mid-July, while after 2004, surveys were mostly performed before mid-June (Appendix).

We also analysed the detection probability of the wood frog in the occupancy trend analysis. DaySnowmelt had a strong negative effect on detection. Detection probability of the wood frog was very high near DaySnowmelt=0, but decreased rapidly thereafter (Figure 2.15). These results concur with the known biology of the species which indicated that wood frogs, like spring peepers, are explosive breeders (Desroches & Rodrigue, 2004). We know that the wood frog has been missed regularly by observers during a season. Our results will help them to better time the volunteer surveys with the species breeding period in each region.

To model detection probability, we did not use the hour of the survey, because volunteers conducted surveys only between 6 and 9 pm. There was thus little variability for this variable to model. Also, we predicted that the number of days elapsed since snowmelt would be a better variable to model detection than the hour because when we verified the original index cards, we observed that volunteers did not conduct surveys always during optimal species breeding periods. Compared to Julian day, DaySnowmelt was also superior because it was a variable accounting for geographic location. The breeding period of the species begins weeks later for northern regions of Quebec but is closely associated with snowmelt, and the thawing of lakes (Desroches & Rodrigue, 2004). The effect of DaySnowmelt was stronger for explosive breeders, but was also significant for the American toad which calls later during the season. Future studies conducted at large spatial scales, in regions where there is snow accumulation during winter, should use this variable to model detection and test its effect for late breeders like the green frog (*Lithobates clamitans melanota*), the mink frog (*Lithobates septentrionalis*) or the American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*).

2.7 Conclusion

Despite not finding population declines for the three species we evaluated, we cannot speculate on all the amphibian species of the province of Quebec. In the United States where the spring peeper, the American toad, and the wood frog are also common, they found similar results with relative stability for these species, but declines for the average occupancy of all amphibian species combined (Weir et al., 2014; Villena et al., 2016). Because amphibian occupancy tends to vary among regions and species, it is important to consider all species present on sites to evaluate amphibian population trends. We found no effect of latitude on occupancy dynamics in the first analysis, all the geographic variation was explained by the random effect of the route. We also found no effect of anthropic factors on occupancy, colonization, and extinction probabilities. However, the effect of anthropic factors can vary with regions and species. Indeed, sites of our study were characterized by abundant upland habitats where human land use consisted mainly of agriculture with moderate road densities. Moderate anthropic cover may not contribute to population declines but could even create new habitats for amphibians. We recommend that the survey program promote the establishment of survey routes where anthropic disturbances and wetlands are in higher proportion. A better variability among habitat types will help to estimate species habitat selection. Finally, we found that anuran detection was more influenced by weather conditions before surveys, as days elapsed since snowmelt was superior to air temperature to estimate the detection probability of species. We strongly suggest that this variable be used in future studies to model amphibian detection at large spatial scales, to account for potential regional climatic variation.

2.8 Acknowledgments

We thank Sébastien Rouleau (Ecomuseum zoo), Yohann Dubois and Jean Lapointe (Government of Quebec), Dominique Fauteux (Canadian museum of nature) and the numerous volunteers who contributed in collecting the data for the 21 years of the program. Markov Chain Monte Carlo estimation was conducted on the Colosse high performance computer clusters of Calcul Québec. This project was funded by the Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies, the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, and the Zoo Ecomuseum. Mélanie Desrochers provided valuable assistance to extract spatial data in a georeferenced information system.

2.8 Literature cited

- Adams MJ, Miller DAW, Muths E, Corn PS, Campbell Grant EH, Bailey LL, Fellers GM, Fisher RN, Sadinski WJ, Waddle H, Walls SC, 2013. Trends in amphibian occupancy in the United States. PLoS ONE 8:e64347.doi:10.1371/journal.pone.0064347
- Andrews KM, Gibbons JW, Jochimsen DM, 2008. Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: A literature review. Pages 121-143 in Mitchell JC, Brown REJ, Bartholomew B, editors. Urban herpetology. Herpetological conservation, Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Salt Lake City, USA.
- Brooks SP, Gelman A, 1998. General methods for monitoring convergence of iterative simulations. Journal of Computational and Graphical Statistics 7:434-455.
- Burnham KP, Anderson DR, 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd ed. New York, USA.
- Canada, 2016. Historical data on climat. Retrieved from http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html
- Canessa S, Heard GW, Parris KM, McCarthy MA, 2012. Integrating variability in detection probabilities when designing wildlife surveys: a case study of amphibians from south-eastern Australia. Biodiversity and Conservation 21:729-744.
- Cosentino BJ, Marsh DM, Jones KS, Apodaca JJ, Bates C, Beach J, Beard KH, Becklin K, Bell JM, Crockett C et al., 2014. Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions. Biological Conservation 180:31-38.
- Crouch III WB, Paton PWC, 2002. Assessing the use of call surveys to monitor breeding anurans in Rhode Island. Journal of Herpetology 36:185-192.

- Cushman SA, 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Desroches et Rodrigue, 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes, Michel Quintin, Waterloo, Canada.
- Dolgener N, Freudenberger L, Schluck M, Schneeweiss N, Ibisch PL, Tiedemann R, 2014. Environmental niche factor analysis (ENFA) relates environmental parameters to abundance and genetic diversity in an endangered amphibian, the fire-bellied-toad (*Bombina bombina*). *Conservation Genetics* 15:11-21.
- Elzanowski A, Ciesiolkiewicz J, Kaczor M, Radwanska J, Urban R, 2009. *European Journal of Wildlife Research* 55:33-43.
- Fahrig L, Pedlar JH, Pope SE, Taylor PD, Wegner JF, 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73:177-182.
- Fisher MC, Henk DA, Briggs CJ, Brownstein JS, Madoff LC, McCraw SL, Gurr SJ, 2012. Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature* 484:186-194.
- Fiske I, Chandler RB, 2011. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43:1-23.
- Flavenot T, Fellous S, Abdelkrim J, Baguette M, Coulon A, 2015. Impact of quarrying on genetic diversity: an approach across landscape and over time. *Conservation Genetics* 16:181-194.
- Garant MP, 2004. Analyse des données du programme de suivi des routes d'écoute d'anoure. (Mémoire de maîtrise). Faculté des Sciences et de Génie de l'Université Laval. Québec, Canada.
- Garcia-Gonzalez C, Campo D, Pola IG, Garcia-Vasquez E, 2012. Rural road networks as barriers to gene flow for amphibians: Species-dependent mitigation by traffic calming. *Landscape and Urban Planning* 104:171-180.
- Gelman A, Carlin JB, Stern HS, Dunson DB, Vehtari A, Rubin DB, 2014. Bayesian data analysis, 3rd edition. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

- Genet KS, Sargent LG, 2003. Evaluation of methods and data quality from a volunteer-based amphibian call survey. *Wildlife Society Bulletin* 3:703-714.
- Glista DJ, DeVault TL, Dewoody JA, 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Hepetological Conservation and Biology* 3:77-87.
- Grant EHC, Miller DAW, Schmidt BR, Adams MJ, Amburgey SM, Chambert T, Cruickshank SS, Fisher RN, Green DM, Hossack BR et al., 2016. Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. *Scientific Reports* 6:25625 DOI: 10.1038/srep25625
- Green DM, 1997. Perspectives on amphibian population declines: defining the problem and searching for answers. D. M. Green, editor. *Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem*. SSAR, Saint Louis, USA.
- Hanski I, Simberloff D, 1997. The metapopulation approach: its history, conceptual domain, and application to conservation. Hanski and Gilpin editors, Academic Press, San diego, USA.
- Hels T, Buchwald E, 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-340.
- Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH, Kuzmin SL, 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404:752-755.
- Hoverman JT, Gray MJ, Haislip NA, Miller DL, 2011. Phylogeny, life history, and ecology contribute to differences in amphibian susceptibility to ranaviruses. *EcoHealth* 8: 301-319.
- International Union for Conservation of Nature, 2017. Red List of Threatened Species. Retrieved from http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics#Tables_3_4
- Johansson M, Primmer GR, Sahlsten J, Merila J, 2005. The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Global Change Biology* 11:1664-1679.

- Kéry M, 2010. Introduction to WinBUGS for ecologists: a Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Academic Press, New York, USA.
- Kéry M, Royle JA, 2016. Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Academic Press, New York, USA.
- Knutson MG, Sauer JR, Olsen DA, Mossman MJ, Hemesath LM, Lannoo MJ, 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13:1437-1446.
- Lesbarrères D, Pagano A, Lodé T, 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *C.R. Biologies* 326:S68-S72.
- Lesbarrères D, Primmer CR, Lodé T, Merilä J, 2006. The effect of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Écoscience* 13: 531-538.
- Link WA, Barker RJ, 2010. Bayesian inference with ecological applications. Academic Press, Boston, USA.
- Lunn D, Jackson C, Best N, Thomas A, Spiegelhalter D, 2013. The BUGS book: a practical introduction to Bayesian analysis. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson ME, Franklin AB, 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 27:2200–2207.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA, 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 84:2248-2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE, 2006. Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press, New York, USA.

- Marsh DM, Trenham PC, 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15:40-49.
- Marsh DM, Cosentino BJ, Jones KS, Apodaca JJ, Beard KH, Bell JM, Bozarth C, Carper D, Charbonnier JF, Dantas A et al., 2017. Effect of roads and land use on frog distributions across spatial scales and regions in the eastern and Central United States. *Diversity and Distributions* 23:158-170.
- Mazerolle MJ, 2004. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. *Herpetologica* 60:45-53.
- Mazerolle MJ, 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27:169-180.
- Mazerolle MJ, 2016. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.0-4.
- Mazerolle MJ, Bailey LL, Kendall WL, Royle JA, Converse SJ, Nichols JD, 2007. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41:672-689.
- McGarigal K, Cushman, SA, 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12:335-345.
- McMenamin SK, Hadly EA, Wright CK, 2008. Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:16988-16993.
- Miller DAW, Grant EHC, 2015. Estimating occupancy dynamics for large-scale monitoring networks: amphibian breeding occupancy across protected areas in the northeast United States. *Ecology and Evolution* 5:4735-4746.
- Mitchell JC, Brown REJ, 2008. Urban herpetology: Global overview, synthesis and future directions. Pages 1-30 in Mitchell JC, Brown REJ, Bartholomew B,

editors. Urban herpetology. Herpetological conservation, Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Salt Lake City, USA.

Oseen, KL, Wassersug RJ, 2002. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. *Oecologia* 133:616-625.

Pellet J, Schmidt BR, 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* 123:27-35.

Pechmann JHK, Scott DE, Semlitsch RD, Caldwell JP, Vitt LJ, Gibbons JW, 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253:892-895.

Plummer M, Best N, Cowles K, Vines K, 2006. CODA: Convergence diagnosis and output analysis for MCMC, *R News* 6:7-11.

Pope SE, Fahrig L, Merriam HG, 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81:2498-2508.

Pough FH, Andrews RM, Cadle JE, Crump ML, Savitsky AH, Wells KD, 2001. *Herpetology*, 2nd edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, USA.

Price SJ, Garner TWJ, Nichols RA, Balloux F, Ayres C, Mora-Cabello de Alba A, Bosch J, 2014. Collapse of amphibian communities due to an introduced ranavirus. *Current Biology* 24:2586-2591.

Quebec-Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques, 2015. Utilisation du territoire, Méthodologie et description de la couche d'information géographique. Version 1.2. Canada.

R Core Team, 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Royle, JA, Dorazio RM, 2008. *Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities*. Academic Press, New York.

- Sanzo D, Hecnar SJ, 2006. Effect of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution* 140:247-256.
- Sasaki K, Lesbarrères D, Watson G, Litzgus J, 2015. Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile ecology more than metal pollution. *Ecological Applications* 25:2240-2254.
- Semlitsch RD, Bodie JR, 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17:1219-1228.
- Shirose LJ, Bishop CA, Green DM, MacDonald CJ, Brooks RJ, Helferty NJ, 1997. Validation test of an amphibian call count survey technique in Ontario, Canada. *Herpetologica* 53:312-320.
- Sjögren-Gulve P, 1994. Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75:1357–1367.
- Stebbins RC, Cohen NW, 1997. A natural history of amphibians. NJ Princeton University Press, Princeton, USA.
- Steelman CK, Dorcas ME, 2010. Anuran calling survey optimization: Developing and testing predictive models of anuran calling activity. *Journal of Herpetology* 44:61-68.
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Waller RW, 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Su YS, Yajima M, 2015. R2jags: Using R to run JAGS. R package version 0.5-7. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=R2jags>
- Trumbo DR, Burgett AA, Hopkins RL, Biro EG, Chase JM, Knouft JH, 2012. Integrating local breeding pond, landcover, and climate change factors in predicting amphibian distributions. *Landscape Ecology* 27:1183-1196.
- Villena OC, Royle JA, Weir LA, Foreman TM, Gazenski KD, Campbell Grant EH, 2016. Southeast regional and state trends in anuran occupancy from calling

survey data (2001-2013) from the North American Amphibian Monitoring Program. *Herpetological Conservation and Biology* 11:373-385.

Weir LA, Royle JA, Nanjappa P, Jung RE, 2005. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland. *Journal of herpetology* 39:627-639.

Weir LA, Royle JA, Gazenski KD, Villena O, 2014. Northeast regional and state trends in anuran occupancy from calling survey data (2001-2011) from the North American Amphibian Monitoring program. *Herpetological Conservation and Biology* 9:223-245.

Wilbur HM, 1980. Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:67-93.

2.9 Appendix

Survey dates according to the dominant forest type before 2004.

Forest type	First survey	Second survey	Third survey
Deciduous	April 15 – April 30	May 1 – May 15	June 15 – June 30
Mixed	May 1 – May 15	May 15 – May 31	July 1 – July 15
Boreal	May 15 – May 31	June 1 – June 15	July 1 – July 15

Survey dates according to the dominant forest type after 2004.

Forest type	First survey	Second survey
Deciduous	April 1 – April 30	May 1 – May 15
Mixed	April 15 – May 15	May 15 – May 31
Boreal	May 1 – May 31	June 1 – June 15

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif principal de l'étude était d'estimer les tendances des populations de trois espèces d'amphibiens du Québec, soit la rainette crucifère, le crapaud d'Amérique et la grenouille des bois, à l'aide de la base de données de l'Ecomuseum portant sur le suivi des populations d'anoures du Québec entre 1993 et 2013. En second lieu, nous avons évalué l'effet de certains facteurs anthropiques (développement urbain, agriculture et routes) sur les paramètres d'occupation, de colonisation et d'extinction des sites par les amphibiens. Nous avons réalisé deux analyses différentes. La première analyse utilisa le jeu de données au complet (1993-2013) pour évaluer les tendances des populations sur cette échelle temporelle et pour tester l'effet de la latitude sur la probabilité d'occupation, de colonisation et d'extinction des espèces. La seconde analyse se concentra sur les quatre dernières années du suivi (2010-2013) pour estimer l'effet des variables anthropiques sur les paramètres démographiques et pour comparer différentes variables qui modélisent la probabilité de détection. Les deux analyses ont utilisé des modèles d'occupations de site dynamiques qui tiennent compte de la détection imparfaite.

Contrairement à nos prédictions, nous n'avons pas trouvé de déclin de population, ni d'effet de la latitude sur l'occupation pour aucune des espèces. Pour la rainette crucifère, le crapaud d'Amérique et la grenouille des bois, nos résultats sont semblables à ceux obtenus récemment par d'autres données à long-terme aux États-Unis (Weir *et al.*, 2014; Villena *et al.*, 2016), qui couvrent la partie sud de l'aire de répartition de ces espèces. De plus, les variables anthropiques n'ont pas eu l'effet négatif attendu sur les probabilités d'occupation, d'extinction et de colonisation. Par contre, le nombre de jours depuis la fonte des neiges s'est avéré avoir un effet

important sur la probabilité de détection pour chacune des espèces, et a été un prédicteur supérieur à la température de l'air. Ces résultats concernant la probabilité de détection pourront éventuellement aider les bénévoles à mieux prévoir les périodes optimales des chants des anoures, notamment pour la grenouille des bois qui a une période de reproduction hâtive et relativement courte.

Nos résultats sont partiellement différents de ceux de Garant (2004) qui a analysé les dix premières années du programme de suivi des populations d'anoures du Québec. Garant avait estimé un déclin de populations pour la grenouille des bois, mais aucun changement significatif d'abondance pour la rainette crucifère et le crapaud d'Amérique. Par contre, Garant avait utilisé une méthode différente en convertissant les cotes d'abondance en nombres concrets d'anoures, puis en estimant l'abondance réelle. Notre méthode a converti les cotes d'abondance en données de détection/non-détection et a estimé l'occupation des espèces à partir d'évènements de colonisations et d'extinctions aux sites. Nous avons procédé ainsi parce que nous croyons que les volontaires sont plus efficaces pour détecter les espèces que l'intensité des chants (Shirose *et al.*, 1997; Genet & Sargent, 2003). Il est possible que la grenouille des bois ait subi un déclin en nombre d'individus aux cours des années passées, mais selon nos modèles, les évènements d'extinctions n'ont pas été plus fréquents que les évènements de colonisations pour les sites échantillonnés au Québec entre 1993 et 2013, ce qui est encourageant pour cette espèce. De plus, notre méthode analytique qui prend en compte la détection imparfaite a permis d'aller plus loin et d'évaluer plus précisément la présence des espèces aux sites.

Avec l'avancée rapide des progrès en statistiques et avec les nouvelles méthodes analytiques qui sont de plus en plus robustes et complexes, nous recommandons au programme du suivi des populations d'anoures du Québec de reconsidérer leur décision de faire l'inventaire de seulement trois espèces depuis 2004. Suite à l'analyse des données, nous avons constaté que les espèces ciblées, ne sont pas toutes

de bonnes candidates pour évaluer l'effet des variables anthropiques sur les paramètres d'occupation, de colonisation et d'extinction des amphibiens. Puisque l'occurrence de ces espèces est très élevée sur les sites (principalement pour la rainette crucifère), il est difficile de faire des prédictions pour l'utilisation de l'habitat. Nous croyons que certaines espèces avec des détections moins fréquentes seraient de meilleures candidates, notamment avec les méthodes actuelles qui peuvent estimer la probabilité de détection. Également, la littérature récente suggère que l'occupation de l'habitat varie selon l'espèce et la région (Cosentino *et al.*, 2014; Marsh *et al.*, 2017), donc même si les trois espèces à l'étude ne semblent pas démontrer de déclin majeurs à long terme à l'échelle régionale, on ne peut pas généraliser pour toutes les espèces du Québec. De plus, lorsque toutes les espèces étaient échantillonnées avant 2004, certaines routes d'écoute avaient des données de détections d'espèces rares et vulnérables telles que la grenouille des marais (*Lithobates palustris*) et la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*, maintenant déclassée rainette faux-grillon boréale *Pseudacris maculata* par des analyses génétiques récentes, Rogic *et al.*, 2015). Lorsque le protocole a changé, le suivi de ces espèces n'est plus devenu obligatoire lors des inventaires et de l'information utile a été perdue. Nous devons garder à l'esprit que plus nous aurons d'information sur toutes les espèces, plus nous pourrions mieux comprendre leur dynamiques et tendances à long terme. Les méthodes analytiques à venir seront aussi probablement plus efficaces.

Nous recommandons également, lors de la création de nouvelles routes d'écoute, de favoriser la création de parcours près d'habitats possédant des proportions plus élevées de milieux humides et de développement urbain. La plupart des routes échantillonnées entre 2010 et 2013 sont essentiellement situées dans des endroits où il y a de la forêt, de l'agriculture et une faible densité routière. Un meilleur gradient de valeurs de recouvrement permettra de mieux estimer l'effet de ces variables sur les probabilités d'occupation, de colonisation et d'extinction.

ANNEXE A

DATES RECOMMANDÉES POUR LA RÉALISATION DES INVENTAIRES

Dates recommandées pour la réalisation des inventaires au cours du programme de suivi des populations d'anoures du Québec, selon le type de couvert forestier, avant 2004.

Type de forêt	Inventaire 1	Inventaire 2	Inventaire 3
Feuillue	15 Avril –30 Avril	1er Mai – 15 Mai	15 Juin – 30 Juin
Mixte	1er Mai– 15 Mai	15 Mai – 31 Mai	1er Juillet – 15 Juillet
Boréale	15 Mai – 31 Mai	1er Juin – 15 Juin	1er Juillet – 15 Juillet

Dates recommandées pour la réalisation des inventaires au cours du programme de suivi des populations d'anoures du Québec, selon le type de couvert forestier, après 2004.

Type de forêt	Inventaire 1	Inventaire 2
Feuillue	1er Avril – 30 Avril	1er Mai – 15 Mai
Mixte	15 Avril – 15 Mai	15 Mai – 31 Mai
Boréale	1er Mai – 31 Mai	1er Juin – 15 Juin

ANNEXE B

ESPÈCES D'ANOURES DU QUÉBEC

Famille	Espèce
Bufonidés (<i>Bufonidae</i>)	Crapaud d'Amérique (<i>Anaxyrus americanus americanus</i>)
Hylidés (<i>Hylidae</i>)	Rainette versicolore (<i>Hyla versicolor</i>) Rainette crucifère (<i>Pseudacris crucifer crucifer</i>) Rainette faux-grillon de l'Ouest (<i>Pseudacris triseriata</i>)
	Rainette faux-grillon boréale (<i>Pseudacris maculata</i>)
Ranidés (<i>Ranidae</i>)	Grenouille des bois (<i>Lithobates sylvaticus</i>) Grenouille léopard (<i>Lithobates pipiens</i>) Grenouille des marais (<i>Lithobates palustris</i>) Grenouille verte (<i>Lithobates clamitans melanota</i>) Grenouille du Nord (<i>Lithobates septentrionalis</i>) Ououaron (<i>Lithobates catesbeianus</i>)

ANNEXE C

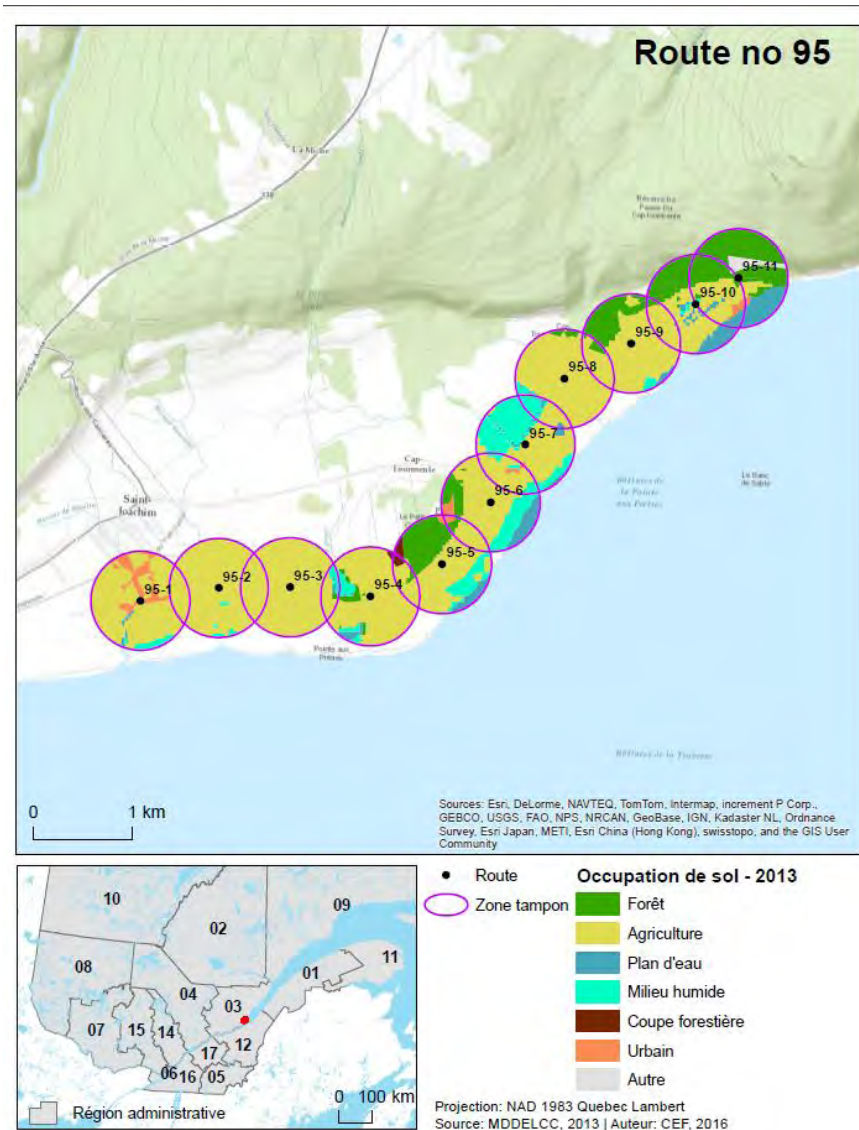
SOURCES DES DONNÉES GÉOGRAPHIQUES UTILISÉES

Source de données	Acronyme	Échelle cartographique	Fréquence de mise à jour	Territoire couvert
Cultures assurées, Financière agricole du Québec	BDCA	1/50,000	Annuelle	Sud du Québec
Cultures de canneberges, Direction de l'écologie et de la conservation (DEC), MDDELCC. (Issue des travaux de photointerpétation)		1/20,000	Annuelle	Sud du Québec
Cadre de référence hydrologique du Québec : plans d'eau, DEC, MDDELCC	CRHQ	1/20,000	Irrégulière	Sud du Québec
Sites d'extraction minière, Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN)			Hebdomadaire	Le Québec
Mines et projets miniers, MERN			Annuelle	Le Québec
Adresses Québec (Réseau routier), MERN	AQ	1/20,000	Mensuelle	Le Québec

Inventaire annuel des cultures au Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Agriculture et Agroalimentaire Canada	AgriCan	Résolution 30 mètres	Annuelle	Sud du Québec
Système d'information écoforestière, MERN	SIEF	1/20,000	Biannuelle	Sud du Québec
Zones urbaines : aucune donnée présentant les caractéristiques recherchées n'est disponible actuellement			Aucune	Le Québec
Cartographie intermédiaire en 52 classes de la couverture terrestre du Québec(CCTQ) RN Canada, Service canadien des forêts et MDDEFP, 2010.	CCTQ	Résolution 30 mètres	Aucune	Le Québec
Carte préliminaire de végétation du Nord MRN Forêt (2013)		Résolution 30 mètres	Aucune	Nord du Québec
Base de données topographique du Québec (BDTQ) à l'échelle 1/20,000, MERN pour les chemins de fer et les aires désignées (vergers, halde, mine, dépotoir, banc d'emprunt, carrière, étang d'épuration)	BDTQ	1/20,000	Aucune	Sud du Québec
Base de données topographiques à l'échelle 1/50,000 du gouvernement fédéral, RN Canada	CANVEC	1/50,000	Irrégulière	Nord du Québec

ANNEXE D

EXEMPLE D'EXTRACTION DE VARIABLES D'HABITAT



ANNEXE E

CODE JAGS DU MODÈLE D'OCCUPATION DYNAMIQUE INCLUANT LES EFFETS ALÉATOIRES DE LA ROUTE 1993-2013

##JAGS model specification

model {

Specify priors

mu.psi.alpha ~ dnorm(0, 0.01) ##hyperparameter for random intercepts

##lat fixed effect on psi

beta.lat.psi ~ dunif(-10, 10)

##gamma

mu.gam.alpha ~ dnorm(0, 0.01) ##hyperparameter for random intercepts

beta.lat.gam ~ dunif(-10, 10)

##epsilon

mu.eps.alpha ~ dnorm(0, 0.01) ##hyperparameter for random intercepts

beta.lat.eps ~ dunif(-10, 10)

##intercept on p

mu.p.alpha ~ dnorm(0, 0.01) ##hyperparameter for random intercepts

##effect of Jday

beta.Jday.p ~ dunif(-10, 10)

```
##effect of Jday2
beta.Jday2.p ~ dunif(-10, 10)
##random effect of route on psi
sigma.psi ~ dunif(0, 50)
tau.psi <- pow(sigma.psi, -2)

for (b in 1:nroute){alpha.route[b] ~ dnorm(mu.psi.alpha, tau.psi)}

##compute random effects (difference between intercepts and mean of random
intercepts)
#alpha.route.adj[b] <- alpha.route[b] - mean(alpha.route[])

##random effect of route on p
sigma.p ~ dunif(0, 50)
tau.p <- pow(sigma.p, -2)

for (b in 1:nroute){p.alpha.route[b] ~ dnorm(mu.p.alpha, tau.p)}

##random effect of year on p
sigma.year.p ~ dunif(0, 50)
tau.year.p <- pow(sigma.year.p, -2)

for (t in 1:nyear){p.alpha.year[t] ~ dnorm(0, tau.year.p)}

##random effect of year on gamma
sigma.gam ~ dunif(0, 50)
tau.gam <- pow(sigma.gam, -2)
```

```

for (t in 1:(nyear-1)){gam.alpha.year[t] ~ dnorm(mu.gam.alpha, tau.gam)}
##random effect of year on epsilon
sigma.eps ~ dunif(0, 50)
tau.eps <- pow(sigma.eps, -2)

for (t in 1:(nyear-1)){eps.alpha.year[t] ~ dnorm(mu.eps.alpha, tau.eps)}

##random effect of route on gamma
sigma.route.gam ~ dunif(0, 50)
tau.route.gam <- pow(sigma.route.gam, -2)

for (b in 1:nroute){gam.alpha.route[b] ~ dnorm(0, tau.route.gam)}

##random effect of route on epsilon
sigma.route.eps ~ dunif(0, 50)
tau.route.eps <- pow(sigma.route.eps, -2)

for (b in 1:nroute){eps.alpha.route[b] ~ dnorm(0, tau.route.eps)}

##gamma and epsilon constraints
for(i in 1:nsite){
for(t in 1:(nyear-1)){
lgamma[i,t] <- beta.lat.gam * Lat[i] + gam.alpha.year[t] + gam.alpha.route[Route[i]]
gamma[i,t] <- exp(lgamma[i,t])/(1 + exp(lgamma[i,t]))
leps[i,t] <- beta.lat.eps * Lat[i] + eps.alpha.year[t] + eps.alpha.route[Route[i]]
epsilon[i,t] <- exp(leps[i,t])/(1 + exp(leps[i,t]))
}
}

```

```

phi[i,t] <- 1 - epsilon[i,t]} }
## Ecological submodel: Define state conditional on parameters
for (i in 1:nsite){
z[i,1] ~ dbern(psi1[i])
lpsi1[i] <- beta.lat.psi * Lat[i] + alpha.route[Route[i]]
psi1[i] <- exp(lpsi1[i])/(1 + exp(lpsi1[i]))
for (k in 2:nyear){
muZ[i, k] <- z[i, k-1] * phi[i, k-1] + (1 - z[i, k-1]) * gamma[i, k-1]
z[i, k] ~ dbern(muZ[i, k])}#k}#i

## Observation model
for (i in 1:nsite){
for (k in 1:nyear){
for (j in 1:nrep){
muy[i, j, k] <- z[i, k] * p[i, j, k]
y[i, j, k] ~ dbern(muy[i, j, k])
##uses a logit link function to express the effect of the variables on p
lp[i, j, k] <- beta.Jday.p * Jday[i, j, k] + beta.Jday2.p * Jday2[i, j, k] +
p.alpha.route[Route[i]] + p.alpha.year[k]
##back-transform the linear predictor lp to the probability scale
p[i, j, k] <- exp(lp[i, j, k])/(1 + exp(lp[i, j, k]))}#j}#k}#i}

```

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Adams MJ, Miller DAW, Muths E, Corn PS, Campbell Grant EH, Bailey LL, Fellers GM, Fisher RN, Sadinski WJ, Waddle H, Walls SC. (2013). *Trends in amphibian occupancy in the United States*. PLoS ONE 8:e64347.doi:10.1371/journal.pone.0064347
- Andrews KM, Gibbons JW, Jochimsen DM. (2008). *Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: A literature review*. Pages 121-143 dans Mitchell JC, Brown REJ, Bartholomew B, editors. *Urban herpetology*. Herpetological conservation, Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Salt Lake City, USA.
- Alford RA, Richards SJ. (1999). *Global amphibian declines: A problem in applied ecology*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:133-165.
- Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG. (2006). *Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe*. *Journal of Biogeography* 33:1712-1728.
- Blaustein AR, Hoffman PD, Hokit DG, Kiesecker JM, Walls SC, Hays JB. (1994). *UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: A link to population declines*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91:1791-1795.
- Blaustein AR, Kiesecker JM, Chivers DP, Anthony RG. (1997). *Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94:13735–13737.
- Blaustein AR, Romansic JM, Kiesecker JM, Hatch AC. (2003). *Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines*. *Diversity and Distributions* 9:123-140.
- Bouchard J, Ford AT, Eigenbrod FE, Fahrig L. (2009). *Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence*. *Ecology and Society* 14:1-10.

- Brooks SP, Gelman A. (1998). *General methods for monitoring convergence of iterative simulations*. Journal of Computational and Graphical Statistics 7:434-455.
- Burnham KP, Anderson DR. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach* (2^e éd.). Colorado State University, USA.
- Burton TM, Likens GE. (1975). *Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire*. Copeia 1975:541-546.
- Butchart SHM, Walpole M, Collen B, Stien AV, Scharlemann JPW, Almond REA, Baillies JEM, Bomhard B, Brown C, Bruno J *et al.* (2010). *Global biodiversity: indicators of recent declines*. Science 328:1164-1168.
- Canada. (2017). Décret d'urgence pour la rainette faux-grillon de l'Ouest. Récupéré de <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca>
- Canada. (2016). Environnement et ressources naturelles, Données historiques sur le climat. Récupéré de http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html
- Canessa S, Heard GW, Parris KM, McCarthy MA. (2012). *Integrating variability in detection probabilities when designing wildlife surveys: a case study of amphibians from south-eastern Australia*. Biodiversity and Conservation 21:729-744.
- Cole EM, Hartman R, North MP. (2016). *Hydroperiod and cattle use associated with lower recruitment in an r-selected amphibian with a declining population trend in the Klamath mountains, California*. Journal of Herpetology 50:37-43.
- Conroy MJ, Carroll JP. (2009). *Quantitative conservation of vertebrates*. Wiley-Blackwell, Hoboken, USA.
- Cosentino BJ, Marsh DM, Jones KS, Apodaca JJ, Bates C, Beach J, Beard KH, Becklin K, Bell JM, Crockett C *et al.* (2014). *Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions*. Biological Conservation 180:31-38.

- Crouch III WB, Paton PWC. (2002). *Assessing the use of call surveys to monitor breeding anurans in Rhode Island*. Journal of Herpetology 36:185-192.
- Crump ML. (2010). *Amphibian diversity and life history*. Page 16 dans Dodd CK Jr. editor. Amphibia Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, Oxford, England.
- Cushman SA. (2005). *Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus*. Biological Conservation 128:231-240.
- Daigle C. (1994). *Inventaire de la Rainette Faux-Grillon de l'Ouest dans la région de Montréal et de l'Outaouais*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, Bibliothèque nationale du Québec.
- Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD. (2003). *Infectious disease and amphibian population declines*. Diversity and Distributions 9:141-150.
- Desroches et Rodrigue. (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*. Michel Quintin, Waterloo, Canada.
- De Solla SR, Shirose LJ, Fernie KJ, Barrett GC, Brousseau CS, Bishop CA. (2005). *Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programs*. Biological Conservation 121: 585-594.
- Dolgener N, Freudenberger L, Schluck M, Schneeweiss N, Ibisch PL, Tiedemann R, 2014. Environmental niche factor analysis (ENFA) relates environmental parameters to abundance and genetic diversity in an endangered amphibian, the fire-bellied-toad (*Bombina bombina*). Conservation Genetics 15:11-21.
- Elzanowski A, Ciesiolkiewicz J, Kaczor M, Radwanska J, Urban R. (2009). *Amphibian road mortality in Europe: a meta-analysis with new data from Poland*. European Journal of Wildlife Research 55:33-43.
- Fahrig L, Pedlar JH, Pope SE, Taylor PD, Wegner JF. (1995). *Effect of road traffic on amphibian density*. Biological Conservation 73:177-182.

- Fisher MC, Henk DA, Briggs CJ, Brownstein JS, Madoff LC, McCraw SL, Gurr SJ. (2012). *Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health*. *Nature* 484:186-194.
- Fiske I, Chandler RB. (2011). *Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance*. *Journal of Statistical Software* 43:1-23.
- Flavenot T, Fellous S, Abdelkrim J, Baguette M, Coulon A. (2015). *Impact of quarrying on genetic diversity: an approach across landscape and over time*. *Conservation Genetics* 16:181-194.
- Frogwatch USA Monitoring Protocols. (2017). Récupéré de <http://www.aza.org/frogwatch-monitoring-protocols>
- Gahl MK, Longcore JE, Houlahan JE. (2011). *Varying responses of northeastern North American amphibians to the Chytrid pathogen Batrachochytrium dendrobatidis*. *Conservation Biology* 26:135-141.
- Gallant AL, Klaver RW, Casper GS, Lannoo MJ. (2007). *Global rates of habitat loss and implication for amphibian conservation*. *Copeia* 4:967-979.
- Gamradt SC, Kats LB. (1996). *Effect of introduced crayfish and mosquitofish on California newts*. *Conservation Biology* 10:1155-1162.
- Garant MP. (2004). *Analyse des données du programme de suivi des routes d'écoute d'anoure*. (Mémoire de maîtrise). Faculté des Sciences et de Génie de l'Université Laval. Québec, Canada.
- Garcia-Gonzalez C, Campo D, Pola IG, Garcia-Vasquez E. (2012). *Rural road networks as barriers to gene flow for amphibians: Species-dependent mitigation by traffic calming*. *Landscape and Urban Planning* 104:171-180.
- Gelman A, Carlin JB, Stern HS, Dunson DB, Vehtari A, Rubin DB. (2014). *Bayesian data analysis* (3^e éd.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Genet KS, Sargent LG. (2003). *Evaluation of methods and data quality from a volunteer-based amphibian call survey*. *Wildlife Society Bulletin* 3:703-714.

- Gibbs JP. (1998). *Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient*. Landscape Ecology 13:263-268.
- Gibbs JP, Breisch AR. (2001). *Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1900-1999*. Conservation Biology 15:1175-1178.
- Glista DJ, DeVault TL, Dewoody JA. (2007). *Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians*. Herpetological Conservation and Biology 3:77-87.
- Grant EHC, Miller DAW, Schmidt BR, Adams MJ, Amburgey SM, Chambert T, Cruickshank SS, Fisher RN, Green DM, Hossack BR *et al.* (2016). *Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines*. Scientific Reports 6:25625 DOI: 10.1038/srep25625
- Green DM. (1997). *Perspectives on amphibian population declines: defining the problem and searching for answers*. D. M. Green, editor. Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem. SSAR, Saint Louis, USA.
- Greer AL, Berrill M, Wilson PJ. (2005). *Five amphibian mortality events associated with ranavirus in south central Ontario, Canada*. Diseases of Aquatic Organism 67:9-14.
- Hanski I, Simberloff D. (1997). *The metapopulation approach: its history, conceptual domain, and application to conservation*. Hanski and Gilpin editors, Academic Press, San diego, USA.
- Hayes TB, Case P, Chui S, Chung D, Haeffele C, Haston K, Lee M, Mai VP, Marjuoa Y, Parker J *et al.* (2006). *Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: Are we underestimating the impact?* Environmental Health Perspectives 114:40-50.
- Hels T, Buchwald E. (2001). *The effect of road kills on amphibian populations*. Biological Conservation 99:331-340.
- Heyer WR, Murphy JB. (2005). *Amphibian Declines: The Conservation Status of United States Species*. Declining Amphibian Populations Task Force, Michael J. Lannoo, University of California Press, Oakland, USA.

- Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A, Boehm M, Brooks TM, Butchart SHM, Carpenter KE, Chanson J, Collen B, Cox NA *et al.* (2010). *The impact of conservation on the status of the world's vertebrates*. *Science* 330:1503-1509.
- Homyack JA, O'Bryan CJ, Thornton JE, Baldwin RF. (2014). *Anuran assemblages associated with roadside ditches in a managed pine landscape*. *Forest Ecology and Management* 334:217-231.
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S *et al.* (2005). *Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge*. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH, Kuzmin SL. (2000). *Quantitative evidence for global amphibian population declines*. *Nature* 404:752-755.
- Hoverman JT, Gray MJ, Haislip NA, Miller DL. (2011). *Phylogeny, life history, and ecology contribute to differences in amphibian susceptibility to ranaviruses*. *EcoHealth* 8: 301-319.
- International Union for Conservation of Nature. (2017). Liste des espèces en péril. Récupéré de http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics#Tables_3_4
- Johansson M, Primmer GR, Sahlsten J, Merila J. (2005). *The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria**. *Global Change Biology* 11:1664-1679.
- Kéry M. (2010). *Introduction to WinBUGS for ecologists: a Bayesian approach to regression, ANOVA, mixed models and related analyses*. Academic Press, New York, USA.
- Kéry M, Royle JA. (2016). *Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS*. Academic Press, New York, USA.
- Kiesecker JM, Blaustein AR. (1995). *Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature*. *Proceedings of the*

National Academy of Sciences of the United States of America 92:11049-11052.

Kiesecker JM. (2002). *Synergism between trematode infection and pesticide exposure: a link to amphibian limb deformities in nature?* Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99:9900-9904.

Knapp RA, Matthews KR. (2000). *Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellow-legged frog from within protected areas.* Conservation Biology 14:428-438.

Knutson MG, Sauer JR, Olsen DA, Mossman MJ, Hemesath LM, Lannoo MJ. (1999). *Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA.* Conservation Biology 13:1437-1446.

Kolby JE, Smith KM, Berger L, Karesh W, Preston A, Pessier AP, Skerratt LF. (2014). *First evidence of amphibian chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) and ranavirus in Hong Kong trade.* PLOS ONE 9:e90750

Leibold MA, Wilbur HM. (1992). *Interactions between food-web structure and nutrients on pond organisms.* Nature 360:341-343.

Lesbarrères D, Pagano A, Lodé T. (2003). *Inbreeding and road effect zone in a Ranidae : the case of agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840.* Comptes Rendus Biologies 326:S68-S72.

Lesbarrères D, Primmer CR, Lodé T, Merilä J. (2006). *The effect of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations.* Écoscience 13: 531-538.

Link WA, Barker. (2010). *Bayesian inference with ecological applications.* Academic Press, Boston.

Lunn D, Jackson C, Best N, Thomas A, Spiegelhalter D. (2013). *The BUGS book: a practical introduction to Bayesian analysis.* CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

- MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson ME, Franklin AB. (2003). *Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly*. Ecology 27:2200–2207.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA. (2002). *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*. Ecology 84:2248-2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE. (2006). *Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, New York, USA.
- Maerz, JC, Myers EM, Adams DC. (2006). *Trophic polymorphism in a terrestrial salamander*. Evolutionary Ecology Research 8:23-35.
- Marsh DM, Trenham PC. (2001). *Metapopulation dynamics and amphibian conservation*. Conservation Biology 15:40-49.
- Marsh DM, Cosentino BJ, Jones KS, Apodaca JJ, Beard KH, Bell JM, Bozarth C, Carper D, Charbonnier JF, Dantas A et al. (2017). *Effect of roads and land use on frog distributions across spatial scales and regions in the eastern and Central United States*. Diversity and Distributions 23:158-170.
- Mazerolle MJ. (2004). *Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity*. Herpetologica 60:45-53.
- Mazerolle MJ, Desrochers A, Rochefort L. (2005). *Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability*. Ecological Application 15:824-834.
- Mazerolle MJ. (2006). *Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses*. Amphibia-Reptilia 27:169-180.
- Mazerolle MJ. (2016). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 2.0-4.

- Mazerolle MJ, Bailey LL, Kendall WL, Royle JA, Converse SJ, Nichols JD. (2007). *Making great leaps forward: Accounting for detectability in herpetological field studies*. *Journal of Herpetology* 41:672-689.
- Mazerolle MJ, Huot M, Gravel M. (2005). *Behavior of amphibians on the road in response to car traffic*. *Herpetologica* 61:380-388.
- McGarigal K, Cushman, SA. (2002). *Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects*. *Ecological Applications* 12:335-345.
- McMenamin SK, Hadly EA, Wright CK. (2008). *Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:16988-16993.
- McMenamin SK, Hadly EA. (2010). *Developmental dynamics of *Ambystoma tigrinum* in a changing landscape*. *BMC Ecology* 10:10.
- Miller DAW, Grant EHC. (2015). *Estimating occupancy dynamics for large-scale monitoring networks: amphibian breeding occupancy across protected areas in the northeast United States*. *Ecology and Evolution* 5:4735-4746.
- Mitchell JC, Brown REJ. (2008). *Urban herpetology: Global overview, synthesis and future directions*. Pages 1-30 dans Mitchell JC, Brown REJ, Bartholomew B, editors. *Urban herpetology. Herpetological conservation, Society for the Study of Amphibians and Reptiles*. Salt Lake City, USA.
- Oseen KL, Wassersug RJ. (2002). *Environmental factors influencing calling in sympatric anurans*. *Oecologia* 133:616-625.
- Ouellet M, Bonin J, Rodrigue J, DesGranges JL, Lair S. (1997). *Hindlimb deformities (ectromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats*. *Journal of Wildlife Diseases* 33:95-104.
- Ouellet M, Leheurteux C. (2007). *Principles de conservation et d'aménagement des amphibiens : revue de littérature et recommandation suggérées pour la Rainette Faux-Grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*)*. Équipe de rétablissement de la

rainette faux-grillon de l'Ouest, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. Canada.

Ouellet M, Mikaelian I, Pauli BD, Rodrigue J, Green DM. (2005). *Historical evidence of widespread chytrid infection in North American amphibian populations*. Conservation Biology 1431-1440.

Parmesan C. (2006). *Ecological and evolutionary responses to recent climate change*. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 37:637-669.

Pellet J, Schmidt BR. (2005). *Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence*. Biological Conservation 123:27-35.

Pechmann JHK, Scott DE, Semlitsch RD, Caldwell JP, Vitt LJ, Gibbons JW. (1991). *Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations*. Sciences, New Series 253:892-895.

Plummer M, Best N, Cowles K., Vines K. (2006). *CODA: Convergence diagnosis and output analysis for MCMC*. R News 6:7-11.

Pope SE, Fahrig L, Merriam HG. (2000). *Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations*. Ecology 81:2498-2508.

Pough FH, Andrews RM, Cadle JE, Crump ML, Savitsky AH, Wells KD. (2001). *Herpetology (2^e éd.)*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, USA.

Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PN, La Marca E, Masters KL, Merino-Viteri A, Puschendorf R *et al.* (2006). *Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming*. Nature 439:161-167.

Price SJ, Garner TWJ, Nichols RA, Balloux F, Ayres C, Mora-Cabello de Alba A, Bosch J. (2014). *Collapse of amphibian communities due to an introduced ranavirus*. Current Biology 24:2586-2591.

Québec, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec. (2006, 2007, 2008). *Plan de conservation de la Rainette Faux-Grillon de l'Ouest en*

Montérégie. Villes de Boucherville, Brossard et Longueuil. Centre d'information sur l'environnement de Longueuil et l'Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec. Canada.

Québec, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec. (2010). *Bilan du rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest (Pseudacris triseriata) au Québec, pour la période 1999-2009*. Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest du Québec. Canada.

Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2016). Liste des espèces menacées, vulnérables ou susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Canada. Récupéré de <http://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes-fauniques>

Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. (2015). *Utilisation du territoire : méthodologie et description de la couche d'information géographique*. Version 1.2. Canada.

Ranvestel AW, Lips KR, Pringle CM, Whiles MR, Bixby RJ. (2004). *Neotropical taptoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations*. *Freshwater Biology* 49:274-285.

R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche.

Relyea RA. (2005). *The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities*. *Ecological Applications* 15:618-627.

Relyea RA. (2009). *A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities*. *Oecologia* 159:363-376.

Robbins CS, Bystrak D, Geissler PH. (1986). *The breeding bird survey: its first fifteen years, 1965-1979*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service. Resource Publication 157. Washington, DC, USA.

Rogic A, Tessier N, Noël S, Gendron A, Branchaud A, Lapointe FJ. (2015). *A "trilling" case of mistaken identity: call playbacks and mitochondrial DNA*

identify chorus frogs in southern Québec (Canada) as Pseudacris maculata and not P. triseriata. Herpetological Review 46:1-7.

- Royle JA, Dorazio RM. (2008). *Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities.* Academic Press, New York.
- Santos EM, Almeida AV, Vasconcelos SD. (2004). *Feeding habits of six anuran (Amphibia: Anura) species in a rainforest fragment in Northeastern Brazil.* Iheringia. Série Zoologia 94:433-438.
- Sanzo D, Hecnar SJ. (2006). *Effect of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (Rana sylvatica).* Environmental Pollution 140:247-256.
- Sasaki K, Lesbarrères D, Watson G, Litzgus J. (2015). *Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile population ecology more than metal pollution.* Ecological Applications 25:2240-2254.
- Sauer JR, Link WA, Fallon JE, Pardiek KL, Ziolkowski Jr. DJ. (2013). *The North American Breeding Bird Survey 1966-2011: summary analysis and species accounts.* North American Fauna 79:1-32.
- Schloegel LM, Toledo LF, Longcore JE, Greenspan SE, Vieira CA, Lee M, Zhao S, Wangen C, Ferreira CM, Hipolito M *et al.* 2012. *Novel, panzootic and hybrid genotypes of amphibian chytridiomycosis associated with the bullfrog trade.* Molecular Ecology 21:5162-5177.
- Semlitsch. (2003). *Amphibian Conservation.* Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.
- Semlitsch RD, Bodie JR. (2003). *Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles.* Conservation Biology 17:1219-1228.
- Shirose LJ, Bishop CA, Green DM, MacDonald CJ, Brooks RJ, Helferty NJ. (1997). *Validation test of an amphibian call count survey technique in Ontario, Canada.* Herpetologica 53:312-320.

- Sjögren-Gulve P. (1994). *Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, Rana lessonae*. Ecology 75:1357–1367.
- Sparling DW, Fellers GM, McConnell LL. (2001). *Pesticides and amphibian population declines in California, USA*. Environmental Toxicology and Chemistry 20:1591-1595.
- St-Amour V, Garner TWJ, Schulte-Hostedde AI, Lesbarrères D. (2010). *Effects of two amphibian pathogens on the developmental stability of green frogs*. Conservation Biology 24:788-794.
- Stebbins RC, Cohen NW. (1997). *A natural history of amphibians*. NJ Princeton University Press, Princeton, USA.
- Steelman CK, Dorcas ME. (2010). *Anuran calling survey optimization: Developing and testing predictive models of anuran calling activity*. Journal of Herpetology 44:61-68.
- Stevens VM, Baguette M. (2008). *Importance of habitat quality and landscape connectivity for the persistence of endangered natterjack toads*. Conservation Biology 22: 1194-1204.
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Waller RW. (2004). *Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide*. Science 306:1783-1786.
- Su YS, Yajima M. (2015). *R2jags: Using R to run JAGS*. R package version 0.5-7. Récupéré de <https://cran.r-project.org/package=R2jags>
- Tevini M. (1993). *UV-B radiation and ozone depletion: effects on humans, animals, plants, microorganisms, and materials*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Timm BC, McGarigal K. (2014). *Fowler's toad (Anaxyrus fowleri) activity patterns on a roadway at Cape Cod National Seashore*. Journal of Herpetology 48:111-116.

- Townsend JM, Driscoll CT. (2013). *Red-backed salamander (Plethodon cinereus) as a bioindicator of mercury in terrestrial forests of the northeastern United States*. *Ecological Indicators* 34:168-171.
- Trumbo DR, Burgett AA, Hopkins RL, Biro EG, Chase JM, Knouft JH. (2012). *Integrating local breeding pond, landcover, and climate change factors in predicting amphibian distributions*. *Landscape Ecology* 27:1183-1196.
- Villena OC, Royle JA, Weir LA, Foreman TM, Gazenski KD, Campbell Grant EH. (2016). *Southeast regional and state trends in anuran occupancy from calling survey data (2001-2013) from the North American Amphibian Monitoring Program*. *Herpetological Conservation and Biology* 11:373-385.
- Wake DB, Vredenburg VT. (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 USA* 105:11466-11473.
- Weir LA, Royle JA, Nanjappa P, Jung RE. (2005). *Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland*. *Journal of herpetology* 39:627-639.
- Weir LA, Royle JA, Gazenski KD, Villena O. (2014). *Northeast regional and state trends in anuran occupancy from calling survey data (2001-2011) from the North American Amphibian Monitoring program*. *Herpetological Conservation and Biology* 9:223-245.
- Wilbur HM. (1980). *Complex life cycles*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:67-93.
- Williams BK, Nichols JD, Conroy MJ. (2002). *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, New York, USA.

