

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
AVANT-PROPOS	iv
RÉSUMÉ.....	v
LISTE DES FIGURES	viii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique	1
1.2 L'onde sonore	2
1.3 Communication sonore chez les animaux	4
1.4 Cadre conceptuel	6
1.4.1 Ressource spectrale	6
1.4.2 Ressource spatiale	8
1.4.3 Ressource temporelle	9
1.5 Objectifs et Hypothèses	11
CHAPITRE II	
ACOUSTIC MASKING OF SIGNALLING SPECIES OF THE ST-LAWRENCE LOWLANDS.....	13
2.1 Abstract.....	14
2.2 Introduction.....	14
2.3 Material and methods	16
2.3.1 Spectral overlap	16
2.3.2 Spatial overlap	17
2.3.3 Temporal overlap	18
2.4 Results	19
2.4.1 Spectral overlap	19
2.4.2 Spatial overlap	20
2.4.3 Temporal overlap	20
2.4.4 Probability of acoustic masking.....	21
2.5 Discussion.....	21

2.6	Conclusion	24
2.7	Acknowledgement	24
2.8	Literature cited.....	25
2.9	Tables.....	30
2.10	Figure legends.....	32
CHAPITRE III		
CONCLUSION.....		36
3.1	Contextualisation	36
3.2	Principaux résultats.....	36
3.3	Conclusion	37
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		40
ANNEXE A		
LOCALISATION DES ENREGISTREMENTS		45

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Représentation visuelle d'une onde sonore et de ses principales composantes.....	3
1.2	Spectre de fréquences du chant d'accouplement (1) et audiogramme (2) d'une espèce d'orthoptère (<i>Chorthippus brunneus</i>)	4
1.3	Relation entre le poids d'un organisme et la fréquence d'émission de ses chants chez les oiseaux passériformes	7
1.4	Série temporelle du nombre relatif de recherches par mots-clés selon Google Trends.....	10
A.1	Localisation des sites d'enregistrement des paysages sonores à l'étude	45

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'accroissement des populations humaines, surtout concentrées dans les centres urbains, est remarquable via des modifications biogéographiques (p. ex., urbanisation, déforestation, homogénéisation des pratiques agricoles; Meyer et Turner II, 1992), mais également via des modifications des activités humaines (p. ex., augmentation du transport motorisé des marchandises, industrialisation des procédés de transformation des ressources). Ces dernières entraînent de profondes modifications au niveau du paysage sonore.

Les bruits humains étant d'intensité plus forte que les sons d'origine faunique, ils peuvent empêcher un individu récepteur de détecter les signaux sonores qui lui sont destinés (Dooling et Popper, 2007). Cet effet, appelé masque acoustique, pourrait avoir plusieurs répercussions sur le comportement, la capacité reproductrice et les coûts métaboliques associés à la production de chants pour les espèces animales vocalement actives (Hu et Cardoso, 2010; Halfwerk *et al.*, 2011).

Le paysage sonore représente l'ensemble des sons émis dans un environnement à un instant donné et varie donc, dans le temps et dans l'espace (Krause *et al.*, 2011; Pijanowski *et al.*, 2011). Il est possible de le décomposer en trois constituantes distinctes : l'anthrophonie, la géophonie et la biophonie (Napoletano, 2004). L'anthrophonie comprend les sons émis par les objets stationnaires et mobiles qui ont été créés par les humains. La géophonie est l'assemblage des sons émanant des éléments géophysiques du paysage, tels que les bruits provenant des cours d'eau, du vent, de la pluie, etc. (Pijanowski *et al.*, 2011).

Finalement, la biophonie est composée des sons émis par les animaux vocaux (c.-à-d. anoures, oiseaux, orthoptères, etc.) afin d'assurer divers comportements sociaux, tel que la défense des territoires et les processus d'alimentation et de reproduction (Gerhardt et Huber, 2002; Rheindt, 2003). L'analyse des paysages sonores, facilitée par les moyens technologiques actuels, permet donc d'étudier des environnements façonnés à la fois par des processus biotiques et des activités humaines.

1.2 L'onde sonore

Les ondes sonores sont caractérisées de trois composantes distinctes : l'amplitude, la fréquence et la durée (Brumm, 2004). L'amplitude est la mesure de l'ampleur de l'oscillation de l'onde sonore autour de l'axe de propagation, généralement exprimée en décibel (dB; Figure 1.1). On exprime également cette composante comme l'intensité d'un son. La seconde composante, la fréquence, représente le nombre de cycles que l'onde effectue en une seconde et est exprimée en hertz (Hz). Elle se calcule à l'aide de l'équation :

$$f = 1/p \quad (1.1)$$

où f est la fréquence et p est la longueur d'onde. Ainsi, la fréquence d'une onde augmente lorsque sa longueur d'onde diminue (Séguin *et al.*, 2010). C'est cette dernière qui fait en sorte que certains sons sont perçus comme étant aigus alors que d'autres sont perçus plus graves. Finalement, la durée d'un son désigne la période durant laquelle une source émet un signal sonore.

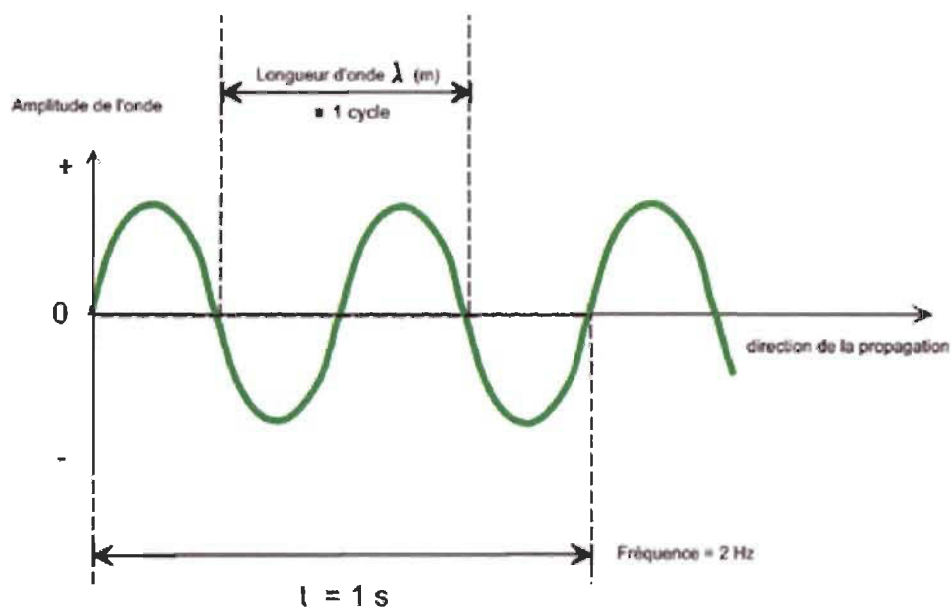


Figure 1.1 Représentation visuelle d'une onde sonore et de ses principales composantes.

La propagation de l'onde se fait selon l'amplitude et le temps d'émission alors que le nombre de cycles qu'elle complète est lié à sa fréquence. Source : <http://tpe-protheses-auditives.jimdo.com/>

Il est à noter qu'une onde sonore perd de l'intensité au fur et à mesure qu'elle parcourt une distance dans l'air. Cette perte d'intensité (aussi appelée atténuation) peut être calculée selon :

$$A = 20 * \log_{10} \left(\frac{r_2}{r_1} \right) \quad (1.2)$$

où A est l'atténuation du son, r_1 est la distance initiale de la source par rapport au receveur et r_2 est la distance finale de la source par rapport au receveur (Peterson, 1980). Cette équation permet donc une règle simple; l'intensité d'un son est diminuée d'environ 6 dB à chaque fois que la distance entre la source et le receveur est doublée. Cette relation est toutefois variable selon l'environnement physique dans lequel l'onde sonore se propage (c.-à-d. géométrie, température, humidité relative, etc.) et la fréquence de l'onde.

1.3 Communication sonore chez les animaux

Chez les différents groupes du règne animal terrestre, la réception d'un signal sonore se fait à l'aide d'une membrane vibrante. Les multiples signaux reçus au même moment doivent ensuite être assemblés afin que l'interprétation du message soit complète. L'efficacité de ce processus d'audition est déterminée par : i) les seuils de détection de l'individu et ii) l'étendue des bandes de fréquences critiques.

Les seuils de détection reflètent la capacité vibratoire des membranes de l'organe auditif, et ce, pour différentes fréquences acoustiques. Chez une espèce donnée, les seuils de détection les plus bas se situent généralement près des fréquences dominantes émises pour la communication (Okanoya et Dooling, 1987) et se détériorent plus ou moins rapidement de part et d'autre de ces fréquences de communication (Figure 1.2).

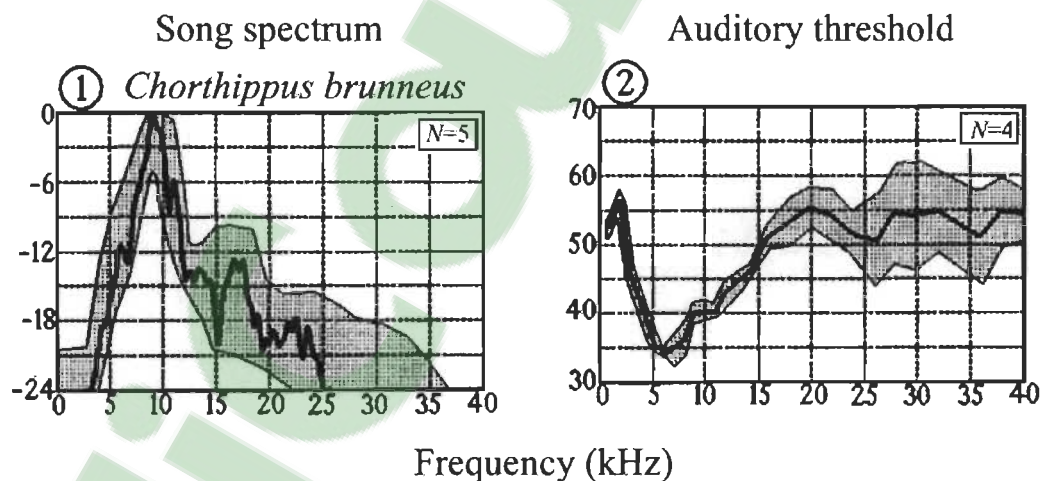


Figure 1.2 Spectre de fréquences du chant d'accouplement (1) et audiogramme (2) d'une espèce d'orthoptère (*Chorthippus brunneus*).

Les axes verticaux représentent respectivement l'intensité relative à l'intensité maximale du chant et l'intensité minimale (en dB) afin qu'un son soit perceptible par l'espèce. Source : Meyer et Elsner (1996).

La capacité de discriminer un signal acoustique du bruit de fond dépend du ratio du bruit sur le signal (signal-to-noise ratio; SNR) dans les bandes de fréquences excitées. Le SNR est calculé comme suit :

$$SNR = S - B \quad (1.3)$$

où S est l'amplitude maximale du signal et B est l'amplitude du bruit ambiant (Towsey *et al.*, 2014). Ainsi, un signal émis à une amplitude inférieure à celle du bruit ambiant ne serait pas perçu par l'organe auditif du receveur. De plus, afin d'interpréter correctement un signal, une valeur minimale de SNR doit être atteinte, une valeur avoisinant 20 dB pour les humains (Dooling et Popper, 2007). Autrement, le message transmis ne sera pas perçu par l'individu receveur.

L'étendue des bandes de fréquences critiques définit la résolution avec laquelle un signal acoustique sera interprété. Fusionnant l'énergie contenue dans toutes les fréquences qu'elles couvrent, ces dernières transmettent l'information comme s'il ne s'agissait que d'une seule et même fréquence (Fletcher, 1940). Ainsi, des bandes de fréquences critiques étroites offriront une meilleure résolution auditive; il sera plus facile de discriminer les informations contenues dans des signaux émis à des longueurs d'onde similaires (Ehret et Capranica, 1980). Ces bandes sont également plus étroites pour les basses fréquences que pour les fréquences élevées, mais les variations dans la taille des bandes de fréquences critiques diffèrent d'une espèce à l'autre en fonction de l'excitabilité du nerf auditif (Wollerman, 1999).

Ainsi, si deux individus ont des seuils de détection similaires, celui qui possède les bandes de fréquences critiques les plus étroites percevra des différences plus subtiles dans les signaux sonores. Ces deux mécanismes font en sorte que le message contenu dans un même paysage acoustique peut être perçu de façons différentes par des individus d'espèces différentes.

1.4 Cadre conceptuel

Un masque acoustique sur le chant d'une espèce survient lorsque l'émission de certains sons : i) occupe le même spectre de fréquences que celui utilisé par l'espèce pour communiquer (ressource spectrale), ii) est d'intensité assez élevée pour couvrir partiellement ou totalement le chant de l'espèce (ressource spatiale) et iii) est temporellement associée aux périodes de chant de l'espèce (ressource temporelle; Patterson et Green, 1978; Brumm and Slabbekoorn 2005; Slabbekoorn *et al.*, 2010). Le masque acoustique, créé par les bruits d'origine humaine, a été étudié dans les environnements aquatiques (Kuehne *et al.*, 2013), mais également dans les environnements terrestres : chez les oiseaux (Hu et Cardoso, 2009; Francis *et al.*, 2011), les anoues (Sun et Narins, 2005; Bee et Swanson, 2007) et les orthoptères (Morley *et al.*, 2014).

1.4.1 Ressource spectrale

Il est possible de considérer l'espace sonore utilisé par une espèce comme sa niche acoustique (Krause, 1987). L'unicité de cette dernière permettra à une espèce d'avoir une communication adéquate afin de remplir toutes les fonctions qui lui sont associées, et ce, à l'échelle d'une population ou d'une communauté. Les différentes espèces ont donc évolué afin d'utiliser une part différente de la ressource spectrale et ainsi diminuer les conflits interspécifiques (Duellman et Pyles, 1983; Wollerman, 1999; Sueur, 2002).

De façon générale, on peut observer un patron entre la taille des individus et les fréquences dominantes de leur chant; les individus de petite taille utilisant des fréquences plus élevées que ceux de plus grandes tailles. Cette relation est due à la taille des organes émetteurs qui est proportionnelle à la taille du corps, mais inversement proportionnelle aux fréquences des chants (Figure 1.3). La taille de l'organe vocal et les fréquences émises par ce dernier varient donc selon : i) la taille des individus d'une même espèce (Forester et Czarnowsky, 1985),

ii) la taille des espèces d'un même groupe taxonomiques (Ryan et Brenowitz, 1985) et iii) les groupes taxonomiques auxquels elles appartiennent (Napoletano, 2004; Krause, 2011; Gage et Axel, 2014).

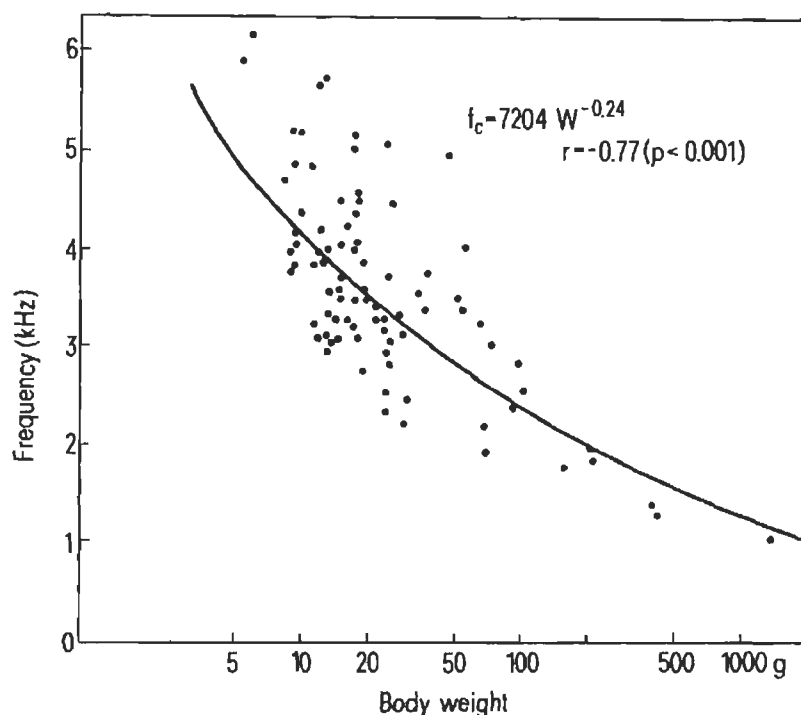


Figure 1.3 Relation entre le poids d'un organisme et la fréquence d'émission de ses chants chez les oiseaux passériformes. Source : Wallschläger (1980).

Les espèces sont donc affectées par le masque acoustique à différents degrés selon la proportion de chevauchement entre les distributions des fréquences dominantes de leur chant et celles des bruits anthropiques. Les sons d'origines humaines étant concentrés dans les basses fréquences, les grosses espèces auraient une plus grande probabilité d'être masquées (Skiba, 2000; Goodwin and Shriver 2011). Au niveau taxonomique, l'effet de masque acoustique sera potentiellement plus important chez les populations d'anoures; leurs fréquences dominantes étant également concentrées dans les basses fréquences (Cunnington et Fahrig, 2010).

Afin de limiter le masque acoustique sur le plan de la ressource spectrale, bon nombre d'oiseaux ont tendance à moins utiliser les fréquences qui sont en conflit avec le bruit ambiant : i) en augmentant certaines de leurs fréquences de chant (Roca *et al.*, 2016), ii) en diminuant l'étendue de leur registre (Hu et Cardoso, 2010) ou iii) en choisissant les chants de leur répertoire qui interfèrent le moins avec ce dernier (Slabbekoorn et den Boer-Visser, 2006; Wood *et al.*, 2006). Cependant, les travaux qui ont cherché à démontrer ces mécanismes d'évitement dans les chants d'espèces d'anoures se sont montrés infructueux (Lengagne, 2008), à l'exception de deux espèces d'anoures retrouvées en Ontario et au Québec (Cunnington et Fahrig, 2010).

1.4.2 Ressource spatiale

Lorsque les paysages naturels sont soumis à l'urbanisation, le paysage sonore, auparavant dominé par les composantes biotiques et géophysiques, devient dominé par les composantes anthropiques (Matsinos *et al.*, 2008). Bien que la majorité de l'énergie contenue dans les bruits humains se retrouve dans les basses fréquences, une partie est également contenue dans les fréquences plus élevées (Nemeth et Brumm, 2010). Ainsi, le spectre de fréquences du paysage sonore entier est soumis à une intensité plus élevée qui diminue le SNR des individus récepteurs.

En réponse à cette intensité plus élevée, bon nombre d'organismes ont tendance à augmenter l'amplitude de leur chant. Cette adaptation, nommée l'effet Lombard, est perceptible tant chez les humains que chez différentes espèces animales (Potash, 1972; Brumm et Todt, 2002). L'ampleur de cette adaptation est régulée par la plasticité de l'appareil vocal. L'effet Lombard est également plus efficace que le changement de fréquences d'émission des chants afin qu'un message soit interprété correctement par une espèce donnée, et ce, à la même distance que s'il n'y avait pas de bruits (Nemeth et Brumm, 2010). Cependant, en présence de bruits de très forte intensité, l'effet Lombard à lui seul n'est plus suffisant afin d'obtenir un SNR adéquat pour une bonne communication.

En ce sens, une étude de Patón *et al.* (2012) a déterminé que le seuil de tolérance des espèces sensibles au bruit se situe à 50 décibels. Au-delà de ce seuil, certaines espèces auront tendance à se déplacer ou à ne pas s'établir dans ces milieux afin de se soustraire au bruit.

1.4.3 Ressource temporelle

Les différents groupes chanteurs, c'est-à-dire les anoues, les oiseaux et les orthoptères, se partagent la ressource sonore de façon à diminuer le chevauchement entre leur période d'accouplement. Les différentes espèces présentes dans la communauté ont tendance à chanter à des moments différents de l'année (Weber et Theberge, 1977; Garant, 2004). Les inventaires traditionnels s'appuyant sur les chants pour estimer l'abondance et la diversité des espèces chanteuses en sont un bon exemple; ces derniers étant effectués à des dates différentes selon les groupes taxonomiques ou les espèces à l'étude (Environnement et Changement Climatique Canada, 2011; Gouvernement du Québec, 2014).

L'évolution de l'utilisation de certains mots-clés associés à des processus naturels comptabilisée par Google Trends peut être considérée comme un bon indicateur de leur phénologie (Proulx *et al.*, 2014). Ainsi, il est possible de constater que l'intérêt porté aux crapauds (« toads »), aux grillons (« cricket ») et aux merles d'Amérique (« american robin ») fluctue de manière saisonnière, et ce, en synchronisme avec les périodes de reproduction de ces différents groupes (Figure 1.4). Par ailleurs, les bruits anthropiques (« city noise ») ne semblent pas être soumis à cette variation selon les saisons (Figure 1.4), même si aucune évidence n'a été trouvée lors de cette revue de littérature.

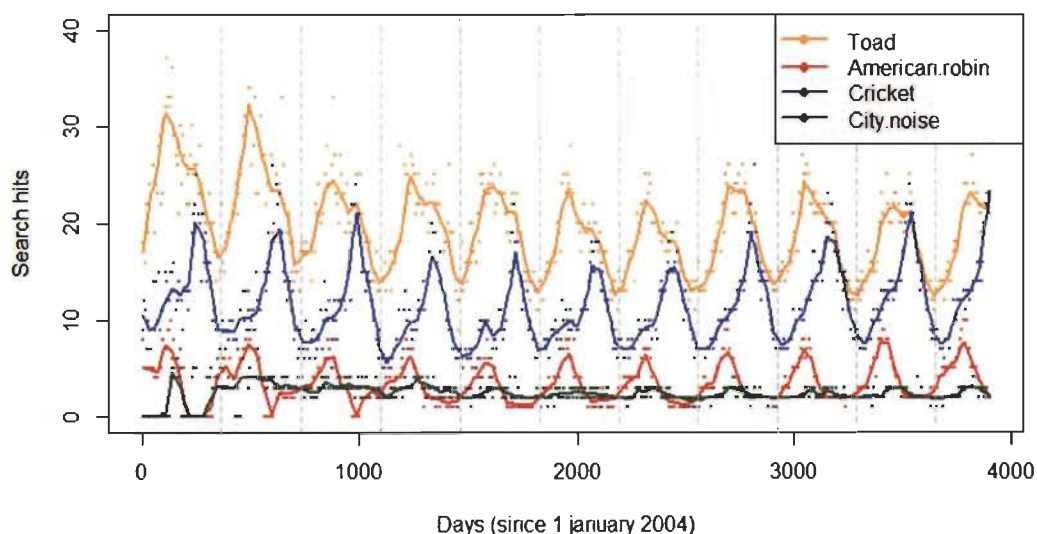


Figure 1.4 Série temporelle du nombre relatif de recherches par mots-clés selon Google Trends.

Nombre de recherches entre 2004 et 2014 aux États-Unis pour les termes crapauds (« toads », en jaune), merle d'Amérique (« american robin », en rouge), grillons (« crickets », en bleu) et bruit urbain (« city noise », en vert). Les lignes pointillées verticales représentent le 1^{er} janvier de chaque année.

Plusieurs études ont également noté des variations quotidiennes dans l'activité sonore chez différents groupes taxonomiques (Sueur, 2002; Fuller *et al.*, 2007). Ces variations prennent souvent la forme de chorales complexes, par exemple, à l'aurore et au crépuscule pour les oiseaux. Ces dernières sont possiblement dues à une réserve énergétique adéquate à ce moment de la journée, mais également à une grande portée des chants lors de ces périodes (Warren *et al.*, 2006). Ces chorales permettent également aux individus de limiter la compétition intra et interspécifique; ils peuvent espacer de façon régulière leur chant afin de chanter lorsqu'aucun autre individu ne chante (Gerhardt et Huber, 2002; Vargas-Salinas *et al.*, 2014). Des mécanismes similaires pourraient donc être utilisés par les animaux afin de se soustraire au masque acoustique; certains individus choisissant de chanter dans des périodes où le bruit ambiant est d'intensité moindre (Sun et Narins, 2005; Slabbekoorn et Ripmeester, 2008). Fuller *et al.* (2007) ont d'ailleurs

montré que les chorales matinales étaient plus hâtives et duraient moins longtemps lorsque les bruits d'origine humaine augmentaient en intensité durant le jour.

D'autres stratégies temporelles pourraient être utilisées afin d'augmenter la perception et la distinction de signaux sonores face au bruit de fond (Penna et Hamilton-West, 2006). En émettant sur de plus longues périodes ou en augmentant la rythmique de son chant, un individu pourrait augmenter l'information contenue dans son signal (Penna et Hamilton-West, 2006; Sun et Narins, 2005). Cette stratégie diminuerait la dégradation du message dans l'environnement en créant une distinction plus grande entre le signal et le bruit ambiant (Feng et Schul, 2006; Patricelli et Blickley, 2006). Des travaux ont d'ailleurs démontré que la complexité individuelle des chants d'oiseaux était plus grande au début de la saison de reproduction, c.-à-d. lorsque beaucoup d'individus et d'espèces sont actifs et qu'ils créent un bruit de fond constant.

1.5 Objectifs et Hypothèses

La présente revue de littérature a permis de constater que la nature et l'intensité des mécanismes de compensation et d'évitement utilisées par différentes espèces afin de se soustraire au masque acoustique est variable. Par ailleurs, aucune étude ne semble avoir tenté de déterminer si les événements de masques acoustiques sont rares ou communs. Une telle analyse de la situation pourrait venir renforcer l'intérêt porté aux adaptations comportementales et aux coûts métaboliques supplémentaires que les espèces vocales pourraient devoir fournir si les événements de masque acoustique s'avéraient être récurrents.

La probabilité qu'un chant soit masqué correspond au produit de la probabilité d'un chevauchement entre les composantes spectrales, spatiales et temporelles du chant et des bruits anthropiques. Le présent projet évaluera les différentes probabilités de chevauchement (spectral, spatial et temporel), et ce, à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent. Les chevauchements spectral et spatial

seront évalués à l'aide de données libres d'accès alors que le chevauchement temporel, évalué à l'échelle journalière, sera effectué à partir d'enregistrements faits dans trois paysages distincts : urbain, périurbain et rural.

Nous posons l'hypothèse que la probabilité de masque acoustique sera la plus élevée pour les anoures, mais qu'elle sera insuffisante pour que cet effet soit perçu comme une contrainte majeure chez les populations des espèces vocales des Basses-terres du Saint-Laurent.

CHAPITRE II

ACOUSTIC MASKING OF SIGNALLING SPECIES OF THE ST-LAWRENCE LOWLANDS

Manuscrit soumis à la revue *Landscape and Urban Planning*.

Louis Desrochers*, Raphaël Proulx

Canada Research Chair in Ecological Integrity, Département des Sciences de l'Environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, G9A 5R7 (Canada)

* Corresponding author: louis.desrochers@uqtr.ca

Keywords: Anthrophony; Acoustic masking; Bioacoustic, Biophony; Phenology; Soundscape; Urban noise.

2.1 Abstract

How much of the acoustic resource shared by vocalizing animal species is masked by human-induced noise has become a central question in the emerging field of soundscape ecology. The goal of our study was to evaluate the joint probability that masking could occur for anuran, bird or stridulating orthopteran species along the spectral, spatial and temporal dimensions of the acoustic space. We evaluated acoustic overlap in the dominant frequencies, absolute amplitudes (emitter-receiver distances) and time-series (temporal match-mismatch) of human- and animal-induced sounds in three landscape settings: urban, peri-urban and rural. Acoustic overlap was evaluated at the day scale during the active signaling period of each taxon. Our results suggest that acoustic masking is unlikely for a vast majority of species in the three taxonomic groups. However, in urban contexts, acoustic masking could be a selective force when coupled to other factors that covary with the amount of noise produced by human activities, such as habitat loss and degradation.

2.2 Introduction

Communication in the animal kingdom is used by individuals to attract females during the reproductive stage, defend territories and signal food supply to conspecifics (Gerhardt and Huber 2002, Bradbury and Verenchamps 2011). Communication can be achieved with visual, olfactory or acoustic signals (Endler 1993, Rekwot et al. 2001). In noisy environments, acoustic communication can be masked, thus forcing individuals to invest energy into compensatory mechanisms, such as shifting call frequencies (Slabbekoorn and Peet 2003, Lengagne 2008), vocalizing louder (Cynx et al. 1998, Brumm 2004, Penna and Hamilton-West 2006), or moving away from the noise source (Francis et al. 2011, Goutte et al. 2013). Previous studies have reported examples of signaling adaptations to acoustic masking in anurans (Cunnington and Fahrig 2010), birds (Wood and Yezerinac 2006, Hu and Cardoso 2010) and insects (Shieh et al. 2012, Morley et al. 2014). However, it is not clear if a majority of species in these three taxonomic groups should be affected by acoustic masking. For example, a recent

meta-analysis by Roca et al. (2016) showed that only small-bodied bird species increased their dominant frequencies when exposed to anthropogenic noise, whereas anurans were less prone to such shifts.

To estimate the global importance of acoustic masking events, it is important to know the probability of spectral, spatial and temporal overlap between human-induced and animal-induced sounds. Acoustic masking events can only occur if the communication signal is emitted: i) in the same frequency (spectral overlap), ii) close enough to the noise source (spatial overlap) and iii) concurrently to human-induced sounds (temporal overlap) (Patterson and Green 1978, Brumm and Slabbekoorn 2005, Slabbekoorn et al. 2010). Human-induced sounds generally have low dominant frequency and, as such, should not impact every signaling organisms equally (Slabbekoorn and Peet 2003, Hu and Cardoso 2010). Anurans calls could be more susceptible to acoustic masking due to their spectral overlap with human-induced sounds (e.g., Cunningham and Fahrig 2010). Hu and Cardoso (2009) similarly argued that birds singing at high frequency should predominate in urban ecosystems because their signaling frequency is out of the range of human-induced sounds.

Acoustic masking can be particularly important in urban settings because species did not coevolve for a long time with human-induced sounds (Feng and Schul 2007). Although, data on the intensity level and the frequency spectrum of urban sounds are relatively easy to obtain (see Wood and Yezerinac 2006, Wei et al. 2016), little is known of the amount of temporal overlap between human-induced sounds and animal-induced sounds. Studies that explored the temporal patterns of vocal organisms were conducted in natural ecosystems (e.g., Krause et al. 2011, Rodriguez et al. 2014) or did not explicitly consider the anthrophony component of the soundscape (e.g., Gage and Axel 2014, Gage et al. 2015). Hence, bird and anuran individuals exchanging acoustic signals close to a noise source, and at low frequencies, may avoid acoustic masking by vocalizing when temporal overlap is minimized during the day.

The aim of the present study was to evaluate the joint probability that acoustic masking could occur for anuran, bird or stridulating orthopteran species along the spectral, spatial and temporal dimensions of the acoustic space. We evaluated acoustic overlap in the dominant frequencies, absolute amplitudes (i.e., emitter-receiver distances) and acoustic patterns (i.e., temporal match-mismatch) of human- and animal-induced sounds in three soundscape contexts: urban, peri-urban and agricultural. We paid a particular attention to the daily temporal overlap between human-induced sounds (anthrophony) and animal-induced sounds (biophony), for which no estimates currently exist.

2.3 Material and methods

To estimate the likelihood of an acoustic masking event, we evaluated independently the probability of spectral, spatial and temporal overlap between human-induced sounds (anthrophony) and animal-induced sounds (biophony). We estimated the probability that species of a given taxonomic group t could experience an acoustic masking event when exposed to anthrophony with the following equation:

$$AM_t = SpeO_t \cdot SpaO_t \cdot TO_t \quad (2.1)$$

where AM is the acoustic masking, SpeO is the spectral overlap probability, SpaO is the spatial overlap probability, TO is the temporal overlap probability.

2.3.1 Spectral overlap

We retrieved a total of 973 audio files from online sound libraries (<http://www.freesound.org>, <http://www.grsites.com>, <http://www.LaSonotheque.org>, <http://www.soundbible.com>, <http://www.sound-fishing.net>, <http://www.universal-soundbank.com>), covering a range of anthrophony sounds (e.g., cars, airplanes, machinery, railroad crossings, church bell, etc.). Similarly, we extracted audio files from species identification guides (Macaulay Library [Lab of Ornithology, Cornell University, Ithaca, New York, USA], Dendroica 2010 [Environnement

Canada, <http://www.natureinstruct.org>], Frog and Toad calls [USGS, <http://www.umesc.usgs.gov>]), including 24 anuran calls (9 species), 511 bird songs (225 species), and 282 orthopteran stridulations (40 species) of species inhabiting the St-Lawrence lowlands, forming the regional pool. From each audio file, we extracted the dominant frequency, i.e. the 0.2 kHz band with the highest relative amplitude in the frequency spectrum, using the function “fbands” of the package “Seewave” (Sueur et al. 2008) in R (R Core Team 2016). Then, for each taxonomic group, we assembled 1000 communities containing a fixed number of species randomly chosen from our species pool. Communities were composed of 3 anuran species, 18 bird species and 5 orthopteran species, each species being represented by one randomly chosen audio file. The above species richness values are close to the maximum number of species of a taxonomic group that can be heard vocalizing simultaneously within the study region (Desrochers and Proulx, personal observations). Finally, we calculated the spectral overlap between the distribution of dominant anthrophony frequencies and the distribution of dominant biophony frequencies within each simulated acoustic community using the equation proposed by Pianka (1973):

$$O_{ba} = \frac{\sum p_{bk} p_{ak}}{\sqrt{\sum p_{bk}^2 \sum p_{ak}^2}} \quad (2.2)$$

where O is the overlap probability, p is the relative frequency of the k^{th} acoustic frequency band in the b distribution of biophony sounds and in the a distribution of anthrophony sounds. We retrieved the mean and the standard deviation of spectral overlaps for each taxonomic group.

2.3.2 Spatial overlap

To estimate the proportion of the territory sustaining levels of anthrophony above an intensity threshold, we determined three coarse land-cover categories within the St-Lawrence lowlands (Fig. 1): rural, urban and highway. The rural and urban land-cover layers were delineated using the zoning map provided by the Commission de protection du territoire agricole of Québec. We superimposed on this map all the major

roads and highways and applied the noise attenuation curves of Dooling and Popper (2007) to create 50 dB buffer strips. We set the noise intensity threshold to 50 dB since it represents a behavioural benchmark for many noise-sensitive birds (Patón et al. 2012, McClure et al. 2013). By this approach, we assumed that any acoustic community within a metropolitan area or along major traffic roads would experience a 100% probability of spatial overlap. At the scale of the St-Lawrence lowlands, we estimated the probability of spatial acoustic overlap as the proportion of the territory occupied by urban and highway land-covers.

2.3.3 Temporal overlap

To evaluate the probability of temporal acoustic overlap between anthrophony and biophony sounds, we recorded the soundscape at 9 sites near Trois-Rivières (Québec, Canada). Sites were distributed along an urbanization gradient as follows: 2 rural sites, 4 peri-urban sites and 3 urban sites. Urban sites were positioned near major roads and industrial zones. The peri-urban sites were positioned at the margin of urban and rural zones, whereas rural sites were near farms and croplands. Three key landscape elements had to be present in the immediate vicinity of each site: i) wetland ecosystems for anurans, ii) trees and shrubs for birds, and iii) herbaceous open-fields for orthopterans.

All 9 sites were recorded simultaneously every one or two weeks, from early April until early October 2014, for a total of 21 visits. At each visit of a site, the soundscape was recorded for 24 hours using a Zoom Handy H2N microphone (Zoom Corporation, Japan) in .WAV format at a sampling rate of 44.1 kHz. We resampled 30 seconds every 5 minutes of a 24 h recording without impacting our ability to detect daily temporal acoustic patterns (see Provost 2010). From those 30-second audio-clips, we summed the absolute amplitudes obtained using the function “spec” in the package “Seewave” (Sueur et al. 2008) in four non-overlapping frequency bands, one for each acoustic typology: anthrophony (0.5 – 1 kHz), anuran biophony (1 – 3 kHz), bird biophony (3 – 5 kHz), orthopteran biophony (5 – 10 kHz). Those bands were determined on the basis of the distributions of anthrophony and biophony dominant frequencies (Fig. 1).

Finally, we calculated the temporal overlap between anthrophony and biophony using equation 2, where p is the amplitude of the k^{th} period of the day in the b biophony phenology and in the a anthrophony phenology. Only data from a specific period of the year were analysed for each taxon; from April 15th to July 1st for anurans, from May 1st to July 1st for birds and from July 1st to October 1st for orthopterans. At last, we retrieved the mean and the standard deviation of daily temporal overlaps for each landscape category (i.e., rural, peri-urban, urban).

We evaluated if acoustic typologies (i.e., anthrophony, anuran biophony, bird biophony or orthopteran biophony), used for the temporal overlap analysis, matched an expert-based classification of the sounds heard. To do so, we listened 432 30-second audio-clips using a time stratified sampling protocol (i.e. one clip at night, one during the daylight period, two at dawn and two at dusk, per recording day and site). One listener (L. Desrochers) classified the sounds heard into four acoustic typologies (anthrophony, anuran biophony, bird biophony or orthopteran biophony) using a 0 to 2 categorical scale; where 0 is an absence of sound, 1 is the presence of weak/punctual sounds and 2 is the presence of medium to loud/continuous sounds. We then fitted separate linear mixed-effect models; each having the summed signals' amplitudes (on a log scale) of one acoustic typology as dependent variable and the site as random intercept term. Expert-based scores of the four acoustic typologies were used as the independent variables in each model.

2.4 Results

2.4.1 Spectral overlap

The frequency spectrum of anuran calls showed a large spectral overlap with human-induced sounds, while the spectrum of orthopteran stridulations barely overlapped (Fig. 1). The probability of a spectral overlap between human- and animal-induced sounds was 32%, 26% and 7%, for anuran, bird and orthopteran species, respectively (Table 1).

2.4.2 Spatial overlap

We assumed that a single, yet conservative, noise intensity threshold of 50 dB could be applied equally to all singing animal species of the St-Lawrence lowlands. On this basis, we estimated that about 18% of the region could be impacted by repetitive events of high intensity noise (Fig. 2, Table 1). This figure should be representative of other regions with comparable population density (e.g., ranging from about 20 habitants per Km² in rural areas up to 1000 habitants per Km² in metropolitan areas). Along those lines, our approach assumes that the probability of spatial overlap within metropolitan areas, or along highways, is 100%.

2.4.3 Temporal overlap

We evaluated if acoustic typologies (i.e., anthrophony, anuran biophony, bird biophony or orthopteran biophony), estimated by summing signals' amplitudes in predefined frequency bands, matched an expert-based classification of sounds heard in more than 400 audio-clips. For a given acoustic typology, positive model coefficients consistently indicated a strong association between the prevalence of high intensity sounds, as classified by a human hear, and signals' absolute amplitudes (Table 2). The modelling exercise also revealed a negative relationship between the anthrophony heard and bird biophony, suggesting that birds were singing most intensively when anthrophony was low and vice versa. Conditional determination coefficients (R^2) were all above 0.5 in three out of four models.

Daily temporal overlap between human-induced sounds and animal vocalizations in peri-urban areas was 87%, 69% and 74% for anuran, bird and orthopteran species respectively (Fig. 3, Table 1). However, we detected substantial differences in temporal overlap between the different landscape categories in anurans ($n = 105$, $F = 26.345$, $p \text{ value} = 5.97e^{-10}$) and birds ($n = 79$, $F = 16.197$, $p \text{ value} = 1.38e^{-06}$), but not orthopterans ($n = 79$, $F = 0.504$, $p \text{ value} = 0.61$). For the former two taxonomic groups, temporal overlap increased along the gradient of urbanization.

2.4.4 Probability of acoustic masking

The probability of acoustic masking calculated using equation 1 was highest for anuran species with a probability of 5% (Table 1). On the other side, orthopteran species had the lowest probability of experiencing an acoustic masking event with a probability of 0.9%. If we assume a spatial overlap of 100% in metropolitan areas, or along highways, the probability of acoustic masking reaches 27.8%, 17.8% and 5.0% for anurans, birds and orthopterans, respectively (Table 1).

2.5 Discussion

An increasing number of studies have raised concerns about the impact of human-induced sounds and acoustic masking events on animal communication and, more generally, on animal behavior (Brumm and Slabbekoorn 2005, Warren et al. 2006, Morley et al. 2014, Roca et al. 2016). The present study takes a broader perspective and asks whether these examples should be considered the rule or the exception. Our results suggest that acoustic masking *per se* is unlikely for a majority of species in the three taxonomic groups and landscape contexts studied. The likelihood of an acoustic masking event can be significantly increased in urbanized landscapes, especially among anuran and bird species.

Anurans had a higher probability of experiencing acoustic masking events because their mating calls overlapped more with human-induced sounds, especially for the spectral and temporal components. Anurans show a high degree of site fidelity (e.g., Berven and Grudzien, 1990, Eigenbrod et al. 2008) and, as such, may not have the possibility to move away from the noise source, especially in urban areas. However, a recent meta-analysis revealed that, on average, anuran species exposed to anthropogenic noise did not shift their call frequencies out of the noise range (Roca et al. 2016). A study of the effect of traffic noise on three anuran species showed that traffic noise had no effect on mate attraction (Cunnington and Fahrig 2013). Thus so far, the sum of scientific evidences suggests that direct road mortality is a more prominent risk factor

for anurans than acoustic masking effects (Bouchard et al. 2009, Colino-Rabanal and Lizana 2012, Cosentino et al. 2014).

Temporal overlap between anthrophony and biophony increased along the urbanisation gradient for both birds and anurans. This result is in contradiction with the hypothesis that species could avoid acoustic masking by vocalizing in periods of low anthrophony (Ficken et al. 1974, Nordt and Klenke 2013). On the other hand, the observed relationship could be due to change in species composition along the urbanisation gradient (Clergeau et al. 1998, Garaffa et al. 2009). Urban bird communities have been found to sing mostly during daytime (Kloubek and Čapek 2005), when human-induced sounds are at their peak. Moreover, daily periods of intense anthrophony could be extended in urban ecosystems, thus increasing the probability of temporal overlap independently of other factors. Acknowledging that long concomitant periods of low anthrophony and low biophony (e.g. between 2 and 5 am) also contribute to increase temporal overlap, the 86% probability we calculated for anurans should be considered a conservative estimate.

Differences in the likelihood of acoustic masking between taxonomic groups were driven by the degree of spectral overlap between anthrophony and biophony. Orthopterans and birds are known to signal at higher frequencies (Meyer and Elsner 1996, Pijanowski et al. 2011) and, for this reason, did not overlap much with human-induced sounds on the spectral dimension. However, our approach might have underestimated spectral overlap because of the narrow frequency range of human-induced sounds used in the simulations (0.5-1 kHz). Previous studies have placed the upper bound of the anthrophony frequency band at 2 kHz (Skiba 2000), 3 kHz (Goodwin and Shriver 2011) or even 4 kHz (Wood and Yezerinac 2006). While these broader bands may encompass the full range of sounds and frequencies emitted in an urban context, they do not consider the shape of the signal's power spectrum (i.e., where energy is most concentrated). Here, we sampled 973 human-induced sounds and extracted from each audio file the dominant frequency, which by definition contains the bulk of the energy in the signal. Our approach has the additional advantage of more clearly separating between human-induced and anuran-induced frequency bands.

As for the other taxa, we note that Napoletano (2004) used frequency bands similar to ours to characterise the signaling frequencies of bird and orthopteran species.

We defined spatial overlap as the proportion of a landscape that is continuously subjected to high intensity noise levels. To estimate the probability of spatial overlap, we used an intensity threshold of 50 dB that we then applied to all major roads and urban areas of the St-Lawrence lowlands. A simple rule of thumb would have put the acoustic masking intensity threshold near 60 dB for anurans since they are known to produce sounds over 80 dB (Gerhard 1975, Narins and Hurley 1982) and to have a signal to noise ratio of about 20 dB (Joermann 1988). In bird studies, the threshold for acoustic masking is generally set at 60 dB (e.g., Dooling and Popper 2007). Yet, we expected that our choice of threshold value would yield more conservative estimates of spatial overlap. To give an example, 50 dB is the acoustic intensity of a medium-sized creek at a distance of 15m, or of a wind breeze blowing through trees (Kariel 1990).

We approached acoustic masking under the general assumption that spatial, spectral and temporal overlaps could be estimated independently of each other. However, in real situations, we know by experience that the level of anthropophony is generally higher during the day. We also know that bird songs detection and identification can become challenging in noisy environments (e.g., Martin and Proulx 2016). We detected a similar confounding pattern in the statistical validation of the four acoustic typologies derived from frequency bands: anthropophony (0.5 – 1 kHz), anuran biophony (1 – 3 kHz), bird biophony (3 – 5 kHz), and orthopteran biophony (5 – 10 kHz). While each acoustic typology correlated positively to our expert-based classification of 432 audio-clips, a negative correlation was detected between the level of anthropophony heard and bird biophony. The latter correlation suggests that when signal amplitudes in the 3 – 5 kHz frequency band were low, the amount of anthropophony heard in an audio-clip was high.

Another assumption of our approach was that every species had an equal probability of overlapping with human-induced noise (see the Spectral overlap section).

Although many bird species systematically avoid urban areas (Jukomäki and Suhonen 1998, Melles et al. 2003), it seems reasonable to consider the possibility that no ecosystem in the St-Lawrence lowlands is safeguarded from human-induced sounds.

2.6 Conclusion

What is the likelihood that a given individual from a regional species pool will experience an event of acoustic masking? Answering this fundamental question is needed to comprehend the impact of human-induced sounds on vocalizing species and to prioritize conservation efforts. We herein provided conservative estimates of acoustic masking for three taxonomic groups, which suggest that human-induced sounds are not of major concern in a majority of cases. Other factors that covary with the amount of noise produced by human activities, like habitat loss and alteration, could be more important drivers of species extirpation in urban settings.

We also highlighted that all taxonomic groups do not have the same likelihood of acoustic masking, even in urbanized areas. This finding is key if we are to prioritize research efforts, especially on anurans. Studies of their acoustic adaptation mechanisms are still sparse and only few species have already been considered (Roca et al. 2016). Moreover, more efforts should be devoted to characterise the noise intensity threshold at which different animal species experience noise deterrence effects. The methodological approach and the broader perspective proposed in this study would benefit other research fields in biology, if only for prioritizing conservation efforts.

2.7 Acknowledgement

The authors acknowledge the financial support provided by the Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT) to L.D., the financial support provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) to R.P. and the grants from the “Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique”(GRIL).

2.8 Literature cited

- Berven, K. A. and T. A. Grudzien. (1990). Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution* 44(8): 2047-2056.
- Bouchard, J., A. T. Ford, F. E. Eigenbrod and L. Fahrig. (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. *Ecology and Society* 14(2): 23.
- Bradbury, J. W. and S. L. Verenchamps. (2011). Principles of animal communication. 2nd ed. Sunderland (MA): Sinauer Associates.
- Brumm, H. (2004). The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology* 73: 434-440.
- Brumm, H. and H. Slabbekoorn. (2005) Acoustic communication in noise. *Advances in the study of behavior* 35: 151-209.
- Clergeau, P., J.-P. L. Savard, G. Mennechez and G. Falardeau. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100(3): 413-425.
- Colino-Rabanal, V. J. and M. Lizana. (2012). Herpetofauna and roads: a review. *Basic and Applied Herpetology* 26: 5-31.
- Cosentino, B. J., D. M. Marsh, K. S. Jones, J. J. Apodaca, C. Bates, J. Beach, K. H. Beard, K. Becklin, J. M. Bell, C. Crockett, G. Fawson, J. Fjelsted, E. A. Forsys, K. S. Genet, M. Grover, J. Holmes, K. Indeck, N. E. Karraker, E. S. Kilpatrick, T. A. Langen, S. G. Muel, A. Molina, J. R. Vonesh, R. J. Weaver and A. Willey. (2014). Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions. *Biological Conservation* 180: 31-38.
- Cunnington, G. M. and L. Fahrig. (2010). Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise. *Acta Oecologica* 36: 463-470.
- Cunnington, G. M. and L. Fahrig. (2013). Mate attraction by male anurans in the presence of traffic noise. *Animal Conservation* 16(3): 275-285.
- Cynx, J., R. Lewis, B. Travel and H. Tse. (1998). Amplitude regulation of vocalizations in noise by a songbird, *Taeniopygia guttata*. *Animal Behaviour* 56: 107-113.
- Dooling, R. J. and A. N. Popper. (2007). The effects of highway noise on birds. Sacramento: The California Department of Transportation, Division of Environmental Analysis, USA.

- Eigenbrod, F., S. J. Hecnar and L. Fahrig. (2008). The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation* 141: 35-46.
- Endler, J. A. (1993). Some general comments on the evolution and design of animal communication systems. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 340(1292): 215-225.
- Feng, A. S. and J. Schul. (2007). Sound processing in real-world environments: In Narins, P. M., A. S. Feng, R. R. Fay and A. N. Popper, editors. *Hearing and sound communication in amphibians*. New York, NY, USA: Springer.
- Ficken, R. W., M. S. Ficken and J. P. Hailman. (1974). Temporal pattern shifts to avoid acoustic interference in singing birds. *Science* 183(4126): 762-763.
- Francis, C. D., C. P. Ortega and A. Cruz. (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS ONE* 6(11): e27052.
- Gage, S. H. and A. C. Axel. (2014). Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. *Ecological Informatics* 21: 100-109.
- Gage, S. H., W. Joo, E. P. Kasten, J. Fox, and S. Biswas. (2015). Acoustic observations in agricultural landscapes. In S. K. Hamilton, J. E. Doll, and G. P. Robertson, editors. *The ecology of agricultural landscapes: long-term research on the path to sustainability*. New York, NY, USA: Oxford University Press.
- Garaffa, P. I., J. Filloy and M. I. Bellocq. (2009). Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter. *Landscape and Urban Planning* 90: 33-41.
- Gerhardt, H. C. (1975). Sound pressure levels and radiation patterns of the vocalizations of some North American frogs and toads. *Journal of Comparative Physiology* 102: 1-12.
- Gerhardt, H. C. and F. Huber. (2002). *Acoustic communication in insects and anurans: common problems and diverse solutions*. Chicago, IL, USA: Chicago University Press.
- Goodwin, S. E. and G. W. Shriver. (2011). Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology* 25(2): 406-411.
- Goutte, S., A. Dubois and F. Legendre. (2013). The importance of ambient sound level to characterize anuran habitat. *PLoS ONE* 8(10): e78020.

- Hu, Y. and G. C. Cardoso. (2009). Are bird species that vocalize at higher frequencies preadapted to inhabit noisy urban areas? *Behavioral Ecology* 20: 1268-1273.
- Hu, Y. and G. C. Cardoso. (2010). Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise. *Animal Behaviour* 79: 863-867.
- Joermann, G. (1988). Masked threshold of auditory midbrain neurons in the frog *Rana ridibunda*. *Hearing Research* 35: 191-200.
- Jokimäki, J. and J. Suhonen. (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39: 253-263.
- Kariel, H. G. (1990). Factors affecting response to noise in outdoor recreational environments. *Le Géographe Canadien* 34(2): 142-149.
- Kloubek, B. and M. Čapek. (2005). Seasonal and diel budgets of songs: a study of savi's warbler (*Locustella luscinioides*). *Journal of Ornithology* 146: 206-214.
- Krause, B., S. H. Gage and W. Joo. (2011). Measuring and interpreting the temporal variability in the soundscape at four places in Sequoia National Park. *Landscape Ecology* 26: 1247-1256.
- Lengagne, T. (2008). Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, *Hyla arborea*. *Biological Conservation* 141: 2023-2031.
- Martin, C. A. and R. Proulx. (2016). Habitat geometry, a step toward general bird community assembly rules in mature forests. *Forest Ecology and Management* 361: 163-169.
- McClure, C. J. W., H. E. Ware, J. Carlisle, G. Kaltenecker and J. R. Barber. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B* 280: 20132290.
- Melles, S., S. Glenn and K. Martin. (2003). Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7(1): 5.
- Meyer, J. and N. Elsner. (1996). How well are frequency sensitivities of grasshopper ears tuned to species-specific song spectra?. *The Journal of Experimental Biology* 199: 1631-1642.

- Morley, E. L., G. Jones and A. N. Radford. (2014). The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proceedings of the royal society B* 281: 20132683.
- Napoletano, B. M. (2004). Measurement, quantification and interpretation of acoustic signals within an ecological context. MS Thesis. Michigan State University, Department of Zoology. East Lansing, Michigan, USA.
- Narins, P. M. and D. D. Hurley. (1982). The relationship between call intensity and function in the Puerto rican coqui (Anura: Leptodactylidae). *Herpetologica* 38(2): 287-295.
- Nordt, A. and R. Klenke. (2013). Sleepless in town – drivers of the temporal shift in dawn song in urban european blackbirds. *PLoS ONE* 8(8): e71476.
- Patón, D., F. Romero, J. Cuenca and J. C. Escudero. (2012). Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. *Landscape and Urban Planning* 104: 1-8.
- Patterson, R. D. and D. M. Green. (1978). Auditory masking. In E. C. Carterette and M. P. Friedman, editors. (1978). *Handbook of perception IV: Hearing*. New York, NY, USA: Academic Press.
- Penna, M. and C. Hamilton-West. (2006). Susceptibility of evoked vocal response to noise exposure in a frog of the temperate austral forest. *Animal Behaviour* 74: 45-56.
- Pianka, E. R. (1973). The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-74.
- Pijanowski, B. C., L. J. Villanueva-Rivera, S. L. Dumyahn, A. Farina, B. L. Krause, B. M. Napoletano, S. H. Gage and N. Pieretti. (2011). Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience* 61(3): 203-216.
- Provost, M-C. (2010). Dynamique de la biodiversité dans la Serra do Itajaí, Brésil : une approche bioacoustique de la conservation. MS Thesis. Université de Montréal. Montréal, Canada.
- Quantum GIS Development Team. (2014). Quantum GIS Geographic information system, Version 2.2.0. Open source geospatial foundation project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team, (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rekwot, P. I., D. Ogwu, E. O. Oyedipe and V. O. Sekoni. (2001). The roles of pheromones and biostimulation in animal reproduction. *Animal Reproduction Science* 65: 151-170.
- Roca, I. T., L. Desrochers, M. Giacomazzo, A. Bertolo, P. Bolduc, R. Deschesnes, C. A. Martin, V. Rainville, G. Rheault and R. Proulx. (2016). Shifting song frequencies in response to anthropogenic noise: a meta-analysis on birds and anurans. *Behavioral Ecology* 27(3): 685-694.
- Rodriguez, A., A. Gasc, S. Pavoine, P. Grandcolas, P. Gaucher and J. Sueur. (2014). Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. *Ecological informatics* 21: 133-143.
- Shieh, B.-S., S.-H. Liang and Y.-W. Chiu. (2015). Acoustic and temporal partitioning of cicada assemblage in city and mountain environments. *PLoS ONE* 10(1): e0116794.
- Skiba, R. (2000). Possible “rain call” selection in the chaffinch (*Fringilla coelebs*) by noise intensity – an investigation of a hypothesis. *Journal für Ornithologie* 141: 160-167.
- Slabbekoorn, H. and M. Peet. (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267.
- Slabbekoorn, H., N. Bouton, I. van Opzeeland, A. Coers, C. ten Cate and A. N. Popper. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 419-427.
- Sueur, J., Aubin, T., Simonis, C., (2008). Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* 18: 213-226.
- Warren, P. S., M. Katti, M. Ermann and A. Brazel. (2006). Urban bioacoustics: it’s not just noise. *Animal Behaviour* 71: 491-502.
- Wei, W., T. Van Renterghem, B. De Coensel and D. Botteldooren. (2016). Dynamic noise mapping: A map-based interpolation between noise measurements with high temporal resolution. *Applied Acoustics* 101: 127-140.
- Wood, W. E., S. M. Yezerinac. (2006). Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *The Auk* 123(3): 650-659.

2.9 Tables

Table 1: Spectral, spatial and temporal probability (± 1 SE) of acoustic overlap for anuran, bird and orthopteran species of the St-Lawrence lowlands. Acoustic masking is defined as the cross-product of spectral, spatial and temporal probabilities of acoustic overlap between human- and animal-induced sounds.

Overlap	Anurans	Birds	Orthopterans
Spectral	0.320 (0.008)	0.259 (0.005)	0.068 (0.004)
Spatial	0.180	0.180	0.180
Temporal [†]	0.866 (0.022)	0.689 (0.027)	0.738 (0.017)
Acoustic masking	0.050 (0.0025)	0.032 (0.0019)	0.009 (0.0007)
Acoustic masking [‡]	0.278 (0.0140)	0.178 (0.0104)	0.050 (0.0040)

[†] Overlap probability of peri-urban landscapes.

[‡] Acoustic masking calculated using a spatial overlap value of 1.000, value that we assumed in urban areas and along major roads.

Table 2: Coefficient estimates ($\pm$ 95% confidence interval) of four separate mixed-effect models, one for each acoustic typology (frequency band): anthrophony (0.5 – 1 kHz), anuran biophony (1 – 3 kHz), bird biophony (3 – 5 kHz), orthopteran biophony (5 – 10 kHz). Signal amplitudes were automatically extracted for each frequency band in a subset of 432 audio-clips. Sounds heard in these audio-clips were classified by one human listener into four categories and scored on a semi-quantitative scale of intensity: 0 – absent, 1 – weak/punctual and 2 – high/continuous. All predictor variables (sound categories) were used to fit models, but only coefficients with confidence intervals not overlapping zero are reported. The sound intensity level “absent” was set as the reference category.

Category	Anthrophony ($R^2 = 0.60^\dagger$)	Anuran biophony ($R^2 = 0.54^\dagger$)	Bird biophony ($R^2 = 0.50^\dagger$)	Orthopteran biophony ($R^2 = 0.25^\dagger$)
Intercept	21.542 (0.546)	22.765 (0.748)	22.900 (0.814)	21.996 (0.432)
Anthrophony heard				
Weak			-1.131 (0.440)	
High	0.931 (0.220)		-1.074 (0.496)	
Anuran heard:				
Weak				
High		1.237 (0.326)		
Bird heard:				
Weak				
High			0.738 (0.406)	
Orthoptera heard:				
Weak				
High				0.487 (0.276)

† Conditional R^2 .

2.10 Figure legends

Figure 1: Dominant frequency distribution of 157 human-induced sounds (Anthrophony), 24 anuran calls (9 species), 511 bird songs (225 species), and 282 orthopteran stridulations (40 species). The samples were representative of the type of human activities and the pool of vocalizing species heard in the St-Lawrence lowlands (Québec, Canada). The horizontal dashed lines (0.5 kHz, 1 kHz, 3 kHz, 5 kHz and 10 kHz) delineate the four frequency bands used to extract temporal acoustic patterns of anthrophony and biophony.

Figure 2: Map of urban and highway areas (in grey) within the St-Lawrence lowlands (in red) that are exposed to sustained levels of human-induced noise above the 50 dB threshold. All the rural areas (in green) were assumed to be exposed to human-induced noise weaker than the intensity threshold. There are three major urban centers along the St-Lawrence River (in blue): Montréal, Trois-Rivières and Québec cities.

Figure 3: Mean daily temporal overlap (± 1 SD) between the anthrophony (0.5 – 1 kHz) time-series and those of anuran biophony (1 – 3 kHz), bird biophony (3 – 5 kHz) or orthopteran biophony (5 – 10 kHz), in different landscape categories along an urbanization gradient. The numbers in parentheses represent the total of temporal overlaps available in each landscape category.

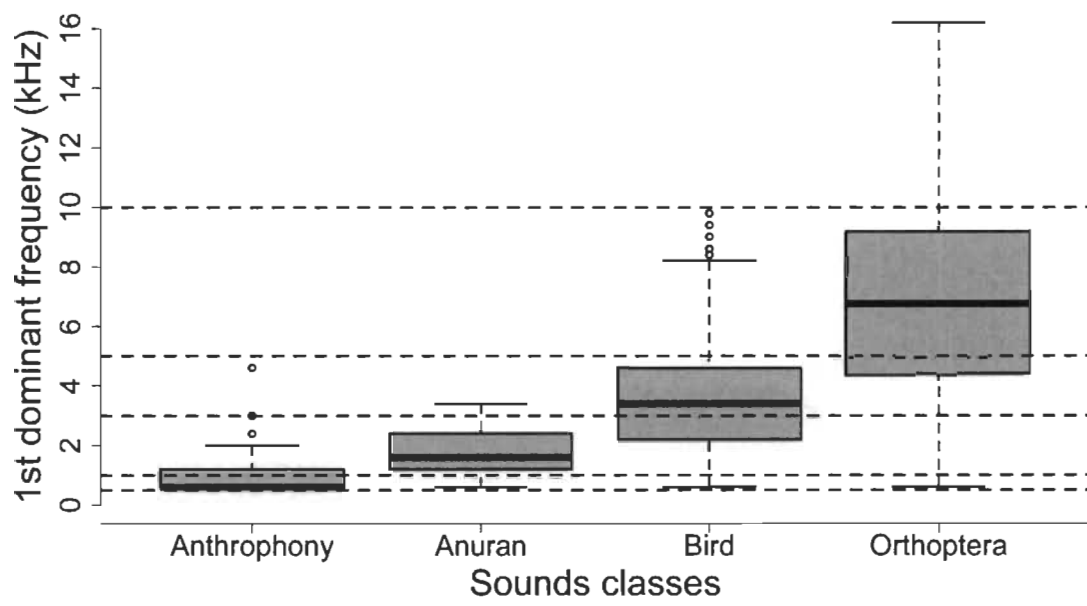


Figure 1

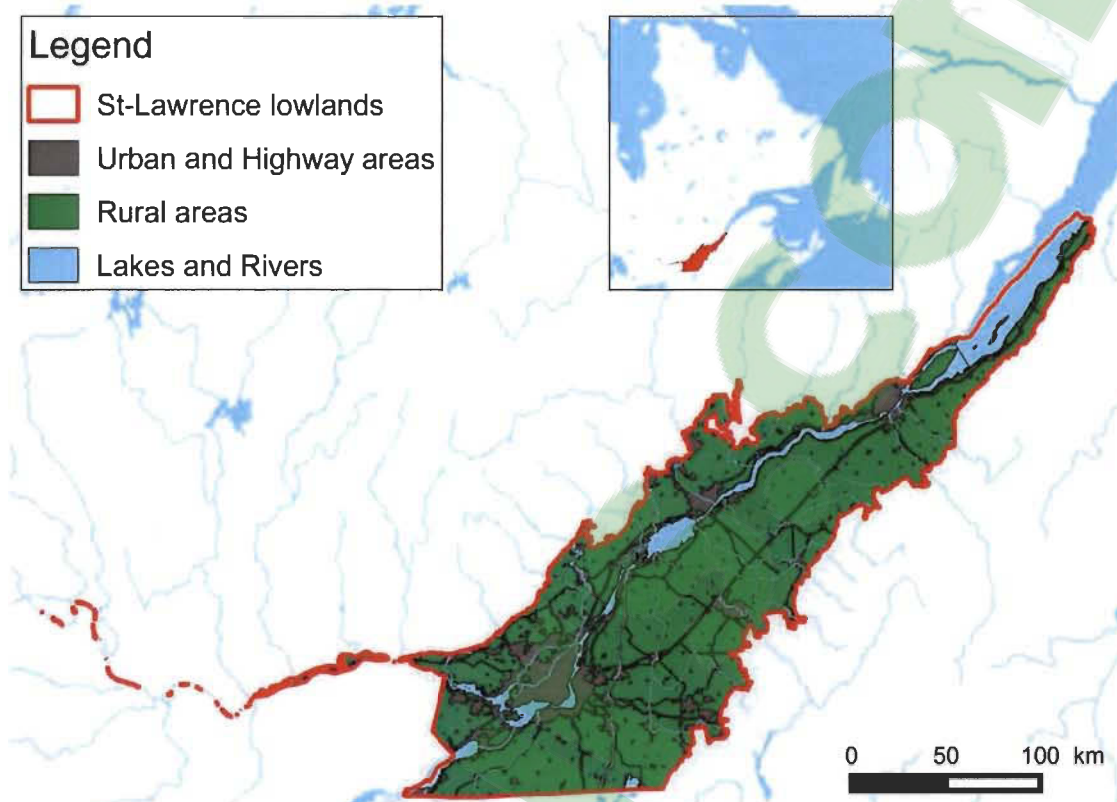


Figure 2

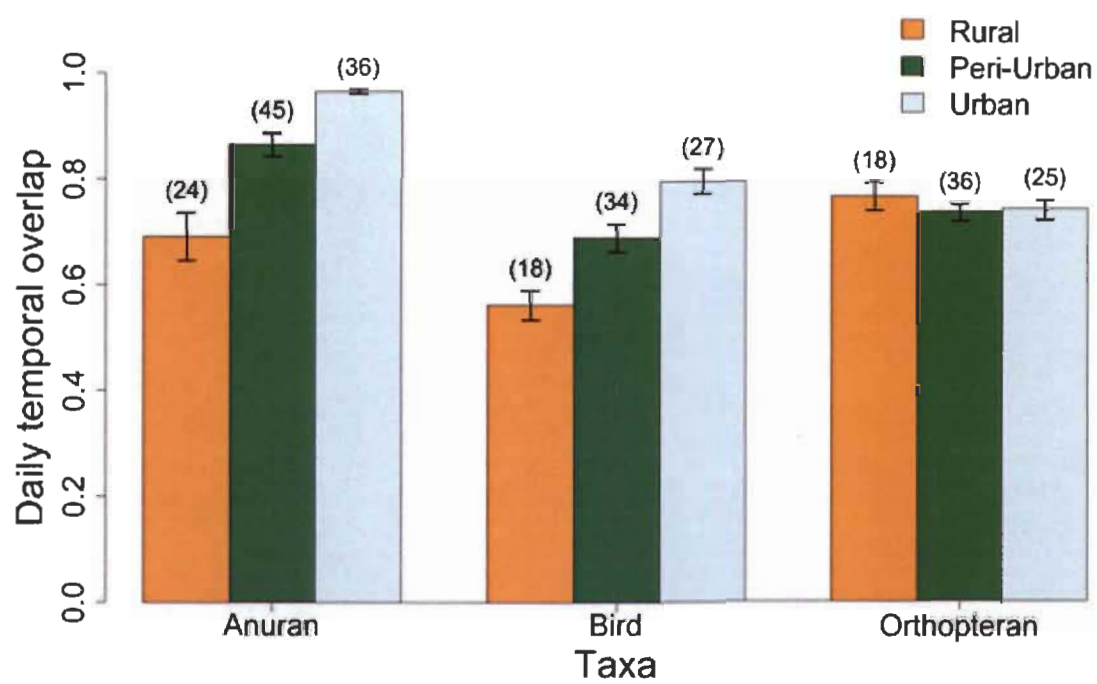


Figure 3

CHAPITRE III

CONCLUSION

3.1 Contextualisation

Bien que la communication entre différents individus d'une même espèce soit étudiée depuis longtemps, certaines problématiques ne cessent de susciter l'intérêt. Une de celles-ci, le masque acoustique, est une contrainte majeure à la communication lorsqu'elle survient. Pour ce faire, un bruit doit être émis : i) dans les mêmes fréquences, ii) à une intensité élevée et iii) au même moment qu'un signal d'intérêt, une vocalisation animale dans le cas présent.

Tel que vu dans les sections précédentes, plusieurs études ont tenté de démystifier la réponse des organismes vivants face au masque acoustique produit par les bruits anthropiques. Bien que la nature et l'ampleur de ces réponses comportementales soient étudiées en milieux naturels, aucun chercheur n'a tenté de déterminer la probabilité que ces événements surviennent dans ces milieux; celle-ci pouvant être estimé grâce à une simple multiplication de probabilités (Équation 2.1).

L'objectif de cette étude était donc de déterminer la probabilité qu'un événement de masque acoustique, dû aux bruits anthropiques, se produise, et ce, chez trois groupes taxonomiques (anoures, oiseaux, orthoptères) résidants dans les Basses-terres du Saint-Laurent.

3.2 Principaux résultats

Nos résultats démontrent qu'à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, le masque acoustique est très peu fréquent, et ce, pour tous les groupes taxonomiques à

l'étude. Par contre, si on restreint la zone d'étude uniquement aux environnements urbains, les probabilités de masque acoustique augmentent drastiquement pour deux de nos trois taxa; les anoures et les oiseaux auraient une probabilité non négligeable de subir un masque acoustique en milieu urbain, alors que les orthoptères ne seraient que très rarement affectés par ces événements.

Bien que les valeurs de chevauchements spatial et temporel soient similaires pour les trois groupes taxonomiques, les anoures se démarquent au niveau du chevauchement spectral. Ces derniers étant environ 2 et 4 fois plus touchés que les oiseaux et les orthoptères, respectivement. Ils sont donc le groupe présentant la plus grande probabilité d'être masqué.

Par ailleurs, les valeurs observées au niveau du chevauchement temporel sont variables selon le paysage dans lequel on se retrouve pour deux groupes taxonomiques; les sites urbains ayant un plus grand chevauchement que les sites ruraux. Ces différences sont probablement dues à des changements dans les communautés d'anoures et d'oiseaux présentes dans ces différents paysages ainsi qu'à l'allongement des périodes de bruits de forte intensité tôt le matin et le soir, c.-à-d. lors des chorales.

Notre étude a également démontré qu'il était possible d'utiliser l'intensité contenue dans des bandes de fréquences exclusives afin d'évaluer l'activité sonore de groupes biotiques distincts et des bruits d'origines humaines.

3.3 Conclusion

Dans cette étude, quelques prémisses ont été avancées afin de faciliter l'analyse des résultats. La première est que tous les groupes taxonomiques, et par conséquent toutes les espèces, ont le même seuil de sensibilité au bruit. Dans le cas présent, nous avons placé cette limite à 50 dB puisque deux études faites sur les oiseaux montraient des décroissances, tant au niveau du nombre d'individus qu'au niveau du nombre d'espèces, près de cette limite (Patón *et al.*, 2012; McClure *et al.* 2013).

Dans un deuxième temps, nous avons pris pour acquis qu'une espèce qui aurait des fréquences similaires aux bruits humains et qui produirait des chants dans des périodes de forts bruits anthropiques serait automatiquement masquée. En revanche, il est connu que, dans le règne animal, les individus d'une même espèce sont capables de discerner des chants malgré la présence de bruits en tout point similaires dans leur habitat (Brumm and Slabbekoorn 2005). Les travaux de Jouventin *et al.* (1999) ont d'ailleurs montré que, dans une colonie de pingouins, les parents étaient capables de reconnaître les appels de leurs enfants grâce aux légères modulations des cris, et ce, malgré la cacophonie créée par les vocalises des multiples descendants de la colonie. Ces prémisses étant relativement conservatrices, il nous est possible d'avancer que nos résultats représentent les probabilités maximales de chevauchement. Il est donc possible que les valeurs « réelles » de chevauchement soient inférieures à ces dernières.

Nos travaux mettent en lumière l'importance d'effectuer des études sur les impacts populationnels et les coûts métaboliques des mécanismes d'adaptation associés au masque acoustique chez le groupe d'espèces les plus sensibles, c'est-à-dire les anoures. Ces derniers, en plus d'être sujets aux événements de masques acoustiques, n'ont que très peu de capacité de déplacements (Berven et Grudzien, 1990). Des travaux récents sur l'écologie des routes ont également démontré qu'il s'agissait d'une contrainte majeure à la viabilité des populations d'anoures (Bouchard *et al.*, 2009). Des études combinant ces différents facteurs permettront d'avoir un portrait plus global du « fitness » de ces populations urbaines d'anoures.

La méthode proposée dans notre étude permet d'évaluer l'impact des activités humaines sur les différentes communautés animales. Elle pourrait donc être facilement adaptée à certains processus d'évaluation des impacts environnementaux pour certains secteurs industriels et miniers dans des régions peu urbanisées. Pour ce faire, il suffirait de modifier certaines composantes méthodologiques (p. ex., changement du « pool » d'espèces et des bruits anthropiques étudiés, validation terrain de l'intensité des bruits anthropiques et des périodes de chants) afin qu'elles correspondent au milieu touché par ces activités. Ces études permettraient une gestion plus adaptée des impacts de

cette nouvelle contrainte sur les différentes populations animales du milieu. Cette méthodologie pourrait également être appliquée par les municipalités qui songeraient à implanter des zones de villégiatures ou des espaces verts urbains afin que ces derniers constituent des endroits favorables au développement des populations fauniques.

Finalement, ce projet se devra d'être répliqué dans d'autres régions, présentant des « pools » d'espèces différents, afin de s'assurer que les résultats obtenus sont généralisables. De plus, la réplication dans des milieux plus ou moins densément peuplés permettra d'avoir une meilleure évaluation de l'impact des activités humaines sur le paysage sonore à travers les différentes régions du globe.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bee, M. A. et Swanson, E. M. (2007). Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour* 74(6): 1765-1776.
- Berven, K. A. et Grudzien, T. A. (1990). Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution* 44(8): 2047-2056.
- Bouchard, J., A. T. Ford, F. E. Eigenbrod and L. Fahrig. (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. *Ecology and Society* 14(2): 23.
- Brumm, H. (2004). Causes and consequences of song amplitude adjustment in a territorial bird: a case study in nightingales. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76(2): 289-295.
- Brumm, H. and H. Slabbekoorn. (2005) Acoustic communication in noise. *Advances in the study of behavior* 35: 151-209.
- Brumm, H. et Todt, D. (2002). Noise-dependent song amplitude regulation in a territorial songbird. *Animal Behaviour* 63(5): 891-897.
- Cunnington, G. M. et Fahrig, L. (2010). Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise. *Acta Oecologica* 36(5): 463-470.
- Dooling, R. J. et Popper, A. N. (2007). *The effects of highway noise on birds*. Sacramento: The California department of transportation, Division of environmental analysis.
- Duellman, W. E. et Pyles, R. A. (1983). Acoustic resource partitioning in anuran communities. *Copeia*: 639-649.
- Ehret, G. et Capranica, R. R. (1980). Masking patterns and filter characteristics of auditory nerve fibers in the green treefrog (*Hyla cinerea*). *Journal of comparative physiology* 141(1): 1-12.
- Environnement et Changement Climatique Canada (2016). North American Breeding Bird Survey Instructions and Safety Guidelines. Site téléaccessible à l'adresse <http://ec.gc.ca/reom-mbs/default.asp?lang=En&n=5EE0ADBA-1#menu3>
Consulté le 5 mai 2016.

- Feng, A. S. et Schul, J. (2007). Sound processing in real-world environments. In Narins, P. M., Feng, A. S., Fay, R. R. et Popper, A. N. (dir). *Hearing and sound communication in amphibians* (p. 323-350). New York, NY, USA: Springer.
- Fletcher, H. (1940). Auditory patterns. *Reviews of Modern Physics* 12(1): 47.
- Forester, D. C. et Czarnowsky, R. (1985). Sexual selection in the spring peeper, *Hyla crucifer* (Amphibia, Anura): role of the advertisement call. *Behaviour*: 112-128.
- Francis, C. D., Ortega, C. P. et Cruz, A. (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS One* 6(11): e27052.
- Fuller, R. A., Warren, P. H. et Gaston, K. J. (2007). Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters* 3(4): 368-370.
- Gage, S. H. et Axel, A. C. (2014). Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. *Ecological Informatics* 21: 100-109.
- Garant, M. (2004). *Analyse des données du programme de suivi des routes d'écoute d'anoures*. Mémoire de maîtrise en sciences, Université Laval, Québec.
- Gerhardt, H. C. et Huber, F. (2002). *Acoustic communication in insects and anurans: common problems and diverse solutions*. Chicago, IL, USA: Chicago University Press.
- Gouvernement du Québec (2014). *Méthode d'inventaire des anoures du Québec*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs, Secteur de la faune, Direction régionale de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie.
- Halfwerk, W., Bot, S., Buikx, J., van der Velde, M., Komdeur, J., ten Cate, C. et Slabbekoorn, H. (2011). Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(35): 14549-14554.
- Hu, Y. et Cardoso, G. C. (2009). Are bird species that vocalize at higher frequencies preadapted to inhabit noisy urban areas? *Behavioral Ecology* 20(6): 1268-1273.
- Hu, Y. et Cardoso, G. C. (2010). Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? *Animal Behaviour* 79: 863-867.

- Jouventin, P., Aubin, T. et Lengagne, T. (1999). Finding a parent in a king penguin colony: the acoustic system of individual recognition. *Animal behaviour* 57: 1175-1183.
- Krause, B. (1987). Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review* 57: 14-18.
- Krause, B., Gage, S. H. et Joo, W. (2011). Measuring and interpreting the temporal variability in the soundscape at four places in Sequoia National Park. *Landscape Ecology* 26: 1247-1256.
- Kuehne, L. M., Padgham, B. L. et Olden, J. D. (2013). The soundscapes of lakes across an urbanization gradient. *PLoS One* 8(2): e55661.
- Lengagne, T. (2008). Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, *Hyla arborea*. *Biological Conservation* 141(8): 2023-2031.
- Matsinos, Y. G., Mazaris, A. D., Papadimitriou, K. D., Mniestris, A., Hatzigiannidis, G., Maioglou, D., et Pantis, J. D. (2008). Spatio-temporal variability in human and natural sounds in a rural landscape. *Landscape Ecology* 23(8): 945-959.
- McClure, C. J. W., Ware, H. E., Carlisle, J., Kaltenecker, G. et Barber, J. R. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B* 280: 20132290.
- Meyer, J. et Elsner, N. (1996). How well are frequency sensitivities of grasshopper ears tuned to species-specific song spectra? *Journal of Experimental Biology* 199(7): 1631-1642.
- Morley, E. L., Jones, G. et Radford, A. N. (2014). The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proceedings of the royal society B* 281: 20132683.
- Napoletano, B. M. (2004). *Measurement, quantification and interpretation of acoustic signals within an ecological context*. Mémoire de maîtrise en sciences. Michigan State University, East Lansing.
- Nemeth, E. et Brumm, H. (2010). Birds and anthropogenic noise: are urban songs adaptive? *The American Naturalist* 176(4): 465-475.
- Meyer, W. B. et Turner II, B. L. (1992). Human population growth and global land-use/cover change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 39-61.

- Okanoya, K. et Dooling, R. J. (1987). Hearing in passerine and psittacine birds: a comparative study of absolute and masked auditory thresholds. *Journal of Comparative Psychology* 101(1): 7.
- Patón, D., Romero, F., Cuenca, J. et Escudero, J. C. (2012). Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. *Landscape and Urban Planning* 104: 1-8.
- Patricelli, G. L. et Blickley, J. L. (2006). Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *The Auk* 123(3): 639-649.
- Patterson, R. D. et Green, D. M. (1978). Auditory masking. In Carterette, E. C. et Friedman, M. P. (dir). *Handbook of perception IV: Hearing*. New York, NY, USA: Academic Press.
- Penna, M. et Hamilton-West, C. (2006). Susceptibility of evoked vocal response to noise exposure in a frog of the temperate austral forest. *Animal Behaviour* 74: 45-56.
- Peterson, Arnold P.G. (1980). *Handbook of noise measurement* (9e éd.), Massachusetts, USA: GenRad Inc (1re éd., 1963).
- Pijanowski, B. C., Villanueva-Rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., Krause, B. L., Napoletano, B. M., Gage, S. H. et Pieretti, N. (2011). Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience* 61(3): 203-216.
- Potash, L. (1972). Noise-induced changes in calls of the Japanese quail. *Psychonomic Science* 26(5): 252-254.
- Proulx, R., Massicotte, P. et Pépino, M. (2014). Googling trends in conservation biology. *Conservation Biology* 28(1): 44-51.
- Rheindt, F. E. (2003). The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal für Ornithologie* 144(3): 295-306.
- Roca, I. T., Desrochers, L., Giacomazzo, M., Bertolo, A., Bolduc, P., Deschesnes, R., Martin, C. A., Rainville, V., Rheault, G. et Proulx, R. (2016). Shifting song frequencies in response to anthropogenic noise: a meta-analysis on birds and anurans. *Behavioral Ecology* 27(3): 685-694.
- Ryan, M. J. et Brenowitz, E. A. (1985). The role of body size, phylogeny, and ambient noise in the evolution of bird song. *The American Naturalist* 126(1): 87-100.

- Seguin, M., Descheneau, J. et Tardif, B. (2010). *Physique XXI* (Tome C - *Onde et physique moderne*). Montréal : ERPI.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C. et Popper, A. N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 419-427.
- Slabbekoorn, H. et den Boer-Visser, A. (2006). Cities change the songs of birds. *Current biology* 16(23): 2326-2331.
- Slabbekoorn, H. et Ripmeester, E. A. (2008). Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17(1): 72-83.
- Sueur, J. (2002). Cicada acoustic communication: potential sound partitioning in a multispecies community from Mexico (Hemiptera: Cicadomorpha: Cicadidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 75(3): 379-394.
- Sun, J. W. et Narins, P. M. (2005). Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation* 121(3): 419-427.
- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I. et Roe, P. (2014). The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. *Ecological Informatics* 21: 110-119.
- Vargas-Salinas, F., Cunningham, G. M., Amézquita, A. et Fahrig, L. (2014). Does traffic noise alter calling time in frogs and toads? A case study of anurans in Eastern Ontario, Canada. *Urban Ecosystems* 17(4): 1-9.
- Wallschläger, D. (1980). Correlation of song frequency and body weight in passerine birds. *Cellular and Molecular Life Sciences* 36(4): 412-412.
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M. et Brazel, A. (2006). Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour* 71: 491-502.
- Weber, W. C. and J. B. Theberge (1977). Breeding bird survey counts as related to habitat and date. *The Wilson Bulletin* 89(4): 543-561.
- Wollerman, L. (1999). Acoustic interference limits call detection in a Neotropical frog *Hyla ebraccata*. *Animal Behaviour* 57(3): 529-536.
- Wood, W. E. et Yezerinac, S. M. (2006). Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *The Auk* 123(3): 650-659.

ANNEXE A

LOCALISATION DES ENREGISTREMENTS

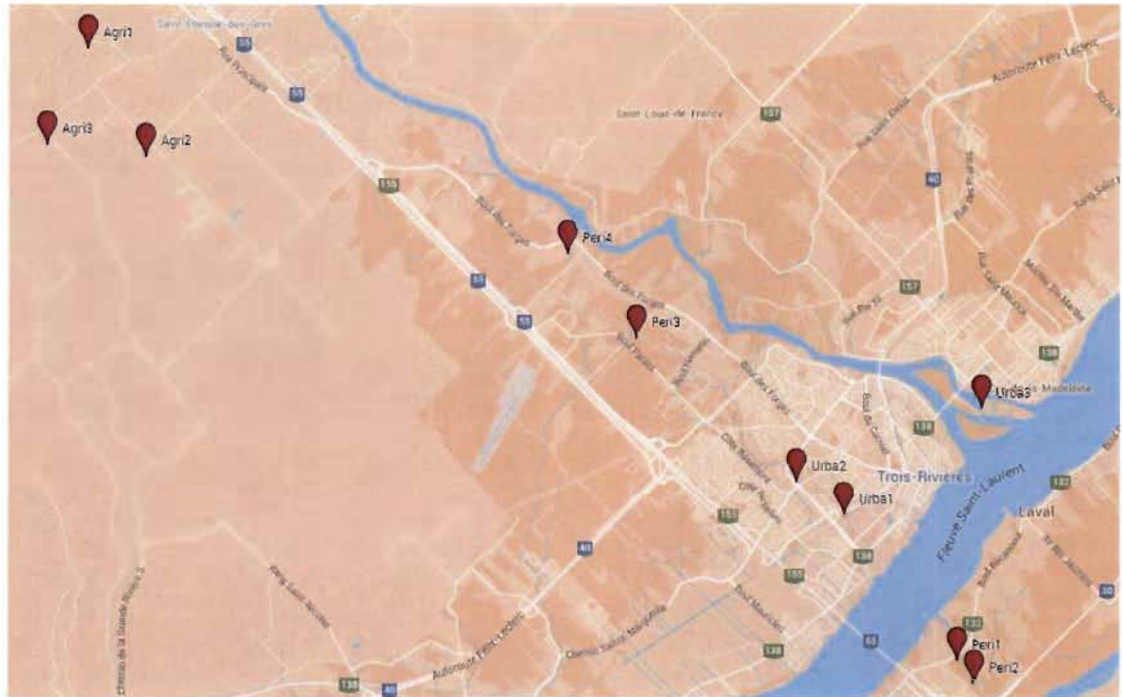


Figure A.1 Localisation des sites d'enregistrement des paysages sonores à l'étude.