

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
CENTRE – URBANISATION CULTURE SOCIÉTÉ

**LES MESURES D'ATTÉNUATION DU BRUIT ROUTIER DANS LA
COMMUNAUTÉ MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL :**

Une planification équitable?

Par

Jennifer MA-O

Bachelière ès sciences (B. Sc), Urbanisme

Mémoire présenté pour obtenir le grade de

Maître ès sciences, M.Sc.

Maîtrise en études urbaines

Programme offert conjointement par l'INRS et l'UQAM

Avril 2023

Ce mémoire intitulé

**LES MESURES D'ATTÉNUATION DU BRUIT ROUTIER DANS LA
COMMUNAUTÉ MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL :**

Une planification équitable?

et présenté par

Jennifer Ma-O

a été évalué par un jury composé de

M. Philippe APPARICIO, directeur de recherche, INRS

M. Mathieu CARRIER, codirecteur, INRS

Mme Hien PHAM, examinatrice interne, INRS

M. Jean DUBÉ, examinateur externe, Université Laval

RÉSUMÉ

Le bruit routier étant associé à la gêne et à plusieurs problèmes de santé, le ministère des Transports et de la Mobilité durable a adopté la Politique sur le bruit routier en 1998 pour privilégier un environnement sonore adéquat (niveau de bruit inférieur à 55 dBA_{Leq24 h}) pour les usages sensibles aménagés à proximité du réseau routier supérieur. Cependant, certains secteurs de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) demeurent exposés à des niveaux de bruit élevés et ne font pas l'objet de mesures d'atténuation sonore. L'objectif de ce projet de recherche est d'identifier les facteurs associés à la probabilité que les îlots à usage sensible dans les zones de contraintes sonores soient adéquatement protégés par des mesures d'atténuation sonore.

Nous cartographions les mesures d'atténuation et les usages sensibles le long des artères de circulation du réseau routier supérieur. Ensuite, des analyses bivariées et des modèles de régression logistique évaluent la relation entre les modalités de protection des îlots et les variables contextuelles, sociodémographiques et de forme urbaine construites à partir des données de recensement de 2016 de Statistique Canada et des données d'utilisation du sol de 2020 de la CMM.

Les résultats démontrent que les facteurs contextuels des îlots construits en zone de contraintes sonores ont une association majeure avec leur protection. Il est plus probable que les constructions réalisées après l'adoption de la politique soient adéquatement protégées par des mesures d'atténuation sonore que celles réalisées avant. Les îlots de Laval sont relativement mieux protégés que ceux de Montréal, et la présence d'usages résidentiels d'un logement dans l'îlot est aussi associée à une meilleure protection. En outre, les personnes à faible revenu sont dans une situation désavantagée en matière d'accès à des mesures d'atténuation sonore.

Même si la Politique a un impact positif sur l'aménagement de mesures d'atténuation sonore, leur planification devrait mieux tenir compte des îlots comprenant un cadre bâti à forte volumétrie ou une grande proportion de personnes à faible revenu. De plus, pour assurer que les projets sensibles soient adéquatement protégés, les dispositions sur le bruit et les données de circulation devraient être mises à jour régulièrement dans les schémas d'aménagement et de développement.

Mots-clés : justice environnementale; mesures d'atténuation sonore; bruit routier; régression logistique multinomiale; planification urbaine; Politique sur le bruit routier; Communauté métropolitaine de Montréal

ABSTRACT

Since traffic noise is associated with annoyance and several health problems, the Ministère des Transports et de la Mobilité durable (MTMD) adopted the Politique sur le bruit routier in 1998 to ensure that noise levels stay below $55 \text{ dBA}_{\text{Leq}}(24 \text{ h})$ whenever activities that are sensitive to noise are implemented near major roads. However, some areas of the Montreal Metropolitan Community (MMC) remain exposed to high noise levels and do not have access to noise mitigation measures. The objective of this research project is to identify factors that are associated with the likelihood that sensitive urban blocks within a buffer zone (zone around a major road in which the noise level is above $55 \text{ dBA}_{\text{Leq}}(24 \text{ h})$) are adequately protected by noise mitigation measures.

We map mitigation measures and sensitive uses along highways and regional roads of the MMC. Next, we produce bivariate analyses and logistic regression models in order to evaluate the relationship between the modality of protection and contextual, socioeconomic, and urban form variables constructed from Statistics Canada's 2016 census data and the CMM's 2020 land use data.

The results show that contextual factors have a major association with the modality of protections of urban blocks located within the buffer zone. It is more likely that constructions built after 1998 are adequately protected by noise mitigation measures than those built before 1998. The analysis suggests that urban blocks in Laval are relatively better protected than those in Montreal, and the presence of residential uses of single-family housing in a block is also associated with a greater likelihood of it being protected. Furthermore, low-income people are at a disadvantage when it comes to access to noise mitigation measures.

Although the Politique sur le bruit routier has a positive impact on the development of noise mitigation measures, their planning should better consider urban blocks that have bigger buildings or that have a high proportion low-income population. Furthermore, to ensure that sensitive activities are adequately protected, clauses on noise and traffic data should be regularly updated in the schéma d'aménagement et de développement.

Keywords: environmental justice; noise mitigation measures; traffic noise; multinomial logistic regression; urban planning; Politique sur le bruit routier; Communauté métropolitaine de Montréal

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mes directeurs de recherche, Philippe Apparicio et Mathieu Carrier, qui m'ont généreusement offert de leurs temps, patience et expertises. Je suis aussi très reconnaissante envers mes collègues du Laboratoire d'équité environnementale (LAEQ) qui m'ont accueillie à bras ouvert dès le début de mon stage de recherche lors de l'été 2019.

Je dois également la réalisation de mon mémoire à mes proches, mes amies et mes amis qui m'ont supportée et guidée tout au long du parcours. Je remercie particulièrement ceux et celles avec qui j'ai tenu de nombreuses séances de travail intensives en virtuel ou en personne. Leur présence continue et leur éthique de travail inspirante m'ont motivé à compléter ce marathon.

Enfin, je remercie le Conseil de recherches en sciences humaines du Canada et le Fonds de recherche – Société et culture du Québec pour leur soutien financier. Ce soutien m'a permis de me concentrer sur mes études, surtout en période de pandémie. J'ai pu prendre le temps de pleinement absorber le contenu de mes séminaires, explorer une diversité de problématiques urbaines et réfléchir sur mon projet de recherche. De ce fait, je me sens d'autant plus prête à relever de nouveaux défis dans le marché du travail.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux	ix
Liste des figures	xi
Liste des abréviations et des sigles	xiii
Introduction	15
Chapitre 1 : Revue de littérature	17
1.1 Le bruit routier en milieu urbain	17
1.1.1 <i>La définition, l'unité de mesure et la propagation du bruit</i>	17
1.1.2 <i>La mesure, la modélisation et la cartographie du bruit routier</i>	21
1.1.3 <i>Les effets du bruit routier sur la qualité de vie et sur la santé</i>	23
1.1.4 <i>La relation entre l'aménagement et le bruit routier</i>	25
1.2 Protection contre le bruit routier	28
1.2.1 <i>Les mesures d'atténuation du bruit à la source</i>	28
1.2.2 <i>La réduction de la propagation du bruit routier par des barrières</i>	30
1.2.3 <i>Les interventions sur l'environnement bâti exposé au bruit (récepteur)</i>	34
1.3 La gestion du bruit au Québec	38
1.3.1 <i>La Politique sur le bruit routier du ministère des Transports du Québec</i>	38
1.3.2 <i>La hiérarchie des outils d'aménagement</i>	40
1.3.3 <i>Différences selon les MRC face à la gestion des contraintes sonores</i>	41
1.4 La justice environnementale	43
1.4.1 <i>Le contexte d'émergence du terme</i>	43
1.4.2 <i>Un concept intégrant une justice distributionnelle, une justice de la reconnaissance et une justice procédurale</i>	44
1.4.3 <i>La vulnérabilité des populations</i>	46
1.4.4 <i>Le bruit routier et la justice environnementale</i>	48
1.5 L'Objet d'étude	52
1.5.1 <i>La problématique de recherche</i>	52

1.5.2	<i>Les objectifs de la recherche</i>	54
1.5.3	<i>La question de recherche et les hypothèses</i>	54
Chapitre 2	: Méthodologie	56
2.1	Le territoire d'étude	56
2.1.1	<i>Un bref portrait de la Communauté métropolitaine de Montréal</i>	56
2.1.2	<i>Les activités sensibles en zone de contraintes sonores</i>	59
2.2	Les données secondaires	64
2.2.1	<i>La géolocalisation des mesures d'atténuation sonore et la classification des îlots selon le niveau de protection (variables dépendantes)</i>	64
2.2.2	<i>Les variables indépendantes</i>	69
2.3	Les analyses statistiques	73
2.3.1	<i>Les analyses bivariées</i>	73
2.3.2	<i>Les modèles de régression logistique multinomiale</i>	74
Chapitre 3	: Résultats	76
3.1	Les résultats des analyses bivariées.....	76
3.1.1	<i>Les variables contextuelles</i>	76
3.1.2	<i>Les variables sociodémographiques</i>	83
3.1.3	<i>Les variables de forme urbaine</i>	84
3.2	Les modèles de régression logistique multinomiale	88
3.2.1	<i>La qualité d'ajustement des différents modèles selon les blocs</i>	89
3.2.2	<i>Les modèles par bloc</i>	90
3.2.3	<i>Le modèle complet et le modèle parcimonieux</i>	95
Chapitre 4	: Discussion.....	100
4.1	Un retour sur les résultats principaux	100
4.2	Trois dimensions d'analyse	102
4.2.1	<i>La gestion des contraintes sonores</i>	102
4.2.2	<i>Une situation désavantagée pour les personnes à faible revenu</i>	107
4.2.3	<i>La forme urbaine des îlots</i>	109

4.3 Les limites, les perspectives de recherche et les contributions du projet.....	110
4.3.1 <i>Les limites</i>	110
4.3.2 <i>Les pistes de recherche</i>	111
4.3.1 <i>Les contributions</i>	113
4.4 Des recommandations pour un meilleur environnement sonore en bordure du réseau routier supérieur.....	113
Conclusion	115
Bibliographie	116
Référence des figures	130

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Variables intégrées dans chaque modèle de régression logistique multinomiale	75
Tableau 3.1 : Tableau de contingence croisant les secteurs de la CMM avec les modalités de protection sonore	78
Tableau 3.2 : Tableau de contingence croisant les modalités de protection sonore avec l'année de construction agrégée des aménagements les plus récents au sein des ID	80
Tableau 3.3 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour la variable médiane du terrain au m ²	82
Tableau 3.4 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour les variables sociodémographiques	84
Tableau 3.5 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour les variables de forme urbaine : densité et affectation du sol	86
Tableau 3.6 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour les variables de forme urbaines : type de construction des logements privés occupés	88
Tableau 3.7 : Statistiques d'ajustement des différents modèles	89
Tableau 3.8 : Résultats du modèle A (bloc des variables contextuelles)	91
Tableau 3.9 : Résultats du modèle B (bloc des variables sociodémographiques)	92
Tableau 3.10 : Résultats des modèles C1 et C2 (bloc des variables de forme urbaine relatives aux données d'utilisation du sol)	93
Tableau 3.11 : Résultats du modèle D (bloc des variables de forme urbaine relatives au type de construction des logements)	94
Tableau 3.12 : Résultats du modèle E (modèle complet comprenant l'ensemble des variables indépendantes)	95
Tableau 3.13 : Résultats de l'analyse de type 3 tirés selon la valeur de P	96
Tableau 3.14 : Modèle F (modèle parcimonieux comprenant uniquement les variables significatives)	99

Tableau 4.1 : Comparaison des SAD en vigueur dans la Ville de Laval, l'agglomération de Montréal et l'agglomération de Longueuil..... 106

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 :	Propagation d'une onde sonore à partir d'une source ponctuelle en champ libre; l'intensité diminue alors que la distance augmente	19
Figure 1.2 :	Trajectoire des ondes sonores selon la direction du vent	20
Figure 1.3 :	Exemple d'îlots fermés avec davantage d'espaces protégés	27
Figure 1.4 :	Exemple d'îlots ouverts offrant moins d'obstacles au bruit	27
Figure 1.5 :	Hierarchie des outils d'aménagement qui traitent des contraintes sonores applicable aux MRC et TE faisant partie de la CMM	41
Figure 2.1 :	Réseau routier supérieur sous la gestion du MTMD dans la CMM	57
Figure 2.2 :	Aires TOD définies par le PMAD	58
Figure 2.3 :	Code de classification de l'utilisation du sol proposée par la CMM	59
Figure 2.4 :	DJMA annuel du réseau supérieur (provenant des données de circulation de 2019).....	61
Figure 2.5 :	Zones de contraintes sonores pour la courbe isophone 55 dBA sur le réseau routier supérieur de la CMM.....	62
Figure 2.6 :	Schéma détaillant l'identification d'une zone de contraintes sonores de part et d'autre d'une voie de circulation selon la méthode du MTMD pour la courbe isophone 55 dBA.....	63
Figure 2.7 :	Recensement des mesures d'atténuation du bruit routier dans la CMM.....	65
Figure 2.8 :	Carte présentant les terrains sensibles dans les zones de contraintes sonores catégorisées selon la modalité de protection dans la CMM, ainsi qu'une vignette sur Laval, Montréal et leurs environs.....	66
Figure 2.9 :	Exemple de terrain à vocation résidentiel adéquatement protégé par un mur antibruit.....	67
Figure 2.10 :	Exemple de terrain institutionnel ayant une protection partielle	68
Figure 2.11 :	Exemple de disposition particulière du cadre bâti pour y minimiser le bruit	68
Figure 2.12 :	Exemple de terrain non protégé	69

Figure 3.1 :	Mosaïque représentant les associations entre les secteurs de la CMM et les modalités de protection sonore en fonction des résultats du test du khi-deux ..	79
Figure 3.2 :	Mosaïque représentant les associations entre les modalités de protection sonore et les modalités de protection sonore avec la période de construction des bâtiments les plus récents selon les résultats du test du khi-deux.....	81
Figure 3.3 :	Graphique en violon de la valeur du terrain au mètre carré selon les trois types de protection	83
Figure 4.1 :	Cartes présentant le niveau de gêne, les niveaux de bruit et le revenu moyen mensuel des ménages pour deux îlots, Hambourg, Allemagne.....	108

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

AIC	Critère d'information d'Akaike
CES	Coefficient d'emprise au sol
CHSLD	Centre d'hébergement de soins de longue durée
COS	Coefficient d'occupation du sol
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CMQ	Communauté métropolitaine de Québec
dB	Décibel
dBA	Décibel avec une pondération A
dBA Leq(24 h)	dBA (niveaux équivalents pour 24 h)
DJM	Débit journalier moyen
DJMA	Débit journalier moyen annuel
DJME	Débit journalier moyen estival
FHWA	Federal Highway Administration
ID	Îlot de diffusion
INSPQ	Institut national de la santé publique du Québec
LAU	Loi sur l'aménagement et l'urbanisme
MAMH	Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation
MFRAPl	Mesure de faible revenu après impôt
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MTMD	Ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec
MTQ	Ministère des Transports du Québec
MRC	Municipalité régionale de comté
OMS	Organisation mondiale de la Santé
OGAT	Orientations du gouvernement en matière d'aménagement pour un aménagement concerté du territoire

PMAD	Plan métropolitain d'aménagement et de développement
PTH	Portion de territoire homogène
RMR	Région métropolitaine de Montréal
RC	Rapport de cotes
SFRApI	Seuil de faible revenu après impôt
SAD	Schéma d'aménagement et de développement
TE	Territoire équivalent
TOD	<i>Transit-oriented development</i>
WHO	World Health Organization
ZC	Zone de contraintes sonores

INTRODUCTION

Dans une optique de gestion optimale de l'urbanisation pour un aménagement durable du territoire, les municipalités de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) sont tenues de concentrer leur développement actuel et futur à l'intérieur du périmètre d'urbanisation (Communauté métropolitaine de Montréal [CMM] 2012). Elles doivent également s'assurer que les zones à urbaniser respectent des critères de densité de logement et qu'elles soient arrimées avec les infrastructures de transport en commun. Cela a pour but de réduire l'étalement urbain, éviter l'empiétement de la zone agricole et optimiser l'utilisation des infrastructures municipales. Néanmoins, l'optimisation de l'urbanisation ne devrait pas se faire sans tenir compte de la qualité du milieu de vie. En effet, les municipalités sont tenues de déterminer les sources de contraintes naturelles et anthropiques, et d'identifier les zones qui sont soumises à ces contraintes pour « éviter l'empiétement et le rapprochement d'usages, de constructions ou d'ouvrages qui sont incompatibles et qui pourraient compromettre la sécurité et la santé des personnes » (Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation du Québec [MAMH] 2010a, Utilité).

En particulier, le bruit routier étant reconnu comme une nuisance importante affectant la santé et le bien-être des personnes (Basner et McGuire 2018 ; Singh, Kumari et Sharma 2018 ; Guski, Schreckenbergr et Schuemer 2017), l'aménagement du territoire doit être compatible avec les axes majeurs de circulation. En vertu de la Politique sur le bruit routier adoptée en 1998, de la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme (LAU) et du Plan métropolitain d'aménagement et de développement (PMAD)¹, les municipalités régionales de comté (MRC) et les territoires équivalents (TE) doivent prendre en compte cette contrainte anthropique dans leur schéma d'aménagement et de développement (SAD). Les MRC et TE sont tenus d'introduire des dispositions dans leur SAD qui assurent que les usages sensibles (activités résidentielles, récréatives et institutionnelles) aménagés en bordure des autoroutes et des routes nationales numérotées soient accompagnés de mesures d'atténuation sonore qui limitent les niveaux de bruit extérieur à 55 dBA_{Leq(24 h)} et moins.

Compte tenu des problèmes d'iniquité environnementale observés en matière d'exposition au bruit routier et de planification des écrans antibruit à l'échelle du Grand Montréal (Potvin, Apparicio et Séguin 2019), vingt ans après l'adoption de la Politique sur le bruit routier, il est à se demander

¹ Les PMAD visent seulement les MRC qui appartiennent à la Communauté métropolitaine de Québec (CMQ) ou à la CMM.

si la Politique a eu un impact positif sur le nombre de terrains protégés contre les bruits de la route. De plus, nous avons l'intention d'identifier des indicateurs de forme urbaine qui peuvent aussi expliquer la présence ou l'absence de mesures d'atténuation sonore étant donné que ces indicateurs sont étroitement liés aux niveaux de bruit (Han et al. 2018 ; Wang et Kang 2011 ; Souza et Giunta 2011 ; Salomons et Berghauser Pont 2012 ; Wu et al. 2019). Enfin, dans une optique de justice environnementale, nous évaluons si les populations vulnérables socialement ou physiologiquement sont surreprésentées ou sous représentées dans les secteurs disposant de mesures d'atténuation sonore lorsque nous contrôlons les facteurs contextuels et les facteurs de forme urbaine.

Le présent mémoire s'articule en quatre chapitres. Nous présenterons dans le premier chapitre une revue de littérature sur le bruit routier, les mesures d'atténuation sonore et la justice environnementale, nous traitons également de l'objet de l'étude. Le second chapitre est consacré à la méthodologie employée pour identifier les terrains à l'étude et pour les caractériser, ainsi que les analyses statistiques. Le troisième chapitre présente les résultats des analyses quantitatives. Enfin, dans le quatrième chapitre, nous discutons des résultats et présentons quelques recommandations qui favoriseraient un meilleur environnement sonore pour les activités sensibles aménagées à proximité du réseau routier supérieur.

CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE

Ce premier chapitre a pour objectifs de définir les concepts centraux mobilisés pour l'élaboration de ce mémoire à partir de la littérature et de montrer comment ils s'imbriquent pour orienter les étapes subséquentes de la recherche. Il comprend cinq sections. Premièrement, nous définirons le bruit routier et ses conséquences sur la qualité de vie et la santé des individus. Deuxièmement, nous identifierons les différentes formes de mesures d'atténuation du bruit routier. Celles-ci sont regroupées selon leurs types : les mesures d'atténuation à la source, les mesures limitant de la propagation des ondes sonores et les interventions touchant le cadre bâti. Troisièmement, nous détaillerons la gestion du bruit routier au Québec du point de vue législatif. Quatrièmement, nous définirons le concept de la justice environnementale. Nous concluons ce chapitre avec la présentation de la problématique, des objectifs du mémoire, de la question de recherche et des hypothèses.

1.1 Le bruit routier en milieu urbain

1.1.1 La définition, l'unité de mesure et la propagation du bruit

1.1.1.1 Définitions et l'unité de mesure du bruit qui considère l'oreille humaine

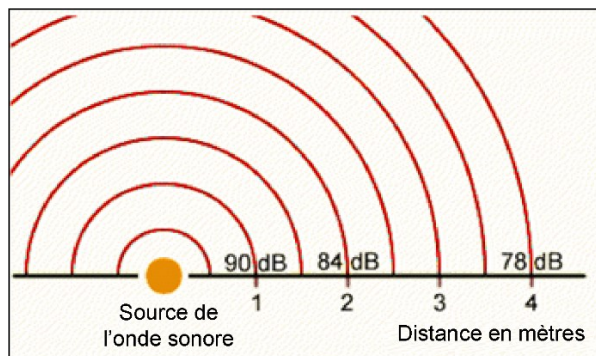
Le son représente la perception auditive des ondes acoustiques (World Health Organization [WHO] 1999) et l'environnement sonore englobe l'ensemble des sons naturels ou anthropiques perceptibles dans l'environnement (Martin, Deshaies et Maurice 2015). La *World Health Organization* (1999), ou l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), définit le bruit comme étant les sons indésirables. Cependant, pour Fink (2019), parler d'indésirabilité du bruit suppose que la tolérance au bruit est purement subjective, ce qui risque de minimiser l'ampleur de l'impact du bruit sur la santé des individus. Il suggère donc que le bruit représente un son indésirable et/ou nocif (Fink 2019). Enfin, puisque ce mémoire porte sur l'atténuation du bruit routier, il est nécessaire de préciser que le bruit routier réfère au bruit produit par le moteur des véhicules motorisés et par la friction entre les pneus et la surface des voies de circulation (Martin et Gauthier 2018 ; Singh, Kumari et Sharma 2018).

Le bruit est généralement rapporté en décibel (dB). Cette mesure correspond au logarithme des valeurs directes de la pression sonore mesurées en micropascals, permettant une représentation plus intuitive des bruits perçus (Luquet 2000 dans Martin, Deshaies et Maurice 2015). En prenant en considération cette échelle logarithmique, une augmentation du niveau sonore par 3 dB représenterait une multiplication de l'énergie sonore par 2, alors qu'une augmentation de 10 dB représenterait une multiplication par 10 (Ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec [MTMD] 2000 dans Martin, Deshaies et Maurice 2015).

Pour tenir compte de la sensibilité des êtres humains à certaines fréquences, on ajoute le filtre A, une courbe de pondération, aux mesures en dB pour former l'unité de mesure dBA. En effet, l'oreille humaine peut capter les fréquences de 20 à 20 000 Hz, mais elle est plus sensible aux moyennes et hautes fréquences qu'aux basses fréquences de 20 à 400 Hz (Khan et al. 2018 ; Martin, Deshaies et Maurice 2015). Cette unité de mesure couvre l'ensemble des fréquences perçues par l'humain et ces valeurs reflètent mieux la sensation auditive réelle (Khan et al. 2018 ; Martin, Deshaies et Maurice 2015). Les niveaux de bruit moyen ou équivalent ($L_{\text{Aday-evening-night}}$ ($L_{\text{Aден}}$), $L_{\text{Aeq(24 h)}}$, L_{Aday} etc.) sont aussi des indicateurs communément utilisés pour décrire l'exposition humaine au bruit. Ces indicateurs intègrent « les niveaux ponctuels de bruit en une exposition sous la forme d'un bruit continu équivalent d'énergie pendant une période de temps, comparable à un bruit stable durant cette période » (Martin, Deshaies et Maurice 2015, p. 14).

1.1.1.2 La propagation des ondes sonores

Lorsque la source sonore est ponctuelle, comme le bruit produit par un seul véhicule immobile, l'onde sonore se propage sphériquement et son intensité diminue de 6 dB lorsque la distance à partir de la source double (Piercy, Embleton et Sutherland 1977) (voir figure 1.1, p. 19). Cette mesure ponctuelle est utilisée pour mesurer les niveaux sonores dits maximaux dans l'espace.

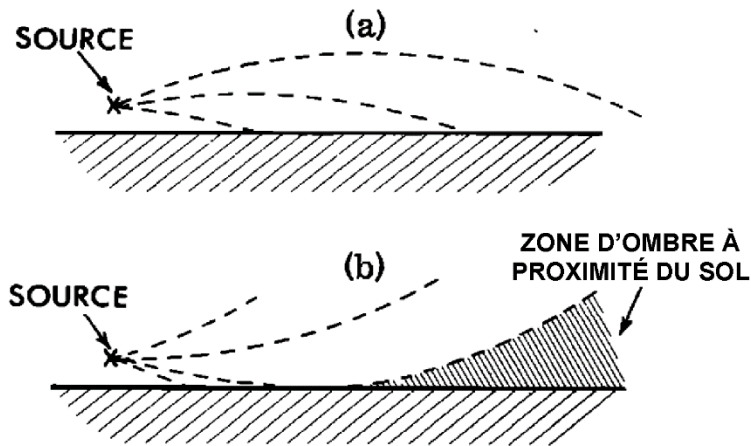


Source : Occupational Safety & Health Administration (2021), traduction libre

Figure 1.1 : Propagation d'une onde sonore à partir d'une source ponctuelle en champ libre; l'intensité diminue alors que la distance augmente

En revanche, lorsque l'on veut mesurer le bruit produit par l'ensemble des déplacements en automobile sur une voie de circulation, les véhicules individuels deviennent une succession de sources de bruit ponctuelles le long d'une voie de circulation, il convient alors de tenir compte de l'ensemble des sources de bruit comme étant une seule source linéaire (Nilsson et al. 2013). De cette manière, on considère que les ondes sonores se propagent cylindriquement avec une perte d'intensité de 3 dB pour chaque doublement de la distance à partir de la voie (Piercy, Embleton et Sutherland 1977). Ces modèles de perte d'intensité ne sont pas exacts pour les aires dites incohérentes comme les milieux urbains marqués par la variation de l'environnement bâti qui est composées de rues, de différentes barrières et d'aires ouvertes, mais ils permettent de comprendre la perte d'intensité causée par la distance de manière simplifiée (Piercy, Embleton et Sutherland 1977).

Les conditions météorologiques peuvent modifier les propriétés acoustiques de l'air, soit le milieu de propagation des ondes sonores sur la Terre. Par exemple, lorsque le vent circule à sens contraire par rapport à la trajectoire des ondes sonores, les ondes sont réfractées vers le haut et n'atteignent pas le sol, créant des zones d'ombre (Piercy, Embleton et Sutherland 1977). Or, lorsque la trajectoire du vent va dans le même sens que les ondes sonores, la réfraction du son vers le sol peut contribuer à augmenter les niveaux sonores (Piercy, Embleton et Sutherland 1977). Ces deux instances sont illustrées sur la fig. 1.2 à la page suivante. Les changements de températures causés par l'élévation et la distance de propagation peuvent également modifier les angles de réfraction des ondes sonores (Khan et al. 2018 ; Piercy, Embleton et Sutherland 1977 ; Nilsson et al. 2013).



Source : Piercy, Embleton et Sutherland (1977), traduction libre

A : Le vent circule dans le même sens que les ondes sonores, causant une réfraction vers le sol.

B : Le vent circule à contresens, causant une réfraction vers le haut et une zone d'ombre

Figure 1.2 : Trajectoire des ondes sonores selon la direction du vent

L'angle de réfraction augmente avec la distance de propagation (Nilsson et al. 2013). En créant de la turbulence atmosphérique, les changements de température et les changements de la vitesse du vent peuvent occasionner une distorsion des ondes sonores et les disperser vers des zones qui, autrement, n'auraient pas été atteintes par le son (Idem). Cela est d'autant plus prononcé lorsque les ondes sonores ont une fréquence élevée (Idem). Enfin, la température, l'humidité et la pression atmosphérique affectent la capacité d'atténuation de l'air, c'est-à-dire la capacité des molécules à absorber l'énergie des ondes sonores pendant sa propagation (Idem).

L'environnement physique affecte aussi la propagation du bruit. La topographie, comme le relief ou la présence d'écrans naturels ou anthropiques, peut affecter la propagation du bruit (Martin et Gauthier 2018). Une surface réfléchissante peut également influencer les niveaux sonores (Idem). En revanche, un sol ou une surface verticale plus poreux réduiraient la propagation des ondes sonores en absorbant davantage d'énergie (Piercy, Embleton et Sutherland 1977 ; Silva, Oliveira et Silva 2014 ; Van Renterghem et al. 2013). Aussi, le type de revêtement des autoroutes (asphalte vs béton) peut être utilisé pour modéliser les niveaux de bruit routier (Cho et Mun 2008). Les caractéristiques de l'environnement urbain et physique affectent donc les niveaux de bruit et il est possible de l'optimiser pour réduire les niveaux de bruit perçus. Nous discuterons de ces deux aspects dans les sections 1.2.3.2.

1.1.2 La mesure, la modélisation et la cartographie du bruit routier

Avant de faire état des différentes méthodes qui permettent de mesurer, modéliser ou cartographier le bruit routier, nous tenons à mentionner que la perception de l'environnement sonore peut servir à aménager des espaces publics plus agréables. La perception de la qualité et de l'agréabilité des sons est utilisée pour décrire des quartiers ou des espaces publics (Alves et al. 2015). À cet effet, la temporalité des sons et l'interaction entre les sens des individus sont des paramètres qui influencent la perception sonore (Marry 2013). La préférence pour certains environnement sonore peut aussi varier selon les caractéristiques physiques de l'espace, les activités qui y sont pratiquées, les normes sociales et les caractéristiques individuelles (Brown, Kang et Gjestland 2011). Alors, on peut soit standardiser les méthodes d'évaluations du paysage sonore, c'est-à-dire l'environnement sonore perçu par l'humain, soit préciser que certaines méthodes d'évaluation de l'environnement sonore sont seulement applicables pour certains espaces (Idem). Ainsi, les analyses liées à la perception permettent principalement d'intervenir à une échelle locale en mettant l'expérience de l'utilisateur de l'espace en avant-plan.

Quant aux mesures, aux modèles et à la cartographie, ces méthodes permettent de traiter de l'environnement sonore à une échelle supralocale ou régionale. Par exemple, des modèles déterministes illustrent les relations mathématiques entre des paramètres et des indicateurs d'exposition au bruit selon les connaissances scientifiques existantes des mécanismes qui gouvernent ces relations; des méthodes stochastiques modélisent les relations statistiques entre les paramètres; et des mesures réelles alimentent les études d'exposition à la pollution sonore (Khan et al. 2018).

Notamment, la Directive européenne sur le bruit dans l'environnement impose aux États membres de l'Union européenne de produire des cartes stratégiques de bruit (*noise maps*) illustrant les nuisances sonores produites par les routes principales, c'est-à-dire les voies fréquentées par plus de trois millions de véhicules par an, afin de créer des plans d'action concernant la gestion du bruit (European Commission 2002). Ces cartes permettent de représenter visuellement les niveaux de bruit observés au sein d'un territoire donné. Les municipalités mesurent les niveaux de bruit sur leur territoire selon des critères spécifiques qui standardisent les données et qui les ajustent selon les caractéristiques de l'environnement (Barrigón Morillas, Montes González et Rey Gozalo 2016). Alternativement, la méthode de modélisation *XPS 31-133* permet d'estimer le niveau de bruit routier. Cette méthode permet d'identifier les zones dans lesquelles le bruit routier quotidien excéderait 65 dBA. Elle est basée sur les débits de circulation, la proportion de véhicules

lourds, la vitesse affichée sur le réseau routier, la géométrie de la voie, l'élévation, la densité du cadre bâti et les conditions atmosphériques (Carrier, Apparicio et Séguin 2016b, 2016a). La *Federal Highway Administration* (FHWA), agence étasunienne responsable de la gestion de l'ensemble de son réseau de transport, adopte une approche qui s'appuie sur la réalisation de relevés sonores et de modèles numériques spécialisés (*Traffic Noise Model*) créés à l'aide de logiciels pour estimer le niveau de bruit à moins de 300 mètres de la source (Carrier 2015 ; FHWA 1998).

Avec une approche semblable à celle de la FHWA, le ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec (MTMD), précédemment sous l'appellation ministère des Transports du Québec (MTQ), propose aux MRC une méthode graphique d'estimation du climat sonore simplifiée dans son guide d'évaluation des niveaux sonores en bordure des voies de circulation routière dans le document intitulé *Planification des transports et révision des schémas d'aménagement* (1994). Cette modélisation est offerte pour les voies ayant un débit journalier moyen (DJM) de véhicules supérieur à 5000, et ayant une vitesse maximale supérieure à 50 km/h (MTMD 1994). Avec cette méthode, les MRC peuvent tracer des courbes isophones 55, 60 et 65 dBA_{Leq 24 h}, c'est-à-dire les courbes « unissant des points de même niveau de bruit » à l'aide d'une modélisation qui varie en fonction du DJM et de la vitesse maximale permise, en supposant que 10 % des véhicules sont des camions, et que ces derniers ont une répartition de 30 % de camions intermédiaires et de 70 % de camions lourds (MTMD 1994, p. D-2). En guise d'illustration, une zone située entre la médiane d'un tronçon d'une voie de circulation et la courbe isophone 65 dBA localisée à une distance de n mètres constitue une zone caractérisée par une perturbation forte, car elle est exposée à plus de 65 dBA. Cette méthode offre un avantage de taille, car les MRC peuvent facilement délimiter les zones de contraintes sonores en utilisant des données déjà compilées, sans avoir à effectuer des modélisations nécessitant une expertise acoustique qui prend en compte la géométrie de la route, la topographie, l'effet des obstacles physiques, etc. (MTMD 1994). Cependant, ce modèle, qui ne contient que quelques paramètres de l'environnement routier, ne permet que de définir des zones de contraintes sonores théoriques qui ne reflètent pas la manière dont les particularités locales comme les conditions météorologiques ou la topographie peuvent affecter les niveaux de bruit routier (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Par conséquent, cela peut imposer davantage de contraintes aux municipalités dans l'aménagement du territoire en bordure des axes majeurs de circulation en identifiant des zones de contraintes plus sévères. Le recours à des études acoustiques plus élaborées sont alors

recommandées dans les SAD lorsque des usages sensibles sont prévus en bordure d'une voie de circulation majeure.

1.1.3 Les effets du bruit routier sur la qualité de vie et sur la santé

Avec l'intention de réviser les directives sur le bruit environnemental pour la région européenne, l'OMS a financé plusieurs revues systématiques publiées entre 2017 et 2018 pour synthétiser et évaluer la qualité des connaissances sur la relation entre la pollution sonore et plusieurs aspects de la santé humaine. Les grandes lignes des résultats seront présentées dans cette section. De plus, quelques études supplémentaires complètent les observations.

Une des associations les plus fortement supportées par les études réalisées est la relation entre le bruit routier et la gêne. La gêne est composée de trois éléments : un dérangement répété des activités quotidiennes qui est potentiellement combiné avec des réponses comportementales pour réduire le dérangement, une réponse émotionnelle et une réponse cognitive par rapport à la situation (Guski, Schreckenberg et Schuemer 2017). Selon une méta-analyse des données de 26 études sur le bruit routier, des preuves de qualité modérée suggèrent une corrélation positive entre les niveaux de bruit et les scores bruts du niveau de gêne (Idem). Chaque augmentation du niveau de bruit de 10 dB est associée à environ trois fois plus de chance pour un individu de se décrire comme étant très gêné par le bruit, c'est-à-dire indiquer un niveau de gêne supérieur à 72 % dans un questionnaire (rapport de cotes (RC) = 2,738 pour des données observées et RC = 3,033 pour des données modélisées, 95%, $p < 0,001$) (Idem). Plusieurs mécanismes physiologiques, tels que l'augmentation de la production d'hormones associées au stress, ont été suggérés pour expliquer l'effet du bruit environnemental sur la santé mentale (Clark et Paunovic 2018b). Cependant, davantage d'études sont nécessaires pour quantifier la relation entre l'exposition au bruit routier et les indicateurs de la qualité de vie, comme le bien-être et la dépression autodéclarée par les individus, et ce, surtout dans une perspective longitudinale (Clark et Paunovic 2018b).

L'effet du bruit routier sur le sommeil a aussi été grandement étudié. D'une part, avec des mesures quantitatives, des preuves de qualité modérée suggèrent qu'il y a une relation de dose-réponse entre les instances d'éveil chez les adultes et le bruit routier : à chaque augmentation de 10 dBA la nuit, il y a une augmentation de 36 % de chance d'éveil (RC = 1,36) (Basner et McGuire 2018). D'autre part, selon les résultats d'auto-évaluations subjectives par des répondants, des preuves

de qualité modérée supportent qu'il y a deux fois plus de chance de signaler un sommeil dérangé par le bruit pour chaque augmentation de 10 dBA la nuit (Idem).

La qualité du sommeil est aussi particulièrement importante chez les enfants, puisqu'une mauvaise qualité de sommeil est associée à des problèmes émotionnels ou comportementaux (Schubert et al. 2019). De plus, les jeunes ont moins de contrôle sur leur lieu de résidence et peuvent éprouver plus de difficultés à gérer les effets du bruit (Idem). Vivre dans un secteur caractérisé par une densité élevée de circulation routière est associée à plus de chance d'avoir un sommeil dérangé pour des jeunes de 7 à 14 ans (Skrzypek et al. 2017). Notamment, une augmentation de 10 dB de bruit routier est associée à 21 % plus de chance d'avoir moins de dix heures de sommeil pour les filles de 7 ans selon une étude en Norvège (Weyde et al. 2017).

Une méta-analyse de trois études sur les troubles de comportement chez des jeunes de 7 à 11 ans suggère une augmentation de 11 % des chances de démontrer de l'hyperactivité ou de l'inattention pour chaque augmentation de 10 dBA L_{den} du bruit routier (Schubert et al. 2019). Cette augmentation est aussi associée à 9 % plus de chances d'éprouver des difficultés comportementales de manière générale (Idem). Néanmoins, un nombre plus élevé d'études est nécessaire pour former des observations concluantes (Idem). Clark et Paunovic (2018a) suggèrent que l'exposition au bruit à l'école a un effet sur les habiletés cognitives des enfants comme les capacités de lecture, d'écriture et la mémoire, mais davantage d'études sont aussi nécessaires pour supporter cette association.

Enfin, l'exposition à des niveaux de bruit élevée est également associée à une augmentation de la prévalence et des incidences de cardiopathie ischémique (Van Kempen et al. 2018). Cependant, même si certaines études suggèrent des associations entre l'exposition au bruit et d'autres problèmes cardiovasculaires comme les accidents vasculaires cérébraux ou des maladies métaboliques comme le diabète, il n'y a pas encore suffisamment d'études pour aboutir à des conclusions qui font consensus (Idem).

Sous un autre angle d'analyse, une revue systématique suggère que des interventions visant à réduire le bruit routier ont un impact positif sur la santé (Brown et Van Kamp 2017). Notamment, des interventions agissant à la source ou sur la propagation du bruit, l'ouverture ou la fermeture d'infrastructures routières, ainsi que l'intégration de façades calmes² sont toutes des interventions

² Généralement, un logement possède une façade calme lorsqu'une différence supérieure à 10 dBA sépare le niveau de bruit devant et derrière le logement (Van Renterghem et Botteldooren 2012a ; Öhrström et al. 2006).

qui sont associées à une réduction du niveau de gêne (Idem). Similairement, ses interventions sont associées à une amélioration des paramètres décrivant la qualité du sommeil (Idem). Bien que peu d'études évaluent l'effet direct des interventions sur la santé cardiovasculaire des individus, la présence de façade calme dans le lieu de résidence semble également réduire la pression artérielle (Idem) des individus qui y vivent.

1.1.4 La relation entre l'aménagement et le bruit routier

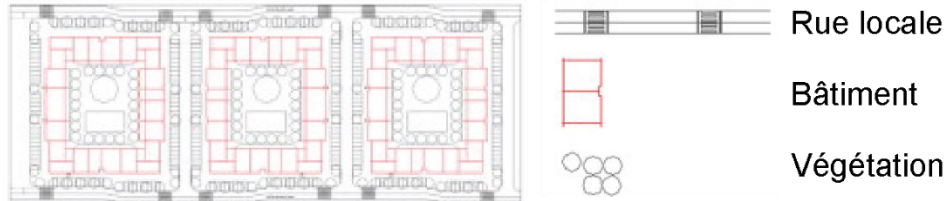
1.1.4.1 L'environnement routier et les niveaux de bruit

Les caractéristiques de l'environnement routier exercent une influence sur l'intensité sonore. D'une part, les aspects de la circulation véhiculaire, comme la proportion de véhicules lourds sur un tronçon donné, la vitesse de conduite et la vitesse affichée peuvent positivement affecter le bruit routier (Han et al. 2018 ; Salomons et Berghauser Pont 2012 ; Martin, Deshaies et Maurice 2015). En particulier, les débits de circulation constituent le facteur le plus influant sur les niveaux de bruit même s'ils n'expliquent pas entièrement les niveaux de bruit mesurés (Han et al. 2018 ; Salomons et Berghauser Pont 2012 ; Souza et Giunta 2011). Selon une étude brésilienne, les coefficients de détermination (R^2) qui décrivent la relation entre le débit de circulation routière et les niveaux de bruit en milieu urbain sont respectivement de 0,57, 0,56 et 0,34 à l'heure de pointe du matin, de l'après-midi et du soir (Souza et Giunta 2011). Cela signifie que le nombre de véhicules qui circulent pendant une période donnée peut expliquer jusqu'à près de 60 % de la variation des niveaux de bruit mesurés en milieu urbain. D'autre part, les travaux recensés suggèrent aussi que les caractéristiques de la voie de circulation comme la densité du réseau de circulation, la taille de la voie et la proportion de la voirie par rapport à la surface totale du territoire ou par rapport à d'autres usages du sol sont aussi associées au niveau de bruit mesuré (Wang et Kang 2011 ; Hao et al. 2013 ; Han et al. 2018 ; Salomons et Berghauser Pont 2012). En effet, plus le réseau routier est dense ou plus celui-ci occupe de l'espace dans le territoire, plus les niveaux de bruit mesurés sont élevés ; ce phénomène a été observé aux Pays-Bas à Amsterdam et Rotterdam, en Chine à Shenzhen et dans le Grand Manchester en Angleterre (Salomons et Berghauser Pont 2012 ; Wang et Kang 2011 ; Han et al. 2018).

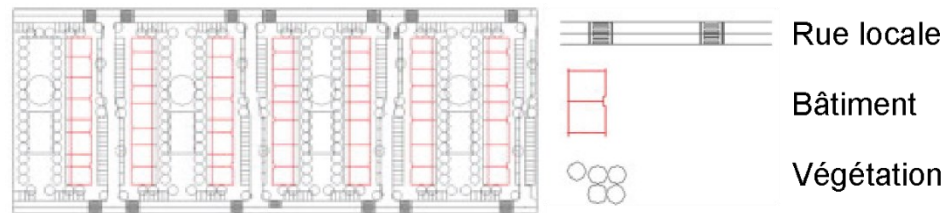
1.1.4.2 L'impact de la forme urbaine sur le bruit

Outre l'environnement routier, la forme urbaine a aussi un impact sur les niveaux de bruit mesurés. En guise de précision, la forme urbaine est définie comme étant les configurations spatiales qui résultent de l'activité humaine (Silva, Oliveira et Silva 2014). Elle peut être catégorisée en typologies urbaines en fonction de l'organisation de l'espace, de l'apparence et de la fonction du cadre bâti et de l'usage de l'espace urbain (Silva, Oliveira et Silva 2014 ; Han et al. 2018). Il est également possible de décrire la forme urbaine par des indicateurs qui quantifient la distribution, la taille ou la proportion des surfaces bâties, des terrains végétalisés ou des espaces ouverts (Han et al. 2018 ; Wang et Kang 2011 ; Souza et Giunta 2011 ; Salomons et Berghauser Pont 2012 ; Wu et al. 2019). La géométrie, la compacité, la porosité et la complexité sont aussi des indicateurs couramment utilisés (Souza et Giunta 2011 ; Silva, Oliveira et Silva 2014 ; Han et al. 2018). La géométrie réfère à la forme de l'îlot, telle qu'une forme rectangulaire, carrée, etc. (Souza et Giunta 2011). La compacité permet de mettre de l'avant le découpage à l'intérieur de l'îlot et la porosité représente la proportion d'espace ouvert par rapport à l'aire totale (Silva, Oliveira et Silva 2014). Pour mesurer la complexité, on suggère d'observer le ratio entre le périmètre de l'îlot et sa surface : plus le ratio est élevé, plus la forme de l'îlot est irrégulière et complexe (Idem). Enfin, des indicateurs qui quantifient l'agencement des éléments construits comme le rapport entre la hauteur des bâtiments et la largeur des voies, la distance séparant les bâtiments en première rangée de la voie de circulation, et la surface totale des façades exposées à la voie de circulation sont aussi des descripteurs de la forme urbaine qui peuvent être utilisés pour modéliser les niveaux de bruit (Hao et al. 2013 ; Souza et Giunta 2011).

Concernant la géométrie des îlots et du cadre bâti, une forme fermée (fig. 1.3) est généralement associée à des niveaux de bruit plus faibles qu'un îlot ouvert (fig. 1.4) (Silva, Oliveira et Silva 2014 ; Salomons et Berghauser Pont 2012). Les îlots qui ont une forme plus irrégulière, compacte et complexe sont aussi associés à des milieux plus calmes puisque qu'ils offrent plus d'obstacle à la propagation des ondes sonores (Han et al. 2018 ; Souza et Giunta 2011 ; Silva, Oliveira et Silva 2014).



Source : Silva, Oliveira et Silva (2014), avec modifications mineures sur le format des images et traduction libre
Figure 1.3 : Exemple d'îlots fermés avec davantage d'espaces protégés



Source : Silva, Oliveira et Silva (2014), avec modifications mineures sur le format des images et traduction libre
Figure 1.4 : Exemple d'îlots ouverts offrant moins d'obstacles au bruit

De surcroît, la forme du cadre bâti associée à l'intensité de l'activité humaine a un impact sur les niveaux de bruit. Une augmentation de la surface bâtie, représentée par le coefficient d'occupation du sol (COS)³, le coefficient d'emprise au sol (CES)⁴ ou d'autres formes de ratio entre la surface bâtie par rapport à la surface au sol selon les études, est généralement associée à une augmentation du niveau de bruit (Souza et Giunta 2011 ; Hao et al. 2013 ; Han et al. 2018). Cela s'explique par le fait qu'un cadre bâti dense serait associé à un nombre élevé de résidents, ce qui mènerait à davantage de véhicules en circulation. Cependant, l'élasticité intra-urbaine – concept qui réfère à la différence du débit de circulation entre deux secteurs urbains au sein d'une ville – affecte la manière dont les niveaux de bruit varient selon la surface bâtie (Salomons et Berghauser Pont 2012). En effet, Salomons et Berghauser Pont (2012) expliquent que, pour un secteur ayant une population dense et une utilisation élevée de véhicules motorisés (représenté par une élasticité de 0 ou -0,5), une augmentation de l'emprise au sol est associée à l'augmentation du niveau de bruit. Or, lorsqu'un secteur dense a une population qui utilise peu l'automobile (élasticité = -1,5), une augmentation du COS et du CES du cadre bâti représente une diminution du niveau de bruit (Idem). Cela justifierait pourquoi, à Shenzhen en Chine, le niveau de bruit environnemental présente une association positive avec la densité (Han et al. 2018) contrairement à Amsterdam et Rotterdam aux Pays-Bas (Salomons et Berghauser Pont 2012). D'ailleurs, à Assen, une autre ville aux Pays-Bas qui est localisée à proximité d'une autoroute principale et caractérisée par un cadre bâti résidentiel de petite taille et de faible densité, Hao et al. (2013)

³ Le COS réfère au rapport entre la superficie du plancher construit et la superficie totale du terrain.

⁴ Le CES réfère au rapport entre la superficie construite au sol et la superficie totale du terrain.

observent que l'emprise du cadre bâti sur le sol (*building plan area fraction*) présente une relation positive avec les niveaux de bruit moyen sur les façades. Les auteurs observent aussi que l'effet de canyon⁵ n'affecte pas les niveaux de bruit au sein de ce type de tissu urbain en comparaison avec les milieux plus denses (Hao et al. 2013). Bref, le contexte et le mode de vie de la population affectent grandement la relation entre la forme urbaine et les mesures de bruit. En gardant ces éléments contextuels en tête, il est tout de même possible d'optimiser les effets atténuateurs de la forme urbaine pour l'utiliser en complémentarité avec d'autres formes de mesures d'atténuation sonore.

1.2 Protection contre le bruit routier

Plusieurs types de mesures d'atténuation ont été développés dans le but de réduire l'exposition de la communauté au bruit routier. Certaines mesures agissent sur le bruit à la source, d'autres sur sa propagation. Une troisième catégorie de mesures s'applique aux récepteurs, à savoir l'environnement bâti exposé au bruit routier. La majorité des études réalisées sur les méthodes d'atténuation provient du domaine de l'ingénierie et de l'acoustique. Ici, les mesures seront présentées dans une perspective plus générale de planification et de l'aménagement du territoire.

1.2.1 Les mesures d'atténuation du bruit à la source

Les mesures d'atténuation du bruit à la source réfèrent aux interventions sur la source du bruit routier, soit le moteur des véhicules motorisés et la friction entre les pneus et le revêtement de la route. Afin de réduire le bruit émis par les véhicules, des mesures législatives et des normes de qualité contrôlent les caractéristiques des véhicules et de leur moteur (Martin et Gauthier 2018). Des critères de construction peuvent aussi être adoptés pour guider le choix du revêtement de sorte à réduire le bruit produit. La taille nominale maximale du grain, l'épaisseur de la couche de revêtement, le type de béton utilisé et la composition des couches sont tous des caractéristiques qui affectent les propriétés acoustiques d'une route et qui peuvent être optimisées pour réduire de manière significative le bruit de friction généré (Tian et al. 2014 ; Praticò 2014).

⁵ L'effet de canyon survient lorsque les bâtiments d'un côté et de l'autre de la voie causent une multiplication des réflexions des ondes sonores, générant ainsi des niveaux de bruit supérieurs sur les façades orientées vers la voie de circulation (Heutschi 1995).

Une mesure d'atténuation à la source qui relève davantage du domaine de la planification urbaine est la gestion de la circulation. Le débit de circulation étant un facteur important qui affecte le niveau de bruit routier (Singh, Kumari et Sharma 2018 ; Han et al. 2018 ; Souza et Giunta 2011 ; Salomons et Berghauser Pont 2012). Réduire le nombre de véhicules est une intervention directe sur le bruit routier : une réduction de 50 % du nombre de véhicules mènerait à une baisse du niveau théorique de bruit par 3 dBA sur une artère de circulation (Martin et Gauthier 2018). Privilégier le transport collectif dans l'aménagement de voies de circulation, changer le type de voie, adopter des mesures législatives qui favorisent ce mode de transport, rediriger la circulation vers des voies de contournement et émettre des restrictions de circulation sont des interventions possibles lorsqu'elles sont adaptées au territoire d'intervention (Martin et Gauthier 2018 ; Jiang et al. 2018). Les administrations peuvent aussi réduire la vitesse de circulation maximale permise, mais cette mesure semble légèrement moins efficace qu'agir sur le nombre de véhicules (Murphy et King 2011). De plus, selon Van Renterghem et Botteldooren (2012b), réduire la vitesse de circulation des autoroutes et des voies rapides risque de contrecarrer leur fonction première.

Puisque les arrêts et les départs aux intersections avec signalisation sont une source de bruit notable, des spécialistes ont étudié l'impact des carrefours giratoires comme forme d'intersection alternative en milieu urbain. Les carrefours giratoires réduiraient le bruit émis en minimisant les arrêts complets lorsqu'il n'y a pas de congestion (Quartieri et al. 2009). Néanmoins, même si l'opinion publique sur les carrefours giratoires semble s'améliorer à la suite de leur implantation, l'acceptabilité sociale demeure faible en raison de la méconnaissance du public par rapport à ce type d'aménagement (Damaskou et Kehagia 2017). De plus, les carrefours giratoires ne sont pas recommandés pour les petites intersections ayant peu d'espace, pour celles dont les voies convergentes ont des débits de circulation différents, pour les voies à vitesse élevée, pour les secteurs ayant un volume élevé de transport collectif et pour les artères fréquentées par un nombre élevé de véhicules lourds, de motocyclettes ou de piétons (Quartieri et al. 2009). Dans ces situations, synchroniser les feux de circulation peut aussi réduire le bruit aux intersections, mais cela risque d'augmenter le bruit entre les intersections, car cette intervention peut faciliter une circulation plus rapide (De Coensel et al. 2012). Bref, en fonction du milieu urbain, la conception et la composition des voies de circulation peuvent être optimisées pour réduire le niveau de bruit produit à la source.

1.2.2 La réduction de la propagation du bruit routier par des barrières

1.2.2.1 Le mur antibruit

Le mur antibruit est la mesure d'atténuation sonore la plus répandue pour réduire le bruit des infrastructures routières. Il empêche la propagation directe des ondes sonores de la source vers le récepteur, réduisant l'intensité sonore mesurée sur le territoire exposé au bruit (Martin et Gauthier 2018). Généralement, un mur antibruit réduit le niveau sonore de 5 à 12 dBA pour les logements situés à moins de 60 mètres de l'écran (Federal Highway Administration [FHWA] 2011 ; Martin et Gauthier 2018). Les effets de réduction se concentrent donc dans les deux premières rangées de bâtiments où l'on peut identifier une zone d'ombre. La performance d'un écran antibruit est aussi souvent mesurée selon la proportion de la population exposée au bruit après sa construction, et ce, surtout pour les pays européens. Par exemple, une modélisation sonore pour un secteur de Dublin en Irlande suggère qu'un mur antibruit de 3,5 mètres, placé en bordure de la voie de circulation, réduit de 2,2 % la population exposée entre 60 et 65 dBA_{Lden} (Murphy et King 2011). Ce même mur réduit de 9,5 % la population exposée à plus de 75 dBA_{Lden} (Idem). Par ailleurs, les murs antibruit réduisent la concentration de polluants atmosphériques dans les zones à proximité des autoroutes, allant jusqu'à une distance de 300 mètres à partir de l'écran sans augmenter la concentration de polluants sur la voie de circulation (Baldauf et al. 2016).

La performance du mur antibruit dépend de plusieurs facteurs comme le matériau dont il est composé. Une méta-analyse de données et d'études réalisées en Europe et aux États-Unis comparant la performance des murs antibruit en béton, en métal et en bois dans une perspective de durabilité suggère que les murs en béton ont la performance acoustique la plus élevée et qu'ils sont aussi les plus performants en matière de durabilité, de stabilité et de résistance contre les aléas, même si sa production a une empreinte en carbone plus élevée (Ahac, Ahac et Lakušić 2021). Le choix du matériau dépend également de paramètres supplémentaires comme la localisation du mur; un mur en béton ne serait pas approprié sur un viaduc étant donné son poids élevé (Idem).

Placer deux murs composés de matériaux acoustiquement rigides de part et d'autre d'une voie de circulation mène à une diminution significative de leur performance, car cette disposition occasionne une réflexion des ondes sonores (Van Renterghem et al. 2015). En revanche, y ajouter un système végétalisé permettrait de les rendre plus absorbants et optimiser leur capacité

de réduction du bruit routier. Comparativement à deux murs dits rigides, l'utilisation de murs antibruit couverts par de la végétation réduirait le bruit de 5 à 6 dBA pour un récepteur placé à entre un ou deux mètres du sol, alors qu'une réduction de 7 à 8 dBA est prédite pour un récepteur situé à entre 3,5 et 4,5 mètres du sol, jusqu'à 50 mètres à partir de la voie de circulation (Defrance et al. 2013, dans Van Renterghem et al., 2015). L'effet de la végétation est d'autant plus prononcé lorsque les voies de circulation sont en tranchées et étroites (Van Renterghem et al. 2015). La forme du mur antibruit peut aussi être optimisée pour augmenter la perte d'insertion au récepteur⁶. Par exemple, ajouter un cylindre ayant un diamètre de 100 cm au sommet (*cap*) d'un mur représenterait une perte d'insertion supplémentaire de 5 dBA comparativement à un mur antibruit sans cylindre pour un récepteur placé à 1,5 m du sol et à 20 m et moins de la barrière (Van Renterghem et al. 2015).

Toutefois, les coûts d'aménagement des écrans antibruit au kilomètre linéaire peuvent être particulièrement élevés en raison des matériaux utilisés, des caractéristiques du milieu d'insertion, des contraintes techniques et du déplacement des utilités publiques (FHWA, 2011). De plus, l'aménagement de murs antibruit peut cloisonner les quartiers, y réduire l'ensoleillement, affecter l'environnement immédiat et occasionner des pertes de vues pour la population locale (Martin et Gauthier 2018 ; Yao et al. 2021). Puisque ces effets influencent le niveau de satisfaction de la population, ils doivent être considérés lorsque l'on évalue l'impact net des murs antibruit (Yao et al. 2021). Les zones supposément protégées par les murs peuvent aussi voir leur niveau de bruit légèrement augmenter lorsque le vent réfracte les ondes sonores vers le sol (Van Renterghem et al. 2015). Pour y remédier, il est suggéré d'aménager des rangées d'arbres entre le mur et les zones protégées, puisque les arbres permettent de réduire la vitesse du vent et de diminuer cette réfraction (Idem).

1.2.2.2 Les buttes de terres

Une seconde intervention agissant sur la propagation du bruit routier est les buttes de terres. Leur forme, leur angle, leur surface et leur taille peuvent être optimisés pour réduire significativement la propagation du bruit routier (Van Renterghem et al. 2015). Une butte de terre couverte avec une surface acoustiquement molle et un sommet plat a une performance similaire à celle d'un mur

⁶Une perte d'insertion représente la différence entre le niveau de bruit mesuré sans mesure d'atténuation et le niveau de bruit en présence d'une mesure d'atténuation, en considérant l'effet du sol comme étant présent dans les deux cas (Ekici et Bougdah 2003).

antibruit de la même hauteur, c'est-à-dire une perte d'insertion de 5 à 12 dBA, mais elles nécessitent beaucoup plus d'espace que les murs (Martin et Gauthier 2018 ; Van Renterghem et Botteldooren 2012b). Alors, l'aménagement des buttes de terre dépend énormément du découpage territorial et de l'espace disponible (Lokhande et al. 2021). Effectivement, il faut un dégagement latéral d'environ 20 mètres pour pouvoir aménager une butte acoustique dont les pentes permettront de réduire le niveau de bruit de façon optimale. Contrairement aux murs qui voient leur performance diminuer lorsqu'il y a du vent, la pente des buttes de terre atténue significativement cet effet. Plus précisément, une pente ayant un ratio de 1 :3 ou une pente plus raide avec un sommet plat permet de réduire l'effet du vent à moins d'un dBA (Van Renterghem et Botteldooren 2012b). Les buttes de terre sont donc plus performantes dans ces situations (Idem). De plus, elles nécessitent moins d'entretien, ont une meilleure durée de vie et coûtent moins cher que les murs (Nilsson et al. 2013 ; Lokhande et al. 2021).

1.2.2.3 Ceintures végétales

L'aménagement de ceintures végétales réduit la propagation du bruit routier avec plusieurs effets directs et indirects selon une revue des mesures naturelles d'atténuation du bruit routier réalisée par Van Renterghem et al. (2015). De manière directe, les éléments végétaux compris dans la ceinture agissent en, soit redistribuant et redirigeant l'énergie sonore, soit en l'absorbant et en la transformant en énergie thermique (Idem). De manière indirecte, la végétation crée un sol forestier acoustiquement mou qui absorbe aussi l'énergie sonore et contribue à un microclimat modifié le médium de propagation des ondes sonores (Idem).

La densité de végétation, le mode de plantation, le type d'arbres, l'épaisseur de la ceinture, la distance de recul de la ceinture à partir de la source sont des paramètres qui peuvent affecter la performance des ceintures végétales (Van Renterghem et al. 2015 ; Ow et Ghosh 2017 ; Samara et Tsitsoni 2007). Une ceinture végétale optimisée ayant une profondeur de 15 m pourrait équivaloir à l'aménagement d'un mur antibruit en béton de 1 à 2 m et réduire le bruit de 5 à 6 dB à 50 m d'une voie de circulation, alors qu'une ceinture de 30 m d'épaisseur aurait une performance similaire à un mur de 3 à 4 m (Van Renterghem, De Coensel et Botteldooren 2013, dans Van Renterghem et al. 2015; Nilsson et al. 2013). Il a aussi été suggéré qu'une densité éparse à moyenne de végétation ou une épaisseur de 5 m avec une densité élevée de végétation peuvent être suffisantes pour réduire le niveau de bruit de manière significative, répondant à des craintes concernant la grande quantité d'espaces nécessaires pour l'aménagement des ceintures

et la temporalité longue pour atteindre une densité optimale de végétation (Ow et Ghosh 2017). Enfin, un avantage notable des ceintures est l'effet positif de la végétation sur la perception sonore (Marry 2013 ; Van Renterghem et al. 2015 ; Van Renterghem 2019). Plus spécifiquement, les sources de bruit étant dissimulées par la végétation, les individus se déclarent moins dérangés (Marry 2013 ; Van Renterghem 2019).

1.2.2.4 Méthodes alternatives aux écrans antibruit

Suivant un principe similaire à celui des rangées d'arbres, une technologie relativement récente est l'aménagement d'écrans antibruit à cristaux soniques. Ce type d'écran est en fait une structure artificielle dans laquelle des diffuseurs (*scatterers*), comme des structures cylindriques, sont placés périodiquement pour créer des interférences destructives des ondes sonores, et ainsi réduire le bruit routier au récepteur (Fredianelli, Del Pizzo et Licitra 2019). Ce type d'aménagement permet d'éviter la limitation du champ de vision et la réduction de la luminosité qui constituent des faiblesses des murs antibruit, mais le maintien est beaucoup plus difficile à cause des débris qui peuvent s'accumuler entre les structures (Idem). De plus, davantage d'études sont encore nécessaires pour évaluer les zones d'ombre acoustiques des écrans à cristaux soniques, car la majorité des travaux réalisés évaluent leur performance sur des récepteurs localisés à proximité des écrans (Idem).

Une autre alternative aux murs antibruit traditionnels est l'aménagement d'édifices-écrans avec des usages non sensibles aux bruits (Martin et Gauthier 2018). Cela nécessite une planification des usages en amont pour assurer leur compatibilité (Idem). Cette planification des dispositions du cadre bâti est aussi utilisée pour créer des façades calmes au sein des logements (Öhrström et al. 2006). Cela sera discuté dans la prochaine section.

Enfin, il est aussi possible de réduire la propagation du bruit sans ériger d'écrans physiques qui bloquent la propagation des ondes sonores. Notamment, augmenter la rugosité du sol en y intégrant des murets qui mesurent entre 25 et 40 cm peut réduire le bruit aux récepteurs en créant des interférences destructives des ondes sonores (Nilsson et al. 2013). Par exemple, des murets de 30 cm arrangés dans un treillis (carré de 20 cm) avec une profondeur de 12,05 m peut avoir une perte d'insertion de 10,5 dBA pour un récepteur de 1,5 m de haut situé à 50 m de la source du bruit, assumant un trafic composé de 95 % de véhicules personnels et 5 % de véhicules lourds circulant à 50 km/h (Van Renterghem et al. 2015). Un des avantages notables de ce type de

construction est qu'il peut être réalisé même s'il y a des contraintes de hauteur de construction à la surface (Idem). De plus, ces systèmes de murets peuvent être combinés avec un système d'écoulement des eaux usées (Idem). Pour Brown et Van Kamp (2017), l'insonorisation du cadre bâti est aussi classée parmi les interventions sur la trajectoire sonore, mais cette mesure sera présentée dans la section suivante qui regroupe les interventions mises en œuvre au sein des secteurs exposés au bruit routier.

1.2.3 Les interventions sur l'environnement bâti exposé au bruit (récepteur)

Les mesures d'atténuation sonore agissant sur les récepteurs comprennent toutes les interventions sur l'environnement bâti exposé au bruit routier, soit les bâtiments comprenant des usages sensibles au bruit et les espaces extérieurs dans lesquels des activités sensibles sont pratiquées.

1.2.3.1 Les interventions architecturales : protéger les espaces de vie intérieurs et extérieurs

Les municipalités ont le pouvoir d'émettre des conditions de construction relatives à l'insonorisation des nouveaux bâtiments, et les membres de communautés peuvent insonoriser leur propre logement lorsque nécessaire (Martin et Gauthier 2018). Cependant, ce type d'intervention repose beaucoup sur la responsabilité individuelle et sur la volonté des compagnies immobilières, ainsi que sur l'accès à des connaissances par rapport aux problèmes liés au bruit routier et aux méthodes d'insonorisation. De plus, l'insonorisation est insuffisante puisqu'elle fonctionne seulement lorsque les fenêtres sont fermées. Or, près de la moitié des individus qui dorment avec une fenêtre fermée le font contre leur gré selon une étude réalisée à Ghent sur des logements exposés à des niveaux de bruit routier élevés (Van Renterghem et Botteldooren 2012a). D'ailleurs, même si l'insonorisation peut régler les problèmes de sommeil associés à l'exposition au bruit lorsque les fenêtres sont fermées, elle ne réduit pas la gêne puisque les individus ouvrent leur fenêtre et passent du temps à l'extérieur de leur logement (Van Renterghem et Botteldooren 2012b).

La façade extérieure des bâtiments peut être aménagée pour réduire le bruit au sein des espaces extérieurs en milieu urbain. La présence de saillies de toutes formes sur les façades extérieures, comme des avant-toits ou des persiennes, réduit la réflexion spéculaire du son; et cela, combiné

avec des matériaux absorbants, peut contribuer à une réduction du bruit dans l'environnement urbain avoisinant le bâtiment (Yang et Jeon 2020). De plus, une enveloppe du bâtiment végétalisée pourrait réduire le bruit dans les cours intérieures en augmentant la capacité d'absorption et de diffusion des façades entourant les cours (Van Renterghem et al. 2015). Les toits verts ont aussi été identifiés comme une mesure possible pour réduire le bruit routier, mais leurs performances dépendent grandement de la forme du toit (Idem).

Pour le cadre bâti résidentiel préalablement construit dans un secteur exposé au bruit routier, plusieurs études suggèrent que la présence d'une façade calme (*quiet side*) au sein du logement peut diminuer le niveau de gêne, les problèmes de sommeil et les troubles de concentration associés au bruit (Bodin et al. 2015 ; Gidlöf-Gunnarsson et Öhrström 2010 ; Öhrström et al. 2006 ; Van Renterghem et Botteldooren 2012a). De manière générale, lorsqu'une différence supérieure à 10 dBA sépare le niveau de bruit devant et derrière le logement, on considère que ledit logement possède une façade calme (Van Renterghem et Botteldooren 2012a ; Öhrström et al. 2006). Alternativement, pour Bodin et al. (2015), un logement qui, soit possède une fenêtre faisant face à un espace vert, soit dans lequel les individus s'autodéclarent comme aillant accès à un espace intérieur calme, est considéré comme un logement qui est pourvu d'une façade calme. Nonobstant ces différences méthodologiques, le niveau de gêne ou la probabilité d'avoir un niveau de gêne modéré diminuent lorsque les individus ont accès à une façade calme (Öhrström et al. 2006 ; Bodin et al. 2015 ; Van Renterghem et Botteldooren 2012a). La présence d'une chambre face à un espace vert est aussi associée à une probabilité plus faible d'avoir une faible qualité de sommeil et des problèmes de concentration (Bodin et al. 2015). La proportion de personnes qui se réveillent la nuit à cause du bruit diminue pour les personnes qui ont une chambre au côté calme du logement (Van Renterghem et Botteldooren 2012a). De plus, moins d'individus considèrent que leurs activités de relaxation sont dérangées lorsqu'ils ont accès à un côté calme, et ce, pour les activités à l'intérieur et l'extérieur du logement (Öhrström et al. 2006).

En ce qui a trait aux activités extérieures, une étude exploratoire suggère qu'à niveau de bruit égal, les cours intérieures calmes, qui sont considérées comme étant de meilleure qualité⁷, sont associées à moins de gêne et à moins d'activités dérangées comparativement aux cours intérieures de plus faible qualité. Cela suggère que les caractéristiques physiques de l'environnement ont un effet sur les réponses aux nuisances sonores, et qu'elles ne sont pas uniquement associées au niveau de bruit mesuré (Gidlöf-Gunnarsson et Öhrström 2010). Cela

⁷ Une cour intérieure qui possède un mobilier et des éléments naturels est aussi considérée de meilleure qualité. Elle a aussi un meilleur potentiel d'utilisation.

dit, le bruit mesuré à la façade exposée est associé positivement à la gêne. Par conséquent, assurer un accès à un espace de qualité n'est pas suffisant pour justifier la construction de bâtiments résidentiels dans des zones de contraintes sonores (Bodin et al. 2015).

1.2.3.2 *Intervenir sur l'environnement : entre agréabilité et intensité sonore*

Comme discuté dans la section intitulée *L'impact de la forme urbaine sur le bruit*, la disposition du cadre bâti et les espaces ouverts peuvent être optimisés pour favoriser un environnement sonore agréable, car plusieurs paramètres de forme urbaine ont une influence significative sur les niveaux de bruit. En plus de la forme urbaine, la végétation présente dans l'environnement semble agir sur le milieu de vie de deux manières complémentaires pour améliorer l'environnement sonore.

Premièrement, la végétation modifie la réponse des individus face aux bruits environnants. Cependant, en raison de la disparité des méthodologies employées dans les études réalisées, il n'y a pas encore de consensus fort par rapport aux bienfaits des espaces verts sur la perception du bruit (Dzhambov et Dimitrova 2014). Parmi les travaux qui suggèrent un effet modificateur de la végétation, une étude à Ghent, en Belgique, sur des logements exposés à des niveaux de bruit élevé (plus de 60 dBA) sans façade calme suggère que les individus qui possèdent une vue sur un espace modérément vert à partir de la fenêtre de leur salon ont cinq fois moins de chance d'être gênés par le bruit routier de manière modérée (Van Renterghem et Botteldooren 2016). Une autre étude plus récente évalue l'effet modificateur des espaces verts résidentiels sur l'impact du bruit routier sur la santé mentale des étudiants (Dzhambov et al. 2018). Cette étude suggère que vivre dans un quartier ayant une couverture végétale inférieure à 5,8 %⁸ augmente les effets négatifs du bruit routier, alors qu'une couverture supérieure à 5,8 % n'a pas d'effet sur l'impact du bruit sur la santé mentale des étudiants (Dzhambov et al. 2018). Cependant, il est possible que ces quartiers plus verts soient simplement moins bruyants (Idem). Ainsi, la végétation semble mitiger les effets néfastes du bruit routier sur le bien-être, mais davantage d'études sont nécessaires pour obtenir des conclusions généralisables et pour mieux comprendre les relations de causalité entre la végétation, les niveaux de bruit et la réponse face à l'environnement sonore.

Deuxièmement, les éléments naturels peuvent atténuer la perceptibilité des nuisances sonores comme le bruit routier. Le son produit par la végétation ou des éléments naturels peuvent masquer l'intensité des bruits dérangeants (Van Renterghem 2019 ; Jiang et al. 2018). Par exemple, l'ajout

⁸ La couverture d'arbre du quartier a été calculée en fonction d'une zone tampon circulaire de 500 m.

d'une fontaine et de chants d'oiseaux réduisent l'intensité perçue des bruits de circulation et améliorent l'agrément de l'environnement sonore dans un espace public (De Coensel et al. 2012 ; Jiang et al. 2018). Il a aussi été suggéré que le bruit des pas sur un sentier en gravier peut minimiser le bruit routier dans un parc (Alves et al. 2015). En contrepartie, ajouter des éléments sonores supplémentaires dans l'environnement risque d'y augmenter le volume de manière générale, réduisant potentiellement la qualité globale du milieu (Nilsson et al. 2010 ; De Coensel, Vanwetswinkel et Botteldooren 2011). Dans tous les cas, les études suggèrent que la végétation réduit le stress chez les individus, car ces derniers ont l'impression que leur proximité à des éléments végétaux réduit leur risque de problèmes de santé (Dzhambov et al. 2018). Pour les personnes âgées, l'accès à espace végétalisé ou à une façade calme peut également représenter une possibilité de fuir les nuisances urbaines comme le bruit routier, augmentant leur sentiment de contrôle sur leur environnement résidentiel (Riedel et al. 2018). Alors, la végétation et le son qui y est associé peuvent augmenter l'agrément d'un milieu.

1.2.3.3 L'intégration des mesures d'atténuation par une planification sonore stratégique : un exemple européen

Les nombreuses mesures d'atténuation sonore existantes et les évolutions technologiques qui les rendent de plus en plus performantes nécessitent d'être accompagnées par une planification territoriale qui assure leur intégration optimisée au sein d'un territoire. Les sites d'intervention et les solutions doivent être identifiés de manière stratégique en fonction des mesures empiriques, mais aussi en fonction du contexte local. Notamment, le projet *SONORUS* financé par l'Union européenne suggère l'intégration de connaissances multidisciplinaires pour développer un environnement sonore urbain adéquat; les connaissances provenant des domaines de l'ingénierie, de la planification urbaine, de la cartographie sont croisées pour identifier et planifier les interventions nécessaires (Alves et al. 2015). C'est aussi à cette étape que la planification sonore intégrée et la mise en œuvre de plans d'action locaux prennent de la valeur. Notamment, la *Directive sur le bruit environnemental* adoptée en 2002 par la Commission européenne vise à créer une approche commune pour éviter, prévenir et réduire les effets néfastes de l'exposition au bruit environnemental (Murphy et King 2011). Elle vise aussi à offrir une base de connaissances pour développer des mesures d'intervention locales qui réduisent le bruit environnemental (Idem). Cette directive exige aux membres de l'Union européenne de fournir le pourcentage de la population exposée à différents niveaux de bruit, et de créer un plan d'action pour gérer les problématiques de bruit environnemental (Idem). De plus, les pays membres

doivent planifier l'utilisation du sol, les réseaux de transport et les mesures d'atténuation sonore afin de réduire le bruit et protéger les zones calmes existantes (Murphy et King 2011 ; D'Alessandro et Schiavoni 2015). Des campagnes de conscientisation sont aussi exigées pour informer la population et la société civile des conséquences de la pollution sonore (D'Alessandro et Schiavoni 2015). Au Québec, la Politique sur le bruit routier et les cadres législatifs guident les interventions concernant le bruit routier. Ce mode de gestion sera décrit dans la section suivante.

1.3 La gestion du bruit au Québec

Puisque le palier fédéral canadien a l'autorité sur les aéroports, les chemins de fer, les réseaux de navigation interprovinciaux et les standards de manufacture de produits d'échanges, il a le pouvoir d'émettre des critères et des normes de performance concernant le bruit (Estrin 2004). Par exemple, la Loi sur la sécurité automobile a plusieurs dispositions sur l'émission du bruit des véhicules (Idem). La Loi canadienne sur l'évaluation environnementale permet au gouvernement d'exiger des prédictions du bruit produit par les projets sur lesquels il a juridiction, mais cet acte est généralement utilisée pour la construction des aéroports et elle est peu appliquée pour d'autres types de projets en raison de son caractère discrétionnaire (Idem). La responsabilité de gérer les autres types de bruit, comme le bruit produit par les autres voies de circulation, est attribuée aux provinces et aux territoires (Idem).

1.3.1 La Politique sur le bruit routier du ministère des Transports du Québec

En guise de reconnaissance de leur responsabilité dans la production de bruit routier, le MTMD a adopté la Politique sur le bruit routier en 1998. Cette politique comprend deux approches visant à réduire la pollution sonore dans les zones sensibles localisées le long du réseau routier géré par le MTMD. Par zone sensible, le Ministère réfère aux zones où « le climat sonore constitue un élément essentiel pour l'accomplissement des activités humaines », c'est-à-dire, de manière générale, des espaces associés aux activités à vocation résidentielle, institutionnelle et récréative (MTMD 1998, p. iii).

La première approche, dite corrective, favorise l'aménagement de mesures d'atténuation sonore pour les secteurs construits avant mars 1998. Ces secteurs doivent comporter des espaces extérieurs nécessitant « un climat sonore propice aux activités humaines », être caractérisés par

une densité égale ou supérieure à 30 unités d'habitations par kilomètre linéaire, et comprendre au moins dix résidences exposées à un niveau de bruit égal ou supérieur à 65 dBA $L_{eq,24 h}$ (Ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec [MTMD] 1998). À titre indicatif, le niveau de 65 dBA est considéré comme étant un niveau de gêne fort (MTMD 1998). À cet égard, le Ministère s'engage à partager les coûts nécessaires à la réalisation des travaux avec les municipalités en parts égales, lorsqu'elles en font la demande sous condition que les mesures d'atténuation réduisent le niveau sonore par au moins 7 dBA, soit un changement considéré significatif dans la perception du bruit (MTMD 1998).

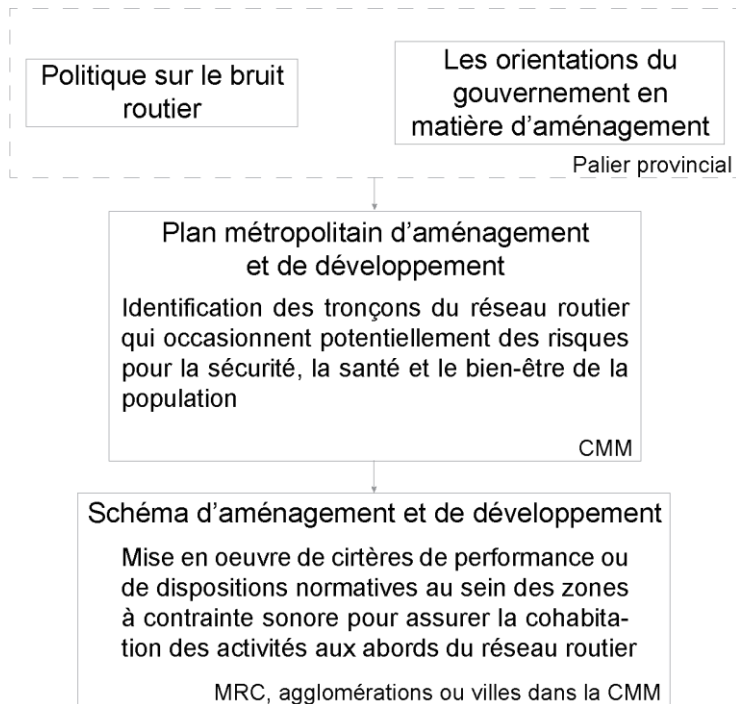
La seconde approche, dite de planification intégrée, s'applique lorsque des modifications sont apportées sur le réseau routier du MTMD à proximité de zones sensibles déjà établies et qui comportent aussi « des espaces extérieurs requérant un climat sonore propice aux activités humaines » (MTMD 1998). Dans l'éventualité où une nouvelle configuration routière (ajouts de voies de circulation, rapprochement des voies vers les résidences, changement de vocation d'une route, etc.) entraînerait des impacts sonores jugés significatifs dans ces zones sensibles, le Ministère s'engage à mettre en œuvre les mesures d'atténuation sonore entièrement à ses frais (MTMD 1998). Or, dans les cas où les infrastructures routières soumettant l'occupation du sol à des contraintes sonores sont déjà existantes, les MRC ont la responsabilité de proposer dans leur SAD une planification territoriale qui tient compte de ces voies de circulation (Éditeur officiel du Québec 2020 ; MTMD 1998). Au sein de leur schéma, les MRC peuvent établir des normes d'usages et des distances minimales à respecter par rapport aux voies de circulation; ce processus fait partie d'une approche normative. À cette approche, s'ajoute aussi une approche portant sur un standard de performance. Dans cette optique, les MRC peuvent émettre des critères pour assurer un climat sonore acceptable, c'est-à-dire un niveau de bruit inférieur à 55 dBA $L_{eq, 24 h}$, lorsqu'elles autorisent des usages sensibles au bruit à proximité des infrastructures routières (MTMD 1998). Les municipalités ont aussi le pouvoir d'établir des standards de niveau de bruit plus contraignants que ceux suggérés par la Politique et d'appliquer des normes concernant le bruit à d'autres voies de circulation si elles le souhaitent. À cet effet, « les municipalités locales ou leurs partenaires devront prendre en charge la totalité des frais de mise en œuvre des mesures d'atténuation [du bruit] à l'occasion de la réalisation de nouveaux projets de construction résidentielle et institutionnelle ou, encore, de projets à caractère récréatif » dans une zone identifiée comme étant soumise à des contraintes sonores (MTMD 1998, p. 8).

1.3.2 La hiérarchie des outils d'aménagement

En vertu de la LAU, les orientations gouvernementales en matière d'aménagement pour un aménagement concerté du territoire (OGAT) (Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation du Québec [MAMH] 1994) percolent à l'échelle des MRC ou des TE et à l'échelle des municipalités locales par souci de conformité. En d'autres mots, les MRC ont la responsabilité d'adopter un SAD et un document complémentaire qui sont conformes aux orientations émises par le gouvernement québécois. Après quoi, les municipalités des MRC adoptent un plan d'urbanisme qui contient des dispositions aussi contraignantes ou plus contraignantes que les règlements établis dans le document complémentaire du SAD (Éditeur officiel du Québec, 2020). Dans le cas des MRC faisant partie d'une communauté métropolitaine (soit la CMM ou la CMQ), les SAD doivent également être conformes au PMAD. Dans le cas de la CMM, les SAD des MRC ou TE suivants doivent être conformes au PMAD :

- L'agglomération de Longueuil
- L'agglomération de Montréal
- La MRC Beauharnois-Salaberry
- La MRC Deux-Montagnes
- La MRC L'Assomption
- La MRC La Vallée-du-Richelieu
- La MRC Les Moulins
- La MRC Marguerite-D'Youville
- La MRC Roussillon
- La MRC Rouville
- La MRC Thérèse-De Blainville
- La MRC Vaudreuil-Soulanges
- La Ville de Laval
- La Ville de Mirabel

Suivant cette hiérarchie des outils d'aménagement et la Politique sur le bruit routier, ces MRC sont tenues d'assurer la cohabitation des activités sensibles aux abords du réseau routier dans leur schéma d'aménagement (fig. 1.5). Comme détaillé dans la section précédente, les MRC doivent établir des règlements de zonage ou de lotissement pour interdire les activités sensibles ou pour les autoriser sous réserve que des mesures d'atténuation sonore soient implantées.



Source : Ma-O (2022)

Figure 1.5 : Hiérarchie des outils d'aménagement qui traitent des contraintes sonores applicable aux MRC et TE faisant partie de la CMM

Néanmoins, le contenu exact du schéma est sous la discrétion des MRC tant qu'ils sont conformes aux orientations gouvernementales (et au PMAD dans les communautés métropolitaines) (Rousseau 2016). De plus, les SAD en vigueur sont issus d'une génération différente⁹ (MAMH, 2010b) et les dispositions en matière de bruit routier sont aussi adoptées à des moments différents. Ainsi, les dispositions qui gèrent les contraintes sonores peuvent varier d'un SAD à l'autre sur certains points.

1.3.3 Différences selon les MRC face à la gestion des contraintes sonores

Nous avons identifié plusieurs différences entre les SAD des MRC qui font partie de la CMM. Premièrement, les MRC décrivent les usages faisant partie d'une zone sensible avec des niveaux de précision très différents. Certaines MRC choisissent de conserver une catégorisation similaire à celle de la Politique sur le bruit routier et à celle du PMAD; les usages sensibles correspondent

⁹ Les MRC et TE sont tenus de réviser leur SAD cinq ans après leur date d'entrée en vigueur en vertu de l'article 54 de la LAU (Éditeur officiel du Québec 2020). La génération d'un SAD réfère à ce processus de révision : un SAD de deuxième génération réfère à un SAD révisé pour une première fois, et ainsi de suite. Même si la révision ne se fait pas systématiquement à chaque cinq ans en pratique, les SAD actuellement en vigueur sont de première, deuxième ou troisième génération.

simplement aux usages à vocation résidentielle, institutionnelle et récréative, et aucune précision supplémentaire n'est offerte (Ville de Mirabel 2016 ; MRC Roussillon 2017 ; MRC de Beauharnois-Salaberry 2000 ; MRC de l'Assomption 2012 ; MRC de Rouville 2015). D'autres MRC choisissent pour leur part de préciser les établissements, les infrastructures et les équipements institutionnels qui font partie des usages sensibles. Par exemple, l'Agglomération de Longueuil (2016) offre des spécifications quant aux centres de services de santé et sociaux qui constituent un usage sensible. Elle précise également, le niveau de scolarité des établissements d'enseignement et spécifie les types d'aires extérieurs dont l'usage est sensible aux contraintes sonores.

De plus, certaines MRC semblent exclure la composante récréative proposée par la Politique sur le bruit routier. Notamment, la MRC de La Vallée-du-Richelieu (2006) utilise le terme « secteur récréotouristique », et ne mentionne pas les activités à vocation récréative au sein de son schéma. Pour leur part, l'Agglomération de Montréal (2015), la MRC Les Moulins (2002) et la MRC de Thérèse-De Blainville (2005) ne font pas mention des activités récréatives et incluent seulement certains équipements ou immeubles collectifs et institutionnels parmi les usages considérés sensibles. Néanmoins, l'Agglomération de Montréal (2015) mentionne les espaces de détente attenants aux immeubles à usage sensible. Seules l'Agglomération de Longueuil (2016), la Ville de Laval (2017), la MRC de Deux-Montagnes (2021), la MRC de Marguerite-D'Youville (2014) et la MRC de Vaudreuil-Soulanges (2018) précisent les espaces, infrastructures et équipements extérieurs à vocation récréative qu'elles considèrent comme sensibles au bruit routier. Cela dit, la vocation résidentielle est acceptée comme un usage sensible par toutes les MRC.

Ensuite, les MRC identifient les zones de contraintes sonores différemment. À l'exception de l'Agglomération de Montréal (2015) et la MRC de Thérèse-De Blainville (2005), les MRC comprises dans la CMM utilisent la méthode graphique suggérée par le MTMD au sein du *Guide d'évaluation des niveaux sonores en bordure des voies de circulation routière* du document *Planification des transports et révision des schémas d'aménagement*. L'Agglomération de Montréal (2015) définit seulement une distance générale de 30 m à partir du centre des voies à débit important et une distance uniforme de 300 m pour une autoroute ou une voie rapide pour identifier les zones de contraintes sonores, alors que la MRC de Thérèse-De Blainville (2005) identifie des distances variées à partir du centre de ses routes et autoroutes sans offrir de justification supplémentaire au sein de leur document officiel. Pour les MRC qui mettent en œuvre la méthode proposée, certaines MRC identifient leur zone de contraintes sonores avec les données du débit journalier moyen estival (DJME), alors que d'autres utilisent le débit journalier

moyen annuel (DJMA). Alors, la méthode d'identification des courbes isophones n'est pas uniformisée même si elle est comparable.

Une autre dimension pouvant influencer l'identification des zones de contraintes sonores est l'affectation du sol. Certaines MRC excluent les zones agricoles des dispositions concernant le bruit routier puisqu'elles ne sont pas censées accueillir des activités à vocation sensible. Remarquons aussi que la MRC de Marguerite-D'Youville (2014) s'est dotée d'un critère supplémentaire pour l'identification des secteurs soumis à des contraintes sonores; les zones urbaines où le territoire est considéré totalement construit, c'est-à-dire avec peu ou pas d'espaces vacants, sont exclues des zones de contraintes sonores. Ainsi, des zones non protégées comprenant des usages sensibles peuvent être exposées au bruit routier, sans être identifiées dans le SAD de la MRC.

Enfin, les conditions pour autoriser la construction d'infrastructures à vocation sensible varient selon les SAD. De manière générale, les constructions sont permises à condition que les demandes soient accompagnées d'un engagement à aménager les mesures d'atténuation sonore extérieures nécessaires ou à insonoriser les immeubles pour y réduire le bruit à des niveaux acceptables. Certains territoires, comme la Ville de Laval (2017), émettent des seuils de bruit acceptables à l'intérieur des bâtiments, ainsi qu'à la limite des aires extérieures la plus proche de la voie. Or, d'autres territoires, comme la Ville de Mirabel (2016), considèrent seulement le cadre bâti en proposant des critères qui limitent le niveau de bruit à l'intérieur du bâtiment et à la limite extérieure du bâtiment.

1.4 La justice environnementale

1.4.1 Le contexte d'émergence du terme

Le terme de justice environnementale a émergé avec le développement des mouvements populaires antitoxiques et les mouvements contre le racisme environnemental (Schlosberg 2003). Aux États-Unis, dans les années 1980, des groupes locaux se sont mobilisés pour dénoncer la présence plus prépondérante des sites d'enfouissement, des dépotoirs, des usines et des centrales nucléaires à proximité ou au sein des quartiers caractérisés par une forte concentration de minorités ethniques et de groupes économiquement désavantagés (Bolte, Pauli et Hornberg 2011 ; Séguin et Apparicio 2013). Ces mouvements ont poussé l'*United Church of Christ* à publier

un rapport qui identifie l'identité raciale comme étant le facteur le plus influent par rapport à l'emplacement des sites de déchets toxiques aux États-Unis (Bullard et Johnson 2000 ; United Church of Christ Commission for Racial Justice 1987). Étant donné que les dispositifs de protection environnementale ne protégeaient pas les communautés de manière équitable aux États-Unis, la protection environnementale a été redéfini comme un droit fondamental, « il met aussi l'accent sur la prévention de la pollution, la réduction des déchets et des techniques de production plus propres en tant que stratégies pour atteindre une justice environnementale pour toute la population des États-Unis peu importe leur race, couleur, pays d'origine ou revenu » (Bullard et Johnson 2000, 573, traduction libre).

En 1991, le *First National People of Color Environmental Leadership Summit* a été tenu à Washington DC avec plus de 650 activistes environnementaux et décideurs à l'échelle internationale (Bullard et Johnson 2000). Un document présentant 17 principes de la justice environnementale a été adopté pour guider les interventions et la prise de décision (Delegates to the First National People of Color Environmental Leadership Summit 1991 ; Bullard et Johnson 2000). Ces principes vont déjà au-delà des mouvements antitoxiques et de la protection des ressources et l'environnement puisque certaines clauses visent les politiques publiques, l'autodétermination des individus et leur participation à la prise de décision, les peuples autochtones, le travail, la santé et les droits de la personne (Delegates to the First National People of Color Environmental Leadership Summit 1991).

De nos jours, la justice environnementale est une préoccupation partout dans le monde, comme en Afrique du Sud, en Inde au Brésil, au Royaume-Uni et en France. Ces revendications peuvent prendre des formes et des objets divers allant des demandes pour le droit à un environnement sain et un accès à des ressources environnementales en Afrique du Sud, à un discours moins politisée du sujet en France où l'on parle plutôt d'inégalités écologiques (Blanchon, Moreau et Veyret 2009).

1.4.2 Un concept intégrant une justice distributionnelle, une justice de la reconnaissance et une justice procédurale

Comme le témoignent les principes variés dans les débuts des mouvements de justice environnementale, il n'y a pas une définition simple et directe du terme. Pour les mouvements de justice environnementale, ce concept peut servir à dénoncer la situation actuelle et proposer des

visions pour le futur, mais il peut aussi avoir un sens politique lorsqu'il est utilisé pour identifier des problèmes sociaux, mobiliser la population et justifier certaines politiques ou lois (Holifield, Chakraborty et Walker 2018). En matière de recherche sur la justice environnementale, même si les experts en la matière n'ont pas une définition claire et unanime du concept, les notions de distribution, de reconnaissance et de procédure (ou de participation à la décision) reviennent d'une manière récurrente dans la littérature (Schlosberg 2003). Schlosberg (2003) suggère d'ailleurs que la justice environnementale nécessite une intégration de la justice selon ces trois dimensions. La présence de différentes formes d'injustice facilite le maintien et le renforcement des injustices (Bell et Carrick 2017), il est donc nécessaire de traiter ces trois formes d'injustice simultanément.

Premièrement, la justice distributionnelle est considérée comme étant la forme de justice la plus visible, surtout dans les débuts du mouvement. Ce concept a servi à dénoncer comment la distribution des risques et des bénéfices environnementaux reflète les iniquités observées sur le plan socio-économique et culturel, désavantageant les personnes à faible revenu et minorités visibles (Schlosberg 2003). Par exemple, une approche spatiale permettrait de révéler les iniquités en identifiant les groupes de population surexposés à des nuisances urbaines ou sous-exposés à des aménités urbaines positives (Blanchon, Moreau et Veyret 2009). Même si l'on ne peut pas nécessairement prouver l'existence d'une relation de cause à effet entre un environnement de faible qualité et la surreprésentation de populations marginalisées ou vulnérables, une association entre les deux facteurs est suffisante pour justifier la présence d'iniquité (Mitchell 2011). Ainsi, il y a un impératif de cibler les interventions vers des milieux clés, de s'assurer que les lieux où résident les communautés vulnérables ne soient pas des lieux propices pour l'implantation d'activités nuisibles par la planification urbaine ou de compenser adéquatement les populations affectées par les risques environnementaux (Idem).

Deuxièmement, la justice de la reconnaissance nécessite que les systèmes institutionnels reconnaissent et respectent les différences entre les communautés à propos de la langue de communication, des pratiques territoriales, des pratiques politiques, etc. (Whyte 2017). Ces différences doivent surtout être prises en compte lors de la prise de décision et de la communication avec les communautés. Les activistes du mouvement aux États-Unis observent une non-reconnaissance autant au niveau de la communauté qu'au niveau individuel (Schlosberg 2004). Ainsi, ils demandent que les procédures décisionnelles reconnaissent la connaissance produite par la communauté et de mettre en œuvre des formes d'échange qui favorise la diversité (Idem). Par exemple, sur le territoire du *Keweenaw Bay Indian Community* aux États-Unis, la

construction des mines a été approuvée même si des pratiques culturelles associées à une pierre sacrée se verraient affectées, car ces pratiques n'étaient pas administrativement reconnues comme un héritage culturel, révélant comment l'absence de reconnaissance des cultures peut causer des injustices majeures (Whyte 2017).

Troisièmement, la justice procédurale est fortement reliée à celle de la reconnaissance : sans la reconnaissance des différentes communautés, celles-ci ne peuvent pas être adéquatement représentées dans les processus décisionnels. Or, la justice procédurale assume que chaque individu devrait avoir un pouvoir d'influence sur les décisions politiques qui concernent son environnement, et ces décisions devraient être appliquées équitablement pour tous et toutes (Bolte, Pauli et Hornberg 2011 ; Séguin et Apparicio 2013). Pour ce faire, le pouvoir de prise de décision doit être basé sur les principes de proportionnalité et de pluralités ; ces principes suggèrent que les personnes davantage affectées par les décisions devraient avoir plus de pouvoir décisionnel et qu'il est nécessaire de reconnaître les différences entre les groupes (Bell et Carrick 2017). Prendre en compte la participation aux processus décisionnels permet d'évaluer les raisons et les processus à la base des problématiques de distribution inéquitable et de non-reconnaissance (Schlosberg 2004). Ces trois formes de justice convergent vers l'importance de vérifier si certains groupes vulnérables sont victimes d'injustice environnementale.

1.4.3 La vulnérabilité des populations

1.4.3.1 Vulnérabilité sociale

Bolte, Pauli et Hornberg (2011) suggèrent deux mécanismes qui expliquent comment les facteurs socioéconomiques peuvent affecter la santé des individus en relation avec leur environnement. Le premier mécanisme, la « variation de l'exposition », réfère au fait que le positionnement socioéconomique des individus affecte leurs expositions à des nuisances environnementales et leur accès aux bénéfices (Bolte, Pauli et Hornberg 2011, 460, traduction libre). Mondialement, on observe que les populations socialement défavorisées sont plus susceptibles d'être dans une situation désavantagée pour plusieurs raisons (Bolte, Pauli et Hornberg 2011 ; Séguin et Apparicio 2013). Les sources de nuisances environnementales peuvent être inéquitablement placées à proximité des quartiers défavorisés, les individus en situation de pauvreté peuvent migrer vers ces secteurs en raison de la valeur foncière plus faible, et des pratiques culturelles comme la pêche de subsistance peuvent mener à une exposition plus élevée à certains polluants (Bolte,

Pauli et Hornberg 2011). Même si les études portaient principalement sur les communautés ethniques aux États-Unis, le revenu, la valeur du logement, le genre, l'isolation géographique, le niveau de scolarité et la présence de relation sociale adéquate dans la communauté sont également des indicateurs de défavorisation et de statut socioéconomique qui peuvent être utilisés pour les études en justice environnementale (Dreger et al. 2019 ; Dale et al. 2015 ; Bolte, Pauli et Hornberg 2011). La « modification de l'effet », deuxième mécanisme proposé par Bolte, Pauli et Hornberg (2011, 460, traduction libre), réfère à la manière dont les facteurs socioéconomiques peuvent influencer leur vulnérabilité, car ils affectent la mobilité des individus et leur accès à des soins de santé ou à certaines ressources. Ainsi, la capacité des individus à se prémunir contre une exposition à des risques ou nuisances environnementaux et leur habilité de se rétablir suite à une exposition se voient impactées (Bolte, Pauli et Hornberg 2011).

En guise d'exemple, les personnes qui sont dans une meilleure situation économique peuvent avoir une meilleure capacité de se protéger contre le bruit, car elles ont l'option de vivre dans des logements mieux construits et mieux insonorisés ou la liberté de quitter leur logement pendant une période donnée lorsqu'elles le souhaitent (Dreger et al. 2019). Elles peuvent aussi avoir un meilleur capital social et une plus grande influence politique, les permettant de se mobiliser contre l'aménagement de certains projets considérés nuisibles et moins désirables au sein de leur communauté (Idem).

1.4.3.2 Vulnérabilité physiologique

Les études en équité environnementale ciblent aussi les jeunes pour leur vulnérabilité physiologique. Leurs systèmes, leurs organes et leur mécanisme métabolique étant encore en développement, les jeunes sont plus vulnérables que les adultes lorsqu'ils sont exposés à certains polluants (Bolte, Tamburini et Kohlhuber 2009). Comme exploré dans la section 1.1.3, l'exposition au bruit est associée à plusieurs problèmes de santé chez les enfants (Séguin et Apparicio 2013 ; Clark et al. 2012). De plus, il est très probable que les enfants éprouvent de la non-reconnaissance dans les processus de décisions (Séguin et Apparicio 2013 ; Clark et al. 2012). Ils disposent alors de moins de moyens pour se protéger contre des nuisances qui les affectent davantage que les adultes.

La présence de problèmes de santé préexistants peut aussi rendre les individus plus vulnérables (Bolte, Pauli et Hornberg 2011). Par exemple, pour les personnes âgées aux prises avec plusieurs

problèmes de santé chroniques, les effets néfastes associés à l'exposition prolongée au bruit routier peuvent être exacerbés. De plus, leur choix résidentiel restreint et leur confinement au sein de leur logement en raison de leur mobilité plus réduite peuvent les rendre plus vulnérables au bruit routier (Riedel et al. 2018).

1.4.4 Le bruit routier et la justice environnementale

Une revue systématique d'études quantitatives publiées en Europe entre 2010 et 2017 sur l'exposition différenciée au bruit routier selon le statut socioéconomique suggère que les indicateurs de défavorisation matérielle (comme le revenu ou la valeur du logement) sont souvent positivement corrélés avec les niveaux de bruit routier; autrement dit, les individus économiquement désavantagés sont exposés à des niveaux de bruit plus élevés (Dreger et al. 2019). Pour les indicateurs qui portent davantage sur l'aspect social, comme l'éducation, les résultats des études sont plus contradictoires ou non significatifs (Dreger et al. 2019). Une étude allemande observe quand même que des individus qui ont un niveau de scolarité plus faible sont surreprésentés dans les secteurs plus bruyants, mais démontrent un niveau de gêne plus faible (Riedel et al. 2014). Cela suggère qu'il y a soit un manque d'accès à l'information concernant les dangers liés à une exposition prolongée à des niveaux de bruit élevés, soit d'autres éléments stressants associés à une situation économique désavantagée éclipsent les problèmes de bruit (Idem). Une autre étude en Allemagne évaluant les données de santé de la population suggère que des individus avec moins de 13 années d'éducation ont plus de chance de développer des symptômes de dépression cinq ans après une exposition continue à des niveaux de bruit supérieurs à 55 dBA que le reste de la population (Orban et al. 2016 ; Dreger et al. 2019). Cela suggère que les personnes qui ont un statut socioéconomique plus faible ont une plus grande vulnérabilité physiologique face au bruit (Dreger et al. 2019 ; Science Communication Unit of the University of the West of England 2016).

Une récente étude qui se place en continuité avec la revue systématique de Dreger et al. (2019) effectue une revue des études réalisées sur un environnement sonore de qualité au Canada, aux États-Unis, à Hong Kong et dans l'Union européenne (Trudeau et Guastavino 2021). L'étude inclut aussi les travaux qui portent sur l'accès à un environnement calme ou un environnement sonore caractérisé par des sons agréables (Trudeau et Guastavino 2021). Notamment, une des études recensées évalue l'accès différencié aux zones calmes (Delaunay 2019 dans Trudeau et Guastavino 2021). Celle-ci suggère que les personnes à faible revenu ont moins de chance

d'accéder à une zone calme, alors que les enfants et les personnes âgées se trouvent dans une situation plus favorable (Idem). La majorité des études qui évaluent l'association entre le revenu et l'exposition au bruit routier (65 % de 21 études) suggère qu'un revenu plus faible est associé à une plus forte exposition au bruit environnemental (Trudeau et Guastavino 2021). De plus, parmi 14 études recensées, près du quart suggèrent qu'être membre d'un groupe de minorités visibles est aussi associé à une plus forte probabilité d'être exposé au bruit environnemental (Trudeau et Guastavino 2021).

De leur côté, Von Szombathely et al. (2018) ont observé une relation significative entre l'exposition au bruit routier et le statut économique des individus à l'intérieur des îlots urbains, une échelle d'analyse beaucoup plus fine que celle des études présentées ci-haut. Cette étude est basée sur les données d'un sondage sur les ménages collectées dans les quartiers d'Hambourg en Allemagne et les répondants ont plus de 18 ans. Les données portent sur le niveau de gêne et sur le statut socioéconomique, et elles ont été triangulées avec des mesures de bruit et des modélisations sonores. Les résultats d'une analyse de corrélations bivariées démontrent que les groupes à faible revenu ont une plus forte probabilité de vivre dans des aires plus bruyantes (Von Szombathely et al. 2018). Une corrélation significative est aussi observée pour l'âge : les jeunes adultes ont une plus grande probabilité de vivre dans des emplacements bruyants ($r(\text{degré de liberté} = 1023) = -0,21; p < 0,001$) (Von Szombathely et al. 2018). Aussi, à un niveau de bruit similaire (au sein d'un intervalle de 5 dBA) les individus plus âgés ont reporté un niveau de gêne plus faible que les plus jeunes, suggérant que ces derniers ont une plus forte sensibilité au bruit (Von Szombathely et al. 2018).

Néanmoins, l'exposition au bruit routier selon le statut socioéconomique semble être très dépendante du contexte local (Dale et al. 2015 ; Havard et al. 2011). Par exemple, à Paris, les individus vivant dans des quartiers nantis sont exposés à des niveaux de bruit plus élevés, car les quartiers centraux bruyants de Paris offrent d'autres bénéfices comme une meilleure proximité aux lieux d'emplois, aux activités culturelles et aux commerces (Havard et al. 2011). De plus, les études en équité environnementale ont généralement des méthodologies et des échelles d'analyses différentes, rendant la comparaison des résultats et la généralisation difficile (Bowen 2002 ; Dale et al. 2015). Par conséquent, nous explorerons les études qui concernent spécifiquement le territoire montréalais dans la section suivante.

1.4.4.1 Situation montréalaise

Nous avons uniquement identifié quatre études qui évaluent le bruit routier sous l'angle de la justice environnementale à Montréal, et elles mesurent principalement la justice distributionnelle en fonction du revenu.

Une première étude utilisant les données du recensement de 2006 de Statistique Canada évalue comment le bruit environnemental regroupant les bruits produits par les industries, le transport aérien, le transport ferroviaire et la circulation routière est associé à huit indicateurs de défavorisation matérielle et immatérielle sur l'île de Montréal (Dale et al. 2015). Cette étude utilise un modèle de type *Land Use Regression* pour prédire les niveaux de bruit moyens sur une journée (LAeq24 h) à partir de mesures de bruit pour 87 sites pendant deux semaines en été en 2010. Les niveaux de bruit mesurés varient de 50,5 à 68,8 dBA, avec une moyenne de 58,3 dBA sur l'île (Idem). Deux secteurs les plus bruyants ont été identifiés : au nord-est de l'île à proximité des autoroutes et des industries, et à l'ouest de l'île à proximité des autoroutes et de l'aéroport Pierre-Elliott-Trudeau. Les coefficients de corrélation de Pearson qui évaluent la relation linéaire entre les variables et les niveaux de bruit estimés suggèrent que l'exposition au bruit est plus élevée dans les secteurs où la population présente des désavantages socioéconomiques. En particulier, la corrélation la plus forte est observée entre le revenu médian des ménages et les niveaux de bruit moyen ($r = -0,43$), indiquant que les personnes dont le revenu médian est plus élevé sont exposées à des niveaux de bruit inférieurs (Idem). Les sept autres indicateurs de défavorisation matérielle et immatérielle ont une association positive avec les niveaux de bruit environnemental. Ces indicateurs sont :

- La proportion de ménages d'une personne ($r = 0,26$),
- Le taux de chômage ($r = 0,23$),
- La proportion de personnes âgées de 25 ans et plus non-diplômées ($r = 0,31$),
- La proportion de personnes sous le seuil de faible revenu ($r = 0,36$),
- La proportion de personnes qui allouent plus de 30 % du revenu pour leur logement ($r = 0,38$),
- L'indicateur de défavorisation matérielle de Pampalon et Raymond ($r = 0,38$),
- L'indicateur de défavorisation sociale de Pampalon et Raymond ($r = 0,34$) (Idem).

Les personnes qui appartiennent à des groupes défavorisés ont donc une plus forte probabilité d'être exposées à des niveaux de bruit environnemental supérieurs que le reste de la population dans leur milieu résidentiel.

Deux autres études montréalaises portent sur le bruit routier avec une perspective d'équité environnementale pour décrire la situation des minorités visibles, des individus ayant un faible revenu, des jeunes de moins de 15 ans et des personnes âgées de 65 ans, quatre groupes considérés comme vulnérables pour 14 arrondissements sur l'île de Montréal (Carrier, Apparicio et Séguin 2016a, 2016b). Ces deux études mettent en œuvre une approche similaire, mais une évalue le bruit routier pour 24 h alors que l'autre analyse seulement le bruit routier nocturne ; elles utilisent le modèle de prédiction XPS 31-133 pour modéliser les niveaux de bruit en fonction du débit de circulation sur les voies de circulation, la vitesse, les conditions météorologiques et d'autres facteurs de forme comme la géométrie de la voie et la taille du cadre bâti (Idem). Des analyses statistiques (test-t et régression spatiale) sont ensuite appliquées pour déterminer la relation entre les niveaux de bruit et la présence des populations vulnérables à l'échelle des îlots de diffusion, données qui proviennent aussi du recensement de 2006 de Statistique Canada. Ces deux études suggèrent que les personnes âgées et les enfants ne subissent pas d'iniquité quant à leur exposition au bruit routier (de nuit et sur 24 h), contrairement aux personnes à faible revenu et aux minorités visibles (Idem).

En ce qui a trait aux mesures d'atténuation sonore, Potvin, Apparicio et Séguin (2019) ont réalisé une étude qui évalue la représentation des quatre groupes de population vulnérables dans les zones de contraintes sonores et dans les zones protégées par des écrans antibruit. Les données sociodémographiques décrivant les populations vulnérables proviennent du recensement de 2016 de Statistique Canada et les zones de contraintes sonores sont identifiées selon une méthodologie proposée par le MTMD qui sera détaillée dans la section suivante. Les îlots avec une proportion élevée d'individus à faible revenu ont plus de chance d'être localisés à proximité des voies de circulation supérieures et ont moins de chance d'être protégés par des barrières antibruit; les personnes à faible revenu sont donc doublement désavantagées, et ce, pour toutes les sous-régions de la CMM. Pour le territoire de la Ville de Montréal, les minorités visibles sont aussi en situation doublement désavantagées; pour les personnes âgées, cette situation se produit uniquement sur la Rive-Sud (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Ainsi, cette étude démontre qu'en plus d'une exposition inéquitable aux nuisances sonores, il y a une distribution inéquitable des écrans antibruit au sein de la CMM. Cependant, cette étude ne prend pas en

compte l'année de construction des logements ni les facteurs de forme urbaine. Or, la Politique sur le bruit routier adoptée en 1998 a potentiellement changé les conditions de construction de bâtiments résidentiels et l'aménagement de mesures d'atténuation sonore est assujéti à des contraintes d'espace. Il est donc légitime de se demander si cette iniquité de distribution des mesures d'atténuation sonore demeure similaire lorsque les années de construction et les facteurs de forme urbaine sont contrôlés.

Enfin, une étude suggère que la présence d'écrans antibruit a un impact sur le prix de vente des maisons unifamiliales au sein de la Région métropolitaine de Montréal, mais cet impact dépend de la localisation des logements (Yao et al. 2021). Par exemple, la présence d'un écran est associée à une augmentation de 22 000 dollars réels de l'an 2000 pour les logements de l'arrondissement d'Anjou, alors que l'augmentation n'est pas significative pour la Couronne Sud (Idem).

1.5 L'Objet d'étude

1.5.1 La problématique de recherche

Les études recensées suggèrent que la pollution sonore a un impact considérable sur la qualité de vie des individus. L'exposition au bruit est associée à la gêne, aux problèmes de sommeil, aux troubles de concentration et aux maladies cardiovasculaires (Brown et Van Kamp 2017 ; Nieuwenhuijsen, Ristovska et Dadvand 2017 ; Guski, Schreckenberq et Schuemer 2017 ; Van Kempen et al. 2018 ; Clark et Paunovic 2018a ; Basner et McGuire 2018 ; Śliwińska-Kowalska et Zaborowski 2017 ; Clark et Paunovic 2018b). L'une des interventions les plus répandues au Québec pour réduire les niveaux de bruit routier est la construction d'écrans antibruit (Martin et Gauthier 2018). Ceux-ci sont érigés le long des artères de circulation majeures pour bloquer la propagation des ondes sonores en formant une zone dans laquelle les niveaux sonores sont réduits. Ils peuvent prendre la forme d'un mur antibruit ou d'une butte de terre. D'autres mesures d'atténuation comme la disposition du cadre bâti peuvent également diminuer efficacement les niveaux de bruit. La performance acoustique des différentes mesures est relativement bien évaluée dans une perspective d'ingénierie acoustique. Cependant, notre compréhension de leur planification et des facteurs qui rendent un territoire plus propice à leur aménagement mérite d'être approfondie.

Au Québec, la multiplication des plaintes associées au bruit occasionné par l'augmentation de la circulation routière a incité le MTMD à adopter la Politique sur le bruit routier en 1998 pour favoriser l'aménagement de mesures d'atténuation sonore (MTMD 1998). Cette Politique suggère deux approches : l'une corrective et l'autre de planification intégrée. L'approche corrective incite les municipalités à ajouter des mesures d'atténuation sonore dans les zones sensibles construites avant 1998 qui sont exposées à des niveaux de bruit supérieurs à 65 dBA. L'approche de planification intégrée vise les projets réalisés après l'entrée en vigueur de la Politique. Ainsi, lorsque le MTMD apporte des modifications au réseau routier de sorte à augmenter la circulation ou à changer la vocation d'une voie à proximité de zones sensibles déjà établies, le MTMD s'engage à aménager les mesures d'atténuation sonore nécessaires. Quant à la planification de projets à usages sensibles à proximité d'une autoroute ou route nationale déjà construite, la responsabilité d'assurer un environnement sonore de qualité repose sur les MRC. Plus précisément, les MRC doivent établir des critères visant à assurer que les niveaux de bruits ne dépassent pas 55 dBA lorsque des usages sensibles sont planifiés dans les zones de contraintes sonores. Autrement, elles doivent y interdire les usages sensibles par des règlements de zonage ou de lotissement.

À notre connaissance, aucun suivi n'a été réalisé pour confirmer l'efficacité ni le respect de la Politique dans le territoire de la CMM. Les différentes générations des SAD en vigueur et les manières distinctes dont les MRC interprètent la Politique suggèrent qu'il y ait potentiellement des disparités territoriales concernant les mesures d'atténuation mises en place. De plus, cette approche est une planification territoriale qui vise l'entièreté du territoire du Québec sans nécessairement tenir en compte des différences pour ce qui est des populations qui vivent ou qui vont vivre dans les zones de contraintes sonores. Or, les enfants et les personnes âgées peuvent avoir des vulnérabilités physiologiques supplémentaires face à la pollution sonore, alors que les minorités visibles et les personnes ayant un faible revenu peuvent éprouver une vulnérabilité sociale. Notamment, plusieurs études suggèrent que les personnes ayant un faible revenu (Trudeau et Guastavino 2021 ; Dale et al. 2015 ; Dreger et al. 2019) et les minorités visibles (Trudeau et Guastavino 2021) ont une plus grande probabilité d'être exposées à des niveaux de bruit élevés que le reste de la population. Sur l'île de Montréal, les populations économiquement défavorisées et les minorités visibles ont plus de chance d'être logées dans des secteurs plus bruyants que le reste de la population montréalaise (Dale et al. 2015 ; Carrier, Apparicio et Séguin 2016a, 2016b ; Potvin, Apparicio et Séguin 2019).

À notre connaissance, le seul travail récent qui porte sur la planification des mesures d'atténuation sonore est une étude sur la distribution des écrans antibruit à Montréal. L'étude suggère que les minorités visibles sont davantage exposées au bruit routier et qu'elles sont moins protégées par des écrans antibruit (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Cette étude cible principalement les îlots résidentiels et ne prend pas en compte les autres usages sensibles comme les institutions sensibles au bruit. De plus, l'année de construction des logements et la forme des logements ne sont pas considérées dans cette étude. Notre projet de recherche se place donc en continuité avec le travail de Potvin, Apparicio et Séguin (2019) en portant une attention particulière aux facteurs contextuels qui peuvent affecter l'aménagement des mesures d'atténuation sonore. De plus, nous nous prenons en compte d'autres formes de mesures d'atténuation comme la disposition du cadre bâti et les rangées d'arbres pour aller au-delà des écrans antibruit lorsque nous caractérisons la modalité de protection des terrains. L'influence des paramètres de forme urbaine, comme la densité et l'utilisation du sol, sur l'aménagement des mesures d'atténuation est aussi explorée. Ces différences méthodologiques majeures permettent non seulement d'explorer l'association entre ces dimensions et l'aménagement de mesures d'atténuation sonore, elles permettent aussi de déterminer si l'ajout de variables supplémentaires ont un impact sur les iniquités environnementales observées dans l'étude de Potvin, Apparicio et Séguin (2019).

1.5.2 Les objectifs de la recherche

L'objectif principal de ce projet est d'identifier les facteurs qui ont une association avec la présence de mesures d'atténuation sonore protégeant les usages sensibles construits en zones de contraintes sonores. Pour ce faire, nous cartographions les mesures d'atténuation sonore et les développements immobiliers comprenant des usages sensibles réalisés après 1998 le long des artères de circulation du réseau routier supérieur situées dans le territoire de la CMM. Ensuite, nous déterminons, à l'aide d'analyses bivariées et de modèles de régression logistique multinomiale, les facteurs contextuels, sociodémographiques et de forme qui sont associés à la présence de mesures d'atténuation sonore dans le territoire de la CMM.

1.5.3 La question de recherche et les hypothèses

Le projet visera à répondre à la question de recherche suivante : dans un contexte d'aménagement durable du territoire, quels sont les facteurs associés à la présence de mesures

d'atténuation sonore protégeant les usages sensibles construits après 1998 en zone de contraintes sonores?

En lien avec cette question de recherche, nous formulons plusieurs hypothèses. Premièrement, il y aurait un accès différencié aux mesures d'atténuation selon la population, au détriment des personnes à faible revenu et des minorités visibles (H1). Comme le suggèrent Potvin, Apparicio et Séguin (2019), les populations qui éprouvent une vulnérabilité sociale comme les groupes de minorités visibles et les personnes à faible revenu sont moins représentées au sein des secteurs protégés par des mesures d'atténuation sonore. Les territoires caractérisés par une plus faible proportion de population en situation de défavorisation peuvent être habités par des individus qui ont une meilleure capacité de mobilisation, et ainsi assurer la présence de mesure d'atténuation par l'entremise de plaintes ou par des demandes au conseil municipal. Or, les territoires composés davantage d'individus qui sont physiologiquement plus vulnérables, tels que les personnes âgées et les enfants, ont plus de chance d'être protégés par des mesures d'atténuation efficaces (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Ceci peut être expliqué par l'inclinaison des municipalités à protéger les populations physiologiquement vulnérables qui y résident ou par le choix résidentiel individuel.

Deuxièmement, étant donné les nombreuses différences relevées entre les dispositions concernant les contraintes sonores dans les SAD qui gèrent des territoires différents et qui ont été adoptés à des moments différents, des facteurs contextuels peuvent avoir une association avec la modalité de protection des terrains. Notamment, nous estimons que des secteurs ayant un SAD et des logements plus récents ont un plus grand potentiel d'être protégés par des mesures d'atténuation sonore adéquates puisque les critères et les standards de performance présentés dans les SAD sont mis à jour pour respecter le cadre normatif des instances gouvernementales supérieures (H2).

Troisièmement, des facteurs de forme urbaine peuvent être associés à l'efficacité des mesures d'atténuation sonore, créant des secteurs mieux protégés ou partiellement protégés contre le bruit routier. Il est probable que des bâtiments de forts volumes caractérisés par un nombre d'étages élevés, ou une densité élevée soient moins susceptibles d'être protégés par des mesures d'atténuation du bruit (H3). Ceci serait potentiellement causé par les contraintes à l'aménagement des mesures d'atténuation sonore, comme l'espace restreint, ou à cause de l'efficacité limitée des murs antibruit (Martin et Gauthier 2018). D'ailleurs, dépendamment du mode de vie de la population, la densité d'un territoire peut avoir un impact sur les niveaux de bruit routier qui y sont

mesurés (Salomons et Berghauser Pont 2012). Il serait donc intéressant d'observer si cet indicateur a aussi un impact sur l'aménagement des mesures d'atténuation sonore.

CHAPITRE 2 : MÉTHODOLOGIE

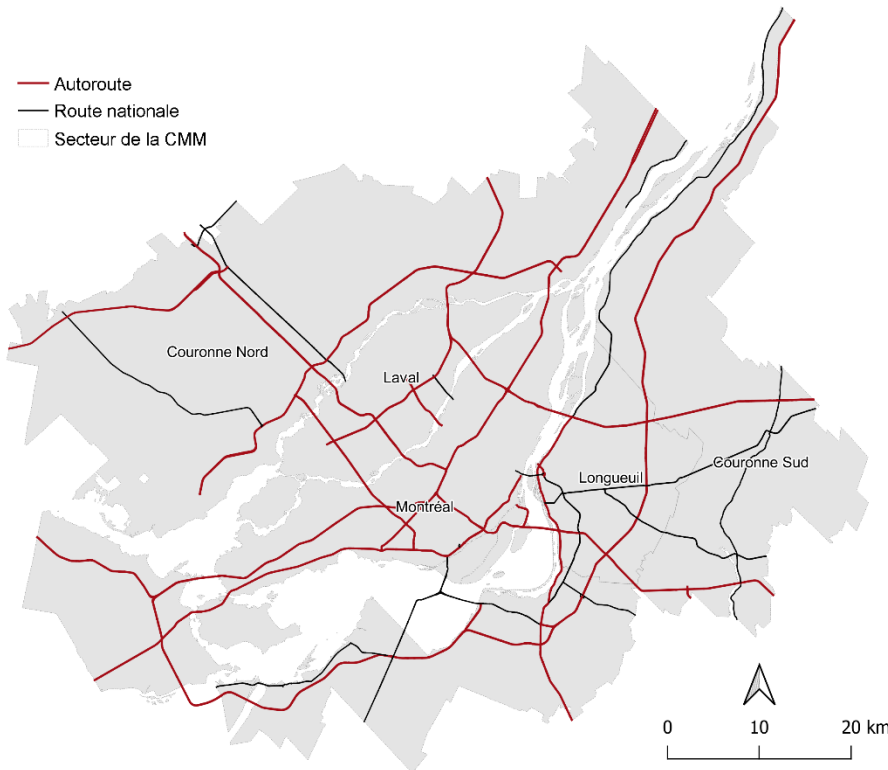
Ce chapitre décrit la méthodologie employée pour déterminer les facteurs associés à l'aménagement de mesures d'atténuation sonore dans les projets à vocation sensible localisés à proximité des artères de circulation majeures. Dans un premier temps, nous effectuons un bref aperçu du territoire d'étude, soit la CMM en nous penchant plus particulièrement sur ses caractéristiques sociodémographiques, la mobilité de sa population, son contexte d'aménagement, ainsi que par une présentation des zones de contraintes sonores qui s'y trouvent afin d'identifier le territoire d'intervention. Dans un second temps, nous discuterons des données utilisées dans le cadre de l'étude, soit les mesures d'atténuation sonore, les données contextuelles, les données sociodémographiques et les éléments de forme urbaine des îlots qui composent les variables indépendantes. Enfin, nous décrirons les analyses statistiques employées : le test d'ANOVA ou le test du khi-deux pour les analyses bivariées et le modèle de régression logistique multinomiale.

2.1 Le territoire d'étude

2.1.1 Un bref portrait de la Communauté métropolitaine de Montréal

En 2021, la CMM comprend une population de quatre millions d'habitants sur un territoire de 4360 km² (CMM 2012 ; Statistique Canada 2021). Près de la moitié de la population (49,7 %) réside dans l'agglomération de Montréal, 15,3 % résident dans la Couronne Nord, 13,3 % dans la Couronne Sud, 10,9 % dans l'agglomération de Laval et 10,8 % dans celle de Longueuil (Statistique Canada 2021, traitement par CMM 2022). Les enfants de moins de 15 ans représentent 16,8 % de la population dans le Grand Montréal (Idem). À titre de comparaison, la population de la Couronne Sud du Grand Montréal est composée de 19,0 % d'enfant de moins de 15 ans (Idem). Pour les personnes âgées de 65 ans et plus, l'agglomération de Longueuil présente la proportion la plus élevée (20,8 % contre 17,9 % pour la CMM) (Idem).

Le réseau supérieur qui traverse le territoire est principalement géré par le MTMD, à l'exception des ponts Champlain et Jacques-Cartier qui sont sous la gestion de la Société des ponts Jacques-Cartier et Champlain incorporée (PJCCI), une instance fédérale (fig. 2.1 à la page suivante).

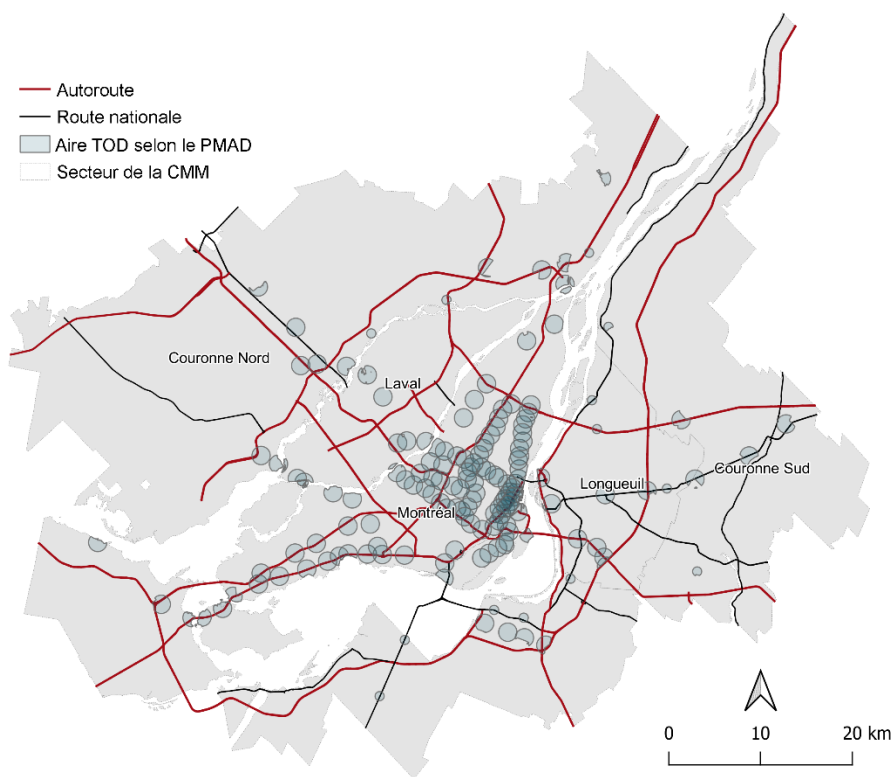


Source des données : Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) (2020), traitement par Ma-O (2022)

Figure 2.1 : Réseau routier supérieur sous la gestion du MTMD dans la CMM

De 2002 à 2021, 428 739 mises en chantier résidentielles ont été recensées, dont 37,3 % sont situées dans l'agglomération de Montréal, 22,2 % dans la Couronne Nord, 18,0 % dans la Couronne Sud, 11,4 % dans l'Agglomération de Longueuil et 11,1 % à Laval (Société canadienne d'hypothèques et de logement [SCHL] 2002-2021, traitement par CMM 2022 et auteure). Dans une optique de densification au sein du périmètre urbain, d'optimisation de l'espace et de favorisation des modes de transport alternatifs, la CMM définit des aires TOD (*Transit-oriented development*) autour des points d'accès à un réseau de transport en commun considéré structurant (CMM 2012). Le PMAD y exige une densité résidentielle minimale variant de 30 logements par hectare à 150 logements par hectare. Même si ces zones sont structurées en fonction du réseau de transport en commun, plusieurs aires TOD sont localisées à proximité du

réseau routier supérieur (fig. 2.2). De plus, même si 16,1 % des déplacements domicile-travail dans la région métropolitaine de recensement (RMR) de Montréal sont en transport en commun pour tous motifs sauf le retour au domicile, 70,1 % des déplacements recensés sont en automobile, selon l'enquête origine-destination de 2018 (Autorité régionale de transport métropolitain [ARTM] 2020). Par conséquent, les externalités négatives de la circulation véhiculaire ne peuvent pas être ignorées, et il est nécessaire de déterminer si les usages résidentiels et les autres usages sensibles associés sont adéquatement protégés par des mesures d'atténuation sonore.



Sources des données : CMM (2018) et MERN (2020), traitement par Ma-O (2022)

Un nombre considérable d'aires TOD sont localisées à proximité du réseau routier supérieur

Figure 2.2 : Aires TOD définies par le PMAD

2.1.2 Les activités sensibles en zone de contraintes sonores

2.1.2.1 Les activités sensibles au bruit routier

À titre de rappel, une zone sensible désigne une zone où les activités humaines peuvent être affectées par le climat sonore, c'est-à-dire les terrains à vocation résidentielle, institutionnelle et récréative (MTMD 1998). Pour identifier les zones sensibles, nous utilisons les données ouvertes d'utilisation du sol compilées par la CMM qui divise les terrains en portions de territoire homogène (PTH). Par « homogène », nous entendons que les unités d'évaluation du rôle foncier sont regroupées en portions de terrains qui possèdent le même code d'occupation du sol (CMM 2022a). Les limites des PTH demeurent basées sur les limites des lots du cadastre rénové du Québec ou, lorsque ces dernières ne sont pas disponibles, sur une approximation des limites de propriétés à partir du centroïde des unités d'évaluation et de l'orthophotographie (Idem). Les PTH sont aussi segmentées aux limites municipales et aux limites de la zone verte même si les terrains possèdent le même code d'occupation du sol (Idem). Le code d'occupation du sol correspond à l'usage principal identifié dans le dernier rôle foncier disponible pour chaque unité d'évaluation lorsqu'il est disponible, autrement, l'usage principal est interprété à l'aide de l'orthophotographie la plus récente (Idem). La CMM propose une classification à 11 catégories principales et 14 sous-catégories (fig. 2.3).

Code	Description	Code	Description
255-255-000	100 Résidentielle	148-148-160	700 Utilité publique
255-230-000	101 Résidence de 1 logement	148-148-160 204-204-220	710 Zone ferroviaire
255-205-000	102 ou 112 Résidence ou condo de 2 à 4 logements	148-148-160 204-204-220	720 Zone aéroportuaire
255-180-000	103 ou 113 Résidence ou condo de 5 à 24 logements	148-148-160 204-204-220	725 Stationnement
255-155-000	104 ou 114 Résidence ou condo de 25 logements et plus	204-204-220	750 ou 760 Rue ou ruelle
255-000-000	200 Commerciale	170-255-170	800 Agricole
020-190-170	300 Bureau	130-120-120	900 Terrain vacant
130-000-130	400 Industrie	192-255-255	1000 Hydrographie
	500 Institutionnelle	000-255-000	1100 Golf
120-062-255	510 Institution économique		
150-195-255	520 Institution non-économique		
000-180-000	600 Parc ou espace vert		
		---	Limite municipale
		Limite d'arrondissement

Source : CMM (2020)

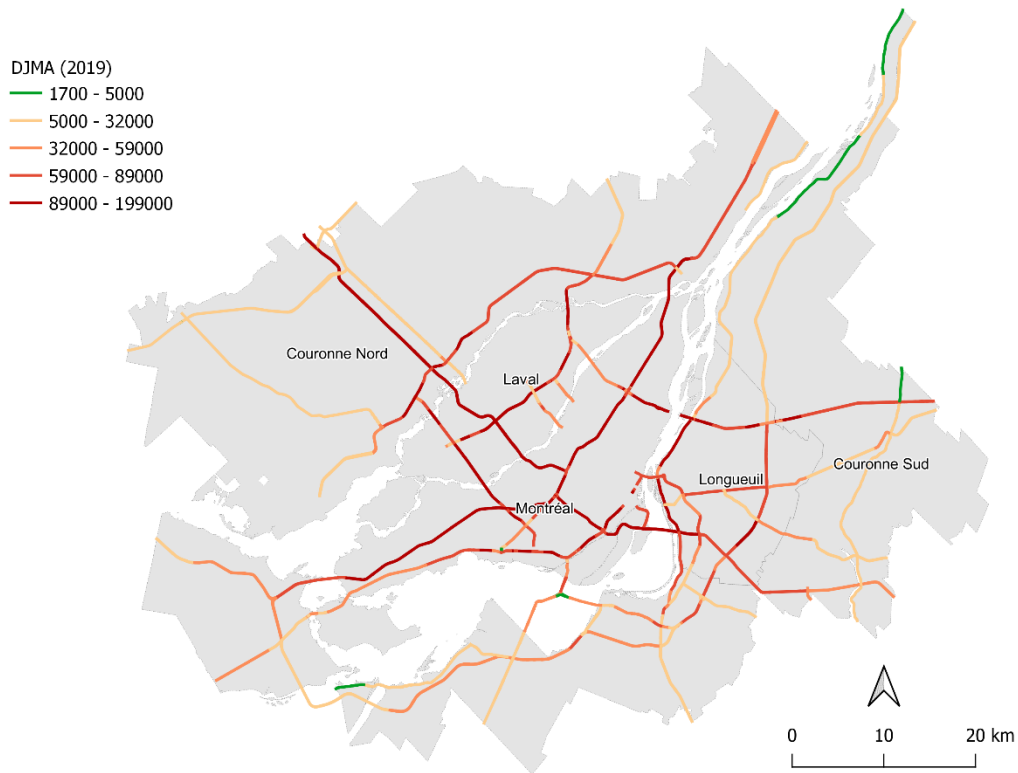
Figure 2.3 : Code de classification de l'utilisation du sol proposée par la CMM

La classification des données d'utilisation du sol de la CMM ne prend pas nécessairement en compte la sensibilité des activités au bruit routier. Alors pour recenser tous les terrains qui incluent un cadre bâti accueillant des activités potentiellement sensibles au bruit, nous extrayons les PTH à vocation résidentielle (100, 101, 102, 103, 104, 112, 113, 114) et institutionnelle (500, 510, 520). Les PTH à vocation institutionnelle identifiées par la CMM incluent certains terrains de jeux locaux, les bureaux municipaux et des services municipaux comme les casernes de pompier et les centres de service policier, c'est-à-dire des activités qui ne respectent pas nos critères d'analyse. Cependant, nous conservons les PTH à vocation institutionnelle dans l'analyse, car elles incluent les logements pour personnes âgées, les institutions scolaires ainsi que certains logements sociaux ou communautaires. Même si elles peuvent accueillir des activités récréatives sensibles au bruit qui méritent d'être adéquatement protégées par des mesures d'atténuation sonore, les parcs ou espaces verts (600) ne sont pas extraits, car les éléments de forme urbaine et les données sociodémographiques que nous tenterons d'analyser seront nuls pour ces terrains qui ont un cadre bâti minime et aucun résident.

2.1.2.2 La zone de contraintes sonores basée sur un calcul des courbes isophone 55 dBA

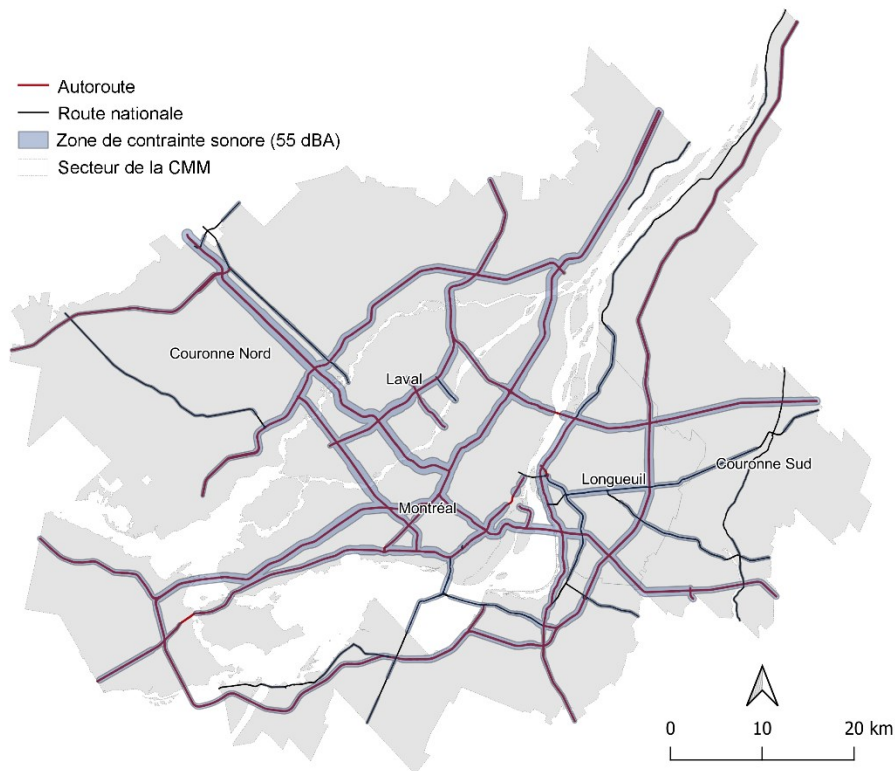
Les MRC et les TE sont tenus d'identifier les voies de circulation qui soumettent l'occupation du sol à des contraintes sonores au sein de leur SAD (Éditeur officiel du Québec 2020). Même si cela pourrait se faire sur l'entièreté du réseau routier, les voies de circulation dont l'impact sonore doit être obligatoirement évalué incluent seulement les autoroutes et les routes nationales – routes qui sont gérées par le MTMD – dont le DJMA est supérieur à 5000 et la vitesse affichée est supérieure à 50 km/h (MTMD 1994). Ce sont aussi ces artères majeures qui sont à l'étude au sein de ce projet de recherche, et l'évaluation de leur impact sonore sera réalisée à l'aide de la méthode graphique que le MTMD propose aux instances municipales. Cette méthode est plutôt simple, et ce, dans le but d'assurer qu'une expertise en matière de bruit routier ne soit pas essentielle à son emploi. En fait, les municipalités peuvent estimer l'impact sonore des voies de circulation en exploitant des données qui sont à leur disposition : la limite de vitesse affichée sur la voie de circulation et le DJMA considérant une moyenne de 10 % de camions (avec une répartition de 30 % de camions intermédiaires et 70 % de camions lourds) (MTMD 1994). Nous identifions sur les figures 2.4 et 2.5 les DJMA sur le réseau du MTMD et les zones de contraintes sonores à l'étude. Les DJMA de 2019 ont été utilisés, car les débits de circulation étaient

considérablement plus faibles en 2020 lorsque les mesures d'urgence visant la COVID-19 étaient en œuvre.



Source des données : MTMD (2020), traitement par Ma-O (2022)

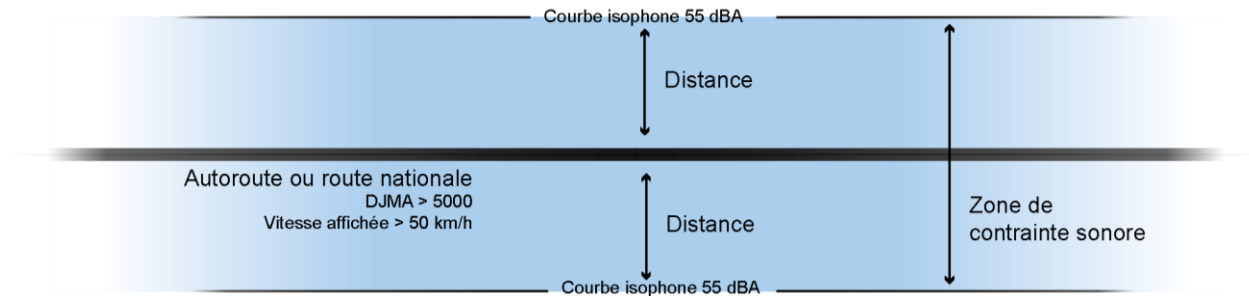
Figure 2.4 : DJMA annuel du réseau supérieur (provenant des données de circulation de 2019)



Zone de contraintes sonores identifiée à partir des données du MTMD (2020) et du MERN (2020), traitement par Ma-O (2022)

Figure 2.5 : Zones de contraintes sonores pour la courbe isophone 55 dBA sur le réseau routier supérieur de la CMM

Le DJMA et la vitesse de circulation sont intégrées dans une formule mathématique qui permet de tracer des courbes isophones de 55 dBA, 60 dBA ou 65 dBA. Une courbe isophone d'une valeur donnée (55, 60 ou 65 dBA) représente le point dans l'espace où l'on estime que le niveau de bruit équivalent serait à ladite valeur. On la localise par sa distance à partir du centre de la voie de circulation. Alors, un terrain situé entre la voie de circulation et la courbe isophone d'une valeur spécifique serait exposé à un niveau sonore supérieur à la valeur en champ libre (fig. 2.6).



Source : Ma-O (2022)

Figure 2.6 : Schéma détaillant l'identification d'une zone de contraintes sonores de part et d'autre d'une voie de circulation selon la méthode du MTMD pour la courbe isophone 55 dBA

Un niveau sonore supérieur à 65 dBA est considéré comme une perturbation forte, un niveau situé entre 60 et 65 dBA représente une perturbation moyenne et un niveau situé entre 55 et 60 dBA est une perturbation faible (MTMD 1994). Toute activité sensible nécessite un climat sonore extérieur inférieur à 55 dBA (MTMD 1998). Par conséquent, la courbe de 55 dBA a été choisie au lieu des deux autres courbes pour couvrir l'entièreté des zones que les instances municipales sont tenues d'identifier dans leur SAD, c'est-à-dire les zones de contraintes sonores.

La courbe isophone est délimitée à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Distance à partir du centre de la voie} = 10^{m_{55dBA} \log_{10}(DJMA) + b_{55dBA}}$$

Les coefficients m_{55dBA} et b_{55dBA} varient selon la vitesse de circulation permise. Les limites de vitesse pour lesquelles les coefficients sont disponibles sont 70 km/h, 90 km/h et 100 km/h. Par conséquent, lorsque la limite de vitesse affichée a une autre valeur, nous utilisons les constantes associées à la limite de vitesse supérieure pour créer la zone de contraintes sonores la plus sévère. Par exemple, une voie où la vitesse permise est de 60 km/h se verrait attribuer les coefficients définis pour une voie à 70 km/h. Le DJMA prend en compte les valeurs de 2019 pour chaque tronçon du réseau routier géré par le MTMD. Lorsque le DJMA de 2019 n'est pas disponible pour un tronçon, nous nous servons du DJMA le plus récent qui est disponible. Sinon, le DJMA du tronçon est estimé en fonction des tronçons adjacents.

2.1.2.3 L'échelle d'analyse des terrains à l'étude

Les terrains à l'étude regroupent tous les PTH à vocation sensible qui sont localisés dans la zone de contraintes sonores. Pour avoir une échelle territoriale comparable en prévision des analyses, les PTH sont agrégées en îlots de diffusion (ID), un des découpages territoriaux employés par

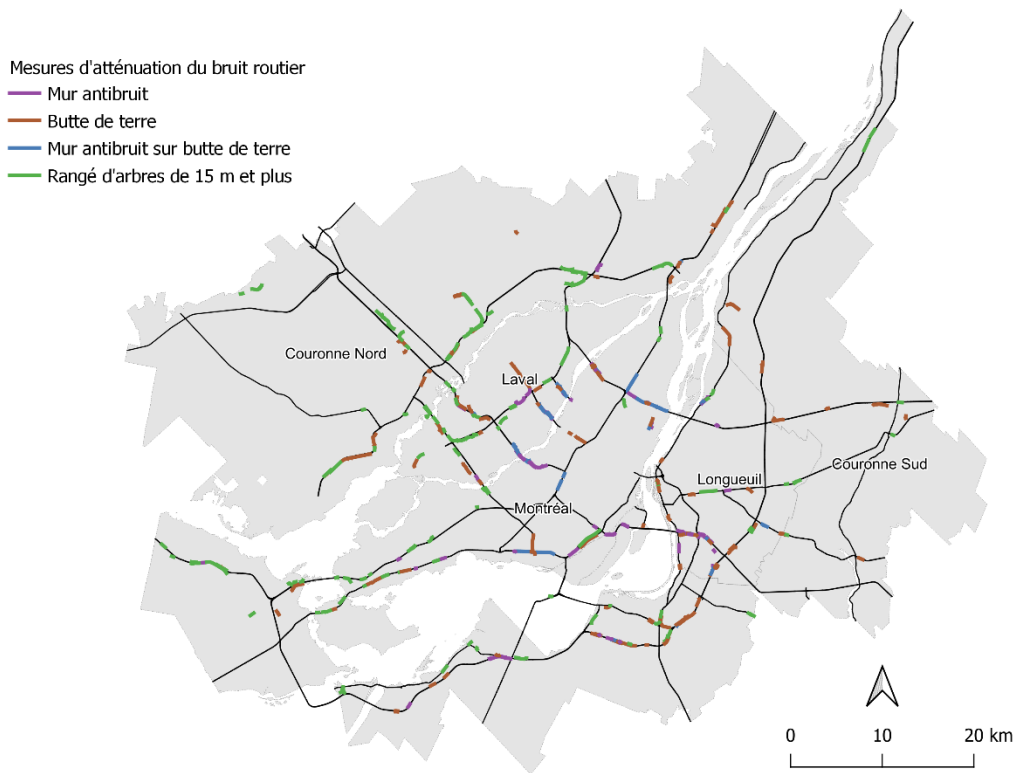
Statistique Canada pour représenter les résultats du recensement de 2016¹⁰. L'ID « est un secteur dont tous les côtés sont délimités par des rues et/ou des limites des régions géographiques normalisées. Il s'agit de la plus petite unité géographique pour laquelle les chiffres de population et des logements sont diffusés » (Statistique Canada 2016a). L'agrégation des données caractérisant les PTH à l'échelle des ID sera détaillée à la section 2.2.2 qui traite des variables indépendantes à l'étude. Des données du recensement de 2016 extraites à l'échelle des aires de diffusion sont aussi utilisées pour former certaines variables indépendantes, ces données sont quant à elles désagrégées à l'échelle des ID en fonction des chiffres de population ou des logements qui y sont associées. Au total, nous analysons 6383 îlots dans cette étude.

2.2 Les données secondaires

2.2.1 La géolocalisation des mesures d'atténuation sonore et la classification des îlots selon le niveau de protection (variables dépendantes)

Les mesures d'atténuation sonore géolocalisées sont premièrement basées sur un relevé des écrans antibruit qui provient du MTMD. Nous avons bonifié cette base de données à l'aide des images de *Google Street View et Google Map* sur l'ensemble de réseau routier à l'étude. À cette base de données, nous ajoutons les écrans antibruit, les interventions sur la disposition du cadre bâti pour améliorer le climat sonore, et les rangées d'arbres de 15 m et plus. Une ceinture végétale optimisée de cette taille pourrait équivaloir à l'aménagement d'un mur antibruit en béton de 1 à 2 m (Van Renterghem et al. 2015), alors nous considérons que toutes les rangées d'arbres de 15 m et plus constituent une mesure d'atténuation adéquate. Cependant, pour ce projet, nous n'évaluons pas la densité et la disposition des rangées d'arbres, tout comme nous ne comparons pas les matériaux utilisés pour les autres formes de barrière antibruit. La figure 2.7 illustre les mesures d'atténuation recensées dans le territoire de la CMM.

¹⁰ Il est à noter qu'au début des analyses, les données du recensement de 2021 n'étaient pas encore disponibles.



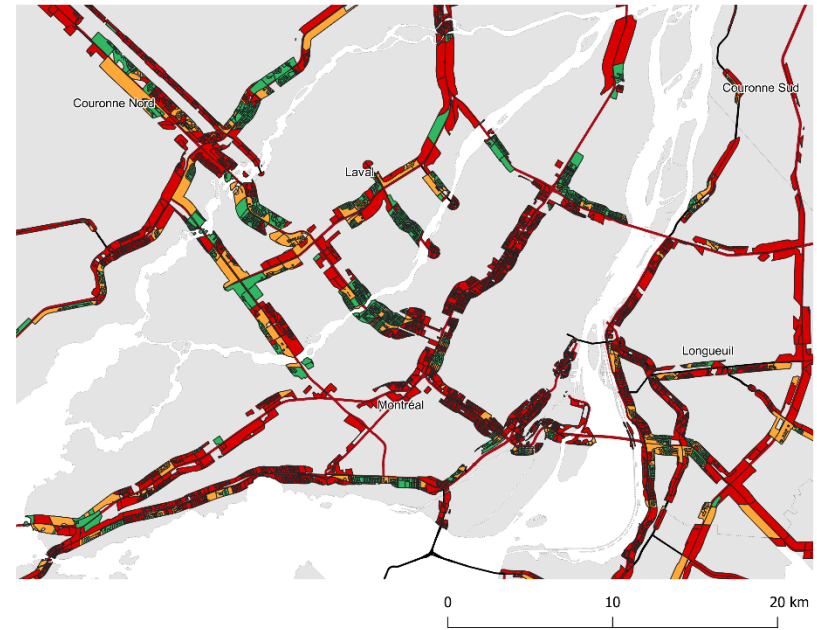
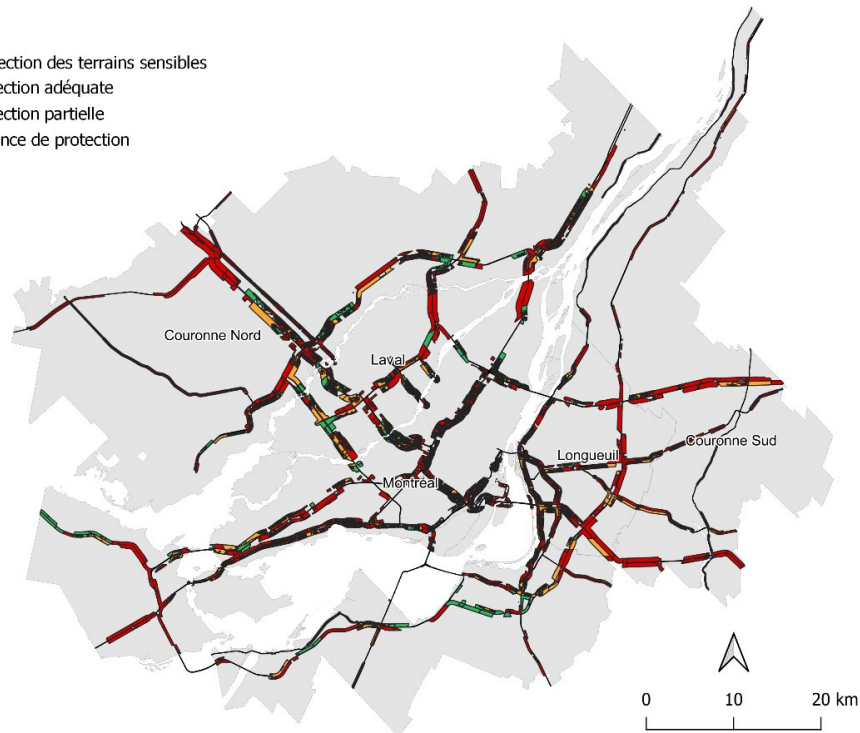
Sources des données : MTMD (2020), Google Street View (2020), traitement par Ma-O (2022)

Figure 2.7 : Recensement des mesures d'atténuation du bruit routier dans la CMM

Nous avons individuellement évalué chaque ID à l'étude en fonction des mesures d'atténuation sonore géolocalisées pour déterminer s'il est adéquatement protégé par des mesures d'atténuation sonore. Dans les cas où nous observons un écran aménagé entre la voie de circulation et l'ID, nous évaluons visuellement si la taille de l'écran est suffisante pour adéquatement protéger les activités sensibles pratiquées à l'intérieur d'un bâtiment. Si des fenêtres d'un bâtiment demeurent visibles à partir de la voie de circulation malgré la présence d'un écran sonore, nous considérons que les ondes sonores peuvent se rendre vers celles-ci et que la taille de l'écran n'est pas suffisante pour adéquatement protéger les activités sensibles qui s'y trouvent. Il est à noter que les mesures d'atténuation invisibles à notre échelle d'analyse comme l'insonorisation des bâtiments ne sont pas prises en compte. En somme, nous avons déterminé trois niveaux de protection dans l'ensemble du territoire (fig. 2.8) :

- A. L'ID adéquatement protégé par des écrans sonores
- B. L'ID partiellement protégé par des mesures d'atténuation sonore
- C. L'ID non protégé

Type de protection des terrains sensibles
A : Protection adéquate
B : Protection partielle
C : Absence de protection



Source : Ma-O (2022)

Figure 2.8 : Carte présentant les terrains sensibles dans les zones de contraintes sonores catégorisées selon la modalité de protection dans la CMM, ainsi qu'une vignette sur Laval, Montréal et leurs environs

La modalité A regroupe les îlots qui ont une protection adéquate, soit une situation où des écrans antibruit longent l'entièreté de l'îlot ou masquent toutes les fenêtres et tous les balcons du cadre bâti (fig. 2.9). Les écrans sonores regroupent les buttes de terre, les murs antibruit et les rangées d'arbres de 15 m et plus. Les édifices-écrans qui contiennent des activités non sensibles ne sont pas considérés dans l'analyse même s'ils peuvent constituer une mesure d'atténuation adéquate, car nous ne pouvons pas évaluer la compatibilité des usages dans le cadre de ce projet. Par exemple, une usine placée entre un îlot résidentiel et une autoroute pourrait mitiger le bruit routier, mais elle représente potentiellement un bruit industriel qui a un impact négatif sur la qualité de l'environnement sonore.



Sources : Google (2022c) et Google (2022f) avec modifications par Ma-O (2022)

Les îlots résidentiels sont localisés le long de l'A-15, entre la R-117 et le pont Gédéon-Ouimet dans l'agglomération de Laval. Les polygones jaunes représentent les terrains à vocation résidentielle et la ligne rose représente le mur antibruit qui est aménagé entre la voie de circulation et les îlots résidentiels.

Figure 2.9 : Exemple de terrain à vocation résidentiel adéquatement protégé par un mur antibruit

L'ID partiellement protégé, la modalité B, décrit la situation où l'écran antibruit aménagé couvre seulement une portion de l'îlot ou quelques fenêtres du cadre bâti ; une partie de l'îlot ou certaines fenêtres et balcons demeurent visibles à partir de la voie de circulation (fig. 2.10). Cette situation regroupe alors les îlots qui sont disposés d'écrans de taille insuffisante pour adéquatement mitiger le bruit routier. La catégorie B inclut aussi la situation où l'ID n'est pas protégé par des écrans antibruit, mais le cadre bâti est disposé de sorte que l'intérieur du bâti et/ou certaines parties du terrain comme la cour intérieure aient un niveau de bruit réduit (fig. 2.11). Cette situation est classifiée comme étant une protection partielle, car, pour les quelques cas observés dans le territoire de la CMM, certains balcons et fenêtres des demeurent orientés vers la voie de circulation.



Sources : Google (2022b) et Google (2022e) avec modifications par Ma-O (2022)

Une école primaire a été identifiée à proximité de l'A-30, à Candiac. Une butte de terre, représentée par la ligne verte, est aménagée entre l'îlot (polygone bleu) et la voie de circulation. Cependant, les fenêtres du second étage demeurent visibles à partir de la voie de circulation. Nous considérons donc que l'îlot est partiellement protégé contre le bruit routier.

Figure 2.10 : Exemple de terrain institutionnel ayant une protection partielle



Sources : Google (2020)

Ce projet résidentiel à proximité de l'A-15 à Montréal a une disposition fermée. La cour intérieure et les unités orientées vers celle-ci sont beaucoup moins exposées au bruit routier. Cependant, les logements orientés vers l'extérieur demeurent potentiellement exposés au bruit routier.

Figure 2.11 : Exemple de disposition particulière du cadre bâti pour y minimiser le bruit

Enfin, l'ID non protégé, c'est-à-dire l'îlot à modalité C, réfère à des îlots en zone de contraintes sonores qui n'ont aucune mesure d'atténuation sonore visible (fig. 2.12). Les écrans antibruit sont absents et on n'identifie aucune mesure d'aménagement qui pourrait y atténuer le bruit routier.



Source : Google (2022a) et Google (2022d) avec modifications par Ma-O (2022)

Le centre d'hébergement de soins de longue durée (CHSLD) Marguerite-Rochelleau est aménagé à l'intersection de l'A-30 et de la R-112, à Saint-Hubert. Nous considérons que le terrain ne fait pas l'objet de protection, car le bâtiment fait face à la voie, et aucune forme d'écran sonore n'est visible.

Figure 2.12 : Exemple de terrain non protégé

2.2.2 Les variables indépendantes

2.2.2.1 La dimension contextuelle

Comme leur nom l'indique, la dimension contextuelle regroupe les variables indépendantes (VI) qui décrivent le contexte d'aménagement des îlots de la CMM : la MRC ou TE auquel appartient l'îlot, l'année de construction des bâtiments les plus récents dans l'îlot et la valeur monétaire des terrains au mètre carré. Nous pensons que ces facteurs sont associés à la modalité de protection des zones de contraintes sonores, car elles jouent un rôle sur les dispositions réglementaires que les constructions sont tenues de respecter (H2).

Prendre en compte la MRC ou le TE qui gère la planification territoriale offrirait un portrait global de l'influence de l'emplacement de l'îlot et de l'entité administrative sur les mesures d'atténuation sonore mises en place. D'une part, nous estimons que les SAD propres à chaque MRC ou TE ont un impact direct sur la modalité de protection de chaque îlot dans le territoire. Les entités administratives dont les SAD ont été récemment révisés ou qui ont une section sur les contraintes sonores récemment modifiées ont un plus grand potentiel d'avoir des îlots adéquatement protégés par des mesures d'atténuation sonore, car les critères et les standards de performance présentés

dans les SAD sont mis à jour et conformes aux orientations gouvernementales et au PMAD. Nous ne produisons pas une variable plus précise qui est propre à l'année d'adoption des SAD, car elle ne représente pas nécessairement l'année lors de laquelle les dispositions sur le bruit routier ont été adoptées. Prendre en compte l'entité administrative dans l'analyse quantitative permet tout de même d'introduire une réflexion sur l'apport des documents de planification municipale sur la protection sonore. D'autre part, puisque l'augmentation des prix des logements en fonction des écrans antibruit en place peut dépendre de leur emplacement par rapport à l'île de Montréal (Yao et al. 2021), nous pensons que la localisation peut aussi avoir un impact sur la modalité de protection. Ainsi, nous intégrons la variable *secteur montréalais* dans l'analyse pour évaluer l'apport de la dimension contextuelle. Cette variable est catégorisée en cinq secteurs pour simplifier l'analyse et assurer un nombre suffisant d'observations par secteur (Montréal, Laval, Longueuil, Couronne Sud et Couronne Nord).

Nous estimons aussi que les constructions plus récentes sont mieux protégées par des mesures d'atténuation sonore que celles réalisées juste après l'adoption de la Politique sur le bruit routier, car la modification des documents de planification pour les rendre conformes peut prendre du temps. Les années de construction provenant des données d'utilisation du sol sont à l'échelle des PTH; pour chaque PTH, l'année de construction minimale, maximale, médiane et moyenne sont disponibles (CMM 2020). Dans le cadre de ce projet, nous utilisons les données d'année de construction maximale. Nous utilisons cette donnée plutôt que les valeurs moyennes pour identifier tous les PTH qui contiennent au moins une construction réalisée après 1998. Les années de constructions sont agrégées à l'échelle de l'ID en fonction de l'aire du chevauchement entre les PTH et les ID pour déterminer l'année de construction moyenne des bâtiments les plus récents au sein de chaque îlot. Ces observations sont classées en six catégories : avant 1998, de 1998 à 2000, 2001 à 2005, 2006 à 2010, 2011 à 2015, et 2016 à 2019. La catégorie *avant 1998* permet de distinguer les constructions réalisées avant la Politique du bruit routier des constructions réalisées après sa mise en œuvre. Les constructions de 1998 à 2000 servent à regrouper les constructions qui ont potentiellement été approuvées avant l'entrée en vigueur de la Politique du bruit routier. Enfin, les trois autres catégories séparent les années de construction en deux tranches de cinq ans, et une tranche de quatre ans jusqu'à 2019 pour faciliter l'analyse. Puisque les données proviennent des données d'utilisation du sol de 2020, les constructions les plus récentes recensées sont celles en 2019.

Pour évaluer la relation entre la valeur du terrain et l'aménagement de mesures d'atténuation sonore adéquate, la valeur médiane du terrain au m² pour chaque PTH est agrégée à l'échelle

des ID. Cette donnée, présentée dans les données d'utilisation du sol de 2020 de la CMM, provient des données du rôle foncier. Encore une fois, on suggère qu'il y a un lien entre la qualité des écrans antibruit et la valeur des logements (Yao et al. 2021). Nous nous demandons ainsi si ce lien est aussi présent entre la valeur des terrains et la modalité de protection des logements.

2.2.2.2 La dimension sociodémographique des îlots

Les facteurs sociodémographiques réfèrent aux groupes de la population qui présentent potentiellement une vulnérabilité physiologique ou sociale face au bruit routier. Au sein de la CMM, Potvin, Apparicio et Séguin (2019) observent qu'il y a un accès différencié aux écrans antibruit selon la population, au détriment des personnes à faible revenu et des minorités visibles. Ceux-ci suggèrent aussi que les territoires composés davantage d'individus physiologiquement plus vulnérables, tels que les personnes âgées et les enfants, ont plus de chance d'être protégés par des mesures d'atténuation efficaces, car les municipalités sont plus enclines à protéger les populations physiologiquement vulnérables qui y résident (Potvin, Apparicio et Séguin 2019). Reprendre ces variables dans le cadre de ce mémoire permettrait de revoir ces associations en contrôlant les facteurs de forme urbaine (présentés dans la section suivante) et davantage de facteurs contextuels comme l'année de construction des bâtiments. Bref, nous en avons retenu et extrait du profil du recensement de 2016 les pourcentages de personnes âgées de 65 ans et plus, d'enfants de moins de 15 ans, de personnes à faible revenu et de personnes appartenant à un groupe de minorités visibles à l'échelle de l'ID (Statistique Canada 2016b). Les personnes qui s'identifient aux peuples autochtones du Canada font partie des populations vulnérables. Toutefois, elles n'ont pas été retenues dans l'analyse puisque les effectifs de ce groupe sont trop faibles sur le territoire de la CMM.

2.2.2.3 La dimension de forme urbaine

Nous utilisons la densité urbaine, le type d'utilisation du sol et le type de construction pour décrire la forme urbaine des îlots. Nous sélectionnons ces variables, car elles décrivent l'activité humaine au sein des îlots et proposent une description indirecte de la volumétrie du cadre bâti qui s'y trouve. Premièrement, la densité est représentée par le nombre de logements par km² ou le nombre d'habitants par km² pour chaque ID (Statistique Canada 2016b).

Deuxièmement, pour observer l'association entre l'utilisation du sol et la modalité de protection, nous avons calculé les pourcentages des ID qui ont une vocation sensible en tenant en compte l'aire des PTH et de l'aire des ID. Nous avons calculé le pourcentage de l'îlot dédié à :

- Un usage résidentiel d'un logement
- Un usage résidentiel de deux à quatre logements
- Un usage résidentiel de cinq à 24 logements
- Un usage résidentiel de 25 logements et plus
- Un usage institutionnel, économique, et
- Un usage institutionnel non économique.

Cette catégorisation de l'affectation du sol permet non seulement de séparer les logements privés des autres formes d'usage sensibles, elle prend aussi en compte de manière indirecte la volumétrie des logements en les classant en fonction du nombre de logements. Étant donné la taille restreinte des murs antibruit (Martin et Gauthier 2018), nous estimons que les ID qui ont une grande partie du terrain dédié à des logements unifamiliaux seraient mieux protégés. Or, ce serait le contraire pour les terrains principalement dédiés à des bâtiments résidentiels de fort volume, comme les bâtiments de cinq à 24 logements ou des bâtiments de 25 logements et plus.

Enfin, les types de construction des logements occupés provenant du profil du recensement de 2016 sont aussi considérés pour décrire les îlots. Parmi les logements occupés recensés dans chaque ID, nous avons des variables qui décrivent les pourcentages de :

- Maisons individuelles
- Appartements de 5 étages et plus
- Maisons jumelées
- Maisons en rangée
- Logement dans un duplex, et
- Autre maison de cinq étages et moins.

Les maisons mobiles et les autres types de maisons attenantes ont des effectifs trop faibles sur le territoire de la CMM pour être considérés dans l'analyse.

La hauteur du bâtiment décrite par le nombre d'étages était initialement prévue dans l'analyse, mais les données d'utilisation du sol étant basées sur le rôle foncier évaluant le territoire en fonction du propriétaire, le nombre d'étages relevé ne représente pas le nombre d'étages total par

bâtiment, mais par propriété, rendant cette variable non représentative de la forme urbaine. L'influence de la volumétrie du cadre bâti sur la modalité de protection est donc principalement estimée par l'intégration des variables de densité, des variables dérivant la forme des logements et des variables décrivant l'utilisation du sol.

2.3 Les analyses statistiques

Signalons d'emblée que l'ensemble des analyses ont été réalisées dans le logiciel statistique R (R Core Team 2022) et les cartographies dans QGIS (QGIS Development Team 2022).

2.3.1 Les analyses bivariées

En guise d'analyse exploratoire pour déterminer les variables à intégrer dans le modèle de régression logistique multinomiale, nous avons effectué des analyses bivariées entre le niveau de protection des ID et chacune des variables présentées ci-dessus. Pour les variables indépendantes nominales (par exemple, le secteur de la CMM d'appartenance), nous réalisons un tableau croisé avec un test du khi-deux. Ce test prend en compte les fréquences observées et attendues entre les modalités de deux variables qualitatives, ce qui permet de déterminer si celles-ci ont des associations significatives.

Pour les variables indépendantes continues, nous réalisons le test ANOVA de Welch et le test alternatif Kruskal-Wallis. Ces tests permettent de vérifier si les observations d'un phénomène urbain varient selon différents groupes. Nous comparons les mesures de tendance centrale des observations – soit la moyenne pour le test ANOVA et la médiane pour le test Kruskal-Wallis – pour les îlots protégés, partiellement protégés et non protégés afin de déterminer si elles sont significativement différentes. Le test Kruskal-Wallis a été réalisé en plus du test ANOVA car plusieurs variables ont des distributions anormales. Cependant, nous reportons principalement les résultats du test ANOVA, car comparer des moyennes permet une interprétation plus intuitive des résultats. D'ailleurs, la méthode Welch est privilégiée pour le test ANOVA puisque les variances des observations pour chaque groupe sont dissemblables.

2.3.2 Les modèles de régression logistique multinomiale

Nous construisons plusieurs modèles de régression logistique multinomiale, car nous modélisons une variable dépendante qui est qualitative multinomiale. La variable dépendante du présent projet est le type de protection de l'ID : A adéquatement protégé, B partiellement protégé, et C non protégé. Le tableau 2.1 décrit les variables indépendantes pour chacun des modèles. Les modèles sont réalisés en bloc pour refléter les différentes dimensions de variables indépendantes. Les analyses bivariées aident à déterminer les variables indépendantes incluses dans les modèles partiels. Par exemple, la densité est représentée par le nombre d'habitants par km² plutôt que le nombre de logements par km², car le test d'ANOVA suggère que le nombre d'habitants par km² présente une association plus forte avec le niveau de protection que le nombre de logements par km².

La comparaison des statistiques d'ajustement (la déviance expliquée, le critère d'information d'Akaike (AIC) et les pseudo R²) de chaque modèle permet de déterminer la dimension de variables la plus influente. L'indicateur de la déviance expliquée compris entre 0 et 1 représente la capacité de prédiction d'un modèle : une valeur élevée indique que le modèle parvient à expliquer une grande part de la déviance comparativement à la déviance maximale. Le AIC est aussi basé sur la déviance. Un modèle dont l'AIC est plus faible est considéré comme étant mieux ajusté qu'un modèle avec un AIC plus élevé. Les pseudo R² varient de 0 à 1, mais ne représentent pas la variance expliquée par le modèle comme le R². Ensemble, ces indicateurs offrent une idée de la capacité informative des modèles.

Enfin, un modèle complet regroupe toutes les variables des blocs A, B, C1 et D. Nous produisons également un modèle final parcimonieux (F) en fonction des résultats d'une analyse de type 3. L'analyse de type 3 teste le pouvoir explicatif de chaque variable indépendante pour réduire le nombre de variables et faciliter l'analyse du modèle de régression final. Plus précisément, pour chaque variable indépendante, l'analyse crée d'abord un modèle complet et un modèle avec l'ensemble des variables moins celle à l'étude. Ensuite, un test de rapport de vraisemblance comparant l'ajustement des deux modèles est réalisé pour vérifier si la variable à l'étude améliore significativement le modèle. Si la valeur de p résultant de l'analyse de type 3 est inférieure ou égale à 0,05, la variable indépendante à l'étude a un apport significatif au modèle et elle est conservée dans le modèle final. Si, la variable indépendante a valeur de p supérieure à 0,05, elle peut être retirée du modèle final parcimonieux.

Tableau 2.1 : Variables intégrées dans chaque modèle de régression logistique multinomiale

Variable indépendante	Type
Bloc A. Variables contextuelles	
Valeur médiane du terrain par m ²	Continue
Année de construction	Nominale
Secteurs de la CMM	Nominale
Bloc B. Variables sociodémographiques	
Enfants de moins de 15 ans (%)	Continue
Personnes âgées de 65 ans et plus (%)	Continue
Minorités visibles (%)	Continue
Personnes à faible revenu, basé sur la mesure du faible revenu après impôt (MFRApI)	Continue
Bloc C1. Variables de forme urbaine basées sur l'utilisation du sol	
Densité (hab/km ²)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel d'un logement (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel de deux à quatre logements (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel de cinq à 24 logements (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel de 25 logements et plus (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage institutionnel économique (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage institutionnel non économique (%)	Continue
Bloc C2. Variables de forme urbaine basées sur l'utilisation du sol (simplifié)	
Densité (hab/km ²)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage institutionnel économique (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage institutionnel non économique (%)	Continue
Bloc D. Variables de forme urbaine basées sur le type de construction des logements	
Densité (hab/km ²)	Continue
Part des logements qui sont dans une maison individuelle (%)	Continue
Part des logements qui sont dans un bâtiment de 5 étages et plus (%)	Continue
Part des logements qui sont dans une maison jumelée (%)	Continue
Part des logements qui sont dans une maison en rangée (%)	Continue
Part des logements qui sont dans un duplex (%)	Continue
Part des logements qui sont dans un autre type de maison de 5 étages et moins (%)	Continue
Bloc E. Modèle complet	
Modèle comprenant toutes les variables listées dans les blocs A, B, C1, D	
Bloc F. Modèle parcimonieux	
Valeur médiane du terrain par m ²	Continue
Année de construction	Nominale
Secteurs de la CMM	Nominale
Enfants de moins de 15 ans (%)	Continue
Personnes à faible revenu, basé sur la mesure du faible revenu après impôt (MFRApI)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel d'un logement (%)	Continue
Part de l'ID dédié à un usage résidentiel de cinq à 24 logements (%)	Continue
Densité (hab/km ²)	Continue
Part des logements qui sont dans une maison jumelée (%)	Continue

CHAPITRE 3 : RÉSULTATS

Ce présent chapitre décrit les résultats des différentes analyses réalisées dans le cadre du projet de recherche. Dans un premier temps, nous présenterons les résultats des analyses bivariées de chaque variable contextuelle, sociodémographique ou de forme urbaine. Dans un deuxième temps, nous explorerons les différents modèles de régression logistique multinomiale réalisés par bloc, puis nous analyserons les résultats des modèles complet et parcimonieux.

3.1 Les résultats des analyses bivariées

Au sein des zones de contraintes sonores identifiées dans la CMM à proximité du réseau routier supérieur, nous avons recensé 6383 îlots qui contiennent au moins une PTH à vocation résidentielle ou institutionnelle. Parmi ces îlots, plus du tiers ne disposent pas de mesures d'atténuation; seuls 24,33 % (1553) des ID ont été identifiés comme étant adéquatement protégés, 7,97 % (509) sont partiellement protégés et 67,70 % (4321) sont non protégés.

Cette section pose un regard sur la distribution des observations pour chacune des variables indépendantes à l'étude en fonction des modalités de protection sonore (A : adéquatement protégé, B : partiellement protégé et C : non protégé). Étant une analyse bivariée, cette analyse ne prend pas en compte l'influence des autres variables indépendantes sur les résultats.

3.1.1 Les variables contextuelles

3.1.1.1 L'appartenance aux secteurs de la CMM

Le tableau de contingence entre les trois types de protection et les cinq secteurs de la CMM est reporté au tableau 3.1. De plus, pour repérer les associations les plus significatives entre ces deux variables qualitatives, nous avons construit une figure avec la fonction *mosaic* du package *vcd* (Meyer, Zeileis et Hornik 2007) de R (R Core Team 2022) (fig. 3.1).

Les résultats du test du χ^2 signalent qu'il existe des associations entre la modalité de protection et le secteur d'appartenance des ID ($\chi^2 = 612,8$, $p < 0,001$). Les contributions au khi-deux au

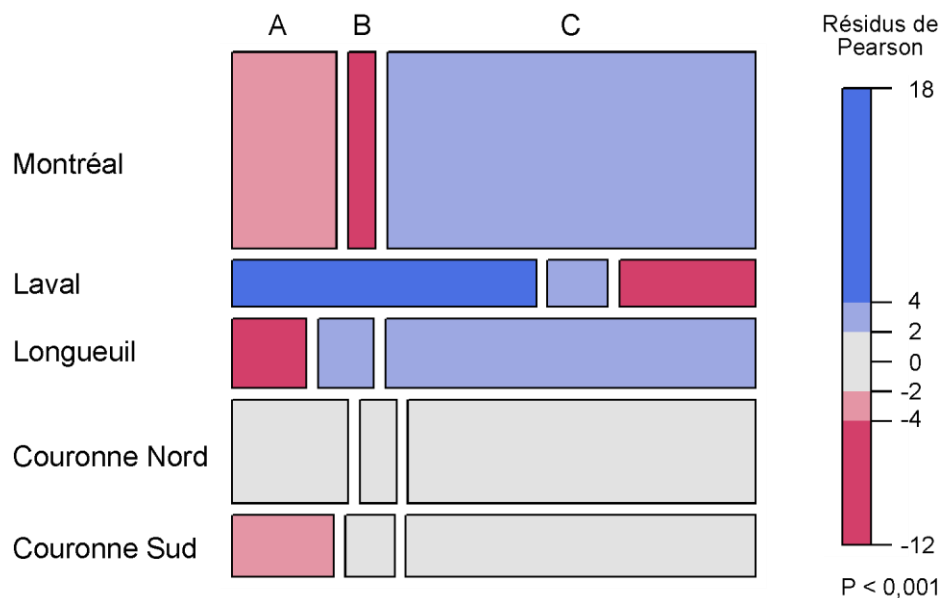
tableau 3.1 et la figure 3.1 permettent de repérer les principales associations significatives entre les modalités des deux variables qualitatives :

- Une association positive entre Laval et la modalité A (protection adéquate). En effet, 60,6 % des ID de l'agglomération de Laval disposent de mesures d'atténuation sonore adéquates contre uniquement 24,3 % pour l'ensemble de la CMM. Inversement, il y a une forte répulsion entre les ID de Laval et la modalité C (absence de protection sonore) (27,3 % contre 67,7 % pour la CMM).
- Une association négative entre les ID de l'agglomération de Longueuil et la modalité A (protection adéquate). Uniquement 14,91 % des îlots de Longueuil sont adéquatement protégés contre le bruit routier contre 24,3 % pour la CMM.
- Une association négative entre les ID de l'agglomération de Montréal et la modalité B (protection sonore partielle) (5,5 % contre 7,9 % pour l'entièreté de la CMM). Inversement, on observe une légère association positive entre la modalité *Montréal* et la modalité C (absence de protection sonore) (pourcentage en ligne de 73,6 % contre 67,7 % pour la CMM).

Par contre, nous n'observons aucune association significative entre la Couronne Nord et les trois modalités de protection. En effet, les pourcentages en ligne du secteur sont très semblables à ceux de l'ensemble de la CMM.

Tableau 3.1 : Tableau de contingence croisant les secteurs de la CMM avec les modalités de protection sonore

	A	B	C	Total de la ligne
Montréal				
Fréquence observée	546	145	1926	2617
Fréquence théorique	636,72	208,69	1771,59	
Contribution au khi-deux	12,93	19,44	13,46	
Pourcentage en ligne (%)	20,86	5,54	73,60	41,00
Pourcentage en colonne (%)	35,16	28,49	44,57	
Pourcentage total (%)	8,55	2,27	30,17	
Déviations	-90,72	-63,69	154,41	
Laval				
Fréquence observée	380	76	171	627
Fréquence théorique	152,55	50,00	424,45	
Contribution au khi-deux	339,12	13,52	151,34	
Pourcentage en ligne (%)	60,61	12,12	27,27	9,82
Pourcentage en colonne (%)	24,47	14,93	3,96	
Pourcentage total (%)	5,95	1,19	2,68	
Déviations	227,45	26,00	-253,45	
Longueuil				
Fréquence observée	139	104	689	932
Fréquence théorique	226,76	74,32	630,92	
Contribution au khi-deux	33,96	11,85	5,35	
Pourcentage en ligne (%)	14,91	11,16	73,93	14,60
Pourcentage en colonne (%)	8,95	20,43	15,95	
Pourcentage total (%)	2,18	1,63	10,79	
Déviations	-87,76	29,68	58,08	
Couronne Nord				
Fréquence observée	320	102	958	1380
Fréquence théorique	335,76	110,05	934,20	
Contribution au khi-deux	0,74	0,59	0,61	
Pourcentage en ligne (%)	23,19	7,39	69,42	21,62
Pourcentage en colonne (%)	20,61	20,04	22,17	
Pourcentage total (%)	5,01	1,60	15,01	
Déviations	-15,76	-8,05	23,80	
Couronne Sud				
Fréquence observée	168	82	577	827
Fréquence théorique	201,21	65,95	559,84	
Contribution au khi-deux	5,48	3,91	0,53	
Pourcentage en ligne (%)	20,31	9,93	69,77	12,96
Pourcentage en colonne (%)	10,82	16,11	13,35	
Pourcentage total (%)	2,63	1,28	9,04	
Déviations	-33,21	16,05	17,16	
Total de la colonne				
	1554	509	4321	6383
Pourcentage en colonne (%)	24,33	7,97	67,70	



La taille des cellules permet de repérer les plus fortes contributions au khi-deux. Le résidu de Pearson représente la différence standardisée entre les fréquences observées et les fréquences théoriques. Les valeurs positives en bleu signifient que les fréquences observées surpassent les fréquences théoriques. Les résultats négatifs signifient le contraire. Par exemple, on observe qu'il y a une surreprésentation d'îlots de modalité A à Laval et une sous-représentation de ces îlots à Longueuil.

Figure 3.1 : Mosaïque représentant les associations entre les secteurs de la CMM et les modalités de protection sonore en fonction des résultats du test du khi-deux

3.1.1.2 La période de construction des aménagements les plus récents dans l'ID

Le tableau de contingence et la mosaïque entre les trois types de protection et la période de construction des aménagements les plus récents sont reportés au tableau 3.2 et à la figure 3.2. Les principales associations significatives entre les modalités de ces deux variables qualitatives sont :

- Une association positive entre la période de 2001 à 2005 et la modalité B (protection partielle). En effet, 13,5 % des ID dont les bâtiments les plus récents sont construits durant cette période appartiennent à la modalité B, contre 8,1 % pour les ID de l'ensemble de la CMM.
- Une association positive entre la période de 2006 à 2010 et la modalité B (protection partielle) (14,2 % contre 8,1 % pour l'ensemble des ID).
- Une association positive entre la période de 2011 à 2015 et la modalité A (protection adéquate) (43,0 % contre 24,6 % pour tous les îlots à l'étude).

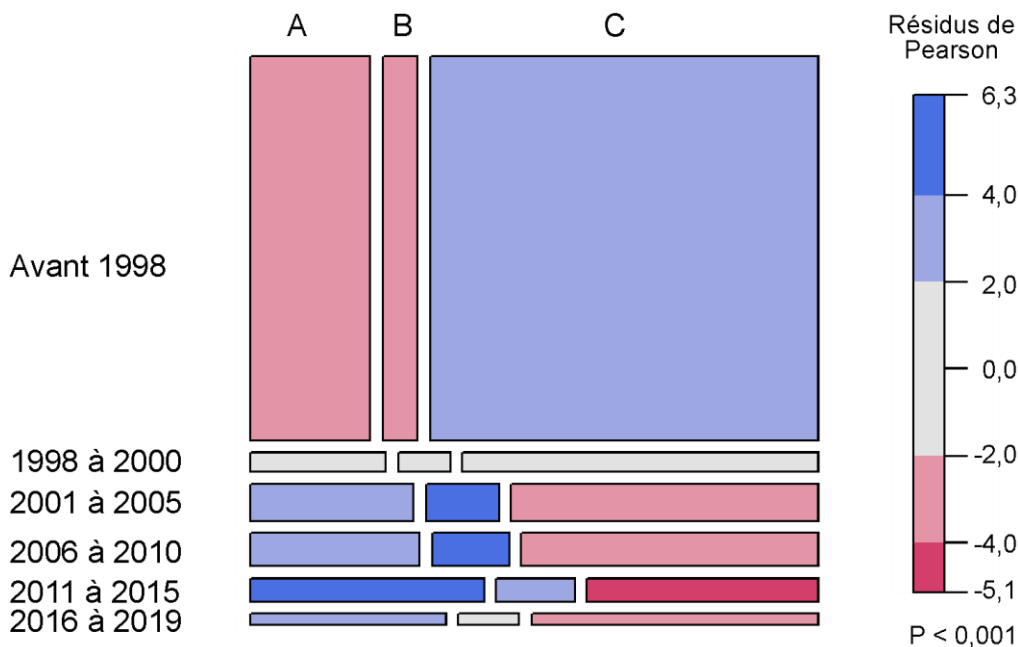
- Une association négative entre la période de 2011 à 2015 et la modalité C (absence de protection sonore) (42,6 % contre 67,2 % pour tous les îlots à l'étude).

En résumé, les constructions plus récentes sont surreprésentées dans les îlots qui disposent d'une mesure d'atténuation sonore, et ce, potentiellement en raison du processus d'entrée en vigueur des documents de planification.

Tableau 3.2 : Tableau de contingence croisant les modalités de protection sonore avec l'année de construction agrégée des aménagements les plus récents au sein des ID

	A	B	C	Total de la ligne
Avant 1998				4740
Fréquence observée	1046	306	3388	
Fréquence théorique	1167,22	382,01	3190,76	
Contribution au khi-deux	12,59	15,13	12,19	75,65
Pourcentage en ligne (%)	22,07	6,46	71,48	
Pourcentage en colonne (%)	67,79	60,59	80,32	
Pourcentage total (%)	16,69	4,88	54,07	
Déviations	-121,22	-76,01	197,24	
1998-2000				232
Fréquence observée	58	22	152	
Fréquence théorique	57,13	18,70	156,17	
Contribution au khi-deux	0,01	0,58	0,11	3,70
Pourcentage en ligne (%)	25,00	9,48	65,52	
Pourcentage en colonne (%)	3,76	4,36	3,60	
Pourcentage total (%)	0,93	0,35	2,43	
Déviations	0,87	3,30	-4,17	
2001-2005				460
Fréquence observée	138	62	260	
Fréquence théorique	113,27	37,07	309,65	
Contribution au khi-deux	5,40	16,76	7,96	7,34
Pourcentage en ligne (%)	30,00	13,48	56,52	
Pourcentage en colonne (%)	8,94	12,28	6,16	
Pourcentage total (%)	2,20	0,99	4,15	
Déviations	24,73	24,93	-49,65	
2006-2010				401
Fréquence observée	125	57	219	
Fréquence théorique	98,75	32,32	269,94	
Contribution au khi-deux	6,98	18,85	9,61	6,40
Pourcentage en ligne (%)	31,17	14,21	54,61	
Pourcentage en colonne (%)	8,10	11,29	5,19	
Pourcentage total (%)	1,99	0,91	3,50	
Déviations	26,25	24,68	-50,94	
2011-2015				291
Fréquence observée	125	42	124	
Fréquence théorique	71,66	23,45	195,89	
Contribution au khi-deux	39,71	14,67	26,28	

Pourcentage en ligne (%)	42,96	14,43	42,61	4,64
Pourcentage en colonne (%)	8,10	8,32	2,94	
Pourcentage total (%)	1,99	0,67	1,98	
Déviation	53,34	18,55	-71,89	
2016-2019				
Fréquence observée	51	16	75	142
Fréquence théorique	34,97	11,44	95,59	
Contribution au khi-deux	7,35	1,81	4,43	
Pourcentage en ligne (%)	35,92	11,27	52,82	2,27
Pourcentage en colonne (%)	3,31	3,17	1,78	
Pourcentage total (%)	0,81	0,26	1,20	
Déviation	16,03	4,56	-20,59	
Total de la colonne	1543	505	4218	6266
Pourcentage en colonne (%)	24,62	8,06	67,32	



La taille des cellules permet de repérer les plus fortes contributions au khi-deux. Le résidu de Pearson représente la différence standardisée entre les fréquences observées et les fréquences théoriques. Les valeurs positives en bleu signifient que les fréquences observées surpassent les fréquences théoriques. Les résultats négatifs signifient le contraire.

Figure 3.2 : Mosaïque représentant les associations entre les modalités de protection sonore et les modalités de protection sonore avec la période de construction des bâtiments les plus récents selon les résultats du test du khi-deux

3.1.1.3 La valeur médiane du terrain au mètre carré

Les résultats du test ANOVA de Welch suggèrent que la valeur médiane du terrain au m² est significativement différente entre les trois modalités de protection ($W(2,1495) = 50,7$, $p < 0,001$). Toutefois, ces différences sont très faibles avec des moyennes de 364, 374 et 459 \$ par mètre carré pour les modalités A, B et C. Aussi, les graphiques en violons démontrent la présence de valeurs extrêmes, indiquant que les valeurs pour les trois groupes sont fortement anormalement distribuées¹¹ (fig 3.3). Par conséquent, nous avons calculé le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (calculé sur les rangs) qui s'est avéré non significatif ($X^2(2) = 3,517$, $p = 0,172$). Autrement dit, ce test révèle que les valeurs médianes du terrain ne sont pas significativement différentes entre les modalités.

Tableau 3.3 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour la variable médiane du terrain au m²

	Statistiques descriptives			Résultats du test Welch ANOVA		Résultats du test de Kruskal-Wallis
	Groupe	Moyenne	Écart-type	Statistique	Eta ²	Statistique
Valeur médiane du terrain au m ² (\$)	A	363,956	206,959	Welch (1494,74) = 50,69***	0,0095	$X^2(2) = 3,517$
	B	373,776	278,724			
	C	458,649 ^{a,b}	516,528			

Seuils de signification : 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05

^a Différence significative avec la moyenne de la modalité A selon le test de Tukey avec $p < 0,05$.

^b Différence significative avec la moyenne de la modalité B selon le test de Tukey avec $p < 0,05$.

¹¹ Cela a été confirmée avec le calcul du test de Shapiro.

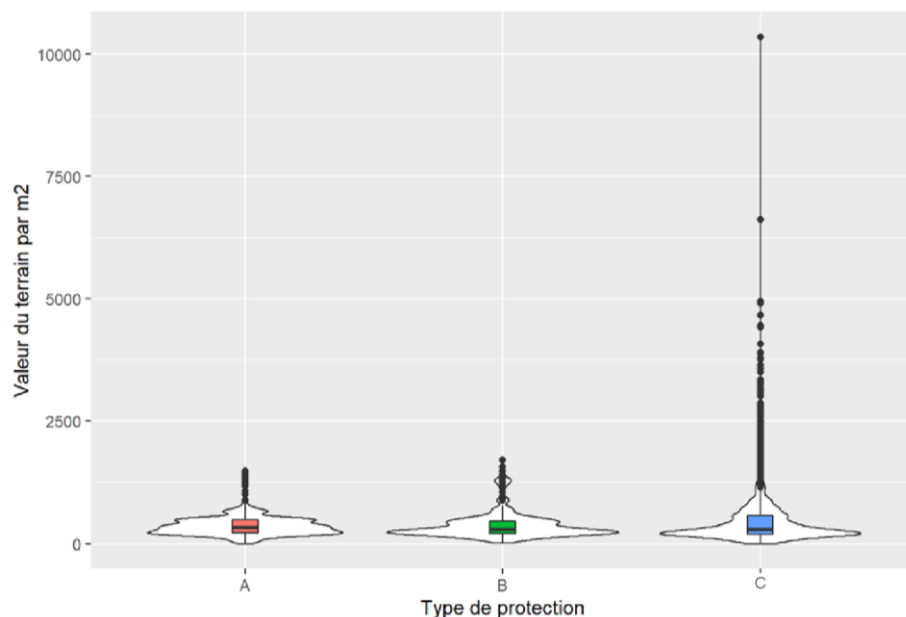


Figure 3.3 : Graphique en violon de la valeur du terrain au mètre carré selon les trois types de protection

3.1.2 Les variables sociodémographiques

Les résultats du test ANOVA de Welch pour les cinq variables sociodémographiques et les trois modalités signalent des différences significatives pour les pourcentages de personnes à faible revenu selon le seuil de faible revenu après impôt (SFRAP_I) ($W(2,1414) = 146,23, p < 0,001$), de personnes à faible revenu selon la mesure de faible revenu après impôt (MFRAP_I) ($W(2,1412) = 141,59, p < 0,001$), d'enfants de moins de 15 ans ($W(2,1304) = 121,91, p < 0,001$) et de personnes âgées ($W(2,1333) = 8,63, p < 0,001$). Nous observons les mêmes constats avec le test de Kruskal-Wallis comparant les médianes (tab. 3.4). Toutefois, ces différences sont relativement limitées puisque les valeurs de la mesure de l'effet de taille (η^2) sont très faibles. Quoi qu'il en soit, le test de Tukey révèle des différences intéressantes entre les moyennes de plusieurs variables sociodémographiques pour les trois modalités :

- La moyenne du pourcentage d'enfants de moins de quinze ans pour la modalité C (non protégé) est significativement plus faible que celle pour les modalités A (adéquatement protégé) et B (partiellement protégé) (14,9 % contre 17,3 % et 17,4 %).
- Inversement, les moyennes des pourcentages de personnes âgées et les moyennes des deux variables de faible revenu sont significativement plus fortes pour la modalité C comparativement aux modalités A et B. En guise d'exemple, la moyenne du pourcentage

de personnes à faible revenu selon la MFRApI est de 13,4 % pour la modalité C (non protégé) contre 9,1 % et 9,9 % pour les modalités A et B (protégé et partiellement protégé).

- Aucune différence significative (au seuil de 5 %) n'est observée pour les pourcentages de minorités visibles selon les trois modalités de protection (tab. 3.4). Cependant, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis suggère qu'il y a une différence significative entre les trois modalités. Les résultats du test Wilcoxon comparant les moyennes de rang (soit les médianes des valeurs non transformées en rang) suggèrent que la modalité C a un pourcentage de minorités visibles significativement plus faible que la modalité A (moyenne de rang de 3129 contre 3372).

Tableau 3.4 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour les variables sociodémographiques

	Statistiques descriptives			Résultats du test Welch ANOVA		Résultats du test de Kruskal-Wallis
	Modalité	Moyenne	Écart-type	Statistique	Eta ²	Statistique
% d'enfants de 0 à 14 ans	A	17,294	5,645	Welch(2,1304) = 121,91***	0,04	X ² (2) = 188,060***
	B	17,418	5,835			
	C	14,901 ^{a,b}	5,972			
% de personnes âgées de 65 ans et plus	A	15,573	8,385	Welch(2,1333) = 8,63***	0,0024	X ² (2) = 12,404***
	B	15,652	9,446			
	C	16,608 ^{a,b}	10,184			
% de personnes à faible revenu (MFRApI)	A	9,108	8,101	Welch(2,1412) = 141,59***	0,03	X ² (2) = 208,37***
	B	9,857	8,542			
	C	13,437 ^{a,b}	11,155			
% de personnes à faible revenu (SFRApI)	A	6,815	6,806	Welch(2,1414) = 146,23***	0,03	X ² (2) = 180,61***
	B	7,597	7,503			
	C	10,621 ^{a,b}	9,812			
% de minorités visibles	A	20,496	15,316	Welch(2,1383) = 0,63	0,0001	X ² (2) = 21,322***
	B	19,664	15,436			
	C	20,128	19,002			

Seuils de signification : 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05.

^a Différence significative avec la moyenne de la modalité A selon le test de Tukey avec p < 0,05.

^b Différence significative avec la moyenne de la modalité B selon le test de Tukey avec p < 0,05.

3.1.3 Les variables de forme urbaine

Même si les faibles valeurs de la mesure de l'effet (Eta²) suggèrent que les différences sont limitées, les résultats du test ANOVA de Welch signalent des différences significatives pour les variables décrivant la densité de la population et l'affectation du sol des îlots urbains au seuil de 0,1 % (tab. 3.5), à l'exception du pourcentage de l'îlot dédié à une vocation institutionnelle non économique. Le test de Tukey révèle plusieurs différences entre les trois modalités de protection sonore :

- La densité pour les îlots de la modalité C (non protégé) est significativement plus élevée que celle des modalités A (adéquatement protégé) et B (partiellement protégé), et ce, que la densité soit mesurée par le nombre de logements par kilomètre carré ou par le nombre d'habitants par kilomètre carré. Notamment, en matière de logements, les ID non protégés ont une moyenne de 2805 logements par kilomètre carré contre 1948 et 1890 logements par kilomètre carré pour les modalités A et B.
- La part du terrain dédiée à un usage résidentiel est significativement plus élevée pour les îlots adéquatement protégés (modalité A) que ceux partiellement protégés et non protégés (modalités B et C) (58,8 % contre 51,3 % et 48,9 %). Plus précisément, cette situation est observée pour le pourcentage de l'ID dédié à un usage résidentiel d'un logement (US 101) : les ID adéquatement protégés ont en moyenne 49,2 % de leur terrain dédié à une vocation résidentielle de logements unifamiliaux contre 38,3 % et 30,7 % pour les ID partiellement protégés et non protégés. Cette variable est aussi significativement plus faible pour la modalité C (non protégé) que la modalité B (partiellement protégé) (38,3 % contre 30,7 %).
- Inversement, le pourcentage de l'ID ayant une vocation résidentielle de deux à quatre logements (US 102) pour la modalité C (non protégé) est significativement plus élevé que les modalités A et B (10,0 % contre 6,8 % et 6,4 %).
- Le pourcentage du terrain dédié à un usage institutionnel économique de la modalité C (non protégé) est significativement plus élevé que la modalité A (adéquatement protégé) (3,5 % contre 1,6 %).

Pour la variable relative à l'usage institutionnel non économique dans l'ID, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis suggère qu'il y a des différences significatives entre les trois modalités de protection sonore ($X^2(2) = 19,530$, $p < 0,001$), contrairement aux résultats du test ANOVA de Welch. Le test de Wilcoxon comparant les moyennes de rang signale que les terrains protégés par des mesures d'atténuation sonore (modalité A) ont une moyenne de rang (moyenne de rang = 3122) significativement plus faible que les terrains de modalité B et C (moyenne de rang de 3122 contre 3275 et 3207). Le principal constat est que les îlots qui sont plus denses ou qui ont une grande part du terrain dédiée à des usages résidentiels de plus d'un logement sont surreprésentés dans la modalité C.

Tableau 3.5 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour les variables de forme urbaine : densité et affectation du sol

	Statistiques descriptives			Résultats du test Welch ANOVA		Résultats du test de Kruskal-Wallis
	Groupe	Moyenne	Écart-type	Statistique	Eta ²	Statistique
Densité résidentielle (logement par km ²)	A	1948,167	2337,947	Welch(2,1370) = 46,98***	0,010	X ² (2) = 25,959***
	B	1890,854	3897,413			
	C	2805,004 ^{a,b}	4544,633			
Densité populationnelle (habitant par km ²)	A	4717,47	4211,26	Welch(2,1434) = 21,51***	0,0044	X ² (2) = 14,066***
	B	4323,04	6586,19			
	C	5869,46 ^{a,b}	10310,50			
% du terrain dédié à un usage résidentiel	A	58,778 ^{b,c}	21,109	Welch(2,1326) = 110,77***	0,03	X ² (2) = 177,60***
	B	51,298	24,951			
	C	48,891	25,946			
% du terrain dédié à un US 101 ^a	A	49,160 ^{b,c}	26,806	Welch(2,1307) = 258,87***	0,07	X ² (2) = 414,67***
	B	38,309	28,927			
	C	30,706 ^b	29,239			
% du terrain dédié à un US 102 ^b	A	6,793	14,577	Welch(2,1378) = 34,29***	0,010	X ² (2) = 73,782***
	B	6,431	13,439			
	C	10,014 ^{a,b}	16,453			
% du terrain dédié à un US 103 ^c	A	1,972 ^{b,c}	8,098	Welch(2,1305) = 51,27***	0,01	X ² (2) = 149,26***
	B	4,394	12,259			
	C	4,653	11,274			
% du terrain dédié à un US 104 ^d	A	0,852	5,596	Welch(2,1414) = 67,89***	0,01	X ² (2) = 116,08***
	B	2,164 ^a	8,573			
	C	3,519 ^{a,b}	11,829			
% du terrain dédié à un US 510 ^e	A	1,593	9,058	Welch(2,1383) = 14,43***	0,0036	X ² (2) = 62,499***
	B	2,557	9,859			
	C	3,168 ^a	11,941			
% du terrain dédié à un US 520 ^f	A	0,746	5,553	Welch(2,1332) = 1,42	0,0004	X ² (2) = 19,530***
	B	1,008	5,533			
	C	1,026	6,052			

^a Usage résidentiel d'un logement. ^b Usage résidentiel de 2 à 4 logements. ^c Usage résidentiel de 5 à 24 logements. ^d Usage résidentiel de 25 logements et plus. ^e Usage institutionnel économique.

^f Usage institutionnel non économique

Seuils de signification : 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05

^a Différence significative avec la moyenne de la modalité A selon le test de Tukey avec $p < 0,05$.

^b Différence significative avec la moyenne de la modalité B selon le test de Tukey avec $p < 0,05$.

^c Différence significative avec la moyenne de la modalité C selon le test de Tukey avec $p < 0,05$.

Pour les variables décrivant les types de logements, les résultats du test ANOVA de Welch au tableau 3.6 signalent qu'il y a des différences significatives entre les trois modalités pour les pourcentages de logements individuels ($W(2,1322) = 152,93$, $p < 0,001$), d'autres logements dans un immeuble de moins de cinq étages ($W(2,1344) = 96,64$, $p < 0,001$), d'appartements dans un immeuble de cinq étages et plus ($W(2,1396) = 58,44$, $p < 0,001$), de maisons jumelées ($W(2,1243) = 22,62$, $p < 0,001$) et d'appartements ou plain-pieds dans un duplex ($W(2,1384) = 12,78$, $p < 0,001$). Les résultats du test de Kruskal-Wallis vont dans le même sens. Cependant, ce test non paramétrique signale également des différences entre le pourcentage de

maisons en rangée entre les trois modalités ($X^2(2) = 25,71$, $p < 0,001$). Les résultats du test de Tukey suggèrent plusieurs différences spécifiques entre les modalités :

- La modalité A (adéquatement protégé) a un pourcentage plus élevé de logements individuels que les autres modalités (58,0 % contre 51,0 % et 40,0 %). Les observations pour cette variable sont aussi significativement plus faibles pour la modalité C (non protégé) que pour la modalité B (partiellement protégé) (51,0 % contre 40,0 %).
- Le pourcentage de maisons jumelées et le pourcentage d'appartements ou de plain-pieds dans un duplex sont significativement plus élevés pour la modalité C que ceux des modalités A et B.
- Les pourcentages d'autres logements dans un immeuble de cinq étages et moins et les pourcentages d'appartement de plus de cinq étages sont aussi significativement plus élevés pour la modalité C que ceux des modalités A et B. Toutefois, pour ces deux variables, nous observons également que les valeurs de la modalité B sont significativement plus élevées que celles de la modalité A. En guise d'exemple, nous observons en moyenne 31,8 % de logements dans un immeuble de moins de cinq étages dans les îlots non protégés, 24,6 % dans les îlots partiellement protégés et 20,8 % dans les îlots adéquatement protégés.

En résumé, les résultats pour ces variables sont similaires à celles décrivant l'utilisation du sol : les logements individuels sont davantage représentés dans les îlots adéquatement protégés par des mesures d'atténuation sonore.

Tableau 3.6 : Statistiques descriptives et résultats du test d'ANOVA pour les variables de forme urbaines : type de construction des logements privés occupés

	Statistiques descriptives			Résultats du test Welch ANOVA		Résultats du test de Kruskal-Wallis
	Groupe	Moyenne	Écart-type	Statistique	Eta ²	Statistique
% de logements individuels	A	57,989 ^{b,c}	34,762	Welch(2,1322) = 152,93 ^{***}	0,04	X ² (2) = 289,240 ^{***}
	B	50,997	35,275			
	C	39,978 ^b	37,516			
% de maisons jumelées	A	7,695	13,051	Welch(2,1243) = 22,62 ^{***}	0,0078	X ² (2) = 80,813 ^{***}
	B	8,159	12,347			
	C	5,620 ^{a,b}	10,981			
% de maisons en rangée	A	2,946	8,562	Welch(2,1274) = 2,23	0,0008	X ² (2) = 25,705 ^{***}
	B	3,959	9,700			
	C	3,201	8,872			
% d'appartements ou plain-pieds dans un duplex	A	5,363	11,518	Welch(2,1384) = 12,78 ^{***}	0,0035	X ² (2) = 44,034 ^{***}
	B	4,970	10,834			
	C	6,870 ^{a,b}	13,385			
% d'autres logements dans un immeuble de moins de 5 étages	A	20,811	25,331	Welch(2,1344) = 96,64 ^{***}	0,02	X ² (2) = 139,560 ^{***}
	B	24,579 ^a	29,055			
	C	31,825 ^{a,b}	31,789			
% d'appartements dans un immeuble de 5 étages et plus	A	2,258	10,749	Welch(2,1396) = 58,44 ^{***}	0,01	X ² (2) = 71,249 ^{***}
	B	4,296 ^a	14,794			
	C	6,494 ^{a,b}	18,477			
% d'autres maisons individuelles attenantes	A	0,068	0,492	-	-	-
	B	0,199	0,789			
	C	0,306	1,169			
% de logements mobiles	A	0,119	1,381	-	-	-
	B	0,085	1,072			
	C	0,355	4,086			

Seuils de signification : 0 ^{****} 0,001 ^{***} 0,01 ^{**} 0,05

^a Différence significative avec la moyenne de la modalité A selon le test de Tukey avec p < 0,05.

^b Différence significative avec la moyenne de la modalité B selon le test de Tukey avec p < 0,05.

^c Différence significative avec la moyenne de la modalité C selon le test de Tukey avec p < 0,05.

3.2 Les modèles de régression logistique multinomiale

Les modèles de régression logistique multinomiale permettent d'observer la relation entre la modalité de protection des îlots et les facteurs sociodémographiques, contextuels et de forme urbaine qui décrivent chaque îlot. Les résultats des modèles par bloc sont d'abord présentés pour évaluer l'apport des trois dimensions individuellement. Leurs statistiques d'ajustement sont analysées pour comparer leur efficacité. Ensuite, nous présenterons le modèle complet. Enfin, les résultats du modèle parcimonieux déterminé à l'aide d'une analyse de type 3¹² permettront de

¹² En guise de rappel, l'analyse de type 3 évalue le pouvoir explicatif de chaque variable indépendante en comparant l'ajustement du modèle de régression sans ladite variable avec le modèle de régression complet. Cela permet de retirer les variables indépendantes qui ont un pouvoir explicatif non significatif au seuil de 5 %, réduisant le nombre de variables dans le modèle final.

décrire les associations pour les variables qui ont une association significative avec les modalités de protection.

3.2.1 La qualité d'ajustement des différents modèles selon les blocs

Tel que signalé plus haut, sept modèles de régression multinomiale ont été réalisés avec le package VGAM (Yee, Stoklosa et Huggins 2015) dans R (R Core Team 2022), dont cinq premiers avec uniquement les variables de chacun des blocs. Avant d'analyser les rapports de cotes obtenus pour ces modèles, nous proposons ici de comparer la performance de ces différents modèles à partir de leurs statistiques d'ajustement (tab. 3.7).

Parmi les cinq modèles par bloc (A à D), le modèle A qui inclut uniquement les variables contextuelles est le mieux ajusté; il a une déviance expliquée de 13,5 %. Le modèle B composé de variables indépendantes de la dimension sociodémographique a une déviance expliquée de 10,4 %. Cette déviance expliquée s'élève à 18,3 % pour le modèle complet (avec l'ensemble des variables) et à 16,9 % pour le modèle parcimonieux qui contient uniquement les variables significatives identifiées avec l'analyse de type 3; nous y reviendrons plus en détail à la section 3.2.3.

Tableau 3.7 : Statistiques d'ajustement des différents modèles

Modèle	A	B	C1	C2	D	E	F
AIC	9465	9779	9854	10052	9987	9006	9001
Déviance expliquée	0,135	0,104	0,098	0,079	0,086	0,183	0,169
MacFadden ajusté	0,131	0,102	0,095	0,077	0,083	0,173	0,163
R ² Cox and Snell	0,206	0,162	0,154	0,126	0,136	0,269	0,252
R ² de Nagelkerke	0,251	0,198	0,188	0,154	0,166	0,328	0,308

A : variables contextuelles. **B** : variables sociodémographiques. **C1** : variables de forme urbaine (usages résidentiels précisés). **C2** : variables de forme urbaine (usages résidentiels regroupés). **D** : variables de forme urbaine avec les types de construction des logements. **E** : modèle complet. **F** : modèle parcimonieux.

3.2.2 Les modèles par bloc

3.2.2.1 Les variables contextuelles (bloc A)

Le modèle A permet de comparer l'effet de chaque variable de la dimension contextuelle sur la probabilité qu'un îlot soit protégé, partiellement protégé ou non protégé par des mesures d'atténuation sonore (tab. 3.8). À titre de rappel, ce modèle est le plus performant en comparaison avec les autres blocs.

Toutes choses étant égales par ailleurs, la période de construction a une association significative avec la modalité de protection sonore : les îlots dont les années de construction sont plus éloignées de l'année d'adoption de la Politique sur le bruit routier (1998) ont une probabilité relativement plus élevée d'appartenir à la catégorie d'îlots adéquatement protégés que les îlots construits avant 1998, à l'exception de la période de 2016 à 2019. En effet, comparativement aux constructions réalisées avant 1998, les îlots dont les périodes sont de 2001 à 2005, 2006 à 2010, et 2011 à 2015 sont respectivement 67 %, 90 % et 360 % plus probables d'appartenir à la modalité A qu'à la modalité C ($p < 0,001$). Même si la probabilité d'être adéquatement protégés diminuent pour les constructions réalisées de 2016 à 2019, ce groupe est 2,4 fois ($p < 0,001$) plus probable d'appartenir à la modalité A que les constructions réalisées avant l'adoption de la Politique sur le bruit routier, c'est-à-dire avant 1998. La probabilité d'appartenir à la modalité A plutôt que la modalité C n'est pas significative pour les constructions réalisées entre 1998 et 2000.

Comparativement à la catégorie de référence (les îlots ayant des constructions réalisées avant 1998), les ID dont les bâtiments les plus récents sont construits entre 2001 et 2005, entre 2006 et 2010, entre 2011 et 2015 et entre 2016 et 2019 ont respectivement 2,5 fois ($p < 0,001$); 2,7 fois ($p < 0,001$); 3,7 fois ($p < 0,001$) et 2,4 fois ($p < 0,01$) plus de chance d'être partiellement protégés par des mesures d'atténuation sonore que d'être non protégés.

Une fois contrôlées la valeur médiane du terrain et l'année de construction, un îlot dans l'agglomération de Laval est 5,4 fois plus protégé que les îlots de Montréal ($p < 0,001$). Un ID de l'agglomération de Laval est aussi 4,6 fois plus souvent associé à la modalité B qu'à la modalité C ($p < 0,001$). Au contraire, appartenir à l'agglomération de Longueuil, à la Couronne Nord ou à la Couronne Sud serait associé à une diminution respective de 54 %, 36 % et 48 % de la probabilité d'être associé à la modalité A que la modalité C ($p < 0,001$). Même s'il est moins probable qu'un îlot à Longueuil appartienne à la modalité A que la modalité C, il a une plus grande probabilité

d'appartenir à la modalité B que la modalité C. En effet, les ID de Longueuil sont 57,8 % plus probables d'être partiellement protégés que non protégés, lorsque l'on les compare avec les ID de Montréal.

Tableau 3.8 : Résultats du modèle A (bloc des variables contextuelles)

	Modalité A versus C				Modalité B versus C			
	Coef.	RC	RC (IC 95%)		Coef.	RC	RC (IC 95%)	
Valeur médiane du terrain par m ² (\$)	-0,001***	0,999	0,999	0,999	-0,000	1,000	0,999	1,000
Année de construction								
Avant 1998	Réf.				Réf.			
1998 à 2000	0,145	1,156	0,829	1,610	0,395	1,485	0,928	2,376
2001 à 2005	0,514***	1,671	1,323	2,111	0,898***	2,455	1,800	3,347
2006 à 2010	0,642***	1,901	1,484	2,435	1,011***	2,749	1,986	3,806
2011 à 2015	1,282***	3,605	2,743	4,738	1,296***	3,656	2,506	5,334
2016 à 2019	0,873***	2,394	1,639	3,497	0,817**	2,394	1,296	3,958
Secteurs de la CMM								
Montréal	Réf.				Réf.			
Laval	1,679***	5,358	4,308	6,665	1,525***	4,595	3,270	6,457
Longueuil	-0,770***	0,463	0,369	0,581	0,456**	1,578	1,167	2,135
Couronne Nord	-0,441***	0,643	0,527	0,784	-0,053	0,949	0,691	1,303
Couronne Sud	-0,646***	0,524	0,414	0,664	0,185	1,203	0,856	1,692

RC : rapport de cotes; IC 95 % : intervalle de confiance à 95 % du rapport de cotes.
Seuils de signification : 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05.

3.2.2.2 Les variables sociodémographiques (bloc B)

Le modèle B (tab. 3.9) suggère que :

- Pour chaque augmentation d'un pour cent d'enfants de moins de 15 ans dans un îlot, l'îlot verrait une augmentation 6,3 % de la probabilité qu'il soit protégé par une mesure d'atténuation sonore (RC = 1,063 ; IC 95 % = [1,051; 1,075]) et une augmentation de 7,5 % de la probabilité qu'il soit partiellement protégé comparativement aux îlots non protégés (RC = 1,075 ; IC 95 % = [1,055; 1,095]).
- Pour chaque augmentation d'un pour cent de minorités visibles dans un ID, la probabilité que l'ID appartienne à la catégorie A plutôt que C augmente de 1,8 % (RC = 1,018 ; IC 95 % = [1,013; 1,022]), la probabilité que l'ID appartienne à la catégorie B plutôt que C augmente aussi par 0,8 % (RC = 1,008 ; IC 95% = [1,001; 1,015]).

- Lorsque le pourcentage de personnes à faible revenu augmente d'un pour cent dans l'ID, on estime que la probabilité que l'ID appartienne à la modalité A diminue de 6,6 % comparativement à la modalité C (RC = 0,934 ; IC 95 % = [0,926; 0,942]). On estime aussi que cette augmentation d'un pour cent est associée à une diminution de la probabilité d'appartenir à la catégorie B plutôt que C par 4,5 % (RC = 0,955 ; IC 95 % = [0,943; 0,968]).
- Le pourcentage de 65 ans et plus ne présente pas d'association significative avec la modalité de protection.

En résumé, en comparant la concentration des groupes d'enfants, de personnes âgées, de minorités visibles et de personnes à faible revenu dans les îlots, le modèle B signale que les îlots ayant plus d'enfants ou de minorités visibles sont mieux protégés contre le bruit routier que les îlots ayant plus de personnes à faible revenu.

Tableau 3.9 : Résultats du modèle B (bloc des variables sociodémographiques)

	Modalité A versus C			Modalité B versus C		
	Coef.	RC	RC (IC 95%)	Coef.	RC	RC (IC 95%)
Moins de 15 ans (%)	0,061***	1,063	1,051 1,075	0,072***	1,075	1,055 1,095
65 ans et plus (%)	0,006	1,006	0,999 1,013	0,007	1,007	0,995 1,018
Minorités visibles (%)	0,017***	1,018	1,013 1,022	0,008*	1,008	1,001 1,015
Faible revenu ¹ (%)	-0,068***	0,934	0,926 0,942	-0,046***	0,955	0,943 0,968

¹ Personnes à faible revenu (sous le seuil de la mesure du faible revenu après impôts).

RC : rapport de cotes; IC 95 % : intervalle de confiance à 95 % du rapport de cotes.

Seuils de signification : 0 '***' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05.

3.2.2.3 Les variables de forme urbaine (blocs C1 et C2)

Les modèles C1 et C2 décrivent les associations entre la modalité de protection sonore et les variables forme urbaine relatifs à la densité et à l'utilisation du sol, soit le nombre d'habitant par km² et la part du terrain dédié à des activités à vocation sensible (tab. 3.10). Le modèle C1 prend en compte le nombre de logements au sein d'un immeuble, alors que le modèle C2 regroupe tous les terrains à vocation résidentielle.

Les rapports de cotes du modèle C2 suggèrent qu'une augmentation d'un pour cent du terrain à usage résidentiel est associée à une augmentation de 2,1 % de la probabilité que l'ID appartienne à la modalité A au lieu de la modalité C (RC = 1,021 ; IC 95% = [1,018; 1,024]). Cette

augmentation est aussi associée à une augmentation des probabilités par 0,7 % pour la modalité B (RC = 1,007 ; IC 95% = [1,003; 1,011]).

De manière plus détaillée, les rapports de cotes du modèle C1 signalent que :

- Une augmentation d'un pour cent du terrain de l'ID dédié à un usage résidentiel d'un logement (US 101) est associée à une augmentation de 0,8 % de la probabilité qu'il fasse partie de la modalité A (RC = 1,008 ; IC 95% = [1,004; 1,012]) et de 2,1 % à la modalité B (RC = 1,021 ; IC 95% = [1,018; 1,023]) que la modalité C.
- Une augmentation d'un pour cent du terrain dédié à des usages résidentiels de cinq à 24 logements (US 103) est associée à une augmentation de la probabilité qu'il soit adéquatement protégé plutôt que non protégé par 1,3 % (RC = 1,013 ; IC 95% = [1,003; 1,022]). Cependant, cette augmentation est associée à une diminution de 1 % de la probabilité que l'îlot soit partiellement protégé comparativement aux probabilités d'être non protégé (RC = 0,990 ; IC 95% = [0,981; 0,998]).
- Une augmentation d'un pour cent du terrain dédié à un usage résidentiel de 25 logements et plus est associée à une diminution par 2,1 % de la probabilité que l'îlot soit partiellement protégé que non protégé (RC = 0,979 ; IC 95% = [0,968; 0,990]).

Tableau 3.10 : Résultats des modèles C1 et C2 (bloc des variables de forme urbaine relatives aux données d'utilisation du sol)

Modèle C1	Modalité A versus C				Modalité B versus C			
	Coef.	RC	RC (IC 95%)		Coef.	RC	RC (IC 95%)	
Densité (hab/km ²)	-0,000**	1,000	1,000	1,000	0,000	1,000	1,000	1,000
US 101 ^a (%)	0,008***	1,008	1,004	1,012	0,020***	1,021	1,018	1,023
US 102 ^b (%)	-0,005	0,995	0,986	1,004	0,002	1,002	0,997	1,007
US 103 ^c (%)	0,013**	1,013	1,003	1,022	-0,010*	0,990	0,981	0,998
US 104 ^d (%)	0,002	0,979	0,968	0,990	-0,215***	0,979	0,968	0,990
US 510 ^e (%)	-0,002	0,998	0,989	1,007	-0,001	0,999	0,992	1,006
US 520 ^f (%)	0,002	1,002	0,987	1,018	0,007	1,007	0,996	1,018
Modèle C2	Coef.	RC	RC (IC 95%)		Coef.	RC	RC (IC 95%)	
Densité (hab/km ²)	-0,000***	1,000	1,000	1,000	-0,000***	1,000	1,000	1,000
US Résidentiel ^g	0,021***	1,021	1,018	1,024	0,007***	1,007	1,003	1,011
US 510 ^e (%)	-0,000	1,000	0,993	1,007	-0,002	0,998	0,989	1,007
US 520 ^f (%)	0,007	1,007	0,996	1,018	0,003	1,003	0,987	1,018

^a Usage résidentiel d'un logement. ^b Usage résidentiel de 2 à 4 logements. ^c Usage résidentiel de 5 à 24 logements. ^d Usage résidentiel de 25 logements et plus. ^e Usage institutionnel économique.

^f Usage institutionnel non économique

RC : rapport de cotes; IC 95 % : intervalle de confiance à 95 % du rapport de cotes.

Seuils de signification : 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05.

3.2.2.4 Les variables de forme urbaine (bloc D)

Le modèle D comprend les variables indépendantes décrivant les types de logements et la densité afin d'évaluer leur association avec les modalités de protection sonore (tab. 3.11). Les constats principaux sont :

- Une augmentation de maisons individuelles ou de maisons jumelées dans un ID est associée à une augmentation proportionnelle de la probabilité qu'il soit adéquatement protégé ou partiellement protégé. En guise d'exemple, une augmentation d'un pour cent de maisons individuelles est associée à une augmentation de 1,4 % de la probabilité qu'il soit protégé par des mesures d'atténuation sonore adéquate plutôt que non protégé (RC = 1,014 ; IC 95% = [1,010; 1,018]). Cette augmentation est aussi associée à une augmentation de 1,2 % de la probabilité d'appartenir à un îlot partiellement protégé par des mesures d'atténuation sonore (RC = 1,012 ; IC 95% = [1,006; 1,018]).
- Une augmentation d'un pour cent de logements dans un duplex dans un îlot représente une augmentation de 1,6 % de la probabilité que l'îlot soit partiellement protégé plutôt que non protégé par des mesures d'atténuation sonore (RC = 1,016 ; IC 95% = [1,005; 1,027]).
- Inversement, une augmentation d'un pour cent de logements dans un appartement de cinq étages et plus dans un ID est associée à une diminution de 0,9 % de la probabilité d'appartenir à la modalité A comparativement à la modalité C (RC = 0,991 ; IC 95% = [0,985; 0,997]).

Tableau 3.11 : Résultats du modèle D (bloc des variables de forme urbaine relatives au type de construction des logements)

	Modalité A versus C				Modalité B versus C			
	Coef.	RC	RC (IC 95%)		Coef.	RC	RC (IC 95%)	
Densité (hab/km ²)	0,000	1,000	1,000	1,000	-0,000*	1,000	1,000	1,000
Maison individuelle (%)	0,014***	1,014	1,010	1,018	0,011***	1,012	1,006	1,018
Maison jumelée (%)	0,017***	1,017	1,012	1,023	0,021***	1,022	1,013	1,031
Maison en rangée (%)	0,006	1,006	0,998	1,013	0,016**	1,016	1,005	1,027
Logement dans duplex (%)	0,005	1,005	0,999	1,011	0,002	1,002	0,991	1,012
Autre maison de 5 et moins (%)	-0,000	1,000	0,996	1,004	0,006	1,006	1,000	1,013
5 étages et plus (%)	-0,009**	0,991	0,985	0,997	0,007	1,007	0,998	1,015

RC : rapport de cotes; IC 95 % : intervalle de confiance à 95 % du rapport de cotes.

Seuils de signification : 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05.

Bref, les modèles C1 et D suggèrent que les îlots dont les logements sont individuels, jumelés ou en rangée (qui sont potentiellement de plus petite taille) ont une plus grande probabilité d'être au moins partiellement protégés par des mesures d'atténuation sonore que les îlots dont les immeubles résidentiels regroupent plusieurs logements ou ont plus grande volumétrie.

3.2.3 Le modèle complet et le modèle parcimonieux

Le tableau 3.12 présente les résultats du modèle complet qui regroupent toutes les variables à dimension contextuelle, sociodémographique et de forme urbaine. À la suite d'une analyse de type 3 qui teste le pouvoir explicatif de chaque variable indépendante en comparant l'ajustement des modèles (tab. 3.13), nous réalisons le modèle parcimonieux (modèle F) présenté au tableau 3.14. Il est à noter que l'analyse de type 3 a permis de retirer neuf variables indépendantes du modèle complet. Pour simplifier l'analyse et ressortir les observations les plus significatives, nous présentons seulement les résultats du modèle parcimonieux.

Tableau 3.12 : Résultats du modèle E (modèle complet comprenant l'ensemble des variables indépendantes)

	Modalité A versus C				Modalité B versus C			
	Coef.	RC	RC (IC 95%)		Coef.	RC	RC (IC 95%)	
Valeur médiane du terrain par m ²	-0,001***	0,999	0,999	1,000	0,000	1,000	1,000	1,000
Année de construction								
Avant 1998	Réf,				Réf,			
1998 à 2000	-0,004	0,996	0,708	1,402	0,289	1,335	0,828	2,151
2001 à 2005	0,241	1,272	0,992	1,632	0,693***	1,999	1,446	2,763
2006 à 2010	0,306*	1,358	1,038	1,777	0,760***	2,138	1,513	3,019
2011 à 2015	0,959***	2,609	1,942	3,504	1,029***	2,799	1,878	4,171
2016 à 2019	0,515*	1,674	1,120	2,502	0,639*	1,895	1,067	3,365
Secteurs de la CMM								
Montréal	Réf,				Réf,			
Laval	1,418***	4,129	3,259	5,230	1,355***	3,877	2,705	5,556
Longueuil	-0,968***	0,380	0,298	0,485	0,321*	1,378	1,003	1,895
Couronne Nord	-0,814***	0,443	0,350	0,562	-0,238	0,788	0,548	1,133
Couronne Sud	-0,872***	0,418	0,317	0,550	-0,087	0,916	0,620	1,354
Moins de 15 ans (%)	0,056***	1,058	1,040	1,076	0,065***	1,067	1,042	1,093
65 ans et plus (%)	0,002	1,002	0,993	1,012	0,004	1,004	0,991	1,018
Minorités visibles (%)	0,003	1,003	0,997	1,008	0,001	1,001	0,993	1,009
Faible revenu ¹ (%)	-0,036***	0,964	0,951	0,978	-0,022*	0,978	0,960	0,996
US 101 ^a (%)	0,018***	1,018	1,014	1,022	0,002	1,002	0,998	1,007

US 102 ^b (%)	0,004	1,004	0,997	1,010	0,000	1,000	0,990	1,010
US 103 ^c (%)	-0,003	0,997	0,987	1,006	0,014*	1,014	1,003	1,025
US 104 ^d (%)	-0,012	0,988	0,975	1,001	0,004	1,004	0,991	1,018
US 510 ^e (%)	-0,002	0,998	0,990	1,006	0,003	1,003	0,993	1,013
US 520 ^f (%)	0,011	1,011	0,999	1,024	0,014	1,014	0,998	1,030
Densité (hab/km ²)	0,000*	1,000	1,000	1,000	-0,000*	1,000	1,000	1,000
Maison individuelle (%)	-0,004	1,018	1,014	1,022	0,001	1,001	0,993	1,009
5 étages et plus (%)	-0,006	0,994	0,986	1,003	0,005	1,005	0,994	1,017
Maison jumelée (%)	-0,010*	0,990	0,982	0,998	0,004	1,005	0,993	1,016
Maison en rangée (%)	-0,004	0,996	0,987	1,005	0,007	1,008	0,995	1,021
Logement dans duplex (%)	0,003	1,003	0,995	1,011	0,004	1,004	0,991	1,016
Autre maison de 5 et moins (%)	-0,002	0,998	0,992	1,005	0,001	1,001	0,992	1,010

RC : rapport de cotes; IC 95 % : intervalle de confiance à 95 % du rapport de cotes.

Seuils de signification : 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05.

Tableau 3.13 : Résultats de l'analyse de type 3 tirés selon la valeur de P

Variable	AIC	Loglikelihood	Valeur de P
Variables conservées dans le modèle parcimonieux			
Valeur médiane du terrain par m ²	9027	8919	0,000
Année de construction	9060	8968	0,000
Secteurs de la CMM	9447	9351	0,000
Moins de 15 ans (%)	9062	8954	0,000
Faible revenu ¹ (%)	9033	8925	0,000
US 101 ^a (%)	9109	9001	0,000
Densité (hab/km ²)	9017	8909	0,001
Maison jumelée (%)	9010	8902	0,018
US 103 ^c (%)	9009	8901	0,023
Variables retirées du modèle parcimonieux			
65 ans et plus (%)	9002	8894	0,758
Minorités visibles (%)	9003	8895	0,655
US 102 ^b (%)	9003	8895	0,493
US 104 ^d (%)	9006	8898	0,105
US 510 ^e (%)	9002	8894	0,708
US 520 ^f (%)	9006	8898	0,099
Maison individuelle (%)	9004	8896	0,316
5 étages et plus (%)	9005	8897	0,243
Maison en rangée (%)	9004	8896	0,286
Logement dans duplex (%)	9002	8894	0,671
Autre maison de 5 et moins (%)	9002	8894	0,827

Lorsque les variables significatives appartenant aux dimensions sociodémographiques, contextuelles et de forme urbaine sont contrôlées, l'année de construction présente une association majeure avec la modalité de protection sonore ; les îlots qui ont des bâtiments plus récents sont mieux protégés par des mesures d'atténuation sonore. Comparativement aux îlots ayant des bâtiments construits avant 1998, les îlots dont les bâtiments les plus récents sont construits entre 2001 et 2005 ont une probabilité deux fois plus forte d'appartenir à la modalité B que la modalité C (RC = 2,017 ; IC 95 % = [1,463 ; 2,779]). Les îlots associés aux années de construction 2006 à 2010 sont 33,1 % plus probables d'être adéquatement protégés (RC = 1,331 ; IC 95 % = [1,023 ; 1,731]) ou 2,2 fois plus de potentiel d'être partiellement protégés que non protégés (RC = 2,166 ; IC 95 % = [1,543 ; 2,040]). Similairement, des îlots qui possèdent des bâtiments construits entre 2011 et 2015 sont 2,5 fois (RC = 2,493 ; IC 95 % = [1,866 ; 3,331]) et 2,8 fois (RC = 2,017 ; IC 95 % = [1,893 ; 4,152]) plus probables d'avoir une protection adéquate ou partielle que de n'avoir aucune mesure d'atténuation sonore. Enfin, les îlots ayant des constructions réalisées entre 2016 et 2019 ont sont 63,7 % plus probables de posséder des mesures d'atténuation sonore adéquate que de n'avoir aucune mesure d'atténuation sonore (RC = 1,637 ; IC 95 % = [1,098 ; 2,440]).

La variable « secteur montréalais » est significative lorsque les modalités A et C sont comparées. Plus précisément, Laval est dans une situation plus favorable que Montréal, alors que les autres secteurs sont dans une situation moins favorable que Montréal. En effet, comparativement à Montréal, il est quatre fois plus probable qu'un îlot à Laval soit adéquatement protégé par des mesures d'atténuation que d'être nullement protégé (RC = 3,912 ; IC 95 % = [3,105 ; 4,929]). Or, l'association entre les îlots appartenant à Longueuil, à la Couronne Nord et à la Couronne Sud et la modalité A diminue respectivement par 62,9 %, 58,0 % et 64,1 %. Lorsque l'on compare les modalités B et C, l'agglomération de Laval est aussi dans une situation plus favorable que Montréal, les ID qui s'y trouvent ont une probabilité 3,7 fois plus grande d'être partiellement protégés que non protégés (RC = 3,703 ; IC 95 % = [2,602 ; 5,270]).

En ce qui a trait aux variables sociodémographiques, seuls les pourcentages d'enfants et de personnes à faible revenu ont été retenus à la suite de l'analyse de type 3. Lorsque la concentration d'enfants dans un îlot augmente d'un pour cent, on observe une augmentation de 5,8 % de la probabilité que l'îlot soit protégé (RC = 1,058 ; IC 95 % = [1,044 ; 1,072]) et une augmentation de 6,5 % de la probabilité que l'îlot soit partiellement protégé (RC = 1,065 ; IC 95 % = [1,046 ; 1,084]) comparativement au fait qu'il soit non protégé. Au contraire, les personnes à faible revenu sont localisées dans des secteurs moins protégés : une augmentation

d'un pour cent de personnes à faible revenu est associée à une diminution de 2,9 % de la probabilité que l'îlot ait une protection adéquate (RC = 0,971 ; IC 95 % = [1,044 ; 1,072]) comparativement à une absence de protection, elle est aussi associée à une diminution de 1,8 % de la probabilité que l'îlot soit partiellement protégé (RC = 0,982 ; IC 95 % = [0,967 ; 0,996]).

En ce qui a trait à la forme urbaine des îlots, pour chaque augmentation d'un pour cent de l'ID qui est dédié à un usage résidentiel unifamilial, on observe une augmentation de 1,6 % de la probabilité que l'îlot soit adéquatement protégé plutôt que non protégé (RC = 1,016 ; IC 95 % = [1,013 ; 1,018]). Pourtant, la présence de logements jumelés dans un îlot est associée à une situation plus défavorable; une augmentation d'un pour cent de logements jumelés est associée à une diminution de 0,6 % de la probabilité que l'îlot soit adéquatement protégé plutôt que non protégé (RC = 0,994 ; IC 95 % = [0,988 ; 0,999]). Une augmentation d'un pour cent de l'îlot pour un usage résidentiel de cinq à 24 logements est associée à une augmentation de 1,2 % de la probabilité que l'îlot soit partiellement protégé plutôt que non protégé (RC = 1,012 ; IC 95 % = [1,003 ; 1,022]).

La densité et la valeur médiane du terrain sont toutes deux des variables significatives, mais les observations ne sont pas associées à une augmentation ou à une diminution de la probabilité qu'un îlot soit adéquatement protégé comparativement à non protégé (A vs C). C'est aussi le cas pour la densité lorsque les modalités B et C sont comparés. Transformer les valeurs de densité d'habitants par km² à une densité d'habitants par m² et la valeur médiane des terrains (\$ par m²) en en milliers de dollars par m² pourraient mieux illustrer ces relations.

Tableau 3.14 : Modèle F (modèle parcimonieux comprenant uniquement les variables significatives)

	Modalité A versus C				Modalité B versus C			
	Coef.	RC	RC (IC 95%)		Coef.	RC	RC (IC 95%)	
Valeur médiane du terrain par m ²	-0,001***	0,999	0,999	1,000	0,000	1,000	1,000	1,000
Année de construction								
Avant 1998	Réf.				Réf.			
1998 à 2000	-0,026	0,974	0,694	1,367	0,299	1,349	0,839	2,170
2001 à 2005	0,211	1,235	0,966	1,579	0,701***	2,017	1,463	2,779
2006 à 2010	0,286*	1,331	1,023	1,731	0,773***	2,166	1,543	3,040
2011 à 2015	0,914***	2,493	1,866	3,331	1,031***	2,803	1,893	4,152
2016 à 2019	0,493*	1,637	1,098	2,440	0,652*	1,919	1,087	3,387
Secteurs de la CMM								
Montréal	Réf.				Réf.			
Laval	1,364***	3,912	3,105	4,929	1,309***	3,703	2,602	5,270
Longueuil	-0,992***	0,371	0,292	0,471	0,306	1,359	0,995	1,855
Couronne Nord	-0,867***	0,420	0,339	0,521	-0,298	0,742	0,533	1,035
Couronne Sud	-0,953***	0,386	0,299	0,497	-0,153	0,858	0,599	1,228
Moins de 15 ans (%)	0,056***	1,058	1,044	1,072	0,063***	1,065	1,046	1,084
Faible revenu ¹ (%)	-0,029***	0,971	0,962	0,981	-0,019*	0,982	0,967	0,996
US 101 ^a (%)	0,016***	1,016	1,013	1,018	0,001	1,001	0,997	1,005
US 103 ^c (%)	-0,004	0,996	0,988	1,005	0,012*	1,012	1,003	1,022
Densité (hab/km ²)	0,000*	1,000	1,000	1,000	-0,000**	1,000	1,000	1,000
Maison jumelée (%)	-0,006*	0,994	0,988	0,999	0,004	1,004	0,996	1,012

^a Usage résidentiel d'un logement. ^c Usage résidentiel de 5 à 24 logements.

RC : rapport de cotes; IC 95 % : intervalle de confiance à 95 % du rapport de cotes.

Seuils de signification : 0 '***' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05.

En résumé, le modèle parcimonieux révèle que les îlots qui contiennent des constructions plus récentes sont mieux protégés par des mesures d'atténuation sonore que ceux qui ont seulement des constructions réalisées avant 1998. De plus, les îlots de la Ville de Laval sont plus protégés que les îlots de l'agglomération de Montréal. Toutes choses étant égales par ailleurs, les enfants de moins de 15 ans sont mieux représentés dans les îlots protégés, alors que les personnes à faible revenu le sont moins. Enfin, l'association entre la forme urbaine et l'aménagement des mesures d'atténuation sonore est plutôt faible, mais les usages résidentiels d'un logement sont mieux protégés par une mesure d'atténuation sonore adéquate, contrairement aux îlots qui contiennent davantage de maisons jumelées.

CHAPITRE 4 : DISCUSSION

Dans ce quatrième chapitre, nous présentons nos réflexions en réponse aux résultats présentés au chapitre 3. Premièrement, nous effectuerons un retour sur les résultats principaux. Deuxièmement, nous explorerons plus en profondeur les trois dimensions d'analyses, soit les éléments liés au contexte de planification, à la justice environnementale et à la forme urbaine des îlots. Troisièmement, nous présenterons les limites, quelques pistes de recherche et les contributions du projet. Pour conclure le chapitre, nous proposerons quelques recommandations pour la planification des mesures d'atténuation sonore dans le territoire de la CMM.

4.1 Un retour sur les résultats principaux

En guise de rappel, la question de recherche qui guide les travaux réalisés dans ce mémoire est : dans un contexte d'aménagement durable du territoire, quels sont les facteurs associés à la présence de mesures d'atténuation sonore protégeant les usages sensibles construits après 1998 en zone de contraintes sonores? À la suite de la revue de littérature, nous proposons que des facteurs sociodémographiques, des facteurs de forme urbaine et des facteurs contextuels puissent être associés avec l'implémentation de mesures d'atténuation sonore dans un territoire donné.

À partir de nos observations, nous pouvons affirmer que les facteurs contextuels, soit l'année de construction, la valeur médiane du terrain par m² et les secteurs de la CMM, sont fortement associés avec la modalité de protection sonore. Selon les statistiques d'ajustement des modèles de régressions partiels réalisés, ce modèle est le mieux ajusté. En particulier, l'année de construction est fortement associée à la modalité de protection des îlots. Les constructions les plus récentes ont une meilleure probabilité de disposer d'une mesure d'atténuation sonore. Lorsque les variables sociodémographiques, les variables de forme urbaine et les autres variables contextuelles significatives sont prises en compte (modèle parcimonieux), les îlots qui contiennent des constructions réalisées après 2006, soit pendant les périodes de 2006 à 2010, 2011 à 2015 ou 2016 à 2019, sont mieux protégés par des mesures d'atténuation sonore que îlots qui contiennent seulement des constructions réalisées avant 1998. Aussi, les îlots dont les bâtiments les plus récents sont construits après 2001 ont une plus grande probabilité d'avoir une

protection partielle. La période de construction de 1998 à 2000 n'a pas un effet significativement différent de la période « avant 1998 ».

Le secteur de la CMM dans lequel sont localisés les îlots de diffusion a aussi un impact sur la modalité de protection. Notamment, les résultats du modèle parcimonieux suggèrent que, toutes choses étant égales par ailleurs, les îlots de l'agglomération de Laval sont près de quatre fois plus protégés ou partiellement protégés que les îlots de l'agglomération de Montréal. Or, les îlots de l'agglomération de Longueuil, des MRC de la Couronne Nord et des MRC de la Couronne Sud ont environ 60 % moins accès à des mesures d'atténuation sonore adéquate que les îlots de l'agglomération de Montréal. Les résultats ne sont pas significatifs pour les autres secteurs pour la modalité B (protection sonore partielle).

Nous constatons également que la population de la CMM a un accès différencié à des mesures d'atténuation sonore, alors que cet accès varie en fonction de l'âge et du revenu. Selon les résultats du modèle parcimonieux présenté au tableau 3.14 à la page 99, les personnes en situation de faible revenu (selon la mesure du faible revenu après impôt de Statistique Canada) vivent une iniquité environnementale. Il est moins probable que les îlots de diffusion caractérisés par une plus forte concentration de personnes à faible revenu disposent de mesures d'atténuation sonore. En revanche, suivant la même tendance que les résultats de Potvin, Apparicio et Séguin (2019), nous observons que les enfants de moins de 15 ans sont dans une situation plus avantageuse que le reste de la population. Chaque augmentation d'un pour cent d'enfants dans un îlot serait associée à une augmentation de 5,8 % de la probabilité que l'îlot soit adéquatement protégé et à une augmentation de 6,5 % de la probabilité qu'il soit partiellement protégé. Les résultats du modèle complet comprenant l'ensemble des variables indépendantes (modèle E) suggèrent que la part de personnes âgées de 65 ans n'a pas d'association significative avec la modalité de protection. Cependant, les tests ANOVA de Welch et Kruskal-Wallis (tableau 3.4 à la page 84) démontrent que le pourcentage de personnes âgées est significativement supérieur dans les îlots non protégés.

Enfin, les variables de forme urbaine constituent la dimension qui a la plus faible capacité explicative, comparativement aux autres dimensions de variables. Nous observons tout de même que quelques aspects de l'usage du sol et la forme des logements aient une association significative avec le mode de protection des îlots de la CMM : 1) la part du terrain dédié à un usage résidentiel d'un logement a une association positive avec la probabilité d'avoir accès à une mesure d'atténuation adéquate ou une mesure d'atténuation partielle, 2) la part de l'îlot ayant un

usage résidentiel de 5 à 24 logements, peu importe la forme du cadre bâti, est associée à une plus grande probabilité que l'îlot ait une protection partielle, 3) le pourcentage de maisons jumelées parmi les logements d'un îlot est associé à une plus faible probabilité qu'il y ait à une mesure d'atténuation adéquate.

4.2 Trois dimensions d'analyse

4.2.1 La gestion des contraintes sonores

4.2.1.1 L'année de construction

Les résultats suggèrent que la Politique sur le bruit routier et les dispositions en matière de bruit contenues dans les documents de planification (tels que le SAD, le plan d'urbanisme et les règlements municipaux) qui en découlent ont un impact positif sur l'implantation des mesures d'atténuation en bordure du réseau routier supérieur de la CMM. En effet, les îlots dont les bâtiments les plus récents ont été construits avant 1998 ont une probabilité plus faible d'avoir des mesures d'atténuation sonore. Nous remarquons tout de même que les périodes de construction de 1998 à 2000 et 2001 à 2005 (comparaison entre la modalité A et C) ou de 1998 à 2000 (pour la modalité B contre C) ne sont pas significativement différentes de la période « avant 1998 ». Cela suggère qu'il y ait eu une période d'adaptation ou d'implémentation de la Politique. Ce constat permet de ressortir une lacune en ce qui concerne la planification urbaine qui sera d'autant plus apparente avec le résumé des dispositifs législatifs qui suit.

Premièrement, l'article 5 de la LAU édictant le contenu des SAD a été modifié en 1993 pour inclure un paragraphe demandant aux MRC de déterminer les voies de circulation qui constituent une source de contraintes majeures pour la sécurité, la santé ou le bien-être (Éditeur officiel du Québec 1993, le cinquième paragraphe du premier alinéa). Ensuite, en 1994, les OGAT¹³ (MAMH) et le Guide de la Planification des transports et révision des schémas d'aménagement à l'intention des MRC (MTMD) ont été publiés. Ces deux documents de planification ont respectivement permis d'introduire la Politique sur le bruit routier qui sera adoptée en 1998 et de proposer une méthodologie d'identification des zones de contraintes sonores. En vertu de ces documents

¹³ Les OGAT présentent les intentions du gouvernement du Québec en matière d'aménagement et ses attentes à l'égard des MRC et des municipalités. Elles ne portent pas uniquement sur le bruit routier. Néanmoins, par simplicité, nous nous attarderons seulement aux éléments qui ont un impact sur la gestion du bruit.

susmentionnés, les MRC doivent identifier les voies de circulation qui contribuent à des niveaux de bruit extérieurs supérieurs à 55 dBA. À proximité de ces voies, elles doivent adopter des dispositions normatives pour y interdire les usages sensibles ou mettre en œuvre une approche de standard de performance qui émet des critères pour l'implantation d'activités sensibles au bruit. Cependant, la modification du contenu des schémas d'aménagement pour intégrer ces dispositions est un processus initié par les MRC. Sinon, le MAMH peut seulement demander à la MRC d'intégrer ces dispositions en vertu de l'Article 5 de la LAU lorsque la MRC entame un processus de révision du SAD¹⁴. Autrement dit, tant que les MRC n'adoptent pas les dispositions en matière de bruit routier dans le SAD ou que les règlements d'urbanisme des municipalités ne sont pas modifiés, des projets en zone de contraintes sonores sans mesures d'atténuation sonore peuvent être autorisés, et ce, après 1998. Alors, les différences non significatives observées pour les périodes de construction plus anciennes (de 1998 à 2006) suggèrent que ce n'est qu'en 2006 que les SAD et règlements d'urbanisme ont été modifiés pour intégrer les dispositions en matière de bruit routier dans l'aménagement du territoire et que la politique sur le bruit routier a eu un effet réel sur la protection des activités sensibles au bruit.

Autre élément d'intérêt par rapport à l'année de construction : lorsque nous observons les rapports de cotes du modèle parcimonieux de plus près, la probabilité d'appartenir à la modalité A ou B augmente avec le temps, jusqu'à la période de 2011 à 2015. Les constructions réalisées entre 2016 et 2019 ont un rapport de cotes positif, mais plus faible que celui associé aux périodes avant 2016. D'une part, il est possible que les bâtiments plus récents soient construits dans des espaces plus contraignants qui ne permettent pas l'aménagement des mesures d'atténuation les plus répandues au Québec, soit les murs antibruit ou les buttes de terre. D'autre part, ce constat peut être lié au fait que les données de circulation sur lesquelles se basent les MRC et TE pour identifier les zones de contraintes sonores sont plus anciennes que celles utilisées dans la présente étude. Par exemple, les zones de contraintes sonores identifiées dans le SAD de la MRC de La Vallée-du-Richelieu (2006) sont basées sur des DJME des années 2000, 2001, 2002 ou 2003. Alors, des terrains qui nécessiteraient des mesures d'atténuation sonore selon les données de circulation plus récentes pourraient être considérés hors de la zone de contraintes dans le SAD, permettant l'implantation d'activités sensibles au bruit sans mesures d'atténuation sonore jusqu'à ce que le SAD soit renouvelé. Ainsi, il y a un besoin de régulièrement mettre à jour les données de

¹⁴ Le processus de révision d'un schéma est plus complexe qu'une modification. La révision signifie l'adoption d'une nouvelle génération d'un SAD et nécessite, entre autres, la tenue d'une assemblée publique permettant aux individus ou aux organismes de s'exprimer sur la nouvelle génération du schéma d'aménagement (Éditeur officiel du Québec 2020).

circulation et les zones de contraintes sonores dans les documents de planification, afin de s'assurer que les usages sensibles soient adéquatement protégés par des mesures d'atténuation en fonction des données de circulation changeantes.

4.2.1.2 Le rôle des municipalités dans la gestion des contraintes sonores

Les résultats de notre projet de recherche suggèrent que le secteur de la CMM auquel appartient l'ID a un impact sur sa modalité de protection. Pour explorer davantage ce constat dans une perspective de la planification des mesures d'atténuation, nous comparerons les SAD de la Ville de Laval, de l'agglomération de Montréal et de l'agglomération de Longueuil. Les îlots de la Ville de Laval sont les seuls qui ont une plus grande probabilité d'être protégés par des mesures d'atténuation sonore adéquate que les îlots de l'agglomération de Montréal. Nous prenons le cas de l'agglomération de Longueuil afin de représenter les autres secteurs de la CMM qui ont moins accès à une mesure d'atténuation sonore adéquate que l'agglomération de Montréal, car, comme Montréal et Laval, elle est une entité administrative qui possède des compétences d'une MRC et elle constitue à elle seule un des cinq secteurs de la CMM.

Le tableau 4.1 révèle les différences principales entre les trois entités administratives en matière de leur gestion des contraintes sonores routières sur leur territoire. Premièrement, depuis 2017, la Ville de Laval utilise la méthode proposée par le MTMD pour identifier les zones de contraintes sonores (ZC), elle propose une liste plutôt exhaustive des usages sensibles qui prend en compte les aires extérieures et elle détaille des conditions pour l'autorisation d'activités sensibles. Cela peut expliquer pourquoi les îlots de Laval sont mieux protégés par des mesures d'atténuation que l'agglomération de Montréal et le reste des MRC à l'étude. D'ailleurs, en 2015, le ministère des Transports et la Ville de Laval ont annoncé un projet de 12 millions de dollars pour l'aménagement de trois écrans antibruit dans le territoire suite à une forte mobilisation citoyenne (Cabinet du ministre des Transports 2015). Ainsi, à Laval, on observe une intention de protéger les usages sensibles combinée avec une capacité financière de le faire, ce qui crée un contexte propice à la protection des usages sensibles au bruit.

En revanche, l'agglomération de Montréal utilise une méthode d'identification des zones de contraintes sonores très différente. Elle interdit les usages sensibles en prenant seulement en compte les niveaux de bruit intérieurs et seuls les espaces de détente au sol à l'extérieur du bâtiment sont sujets aux seuils de bruit. Étant donné l'espace restreint sur l'île de Montréal, il peut aussi être plus difficile d'implanter des mesures d'atténuation sonore.

Quant aux îlots de l'agglomération de Longueuil, nous observons qu'ils sont relativement moins protégés, même si les dispositions sur le bruit routier du SAD (adopté en 2016) sont similaires à celles de Laval et plus contraignantes que celles de Montréal. Par conséquent, nous pouvons supposer que ce différentiel de protection est dû à un autre facteur : le plan d'urbanisme de Longueuil. En fait, l'ancien plan d'urbanisme de la Ville de Longueuil était constitué d'une combinaison des plans des anciennes villes de Greenfield Park, Le Moyne, Longueuil et Saint-Hubert qui étaient adoptées entre 2002 et 2006 en conformité avec le SAD de l'ancienne MRC de Champlain (Ville de Longueuil n.d.). Même si des modifications ont été apportées au plan à travers les années, le plan d'urbanisme actuel qui est conforme au SAD de Longueuil est seulement entré en vigueur en octobre 2021 (Idem), expliquant potentiellement cette disparité en termes de protection sonore. Enfin, l'adoption de ce nouveau plan d'urbanisme laisse à présager que les futurs développements d'usage sensible en zone de contraintes sonores seront mieux protégés par des mesures d'atténuation dans ce territoire.

Tableau 4.1 : Comparaison des SAD en vigueur dans la Ville de Laval, l'agglomération de Montréal et l'agglomération de Longueuil

	Laval	Montréal	Longueuil
Entrée en vigueur	Août 2017	Avril 2015	Décembre 2016
Modification des dispositions sur le bruit et les ZC¹⁵	Aucune	Aucune	Modifications adoptées par règlement en 2019 sur certains détails. Cependant, les éléments présentés ci-dessous n'ont pas fait l'objet de modifications majeures.
Usages sensibles	L'usage résidentiel Plusieurs équipements collectifs et institutionnels (dans une liste qui les spécifie) Les parcs, espaces verts ou usages récréatifs qui nécessitent un climat sonore réduit	L'usage résidentiel Plusieurs équipements collectifs et institutionnels (dans une liste qui les spécifie)	L'usage résidentiel Plusieurs équipements collectifs et institutionnels (dans une liste qui les spécifie) Les aires extérieures récréatives ou de loisir qui nécessitent un climat sonore réduit
Identification des ZC associées au réseau routier supérieur	Méthode graphique proposée par le Guide de planification à l'intention des MRC (MTMD 1994) et la Politique sur le bruit routier (MTMD 1998) Données de circulation utilisées : - DJME de 2015 - Proportion de véhicules lourds théorique (10 %) - Vitesses affichées de 2015	Terrains situés à 300 m de l'emprise d'une autoroute ou d'une voie rapide	Méthode graphique proposée par le Guide de planification à l'intention des MRC (MTMD 1994) et la Politique sur le bruit routier (MTMD 1998) Données de circulation utilisées : - Principalement des DJME de 2013 (l'année varie de 2002 à 2014 selon les tronçons) - Proportion de véhicules lourds théorique (10 %) - Vitesses permises non datées
Critères pour l'autorisation d'un usage sensible en ZC	Études acoustiques requises pour la construction en ZC Seuils maximaux de 40, 45 ou 55 dBA _{Leq} (24 h) selon les usages et les milieux	Les usages sensibles sont interdits dans la ZC si les niveaux de bruit à l'intérieur du bâtiment dépassent 40 dBA _{Leq} (24 h) Espaces de détente au sol à l'extérieur du bâtiment sont interdits si le niveau sonore est supérieur à 55 dBA _{Leq} (24 h)	Études acoustiques requises pour la construction en ZC Seuils maximaux de 40, 45 ou 55 dBA _{Leq} (24 h) selon les usages et les milieux

Sources du contenu : Agglomération de Longueuil (2016), Agglomération de Montréal (2015) et Ville de Laval (2017)

¹⁵ Modification ponctuelle du contenu du SAD sans l'adoption d'une nouvelle génération, contrairement à une révision complète du SAD.

4.2.2 Une situation désavantagée pour les personnes à faible revenu

Lorsque les variables de forme et de contexte sont contrôlées, les résultats suggèrent que les personnes à faible revenu sont dans une situation désavantagée. Ce constat concorde avec une étude sur le bruit environnemental réalisée par Dale et al. (2015) : cette étude suggère que la proportion de personnes vivant sous le seuil de faible revenu en 2006 et plusieurs autres indicateurs de défavorisation matérielle ont une association positive avec les niveaux de bruit estimés sur l'île de Montréal. Nos constats vont également dans le même sens que les observations de Potvin, Apparicio et Séguin (2019) puisque nous utilisons les mêmes données sociodémographiques du recensement de 2016 de Statistique Canada et définissons le même territoire d'étude. Cependant, nous utilisons une typologie différente pour définir les modalités de protection. Nous ne différencions pas l'exposition à un degré de perturbation fort (supérieur ou égal à 65 dBA) d'une exposition à un degré de perturbation faible ou moyen (entre 55 dBA et 65 dBA), mais nous avons ajouté une distinction entre les îlots protégés et les îlots partiellement protégés pour mieux prendre en compte les éléments de forme urbaine. De plus, nous avons intégré la densité, la forme du cadre bâti, l'année de construction, la valeur du terrain et la localisation de l'îlot au modèle de régression.

Le fait que la situation désavantagée des personnes à faible revenu demeure un constat clé malgré les différences méthodologiques suggère que d'autres facteurs affectent leur accès à un environnement sonore adéquat. Par exemple, les personnes à faible revenu peuvent avoir moins de choix résidentiels en raison de leur pouvoir d'achat plus faible. Néanmoins, les résultats de notre projet de recherche suggèrent que la valeur du terrain au m² n'a pas d'effet sur la modalité de protection. Il serait donc pertinent de prendre en compte la valeur des logements dans le marché pour mieux comprendre cette dynamique. À propos de cela, Yao et al. (2021) observent que la présence d'écrans antibruit à Anjou et à Dorval a pour effet d'augmenter la valeur des logements par respectivement 22 000 et 26 000 dollars réels de l'an 2000. De plus, les personnes à faible revenu peuvent être concentrées dans des bâtiments de fort volume comptant plusieurs étages qui ont été aménagés sans protection sonore adéquate. Il serait donc pertinent d'explorer l'interaction entre les variables de revenu et de volumétrie pour mieux comprendre les facteurs explicatifs liés à l'iniquité observée.

D'un point de vue de justice procédurale et de justice de reconnaissance, les personnes à faible revenu ont aussi un pouvoir d'influence politique plus faible pour plusieurs raisons. Elles risquent notamment d'avoir moins accès à l'information, d'avoir moins de contacts avec les personnes

actifs dans la sphère politique (Séguin et Apparicio 2013). Elles peuvent avoir un horaire de travail atypique qui les empêche de se présenter aux conseils municipaux ou moins de temps pour porter plainte. Par conséquent, les mesures visant à réduire le bruit dans les secteurs déjà construits, guidées par l'approche corrective de la Politique sur le bruit routier, seraient orientées vers des secteurs qui reçoivent davantage de plaintes de la part de personnes mieux nanties, menant à une surreprésentation de personnes à faible revenu dans les îlots non protégés.

Enfin, nous soulignons le besoin d'évaluer si les personnes à faibles revenus sont davantage exposées au bruit routier à l'échelle même d'un quartier, voire un îlot montréalais. Par exemple, Von Szombathely et al. (2018) ont réalisé une étude à Hambourg en Allemagne pour évaluer la relation entre le statut socioéconomique et le bruit routier à l'intérieur des îlots urbains. Ceux-ci observent que les personnes à faible revenu ont plus de risques d'être exposées à des niveaux de bruit plus élevés ($r(941) = -0,17; p < 0.001$). Par exemple, les cartes à la figure 4.1 produites par Von Szombathely et al. (2018) illustrent comment le niveau de gêne, le niveau de bruit et le revenu peuvent varier au sein même d'un îlot, défavorisant les ménages ayant un revenu mensuel plus faible.



Source : Von Szombathely et al. (2018)

Figure 4.1 : Cartes présentant le niveau de gêne, les niveaux de bruit et le revenu moyen mensuel des ménages pour deux îlots, Hambourg, Allemagne

À même le territoire montréalais, les résultats peuvent varier selon les échelles d'analyse. Notamment, l'étude de Potvin, Apparicio et Séguin (2019) suggère que les minorités visibles sont dans une situation désavantagée dans la Ville de Montréal : elles sont sous-représentées dans les secteurs protégés par des écrans antibruit, contrairement aux observations à l'échelle de la CMM. Par conséquent, il est pertinent de réaliser une analyse d'iniquité à des échelles spatiales différentes pour mieux comprendre les processus qui mènent à une situation défavorable pour les personnes à faible revenu.

4.2.3 La forme urbaine des îlots

Les résultats du modèle parcimonieux suggèrent que la densité d'habitant au km² n'a pas d'effet significatif sur la modalité de protection, les RC étant égaux à 1,000 pour les modalités A et B. Cela suggère que la forme du cadre bâti pourrait être un facteur plus important que le nombre de résidents au sein d'un îlot. En effet, des habitants vivant dans un milieu compact peuvent avoir accès à une protection sonore adéquate, car la forme ou la hauteur du cadre bâti favoriserait l'aménagement d'un écran antibruit suffisamment grand pour bloquer les ondes sonores, alors que la hauteur d'une tour résidentielle de même densité ne bénéficierait pas d'un écran antibruit. D'ailleurs, la forme urbaine peut constituer en soi une mesure d'atténuation sonore ; aménager un milieu compact avec une disposition fermée des îlots, comme le suggèrent Silva, Oliveira et Silva (2014), permettrait d'y diminuer les niveaux de bruit. Cette forme d'aménagement serait donc associée à plus d'un avantage. Notamment, elle réduirait la circulation locale en favorisant l'implantation de services ou de commerces de proximité, elle diminuerait les niveaux de bruits environnementaux et elle permettrait l'aménagement d'écrans antibruit de taille adéquate si nécessaire. Néanmoins, le modèle de régression parcimonieux suggère un constat plutôt surprenant : le pourcentage élevé de maisons jumelées au sein d'un îlot est associé à une probabilité légèrement plus faible (0,6 % moins probable pour chaque augmentation de 1 %) que l'îlot soit adéquatement protégé. Des études supplémentaires permettraient d'investiguer les raisons qui expliquent ce constat.

Quant à l'usage du sol, nous observons que les maisons unifamiliales ont un meilleur accès à des mesures d'atténuation sonore adéquates. Or, les usages résidentiels de cinq à 24 logements sont davantage associés à la présence de protection partielle, suggérant encore une fois que la hauteur du cadre bâti a potentiellement un impact sur la protection. Cependant, disperser les logements dans de grands terrains privés vides ne favoriserait pas l'utilisation optimale du territoire. De plus, ce type de logement aménagé à proximité d'une artère de circulation majeure favoriserait une part modale à prédominance automobile qui est associée à des problématiques de sécurité routière. L'augmentation du nombre de véhicules en circulation augmenterait aussi les niveaux de bruit dans un quartier où la porosité du cadre bâti favorisait la propagation des ondes sonores. Alors, bien que les résultats suggèrent que les maisons unifamiliales soient relativement mieux protégées par des mesures d'atténuation sonore, il serait à l'avantage des citoyens de favoriser l'aménagement de milieux compacts et denses qui sont adéquatement protégés par des mesures d'atténuation sonore.

Enfin, les résultats de nos analyses suggèrent que la présence d'usages institutionnels dans un îlot n'est pas significativement associée à sa modalité de protection. Cela s'explique par le fait que les usages institutionnels identifiés dans les données d'utilisation du sol ne sont pas tous des usages sensibles au bruit. Alors, ils ne nécessitent pas systématiquement l'aménagement de mesures d'atténuation sonore. Or, les usages institutionnels d'intérêt qui nécessiterait des mesures d'atténuation sont les résidences pour personnes âgées, les institutions scolaires, les hôpitaux et les garderies. Ces activités devraient donc être identifiées sur le terrain pour que l'on analyse les facteurs qui affectent leur accès à des mesures d'atténuation sonore. Nous aborderons cette limite dans la section suivante.

4.3 Les limites, les perspectives de recherche et les contributions du projet

4.3.1 Les limites

Le choix de se servir des données d'utilisation du sol de la CMM pour dégager les indicateurs de forme urbaine et l'année de construction des bâtiments est accompagné de quelques limites. Premièrement, ces données sont agrégées à l'échelle des PTH, c'est-à-dire des portions de territoire qui possèdent le même code d'occupation. Comme mentionné au Chapitre 3, les PTH sont des portions de territoire qui regroupent des unités d'évaluation adjacentes qui ont la même activité principale. Ainsi, nous ne pouvons pas dénombrer ni identifier tous les immeubles construits après 1998, nous pouvons seulement identifier les PTH qui possèdent au moins une construction réalisée après l'adoption de la Politique sur le bruit routier par l'entremise de la donnée « année de construction maximale ». Deuxièmement, les données relatives à chaque PTH sont agrégées à l'échelle des ID en fonction de la proportion du chevauchement entre les PTH et l'ID cible. Cette méthode assume qu'il y a une distribution égale et régulière des observations dans chaque PTH. Or, le cadre bâti n'est pas distribué de cette manière au sein du territoire. Enfin, les PTH à usage institutionnel comprennent autant des activités sensibles au bruit comme les logements pour personnes âgées que des activités non sensibles comme les casernes de pompier. Ainsi, même si les résultats suggèrent que ces activités n'ont pas d'association significative avec le mode de protection de l'îlot, une étude plus précise est nécessaire pour cibler les usages institutionnels sensibles au bruit comme les écoles, les garderies, les logements communautaires et les résidences pour personnes âgées afin d'évaluer l'accès de leurs usagers à un environnement sonore de qualité.

Une autre source de limite est associée à la classification des modes de protection. En effet, notre méthodologie repose sur une observation visuelle de la taille des mesures d'atténuation sonore en place pour déterminer leur efficacité, en assumant qu'elles réduisent efficacement les niveaux de bruit à des niveaux inférieurs à 55 dBA lorsque toutes les fenêtres du cadre bâti ou toutes les portions des îlots sensibles au bruit sont cachées par la mesure d'atténuation en place. Or, le matériau, la forme, l'épaisseur, la hauteur et d'autres caractéristiques des mesures d'atténuation sonore peuvent affecter la performance acoustique des mesures d'atténuation. Alors, il serait pertinent d'évaluer si les populations vulnérables ont accès à des mesures d'atténuation sonores de moindre qualité que le reste de la population en intégrant la performance acoustique des mesures d'atténuation sonore dans la typologie associée aux modalités de protection (variable dépendante).

Enfin, la méthode graphique d'identification des zones de contraintes sonores par courbe isophone est une méthode conservatrice qui permet aux municipalités d'identifier les zones de contraintes sonores en bordure des voies de circulation en fonction du débit de circulation et de la vitesse maximale permise, en assumant la présence de 10 % de véhicules lourds. Elle assume également que les ondes sonores circulent en champ libre et ne prend pas en considération toutes les caractéristiques des environnements urbain et routier, faisant d'elle une méthode d'estimation peu adaptable. Alors, les zones de contrainte identifiées peuvent potentiellement inclure des terrains qui ont un environnement sonore acceptable. À cet effet, certains schémas permettent aux municipalités d'autoriser des usages sensibles sans mesures d'atténuation sonore lorsque des études acoustiques prouvent que les terrains à l'étude ne sont pas exposés à plus de 55 dBA à l'extérieur et que les niveaux de bruit à l'intérieur ne dépassent pas 40 ou 45 dBA. Cependant, nous n'avons pas recensé les ID en zone de contraintes sonores qui ont eu droit à cette exemption. Ainsi, certains terrains que nous identifions comme étant non protégés peuvent ne pas nécessiter de mesures d'atténuation sonore. Une étude plus approfondie qui prend en compte ce facteur pourrait donc mieux cerner les îlots de diffusion problématiques. Alternativement, les zones de contraintes sonores pourraient être identifiées en utilisant des modèles basés sur des mesures réelles de bruit routier.

4.3.2 Les pistes de recherche

En réponse aux limites associées aux données d'utilisation du sol, il serait pertinent d'effectuer des études de cas à partir de quelques îlots ou quartiers comprenant des usages sensibles qui

ont soit une protection sonore adéquate, une protection partielle ou une absence de protection sonore. Ces études de cas permettraient de caractériser et des éléments de forme urbaine comme la hauteur de chaque bâtiment, l'année de construction de chaque immeuble, l'usage principal ou la variation de la valeur des immeubles au sein même des quartiers de manière plus détaillée. La forme urbaine serait mise à l'avant-plan de l'analyse pour davantage explorer l'impact de ce facteur sur les mesures d'atténuation. À cet effet, il serait également pertinent d'explorer l'impact des caractéristiques physique des îlots sur la réduction des autres sources de bruit, comme la circulation du camionnage à l'échelle locale, le bruit routier provenant des grands boulevards ou les bruits industriels. Réaliser des études à l'échelle locale permettrait aussi d'évaluer la perception des bruits par les citoyens. Il est à se demander si la population montréalaise est plus dérangée par les pics de bruit la nuit, les bruits lors de leur marche, etc. surtout si le nombre d'heures passées dans le milieu résidentiel augmente depuis la transition vers le télétravail. Une récente étude à Montréal sur la gêne associée au bruit des travaux de construction sur l'échangeur Turcot témoigne notamment de l'apport d'une étude à plus petite échelle. Elle a permis de déterminer que les facteurs sociodémographiques, psychosociaux et contextuels ont un pouvoir explicatif sur le niveau de gêne beaucoup plus fort que les niveaux de bruit (Pinsonnault-Skvarenina et al. 2021).

D'ailleurs, comme mentionné précédemment, évaluer la distribution des nuisances et l'accès à des bénéfices environnementaux à l'échelle locale, comme à l'intérieur même d'un îlot urbain, permettrait de mettre en lumière certaines nuances quant aux facteurs qui conduisent à des iniquités environnementales. Notamment, pour les personnes à faible revenu, une analyse à plus petite échelle donnerait l'occasion d'évaluer si elles vivent des situations d'iniquités multiples par rapport à la qualité de leur logement. Il serait possible d'explorer si les personnes à faible revenu qui moins accès à des mesures d'atténuation vivent aussi dans des logements de plus faible qualité selon des indicateurs de salubrité, de taille de logements, d'année de construction, etc.

Enfin, reproduire la méthodologie employée dans ce projet pour y intégrer des mesures de bruit réelles bonifierait le projet. Cela permettrait de créer une typologie pour la modalité de protection qui serait basée sur la performance acoustique des mesures d'atténuation. Cela permettrait aussi d'exclure les terrains qui ont reçu une autorisation de construction d'usages sensibles à la suite d'études acoustiques.

4.3.1 Les contributions

Considérant que la majorité des études portent sur l'efficacité des mesures d'atténuation sonore, ce projet permet d'explorer de manière approfondie la planification et les processus législatifs qui mènent à l'aménagement de mesures d'atténuation sonore, ainsi que les iniquités liées à leur mise en œuvre au sein du territoire de la CMM. Les résultats des analyses quantitatives nous guident dans l'identification des éléments de problématiques liées à la gestion actuelle des mesures d'atténuation sonore, elles nous permettent également d'observer des liens entre la forme urbaine et la modalité de protection des îlots. En matière d'équité environnementale, cette étude fait ressortir le besoin de réaliser des politiques plus ciblées qui prennent en compte les disparités locales et sociodémographiques. En particulier, nous observons que, toutes choses étant égales par ailleurs, les personnes à faibles revenus qui vivent à proximité du réseau routier supérieur ont moins accès à une mesure d'atténuation sonore. En somme, ce projet sert de base pour réaliser des études locales plus ciblées pour mieux comprendre la façon par laquelle la planification, les problématiques d'iniquités et les caractéristiques physiques des constructions peuvent interagir entre elles, interagir avec l'environnement sonore ou interagir avec les mesures d'atténuation sonore dans les quartiers montréalais.

4.4 Des recommandations pour un meilleur environnement sonore en bordure du réseau routier supérieur

À la lumière de ce travail de recherche, nous proposons trois recommandations qui favoriseraient un meilleur environnement sonore dans les îlots urbains localisés à proximité du réseau routier supérieur de la CMM. Ces trois recommandations découlent respectivement des analyses sur la gestion des contraintes sonores, de la situation des personnes à faible revenu et de la relation entre la forme urbaine des îlots et leur protection sonore.

Premièrement, nous recommandons que les MRC mettent à jour les zones de contraintes sonores plus régulièrement en fonction des données de circulation. Ce serait également le moment opportun pour effectuer une vérification des terrains déjà construits et d'identifier ceux qui pourraient faire l'objet de l'approche corrective de la Politique sur le bruit routier. Cette mise à jour des données est importante pour arrimer l'aménagement du territoire à une mobilité changeante. D'un autre angle, surveiller régulièrement les données de circulation permettraient également

d'identifier les tronçons de circulation qui présentent des débits de circulation trop élevés pour justifier l'implémentation de services de transport alternatifs, comme le covoiturage ou le transport collectif, qui diminueraient le nombre de véhicules sur le réseau routier supérieur, et donc, de son impact sonore.

Deuxièmement, au regard des analyses d'équité environnementale, nous proposons à la CMM de réaliser des études visant la qualité des logements, des espaces publics et des services localisés dans des secteurs caractérisés par un revenu moyen plus faible. Une des composantes de la qualité du logement serait notamment l'exposition au bruit routier et l'accès à des mesures d'atténuation lorsque nécessaire. Ces études pourraient mener à l'adoption d'une politique qui cible et répond aux besoins de personnes à faible revenu, comparativement à la Politique sur le bruit routier qui vise une problématique environnementale sans prendre en compte les profils sociodémographiques des citoyens.

Troisièmement, nous recommandons de favoriser les formes de densification qui rendent plus propice l'aménagement de mesures d'atténuation sonore dans les zones de contraintes sonores ou qui contribuent à réduire la propagation des bruits environnementaux. Cela pourrait se faire par l'ajout de nouvelles dispositions dans les documents de planification ou en modifiant les règlements de zonage. Or, dans les cas où une densification à la verticale avec des tours résidentielles est la solution optimale pour gérer l'urbanisation d'un territoire donné, nous recommandons de privilégier une disposition fermée du cadre bâti, et de placer les balcons, les fenêtres qui s'ouvrent et les aires de détente au sol, et ce, à l'opposé de la voie de circulation. Il serait d'ailleurs important d'offrir de la formation aux municipalités pour les conscientiser par rapport aux effets et aux coûts rattachés au bruit, ainsi qu'aux différentes formes d'atténuation sonore compatibles avec leur contexte d'aménagement.

CONCLUSION

En tenant en compte l'impact du bruit sur la santé et sur le bien-être, de la Politique sur le bruit routier adoptée en 1998 et des iniquités environnementales observées dans le Grand Montréal, ce mémoire identifie les facteurs associés à la protection des usages sensibles aménagés en zone de contraintes sonores contre le bruit routier. Nous avons premièrement identifié les zones de contraintes sonores aux abords du réseau routier supérieur. Ensuite, à l'aide des données géolocalisées des écrans antibruit du MTMD et d'un survol des voies de circulation par *Google Satellite*, nous avons attribué à chaque îlot en zone de contraintes sonores une modalité de protection : A – adéquatement protégée, B – partiellement protégé ou C – non protégé par des mesures d'atténuation sonore. Enfin, nous avons réalisé des analyses bivariées et des modèles de régression ayant pour variable dépendante la modalité de protection et pour variables indépendantes des variables à dimension contextuelle et sociodémographique, ainsi que des variables liées à la forme urbaine des îlots.

Les résultats de nos analyses suggèrent que les îlots qui contiennent des constructions réalisées après 1998 sont mieux protégés que celles dont les constructions ont été réalisées avant 1998, suggérant que la Politique sur le bruit routier a un impact positif sur l'aménagement de mesures d'atténuation sonore. Les îlots de Laval ont également une meilleure probabilité d'avoir une protection adéquate que les îlots de Montréal, alors que c'est le contraire pour les autres secteurs de la CMM. Les îlots qui ont une plus grande part des terrains dédiés à un usage résidentiel unifamilial ont aussi un meilleur accès à une protection sonore adéquate. Enfin, les personnes à faible revenu sont surreprésentées dans les îlots non protégés.

Ainsi, nous recommandons aux MRC de régulièrement mettre à jour les zones de contraintes sonores dans leur SAD, de mettre en œuvre des projets de recherche et des politiques qui visent la qualité du milieu de vie des personnes à faible revenu et de favoriser les formes de densification qui sont plus propices à l'aménagement de mesures d'atténuation sonore adéquates. Enfin, il est tout aussi pertinent d'intervenir à la source, en misant notamment sur des interventions qui réduisent la vitesse de circulation ou en favorisant le transfert modal afin de diminuer le volume de véhicules.

BIBLIOGRAPHIE

- Agglomération de Longueuil. 2016. Schéma d'aménagement et de développement : Longueuil 2035, Pour une agglomération durable. Consulté le 14 janvier 2021. <https://www.longueuil.quebec/fr/services/taxes/programmes-politiques-plans>.
- Agglomération de Montréal. 2015. Schéma d'aménagement et de développement de l'agglomération de Montréal. Consulté le 8 février 2021. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=9517,133997570&_dad=portal&_schema=PORTAL.
- Ahac, Maja, Saša Ahac et Stjepan Lakušić. 2021. « Long-Term Sustainability Approach in Road Traffic Noise Wall Design. » *Sustainability* 13 (2): 536. doi: <https://doi.org/10.3390/su13020536>.
- Alves, Sonia, Laura Estévez-Mauriz, Francesco Aletta, Gemma M. Echevarria-Sanchez et Virginia Puyana Romero. 2015. « Towards the integration of urban sound planning in urban development processes: the study of four test sites within the SONORUS project. » *Noise Mapping* (1). doi: <https://doi.org/10.1515/noise-2015-0005>.
- Autorité régionale de transport métropolitain [ARTM]. 2020. « Enquête origine-destination 2018, La mobilité des personnes dans la région métropolitaine de Montréal : Tableaux des résultats par secteurs municipaux. ». https://www.artm.quebec/wp-content/uploads/2020/06/document-mobilite_EOD_2018.pdf.
- Baldauf, Richard W., Vlad Isakov, Parikshit Deshmukh, Akula Venkatram, Bo Yang et K. Max Zhang. 2016. « Influence of solid noise barriers on near-road and on-road air quality. » *Atmospheric Environment* 129: 265-276. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.025>.
- Barrigón Morillas, Juan Miguel, David Montes González et Guillermo Rey Gozalo. 2016. « A review of the measurement procedure of the ISO 1996 standard. Relationship with the European Noise Directive. » *Science of The Total Environment* 565: 595-606. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.207>.
- Basner, Mathias et Sarah McGuire. 2018. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (3): 519. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph15030519>.
- Bell, Derek et Jayne Carrick. 2017. « Procedural environmental justice. » In *The Routledge Handbook of Environmental Justice*, sous la dir. de Ryan; Holifield, Jayajit; Chakraborty et Gordon Walker, 101-112. Milton Park, Abingdon, Oxon et New York: Routledge.

- Blanchon, David, Sophie Moreau et Yvette Veyret. 2009. « Comprendre et construire la justice environnementale. » *Annales de géographie* 665-666 (1): 35-60. doi: <https://www.doi.org/10.3917/aq.665.0035>.
- Bodin, Theo, Jonas Björk, Jonas Ardö et Maria Albin. 2015. « Annoyance, Sleep and Concentration Problems due to Combined Traffic Noise and the Benefit of Quiet Side. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12 (2): 1612-1628. doi: <http://doi.org/10.3390/ijerph120201612>.
- Bolte, Gabriele, Andrea Pauli et Claudia Hornberg. 2011. « Environmental Justice: Social Disparities in Environmental Exposures and Health: Overview. » In *Encyclopedia of Environmental Health*, sous la dir. de J. O. Nriagu, 459-470. Burlington: Elsevier.
- Bolte, Gabriele, Giorgio Tamburini et Martina Kohlhüner. 2009. « Environmental inequalities among children in Europe—evaluation of scientific evidence and policy implications. » *European Journal of Public Health* 20 (1): 14-20. doi: <https://www.doi.org/10.1093/eurpub/ckp213>.
- Bowen, William. 2002. « An Analytical Review of Environmental Justice Research: What Do We Really Know? » *Environmental Management* 29 (1): 3-15. doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-001-0037-8>.
- Brown, Alan Lex, Jian Kang et Truls Gjestland. 2011. « Towards standardization in soundscape preference assessment. » *Applied Acoustics - APPL ACOUST* 72: 387-392. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2011.01.001>.
- Brown, Alan Lex et Irene Van Kamp. 2017. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review of Transport Noise Interventions and Their Impacts on Health. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (8): 873. doi: <http://doi.org/10.3390/ijerph14080873>.
- Bullard, Robert D. et Glenn S. Johnson. 2000. « Environmentalism and Public Policy: Environmental Justice: Grassroots Activism and Its Impact on Public Policy Decision Making. » *Journal of Social Issues* 56 (3): 555-578. doi: <https://doi.org/10.1111/0022-4537.00184>.
- Cabinet du ministre des Transports. 2015. Politique sur le bruit routier du ministère des Transports - Le gouvernement du Québec annonce l'attribution du contrat pour la construction d'écrans antibruit à Laval. In *Cision*. Laval, Québec. <https://www.newswire.ca/fr/news-releases/politique-sur-le-bruit-routier-du-ministere-des-transports---le-gouvernement-du-quebec-annonce-l-attribution-du-contrat-pour-la-construction-decrans-antibruit-a-laval-537221901.html>.

- Carrier, Mathieu. 2015. « La distribution des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal : un cas d'équité environnementale. » Thèse, Centre Urbanisation Culture Société, Université du Québec.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2016a. « Road traffic noise geography during the night in Montreal: An environmental equity assessment. » *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 60 (3): 394-405. doi: <https://doi.org/10.1111/caq.12281>.
- . 2016b. « Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups? » *Journal of Transport Geography* 51: 1-8. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2015.10.020>.
- Cho, Dae Seung et Sungho Mun. 2008. « Development of a highway traffic noise prediction model that considers various road surface types. » *Applied Acoustics* 69 (11): 1120-1128. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2007.06.004>.
- Clark, Charlotte, Rosanna Crombie, Jenny Head, Irene van Kamp, Elise Kempen et Stephen Stansfeld. 2012. « Does Traffic-related Air Pollution Explain Associations of Aircraft and Road Traffic Noise Exposure on Children's Health and Cognition? A Secondary Analysis of the United Kingdom Sample From the RANCH Project. » *American journal of epidemiology* 176: 327-337. doi: <https://doi.org/10.1093/aje/kws012>.
- Clark, Charlotte et Katarina Paunovic. 2018a. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cognition. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (2): 285. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph15020285>.
- . 2018b. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Quality of Life, Wellbeing and Mental Health. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (11): 2400. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph15112400>.
- Communauté métropolitaine de Montréal [CMM]. 2012. Plan métropolitain d'aménagement et de développement. : Bibliothèque et Archives nationales du Québec.
- . 2018. *Données géoréférencées : Aires TOD du PMAD*. Page Web. Consulté le 24 octobre. https://observatoire.cmm.qc.ca/produits/donnees-georeferenees/#utilisation_du_sol.
- . 2020. Données numériques d'utilisation du sol. In *Données géoréférencées*. <http://observatoire.cmm.qc.ca/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/donnees-georeferenees/>.

- . 2022a. *Données géoréférencées : Données d'utilisation du sol*. Page Web. Consulté le 24 octobre. https://observatoire.cmm.qc.ca/produits/donnees-georeferencees/#utilisation_du_sol.
- . 2022b. Grand Montréal en statistiques. In *Observatoire Grand Montréal*. <https://observatoire.cmm.qc.ca/grand-montreal-en-statistiques/>.
- D'Alessandro, Francesco et Samuele Schiavoni. 2015. « A review and comparative analysis of European priority indices for noise action plans. » *Science of The Total Environment* 518-519: 290-301. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.102>.
- Dale, Laura M., Sophie Goudreau, Stephane Perron, Martina S. Ragettli, Marianne Hatzopoulou et Audrey Smargiassi. 2015. « Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada. » *BMC Public Health* 15 (1): 205. doi: <https://doi.org/10.1186/s12889-015-1571-2>.
- Damaskou, Efterpi et Fotini Kehagia. 2017. « Quality of Service (QOS) of Urban Roundabouts: A Literature Review. » *International Journal of Transportation Systems* 2: 37-45.
- De Coensel, Bert, Arnaud Can, Bart Degraeuwe, Ina De Vlieger et Dick Botteldooren. 2012. « Effects of traffic signal coordination on noise and air pollutant emissions. » *Environmental Modelling & Software* 35: 74-83. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.02.009>.
- De Coensel, Bert, Sofie Vanwetswinkel et Dick Botteldooren. 2011. « Effects of natural sounds on the perception of road traffic noise. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 129 (4): EL148-EL153. doi: <https://doi.org/10.1121/1.3567073>.
- Defrance, Jérôme, Philippe Jean, Faouzi Koussa, Kirill Horoshenkov, Amir Khan, Hadj Benkreira et et al. 2013. *Innovative barriers exploiting natural materials. Technical Report on "Application to innovations": Seventh Framework Programme, Theme 7, Sustainable Surface Transport*.
- Delaunay, Déborah, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin, Jérémy Gelb et Mathieu Carrier. 2019. « L'identification des zones calmes et un diagnostic d'équité environnementale à Montréal. » *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 63 (2): 184-197. doi: <https://doi.org/10.1111/cag.12511>.
- Delegates to the First National People of Color Environmental Leadership Summit. 1991. *The Principles of Environmental Justice (EJ)*. Washington, DC. Consulté le 08 juin 2022. <http://www.ejnet.org/ej/principles.pdf>.
- Dreger, Stefanie, Steffen Andreas Schüle, Lisa Karla Hiltz et Gabriele Bolte. 2019. « Social Inequalities in Environmental Noise Exposure: A Review of Evidence in the WHO European Region. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (6): 1011. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph16061011>.

- Dzhambov, Angel et Donka Dimitrova. 2014. « Urban green spaces effectiveness as a psychological buffer for the negative health impact of noise pollution: A systematic review. » *Noise & health* 16: 157-165. doi: <https://doi.org/10.4103/1463-1741.134916>.
- Dzhambov, Angel, Iana Markevych, Boris Tilov et Donka Dimitrova. 2018. « Residential greenspace might modify the effect of road traffic noise exposure on general mental health in students. » *Urban Forestry & Urban Greening* 34: 233-239. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.06.022>.
- Éditeur officiel du Québec. 1993. Loi sur l'aménagement et l'urbanisme.
- . 2020. Loi sur l'aménagement et l'urbanisme.
- Ekici, Inan et Hocine Bougdah. 2003. « A Review of Research on Environmental Noise Barriers. » *Building Acoustics* 10 (4): 289-323. doi: <https://doi.org/10.1260/135101003772776712>.
- Estrin, David. 2004. « Noise Impact Evaluation and Regulation in Canadian Transportation Planning. » *Acústica*, Guimaraes, Portugal.
- European Commission. 2002. *Environmental Noise Directive*. Web. Consulté le 27 avril. https://ec.europa.eu/environment/noise/directive_en.htm.
- Federal Highway Administration [FHWA]. 2011. Highway traffic noise: Analysis and Abatement Guidance.
- Federal Highway Administration [FHWA]. 1998. FHWA Traffic Noise Model (FHWA TNM), Technical Manual. sous la dir. de U.S Department of Transportation. Washington.
- Fink, Daniel. 2019. « A new definition of noise: noise is unwanted and/or harmful sound. Noise is the new 'secondhand smoke'. » *Proceedings of Meetings on Acoustics* 39 (1): 050002. doi: <https://www.doi.org/10.1121/2.0001186>.
- Fredianelli, Luca, Alessandro Del Pizzo et Gaetano Licitra. 2019. « Recent Developments in Sonic Crystals as Barriers for Road Traffic Noise Mitigation. » *Environments* 6 (2): 14. doi: <https://doi.org/10.3390/environments6020014>.
- Gidlöf-Gunnarsson, Anita et Evy Öhrström. 2010. « Attractive "Quiet" Courtyards: A Potential Modifier of Urban Residents' Responses to Road Traffic Noise? » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7 (9): 3359-3375. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph7093359>.

- Guski, Rainer, Dirk Schreckenberg et Rudolf Schuemer. 2017. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (12): 1539. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph14121539>.
- Han, Xiaopeng, Xin Huang, Hong Liang, Song Ma et Jianya Gong. 2018. « Analysis of the relationships between environmental noise and urban morphology. » *Environmental Pollution* 233: 755-763. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.126>.
- Hao, Yiyang, Jian Kang, Dirkjan Krijnders et Heinrich Wörtche. 2013. « On the Relationship between Traffic Noise Resistance and Urban Morphology in Low-Density Residential Areas. » *Acta Acustica united with Acustica*, Merano.
- Havard, Sabrina, Brian J Reich, Kathy Bean et Basile Chaix. 2011. « Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: An environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. » *Occupational and Environmental Medicine* 68 (5): 366-374. doi: <https://doi.org/10.1136/oem.2010.060640>.
- Heutschi, K. 1995. « A simple method to evaluate the increase of traffic noise emission level due to buildings, for a long straight street. » *Applied Acoustics* 44 (3): 259-274. doi: [https://doi.org/10.1016/0003-682X\(94\)00027-S](https://doi.org/10.1016/0003-682X(94)00027-S).
- Holifield, Ryan, Jayajit Chakraborty et Gordon Walker. 2018. « Introduction: The worlds of environmental justice. » In *The Routledge Handbook of Environmental Justice*, sous la dir. de Ryan; Holifield, Jayajit; Chakraborty et Gordon Walker, 1-9. Milton Park, Abingdon, Oxon et New York: Routledge.
- Jiang, Like, Massimiliano Masullo, Luigi Maffei, Fanyu Meng et Michael Vorländer. 2018. « How do shared-street design and traffic restriction improve urban soundscape and human experience? —An online survey with virtual reality. » *Building and Environment* 143: 318-328. doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.07.005>.
- Khan, Jibrán, Matthias Ketzler, Konstantinos Kakosimos, Mette Sørensen et Steen Solvang Jensen. 2018. « Road traffic air and noise pollution exposure assessment – A review of tools and techniques. » *Science of The Total Environment* 634: 661-676. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.374>.
- Lokhande, Satish K., Divyashree S. Sakhare, Sanchi S. Dange et Mohindra C. Jain. 2021. « A Short Review of Road Noise Barriers Focusing on Ecological Approaches. » *International Journal of Engineering & Technology Sciences* 2021 (1): 1-17.
- Luquet, P. 2000. *La mesure acoustique*. sous la dir. de Bureau régional de l'Europe Organisation mondiale de la santé (OSM). Copenhague.

Marry, Solène. 2013. *L'espace sonore en milieu urbain*. Rennes: Presses universitaires de Rennes.

Martin, Richard, Pierre Deshaies et Poulin. Maurice. 2015. Avis sur une politique québécoise de lutte au bruit environnemental : pour des environnements sonores sains. sous la dir. de Institut national de la santé publique du Québec : Direction des risques biologiques et de la santé au travail: Bibliothèque et Archives nationales du Québec; Bibliothèque et Archives Canada.

Martin, Richard et Mathieu Gauthier. 2018. Meilleures pratiques d'aménagement pour prévenir les effets du bruit environnemental sur la santé et la qualité de vie. sous la dir. de Institut national de la santé publique du Québec : Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. Québec: Bibliothèque et Archives nationales du Québec.

Meyer, David, Achim Zeileis et Kurt Hornik. 2007. « The strucplot framework: visualizing multi-way contingency tables with vcd. » *Journal of Statistical Software* 17: 1-48. doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v017.i03>.

Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles [MERN]. 2020. Adresses Québec. Consulté le 14 février 2022.

Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation du Québec [MAMH]. 1994. Les orientations du gouvernement en matière d'aménagement. Québec: Bibliothèque nationale du Québec.

———. 2010a. Contraintes de nature anthropique et gestions des risques. In *Guide La prise de décision en urbanisme*. <https://www.mamh.gouv.qc.ca/amenagement-du-territoire/guide-la-prise-de-decision-en-urbanisme/protection-de-lenvironnement/contraintes-de-nature-anthropique-et-gestion-des-risques/>.

———. 2010b. *Portrait global de la planification régionale et métropolitaine*. Site Web. Consulté le 2 février 2021. <https://www.mamh.gouv.qc.ca/amenagement-du-territoire/portrait-global-de-la-planification-regionale-et-metropolitaine/>.

Ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec [MTMD]. 1994. Planification des transports et révision des schémas d'aménagement. Québec: Bibliothèque nationale du Québec. https://www.mamh.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/amenagement_territoire/documentation/guide_planification_transport.pdf.

———. 1998. Politique sur le bruit routier. sous la dir. de Service de l'environnement: Bibliothèque nationale du Québec.

———. 2000. Mieux s'entendre avec le bruit routier. Québec.

———. 2020a. Débit journalier moyen annuel

———. 2020b. Recensement des écrans antibruit.

Mitchell, Gordon. 2011. « Environmental Justice: An Overview. » In *Encyclopedia of Environmental Health*, sous la dir. de J. O. Nriagu, 449-458. Burlington: Elsevier.

MRC de Beauharnois-Salaberry. 2000. Schéma d'aménagement révisé, Seconde version. Consulté le 17 mars 2021. <https://www.mrc-beauharnois-salaberry.com/fr/services-de-la-mrc/amenagement-et-developpement/outils-de-planification>.

MRC de Deux-Montagnes. 2021. Schéma d'aménagement et de développement révisé, Chapitre 9. Consulté le 17 mars 2021. <http://www.mrc2m.qc.ca/fr/documentation/documentation/#AME>.

MRC de l'Assomption. 2012. Schéma d'aménagement et de développement révisé (SADR) de 3e génération. Consulté le 14 janvier 2021. <https://www.mrclassomption.qc.ca/services/amenagement-du-territoire/schema-d-amenagement-et-de-developpement-revise-sadr/reglement-146>.

MRC de La Vallée-du-Richelieu. 2006. Schéma d'aménagement révisé - Document complémentaire. Consulté le 17 mars 2021. <https://www.mrcvr.ca/services/amenagement-du-territoire-et-mobilite/schema-damenagement/>.

MRC de Marguerite-D'Youville. 2014. Schéma d'aménagement et de développement. Consulté le 21 février 2021. <https://margueritedyouville.ca/services-la-population/amenagement/schema-damenagement-et-de-developpement/>.

MRC de Rouville. 2015. Schéma d'aménagement et de développement révisé de la MRC de Rouville. Consulté le 19 mars 2021. <https://mrcrouville.qc.ca/au-service-des-citoyens/amenagement-du-territoire/schema-amenagement/>.

MRC de Thérèse-De Blainville. 2005. Schéma d'aménagement et de développement de la MRC de Thérèse-De Blainville — Codification administrative. Consulté le 17 mars 2021. <http://mrc-tdb.org/responsabilites/amenagement-territoire/>.

MRC de Vaudreuil-Soulanges. 2018. Second projet : Schéma d'aménagement et de développement révisé, 3e génération (SADR3). Consulté le 19 mars 2021. <https://mrcvs.ca/planification/amenagement/#schema-amen>.

MRC Les Moulins. 2002. Schéma d'aménagement révisé de remplacement - Version 2, Thème 4 : Les contraintes particulières. Consulté le 21 février 2021. <https://www.mrclesmoulins.ca/schema-damenagement/>.

- MRC Roussillon. 2017. Schéma d'aménagement révisé, Section 4 : Le document complémentaire. Consulté le 21 février 2021. <https://roussillon.ca/gestion-du-territoire/amenagement-du-territoire/>.
- Murphy, Enda et Eoin King. 2011. « Scenario analysis and noise action planning: Modelling the impact of mitigation measures on population exposure. » *Applied Acoustics* 72: 487-494. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2010.10.006>.
- Nieuwenhuijsen, Mark J., Gordana Ristovska et Payam Dadvand. 2017. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Adverse Birth Outcomes. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (10): 1252. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph14101252>.
- Nilsson, Mats, Jesper Alvarsson, Maria Rådsten-Ekman et Karl Bolin. 2010. « Auditory masking of wanted and unwanted sounds in a city park. » *Noise Control Engineering Journal* 58: 524-531. doi: <https://doi.org/10.3397/1.3484182>.
- Nilsson, Mats, Ronny Klæboe, Jörgen Bengtsson, Jens Forssén, Maarten Hornikx, Bart van der Aa, Maria Rådsten-Ekman, Jérôme Defrance, Philippe Jean, Faouzi Koussa, Julien Maillard, Dirk Van Maercke, Keith Attenborough, Hadj Benkreira, Kirill Horoshenkov, Amir Khan et al. 2013. *Novel Solutions for Quieter and Greener Cities*. Bandhagen, Sweden: Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>.
- Occupational Safety & Health Administration. 2021. OSHA Technical Manual (OTM). Washington. Dc. Consulté le 24 janvier 2022. <https://www.osha.gov/otm/section-3-health-hazards/chapter-5>.
- Öhrström, Evy, Annbritt B. Skånberg, Helena Svensson et Anita Gidlöf-Gunnarsson. 2006. « Effects of road traffic noise and the benefit of access to quietness. » *Journal of Sound and Vibration* 295 (1): 40-59. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jsv.2005.11.034>.
- Orban, Ester, Kelsey McDonald, Robynne Sutcliffe, Barbara Hoffmann, Kateryna B. Fuks, Nico Dragano, Anja Viehmann, Raimund Erbel, Karl-Heinz Jöckel, Noreen Pundt et Susanne Moebus. 2016. « Residential Road Traffic Noise and High Depressive Symptoms after Five Years of Follow-up: Results from the Heinz Nixdorf Recall Study. » *Environmental Health Perspectives* 124 (5): 578-585. doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.1409400>.
- Ow, Lai Fern et S. Ghosh. 2017. « Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation. » *Applied Acoustics* 120: 15-20. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2017.01.007>.
- Piercy, Joseph E., Tony F. W. Embleton et Louis C. Sutherland. 1977. « Review of noise propagation in the atmosphere. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 61 (6): 1403-1418. doi: <https://doi.org/10.1121/1.381455>.

- Pinsonnault-Skvarenina, Alexis, Mathieu Carrier, Dana-Elena Manolache, Annelies Bockstael, Jean-Pierre Gagné et Tony Leroux. 2021. « Predictors of noise annoyance from construction of a large metropolitan highway project. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 94: 102787. doi: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2021.102787>.
- Potvin, Stéphanie, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2019. « The spatial distribution of noise barriers in Montreal: A barrier to achieve environmental equity. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 72: 83-97. doi: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.04.011>.
- Praticò, Filippo Giammaria. 2014. « On the dependence of acoustic performance on pavement characteristics. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 29: 79-87. doi: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2014.04.004>.
- QGIS Development Team. 2022. QGIS Geographic Information System. : QGIS Association. <http://www.qgis.org>.
- Quartieri, Joseph, Nikos Mastorakis, Claudio Guarnaccia, Antonio Troisi, Salvatore D'Ambrosio et Gerardo Iannone. 2009. Road Intersections Noise Impact on Urban Environment Quality. In *5th WSEAS International Conference on the "Applied and Theoretical Mechanics"*. Puerto de la Tenerife, Espagne.
- R Core Team. 2022. R : A Language and Environment for Statistical Computing. Vienne, Autriche: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Riedel, Natalie, Heike Köckler, Joachim Scheiner, Irene van Kamp, Raimund Erbel, Adrian Loerbroks, Thomas Claßen et Gabriele Bolte. 2018. « Home as a Place of Noise Control for the Elderly? A Cross-Sectional Study on Potential Mediating Effects and Associations between Road Traffic Noise Exposure, Access to a Quiet Side, Dwelling-Related Green and Noise Annoyance. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (5): 1036. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph15051036>.
- Riedel, Natalie, Joachim Scheiner, Grit Müller et Heike Köckler. 2014. « Assessing the relationship between objective and subjective indicators of residential exposure to road traffic noise in the context of environmental justice. » *Journal of Environmental Planning and Management* 57 (9): 1398-1421. doi: <https://doi.org/10.1080/09640568.2013.808610>.
- Rousseau, Guillaume. 2016. « Fascicule 10, Planification et aménagement. » In *Jurisclasseur Québec, Faculté de l'aménagement (URB 1117)*, sous la dir. de Stéphane Beaulac, Jean-François Gaudreault-DesBiens et Guillaume Rousseau. Montréal: LexisNexis Canada Inc.
- Salomons, Erik M. et Meta Berghauser Pont. 2012. « Urban traffic noise and the relation to urban density, form, and traffic elasticity. » *Landscape and Urban Planning* 108 (1): 2-16. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.017>.

- Samara, Theano et Thekla Tsitsoni. 2007. Road traffic noise reduction by vegetation in the ring road of a big city. In *International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics*, sous la dir. de A. Kungolos, K. Aravossis, Karagiannidis A. et P. Samaras. Skiathos, Grèce: CEMEPE.
- Schlosberg, David. 2003. « The justice of environmental justice: Reconciling equity, recognition, and participation in a political movement. » In *Moral and Political Reasoning in Environmental Practice*, sous la dir. de Andrew Light et Avner De-Shalit, 77-106. Cambridge: The MIT Press.
- . 2004. « Reconceiving Environmental Justice: Global Movements And Political Theories. » *Environmental Politics - ENVIRON POLIT* 13. doi: 10.1080/0964401042000229025.
- Schubert, Melanie, Janice Hegewald, Alice Freiberg, Karla Romero Starke, Franziska Augustin, Steffi G. Riedel-Heller, Hajo Zeeb et Andreas Seidler. 2019. « Behavioral and Emotional Disorders and Transportation Noise among Children and Adolescents: A Systematic Review and Meta-Analysis. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (18): 3336. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph16183336>
- Science Communication Unit of the University of the West of England. 2016. *Science for Environment Policy : Links between noise and air pollution and socioeconomic status*. Bristol, England: Publications Office of the European Union.
- Séguin, Anne-Marie et Philippe Apparicio. 2013. « Justice environnementale. » *Cahiers de géographie du Québec* 57 (161): 211-214. doi: <https://doi.org/10.7202/1024901ar>.
- Silva, Lígia T., Marta Oliveira et José F. Silva. 2014. « Urban form indicators as proxy on the noise exposure of buildings. » *Applied Acoustics* 76: 366-376. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.07.027>.
- Singh, Devi, Neeraj Kumari et Pooja Sharma. 2018. « A Review of Adverse Effects of Road Traffic Noise on Human Health. » *Fluctuation & Noise Letters* 17 (1): -1. Article. doi: <https://www.doi.org/10.1142/S021947751830001X>.
- Skrzypek, Michał, Małgorzata Kowalska, Elżbieta M. Czech, Ewa Niewiadomska et Jan E. Zejda. 2017. « Impact of road traffic noise on sleep disturbances and attention disorders amongst school children living in Upper Silesian Industrial Zone, Poland. » *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* 30 (3): 511-520. journal article. doi: <https://www.doi.org/10.13075/ijomeh.1896.00823>.
- Śliwińska-Kowalska, Mariola et Kamil Zaborowski. 2017. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Permanent Hearing Loss and Tinnitus. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (10): 1139-1158. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph14101139>.

- Société canadienne d'hypothèques et de logement [SCHL]. 2002-2021. Relevé des mises en chantier et des achèvements.
- Souza, Léa Cristina Lucas de et Mariene Benutti Giunta. 2011. « Urban indices as environmental noise indicators. » *Computers, Environment and Urban Systems* 35 (5): 421-430. doi: <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2011.06.001>.
- Statistique Canada. 2016a. *Dictionnaire, Recensement de la population, 2016 : Îlot de diffusion (ID)*. Web. Consulté le 6 novembre. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/ref/dict/geo014-fra.cfm>.
- . 2016b. Recensement de la population de 2016. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F>.
- . 2021. Recensement de la population de 2021. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F>.
- Tian, Bo, Ying Liu, Kaimin Niu, Sili Li, Jinde Xie et Xinjun Li. 2014. « Reduction of Tire-Pavement Noise by Porous Concrete Pavement. » *Journal of Materials in Civil Engineering* 26 (2): 233-239. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)MT.1943-5533.0000809](https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0000809).
- Trudeau, Christopher et Catherine Guastavino. 2021. « The environmental inequality of urban sound environments: a comparative analysis. » 13th IC BEN Congress on Noise as a Public Health Problem, Stockholm, Sweden.
- United Church of Christ Commission for Racial Justice. 1987. *Toxic wastes and race in the United States: A national report on the racial and socio-economic characteristics of communities with hazardous waste sites*. New York: Public Data Access.
- Van Kempen, Elise, Maribel Casas, Göran Pershagen et Maria Foraster. 2018. « WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (2): 379. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph15020379>.
- Van Renterghem, Timothy. 2019. « Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. » *Urban Forestry & Urban Greening* 40: 133-144. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.007>.
- Van Renterghem, Timothy et Dick Botteldooren. 2012a. « Focused Study on the Quiet Side Effect in Dwellings Highly Exposed to Road Traffic Noise. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9 (12): 4292-4310. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph9124292>.

- . 2012b. « On the choice between walls and berms for road traffic noise shielding including wind effects. » *Landscape and Urban Planning* 105 (3): 199-210. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.017>.
- . 2016. « View on outdoor vegetation reduces noise annoyance for dwellers near busy roads. » *Landscape and Urban Planning* 148: 203-215. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.018>.
- Van Renterghem, Timothy, Bert De Coensel et Dick Botteldooren. 2013. Loudness evaluation of road traffic noise abatement by tree belts. In *Proceedings of the 42nd international congress and exposition on noise control engineering (Internoise 2013)*. Innsbruck. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204611003689>.
- Van Renterghem, Timothy, Jens Forssén, Keith Attenborough, Philippe Jean, Jérôme Defrance, Maarten Hornikx et Jian Kang. 2015. « Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors. » *Applied Acoustics* 92: 86-101. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.01.004>.
- Van Renterghem, Timothy, Maarten Hornikx, Jens Forssen et Dick Botteldooren. 2013. « The potential of building envelope greening to achieve quietness. » *Building and Environment* 61: 34-44. doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.12.001>.
- Ville de Laval. 2017. Schéma d'aménagement et de développement révisé de la Ville de Laval. Consulté le 8 février 2021. <https://www.laval.ca/Pages/Fr/Citoyens/schema-damenagement-du-territoire.aspx>.
- Ville de Longueuil. n.d. *Plan d'urbanisme*. Page Web. Consulté le 28 février. <https://longueuil.quebec/fr/services%2Fplan-urbanisme>.
- Ville de Mirabel. 2016. Schéma d'aménagement et de développement révisé de la Ville de Mirabel, Annexe I : Document complémentaire. Consulté le 8 février 2021. <https://mirabel.ca/reglements>.
- Von Szombathely, Malte, Myriam Albrecht, Jobst Augustin, Benjamin Bechtel, Isabel Dwinger, Philine Gaffron, Anne Caroline Krefis, Jürgen Oßenbrügge et Anke Strüver. 2018. « Relation between Observed and Perceived Traffic Noise and Socio-Economic Status in Urban Blocks of Different Characteristics. » *Urban Science* 2 (1): 20. doi: <https://doi.org/10.3390/urbansci2010020>.
- Wang, Bo et Jian Kang. 2011. « Effects of urban morphology on the traffic noise distribution through noise mapping: A comparative study between UK and China. » *Applied Acoustics* 72 (8): 556-568. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2011.01.011>.

- Weyde, Kjell Vegard, Norun Hjertager Krog, Bente Oftedal, Jorunn Evandt, Per Magnus, Simon Øverland, Charlotte Clark, Stephen Stansfeld et Gunn Marit Aasvang. 2017. « Nocturnal Road Traffic Noise Exposure and Children's Sleep Duration and Sleep Problems. » *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (5): 491. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph14050491>.
- Whyte, Kyle. 2017. « The recognition paradigm of environmental injustice. » In *The Routledge Handbook of Environmental Justice*, sous la dir. de Ryan; Holifield, Jayajit; Chakraborty et Gordon Walker, 113-123. Milton Park, Abingdon, Oxon et New York: Routledge. Consulté le 2022/06/28.
- World Health Organization [WHO]. 1999. Guidelines for Community Noise. sous la dir. de Protection of the Human Environment. Geneva.
- Wu, Jie, Chao Zou, Shaohua He, Xiaolong Sun, Xiaoxia Wang et Quansheng Yan. 2019. « Traffic noise exposure of high-rise residential buildings in urban area. » *Environmental Science and Pollution Research* 26 (9): 8502-8515. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04640-1>.
- Yang, Wonyoung et Jin Yong Jeon. 2020. « Design strategies and elements of building envelope for urban acoustic environment. » *Building and Environment* 182: 107121. doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.107121>.
- Yao, Yves-Bryand, Jean Dubé, Mathieu Carrier et François Des Rosiers. 2021. « Investigating the economic impact of noise barriers on single-family housing markets. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 97: 102945. doi: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2021.102945>.
- Yee, Thomas W, Jakub Stoklosa et Richard M Huggins. 2015. « The VGAM package for capture-recapture data using the conditional likelihood. » *Journal of Statistical Software* 65: 1-33. doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v065.i05>.

RÉFÉRENCE DES FIGURES

- Google. 2020. [Vue satellite sur un projet résidentiel à proximité de l'A-15 à Montréal]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Google. 2022a. [Google street view sur un CHSLD]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Google. 2022b. [Google street view sur une école primaire donnant sur l'A-30]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Google. 2022c. [Google street view sur un mur antibruit le long de l'A-15]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Google. 2022d. [Vue satellite sur un CHSLD]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Google. 2022e. [Vue satellite sur une école primaire donnant sur l'A-30]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Google. 2022f. [Vue satellite sur un mur antibruit et des îlots résidentiels le long de l'A-15]. Récupérée en octobre 2022. <https://www.google.com/maps>
- Occupational Safety & Health Administration. 2021. [Figure 4: sound Pressure Levels in a Free Field] dans OSHA Technical Manual (OTM). Washington. Dc. Consulté le 24 janvier 2022. <https://www.osha.gov/otm/section-3-health-hazards/chapter-5>. Reproduite avec la permission de Occupational Safety & Health Administration.
- Piercy, Joseph E., Tony F. W. Embleton et Louis C. Sutherland. 1977. [Fig. 14. (a) Refraction downward – inversion or downwind propagation. (b) Refraction upwards – lapse or upwind propagation] dans « Review of noise propagation in the atmosphere. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 61 (6): 1403-1418. doi: <https://doi.org/10.1121/1.381455>. Reproduite avec la permission de Piercy et al. (1977). Copyright 2023, Acoustic Society of America.
- Silva, Lígia T., Marta Oliveira et José F. Silva. 2014. [Fig. 1. Urban form] dans « Urban form indicators as proxy on the noise exposure of buildings. » *Applied Acoustics* 76: 366-376. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.07.027>. Reproduite avec la permission de Elsevier.
- Von Szombathely, Malte, Myriam Albrecht, Jobst Augustin, Benjamin Bechtel, Isabel Dwinger, Philine Gaffron, Anne Caroline Krefis, Jürgen Oßenbrügge et Anke Strüver. 2018. [Figure 6. Subjective rating of annoyance by traffic noise in subarea 6 data L_{den}] dans « Relation between Observed and Perceived Traffic Noise and Socio-Economic Status in Urban Blocks of Different Characteristics. » *Urban Science* 2 (1): 20. doi: <https://doi.org/10.3390/urbansci2010020>. Licence Creative Common CC BY.
- Von Szombathely, Malte, Myriam Albrecht, Jobst Augustin, Benjamin Bechtel, Isabel Dwinger, Philine Gaffron, Anne Caroline Krefis, Jürgen Oßenbrügge et Anke Strüver. 2018. [Figure 8. Mean income classes in subarea 6] dans « Relation between Observed and Perceived

Traffic Noise and Socio-Economic Status in Urban Blocks of Different Characteristics. »
Urban Science 2 (1): 20. doi: <https://doi.org/10.3390/urbansci2010020>. Licence Creative
Common CC BY.