



**HAL**  
open science

# Le bruit environnemental en milieu urbain : exposition d'une population d'enfants et performances scolaires

Sophie Pujol

► **To cite this version:**

Sophie Pujol. Le bruit environnemental en milieu urbain : exposition d'une population d'enfants et performances scolaires. Médecine humaine et pathologie. Université de Franche-Comté, 2012. Français. NNT : 2012BESA3018 . tel-01391663

**HAL Id: tel-01391663**

**<https://theses.hal.science/tel-01391663>**

Submitted on 3 Nov 2016

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE**  
**UFR SCIENCES MEDICALES ET PHARMACEUTIQUES**

Thèse en vue de l'obtention du titre de docteur de l'Université de Franche-Comté

Spécialité : SCIENCES DE LA VIE ET DE LA SANTE

Ecole doctorale : Environnements - Santé

**LE BRUIT ENVIRONNEMENTAL EN MILIEU URBAIN : EXPOSITION D'UNE  
POPULATION D'ENFANTS ET PERFORMANCES SCOLAIRES**

Présentée et soutenue publiquement par

**Sophie PUJOL**

le 20 décembre 2012

Sous la direction de MM. les Professeurs Frédéric MAUNY et Marc BERTHILLIER

Membres du jury :

Goran BELOJEVIC, Professeur, Université de Belgrade, Belgrade, rapporteur

Marc BERTHILLIER, Professeur, Université de Franche-Comté, Besançon, co-directeur de thèse

Jérôme DEFRANCE, Ingénieur de recherche, CSTB, Grenoble, examinateur

Jean-Pierre LEVAIN, Maître de conférences, Université de Franche-Comté, Besançon, examinateur

Frédéric MAUNY, Professeur, Université de Franche-Comté, Besançon, directeur de thèse

Judicaël PICAUT, Directeur de recherche, Ifsttar, Nantes, rapporteur



## REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse s'inscrit dans le cadre d'une étude menée grâce à la coopération de plusieurs équipes de recherche de l'Université de Franche-Comté : Chrono-environnement, ThéMA, FEMTO-ST, laboratoire de Psychologie, ainsi que le CHRU de Besançon, l'Inspection académique du Doubs et le Centre scientifique et technique du bâtiment. Je dois donc beaucoup aux personnes qui en sont à l'origine ou qui s'y sont associées : Frédéric Mauny, Hélène Houot, Cyril Masselot, Marc Berthillier, Joseph Lardiès, Jean-Pierre Levain et Rémy Petit.

Je commencerai par remercier le Pr Mauny pour avoir fait germé l'idée, trouvé les partenaires et financements permettant de la mener à terme et pour l'avoir vécue au quotidien. Merci Fred pour votre engagement multiniveau pas seulement en matière d'analyses statistiques, mais en tant que responsable scientifique du projet de recherche, directeur de thèse et responsable du Centre de méthodologie clinique (CMC)... Merci pour votre disponibilité et aussi pour la confiance que vous m'avez témoignée en me confiant plusieurs missions en tant qu'ingénieure d'étude et de recherche, ainsi qu'en m'offrant la possibilité d'aller jusqu'à la thèse.

Marc, malgré ton emploi du temps très chargé et plus récemment ta maladie, tu as accepté de jouer le rôle de co-directeur de thèse. Merci pour ta simplicité, ta sympathie, ton sens de l'analyse, ou plutôt ton « bon sens ». Merci surtout d'avoir été présent au moment où j'en ai eu besoin, en particulier au démarrage assez chaotique de la campagne de mesure. Pour toutes ces raisons je te suis très reconnaissante.

Mr Belojevic et Mr Picaut, deux spécialistes de disciplines très différentes, la santé et l'acoustique, mais un sujet d'étude commun : le bruit. Vous m'avez fait l'honneur d'accepter la lourde tâche de faire partie de ce jury en tant que rapporteur et je vous en remercie. J'espère que le contenu de ce mémoire sera à la hauteur de vos attentes.

Jérôme, Jean-Pierre, vous avez suivi de près l'évolution de ce projet et avez apporté votre pierre à l'édifice, avant même qu'il soit question pour moi de m'inscrire en thèse. Vous êtes tous les deux passionnés par votre métier et vous l'exprimez ! Merci pour votre sympathie et pour votre facilité à mettre à la portée de tous vos connaissances de spécialistes. J'ai apprécié chacune

des discussions que nous avons pu avoir ensemble et aujourd'hui je suis très heureuse que vous fassiez partie de ce jury de thèse.

Je remercie les autres membres du projet pour avoir participé, chacun à leur manière à l'avancement de cette étude et pour avoir eu la curiosité de dépasser les frontières de leurs disciplines respectives : Hélène, pour tes idées, tes précieux conseils en matière de systèmes d'information géographique, ton aide dans le traitement de l'information géographique et ton expérience dans le domaine de la gêne due au bruit ; Joseph pour ta méthode, ton regard de physicien et ta sympathie, sans oublier Rémy l'élément pilier en matière d'évaluation scolaire et Cyril.

Ce projet n'aurait pas pu aboutir sans le soutien de l'Inspection académique ni la très forte mobilisation des directeurs d'école et enseignants. Je leur en suis très reconnaissante.

La médiatisation et la communication autour de l'étude ont certainement joué un rôle clé pour la mobilisation des familles et des écoles. Merci donc à Sophie Muraccioli pour son travail réalisé au CHRU de Besançon, ainsi qu'à Anne Vignot, Estelle Franc, et Claire Dupouet pour les actions de culture scientifique qui ont suivies.

Plus de 75 % des familles sollicitées ont répondu au questionnaire distribué par les écoles, un nombre très élevé pour une enquête en population générale que l'on peut saluer et qui nous donne plus de poids dans l'interprétation de nos analyses. Je tiens à témoigner ma plus sincère reconnaissance aux familles qui, sous l'effet du hasard, le temps d'un coup de fil, ont accepté de se lancer dans l'aventure de la campagne de mesure à domicile ! Chance ou malchance, elles seules le savent. En tous cas, pour moi c'est une chance d'être allée à leur rencontre, au cœur même de leur lieu de vie, et donc au plus près de l'exposition. Merci de nous avoir ouvert les portes de vos habitations et d'avoir consacré un peu de votre temps à notre venue et au remplissage de nos questionnaires. Derrière chaque point de mesure se cache un lieu, un enfant, une famille, un sourire, un témoignage, une empreinte sonore... Une véritable mine d'or à exploiter !

De nombreuses institutions et collectivités ont été sollicitées pour la réalisation de ce travail et ont répondu présentes : Je souhaiterais remercier particulièrement la Communauté d'Agglomération du Grand Besançon (CAGB) (Yann Chauvin, Michel Besson et Nadège Thareau), Véronique Vauchy, le groupe Keolis, et la société Ginko, le service Voirie de la ville de Besançon (Didier Boiston, Alain Coillot et Clément Billet), pour la mise à disposition des données de comptage routier et pour leur expertise en matière de trafic, la SNCF, Réseau ferré de France, l'Agence de développement de l'agglomération bisontine (AUDAB).

D'une manière générale, je souhaiterais remercier les personnes qui m'ont aidée dans mes démarches dans le cadre de cette thèse au sein des laboratoires Chrono-environnement, FEMTO-ST, ThéMA, ainsi qu'au niveau de l'école doctorale E-S et du CHRU. Je ne peux pas citer tout le monde, mais je dois beaucoup à Claudine Prouteau, Jean-Yves Cretin, Michaël Coeurdassier, Renaud Scheiffler, et surtout Geneviève Chiapusio et Philippe Binet qui ont guidé mes premiers pas dans le domaine de la recherche. Je n'oublie pas les personnels dédiés au support technique des différents équipements utilisés : Jean-Baptiste Romanet (01dB Métravib), Philippe, Pierre et Jean-Benoit de la société Géomod... qui m'ont été d'une aide précieuse dans les moments difficiles. Je remercie vivement les personnes qui ont aidé à la mise au point du protocole de mesure et qui ont participé aux premiers essais sur le terrain : Jean-Louis Masson ; Marc et plus particulièrement son fils Christophe, contraint à dormir avec les volets de sa chambre ouverts pour les besoins de l'étude ; Joseph et sa famille, Laurence, Philippe et Joséphine ; Marie et Jérôme ; Sophie et Frédéric pour les premiers tests. Je dois énormément à Laurence Tilatti et Jean-Marc Côte, mes compagnons de route, pour leur soutien sans faille tout au long du déroulement de cette étude. Je ne l'oublierai pas.

Plusieurs étudiants ont participé activement à l'avancement de ce projet : Saber Lounis, Alexandre Krieger, Julien Prêtre et Séverine Bongain. Merci à tous pour votre bonne humeur, vos efforts et votre spontanéité.

Laurence Tilatti (et oui, encore), Valérie Ninucci et Marie-Caroline Clément ont fourni un véritable travail de fourmi en assurant la saisie des questionnaires. Quelle chance pour moi ! Merci beaucoup !

Je n'oublie pas mon passage dans le service d'Hygiène hospitalière, auprès de Mr Talon et de son équipe tout simplement pleine de vie, où j'ai eu été accueillie le temps de trouver d'autres financements pour poursuivre ce travail de thèse ainsi que nos nouveaux projets en lien avec cette thématique. Mr Talon, vous avez eue beaucoup de chance d'être à la tête d'une équipe aussi soudée, interactive et motivée que la vôtre ! Merci à tous pour l'accueil que vous m'avez réservé alors que je n'avais aucune notion en antibiothérapie ou microorganismes pathogènes. Je garderai en mémoire vos particularités : Véro, une cadre comme il n'en existe nulle part ailleurs, Catherine et ses expériences culinaires abracadabrantiques, Aurélie et Josette (sans oublier le frère de Josette pâtissier de métier) pour les pauses café bien achalandées, les deux Nathalie, la pétillante Amélie, Lucie et ses yeux d'un bleu cristal, Mimie et ses pioupious, Pascale avec un « e », Pascal toujours de bonne humeur, Marlène l'exemple de constance, Céline la perle, à qui je connais pas de défaut, Houssen l'exemple de droiture, Xavier l'encyclopédie à lui tout seul, et pas

seulement en matière de microorganismes, et à qui, je peux maintenant dire, oui, ça y est, j'ai rédigé ma thèse ! Il est temps de tourner la page pour se consacrer à de nouveaux horizons...

A mon arrivée dans le projet, j'ai été accueillie au CHU au sein du Département d'information médicale (DIM), devenu CMC par la suite sous la responsabilité de Mr Viel. Je le remercie pour l'accueil qu'il m'a réservé au sein de son équipe. Je tiens également à remercier l'ensemble de mes collègues pour les bons moments échangés au sein du DIM, avec Laurence, la Grande Sophie, Marie-Hélène, Sandrine, Eric, Alain, Nicole, Emmanuelle, Anne et plus récemment Marie-Claude. J'ai eu la chance de partager mon bureau avec un certain nombre d'internes de santé publique : Laurent, Mathieu, Loïc, Marie-Caroline, Michel, Annick, Thomas, Ariane, Maxime : je n'en garde que de bons souvenirs.

Je remercie les collègues du CMC, notamment Marc, notre nouvel ingénieur stagiaire, pour sa constance quelques soient les évènements qui peuvent survenir, Quentin pour ses encouragements de dernière ligne droite et Anne-Lyse pour son sens de l'écoute. Une pensée particulière pour Erika, un exemple de gentillesse, de bonne humeur et de persévérance et qui vient d'accomplir un très beau parcours en enchaînant thèse et réussite au concours d'enseignant-chercheur. Tes éclats de rire nous manquent beaucoup ! Merci aussi aux petits nouveaux de l'annexe de la DRCI, pour leur sympathie, leur bonne humeur et leurs encouragements.

Une pensée qui ceux qui sont partis trop vite, et qui avaient manifesté beaucoup de curiosité par rapport aux résultats de cette étude, en particulier ma grand-mère, mon grand-père, la cousine Mimie et ma collègue Fabienne.

Enfin, mes pensées vont à mes proches, parents, frères et sœurs, cousins, cousines, voisins, neveux, nièces, amis... mais surtout à mon mari et à ma fille Camille que j'ai beaucoup délaissés ces derniers temps. Merci d'avoir été patients jusqu'à présent et de toujours avoir été là pour me soutenir.

# SOMMAIRE

|   |    |
|---|----|
| Remerciements .....                                 | 3  |
| Liste des abréviations et symboles .....            | 11 |
| Liste des figures.....                              | 13 |
| Liste des tableaux .....                            | 17 |
| Introduction .....                                  | 19 |
| I. Notions d'acoustique.....                        | 21 |
| A. Le son et le bruit .....                         | 23 |
| Définition.....                                     | 23 |
| Grandeurs .....                                     | 23 |
| Sources sonores.....                                | 26 |
| Célérité du son .....                               | 27 |
| Propagation .....                                   | 27 |
| Quelques éléments d'acoustique du bâtiment.....     | 30 |
| B. Les descripteurs du bruit.....                   | 32 |
| Niveau sonore .....                                 | 32 |
| Addition de deux niveaux sonores, masquage .....    | 34 |
| La pondération A .....                              | 34 |
| Niveau sonore continu équivalent ( $L_{eq}$ ) ..... | 35 |
| Indicateur $L_{den}$ .....                          | 36 |
| Indices fractiles $L_N$ .....                       | 36 |
| C. Evaluation du niveau sonore.....                 | 36 |
| La mesure de bruit .....                            | 36 |
| La modélisation du bruit environnemental .....      | 37 |
| Principe .....                                      | 38 |
| Sources sonores prises en compte.....               | 40 |
| Lutte contre le bruit.....                          | 43 |



|   |    |
|---|----|
| II. Bruit et santé.....                                       | 45 |
| A. Audition.....  | 47 |
| Appareil auditif.....   | 47 |
| Sensibilité, Sensation et Perception auditive.....            | 48 |
| B. Impacts sanitaires du bruit.....                           | 49 |
| Effets auditifs.....  | 50 |
| Effets extra-auditifs.....                                    | 52 |
| Effets biologiques extra-auditifs.....                        | 53 |
| Effets subjectifs.....  | 54 |
| La gêne.....  | 55 |
| Troubles cognitifs.....                                       | 56 |
| Populations sensibles et vulnérables.....                     | 58 |
| III. Présentation du projet.....                              | 59 |
| A. Partenaires.....   | 61 |
| B. Autres partenaires institutionnels.....                    | 62 |
| C. Terrain d'étude : la ville de Besançon.....                | 62 |
| D. Déroulement de l'étude.....                                | 65 |
| E. Traitement statistique.....                                | 66 |
| F. Considérations éthiques et légales.....                    | 67 |
| IV. Résultats.....  | 69 |
| A. Exposition de la population étudiée.....                   | 71 |
| A.a. Approche par campagne de mesure.....                     | 71 |
| A.a.1. Exposition chronique au domicile en milieu urbain..... | 73 |
| Abstract.....   | 75 |
| 1. Introduction.....  | 76 |
| 2. Methods.....   | 77 |
| 3. Results.....   | 80 |
| 4. Discussion.....  | 89 |
| Acknowledgments.....  | 91 |
| References.....   | 92 |

|  |     |
|--|-----|
| A.a.2. Exposition au domicile en milieu urbain : variabilité journalière .....   | 95  |
| Abstract.....  | 97  |
| 1. Introduction .....  | 98  |
| 2. Methods .....   | 99  |
| 3. Results .....   | 101 |
| 4. Discussion.....   | 108 |
| Acknowledgements.....  | 111 |
| References.....  | 111 |
| A.b. Exposition au bruit environnemental à l'échelle de la ville .....   | 115 |
| A.b.1.Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques :<br>quelles sources sonores ? ..... | 115 |
| Résumé.....  | 117 |
| Abstract.....  | 118 |
| 1. Problématique et objectifs .....  | 118 |
| 2. Données et méthodes .....   | 120 |
| 3. Résultats.....  | 124 |
| 4. Discussion.....   | 128 |
| Références bibliographiques.....   | 131 |
| A.b.2.Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques :<br>quels niveaux sonores ? .....   | 133 |
| B. Relation exposition et performance scolaire .....   | 137 |
| Abstract.....  | 139 |
| 1. Introduction .....  | 140 |
| 2. Method.....   | 141 |
| 3. Results .....   | 144 |
| 4. Discussion.....   | 151 |
| V. Eléments de discussion - perspectives.....  | 159 |
| Conclusion.....  | 166 |
| VI. Valorisation.....  | 167 |
| Liste des publications relatives à la thèse.....   | 169 |
| Références bibliographiques .....  | 172 |

|   |     |
|---|-----|
| Annexes.....  | 177 |
| Annexe 1 : NMPB 2008 et NMPB96.....   | 179 |
| Annexe 2 : Zones de circulation routière apaisée .....  | 183 |
| Annexe 3 : Constitution du sous-échantillon pour la campagne de mesure.....                                       | 185 |
| Annexe 4 : Questionnaire distribué par les écoles publiques à l'ensemble des élèves de CE2.....                   | 187 |
| Annexe 5 : Questionnaire logement remplis par l'opérateur avec la famille lors de l'installation du matériel..... | 191 |
| Annexe 6 : Budget espace-temps .....  | 195 |
| Annexe 7 : Culture scientifique .....   | 197 |
| Annexe 8 : Exemple d'un résultat de la campagne de mesure adressé par courrier aux familles.....                  | 199 |
| Résumé étendu.....  | 201 |
| Abstract.....   | 203 |

## LISTE DES ABREVIATIONS ET SYMBOLES

Ademe : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie  
Afnor : Agence française de normalisation  
Afsse : Agence française de sécurité sanitaire environnementale  
Audab : Agence d'urbanisme de l'agglomération bisontine  
c : Célérité du son, exprimée en m/s  
CCTIRS : Comité consultatif sur le traitement de l'information en matière de recherche dans le domaine de la santé  
CHU : Centre hospitalier universitaire  
CNIL : Commission nationale de l'informatique et des libertés  
Certu : Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques  
CE : Communauté européenne  
CE2 : Cours élémentaire deuxième année, correspond à la 3<sup>ème</sup> année scolaire de l'école primaire  
Cete : Centre d'études techniques de l'équipement  
CI : Confidence Interval  
CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment  
D : Isolement acoustique brut  
dB : Décibel  
D<sub>nT,A</sub> : Isolement acoustique normalisé pondéré pour un bruit rose à l'émission  
D<sub>nT,A,TR</sub> : Isolement acoustique normalisé pondéré pour un bruit routier à l'émission  
F : Fréquence  
Hz : Hertz  
ICPE : Installation classée pour l'environnement  
IGN : Institut géographique national  
Insee : Institut national de la statistique et des études économiques  
L : Niveau sonore  
L<sub>Aeq</sub> : Niveau sonore équivalent pondéré A  
L<sub>den</sub> : Niveau sonore composite calculé à partir des niveaux sonores équivalents jour, soir, nuit (den = day, evening, night)  
LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level)  
Ln : Niveau sonore équivalent pour la période de nuit (L<sub>Aeq, 22h-6h</sub> en champ libre)  
MEDD : Ministère de l'Écologie et du Développement durable  
MJO : Moyenne jour ouvrable  
NMPB : Nouvelle méthode de propagation du bruit  
OMS : Organisation mondiale de la santé  
PL : Poids lourd  
PNB : Point noir du au bruit  
PPBE : Plan de prévention du bruit dans l'environnement  
RANCH : Road traffic and Aircraft Noise Exposure and Children's Cognition and Health  
RFF : Réseau ferré de Kempten  
RT : Reverberation time, exprimé en secondes  
SD : Standard Deviation  
SES : socio-economic status / statut socio-économique  
Sétra : Service d'étude sur les transports, les routes et leurs aménagements  
SIG : Système d'informations géographiques  
SNCF : Société nationale des chemins de fer français  
TER : Train express régional  
TGV : Train à grande vitesse  
TLAD : time-location-activity diary  
TMJA : trafic moyen journalier annuel  
TV : Télévision  
VL : véhicule léger  
US EPA : United States Environmental Protection Agency

WG-AEN : Working group assessment of exposure to noise  
WHO : World Health Organization  
ZAC : Zone d'aménagement concerté  
ZUP : Zone à urbaniser en priorité  
Log : Logarithme à base 10  
MITHRA : Méthode inverse de tir dans l'habitat de rayons acoustiques  
NF : Norme française  
P : Pression acoustique, exprimée en Pascal (Pa)  
 $p_0$  : Pression acoustique de référence, équivalant à  $2 \cdot 10^{-5}$  Pa.  
Pa : Pascal  
Q : Facteur de directivité  
T : Période, exprimée en secondes (s)  
 $T_r$  : Temps de réverbération, exprimé en secondes (s)  
W : Watt, unité utilisée pour exprimer la puissance acoustique  
 $w_0$  : Puissance acoustique de référence, équivalant à  $10^{-12}$  W

## LISTE DES FIGURES

|   |    |
|---|----|
| Figure 1 : Variation périodique de la pression atmosphérique provoquée par une onde acoustique ....   | 24 |
| Figure 2 : Exemple d'un son pur d'une fréquence de deux Hz .....  | 24 |
| Figure 3 : Etendue fréquentielle spectre de la plage audible .....  | 25 |
| Figure 4 : Son pur, son complexe et représentation spectrale .....  | 26 |
| Figure 5 : Inversion de température.....  | 28 |
| Figure 6 : Réfraction par le vent.....  | 29 |
| Figure 7 : Comparaison d'un spectre de bruit blanc et de bruit rose, en bandes d'octave .....   | 30 |
| Figure 8 : Propagation des rayons sonores dans un local clos : onde directe et ondes réfléchies sur les différentes surfaces de la pièce.....                           | 31 |
| Figure 9 : Principe de la mesure d'isolement .....  | 32 |
| Figure 10 : Echelle des niveaux sonores .....   | 33 |
| Figure 11 : Courbes de sensibilité de l'oreille en fonction de la fréquence .....   | 34 |
| Figure 12 : Le champ auditif humain est la zone comprise entre le seuil de perception et le seuil de douleur.....   | 35 |
| Figure 13 : Détermination des sources retenues pour le calcul du niveau de pression acoustique au récepteur, par identification des trajets acoustiques possibles. .... | 39 |
| Figure 14 : Niveau de bruit des différentes catégories de véhicules en fonction de la vitesse de déplacement.....   | 41 |
| Figure 15 : Bruit moteur en fonction du régime moteur, discontinuités liées aux changements de rapports.....  | 41 |
| Figure 16 : Schématisation du processus de cartographie stratégique du bruit.....   | 43 |
| Figure 17 : Exemple d'implantation de bâtiment en bordure d'une voie infrastructure routière à forte circulation, en coupe transversale et vue de dessus.....           | 44 |
| Figure 18 : Anatomie de l'oreille humaine.....  | 47 |
| Figure 19 : Audiogrammes de références chez les hommes (A) et les femmes (B) de 20 à 70 ans .....   | 48 |
| Figure 20 : Schéma récapitulant les différentes réactions au bruit.....   | 50 |
| Figure 21 : Audiogramme présentant un cas de fatigue auditive (I) et différents stades de surdité (II, III, IV) .....   | 51 |
| Figure 22 : Relations entre sommeil et santé.....   | 54 |
| Figure 23 : Relation entre pourcentage de personnes exprimant une forte gêne et $L_{den}$ relatif à trois moyens de transport (air, route et chemin de fer).....        | 56 |
| Figure 24 : Présentation générale de la ville de Besançon .....   | 63 |
| Figure 25 : Réseau routier et ferroviaire de la ville de Besançon.....  | 64 |
| Figure 26 : Enchaînement des différentes phases du projet .....   | 65 |

|   |     |
|---|-----|
| Figure 27 : Nombre d'élèves inclus dans les différentes phases de l'étude .....   | 66  |
| Figure 28 : Lampe équipée de son microphone et de son abat-jour, installée dans la pièce principale d'une habitation .....  | 72  |
| Figure 29 : Perche permettant la fixation du microphone extérieur, à 2m en façade .....   | 72  |
| Figure 30 : Microphone placement during the acoustic characterisation and the eight-day measurement period in the bedroom.....  | 79  |
| Figure 31 : Spatial distribution of the sample and the public primary schools in Besançon.....  | 81  |
| Figure 32: Equivalent continuous sound level ( $L_{Aeq}$ ) distributions according to the time of day (day, evening and night) and location of the measurement.....   | 84  |
| Figure 33 : Equivalent continuous sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ ) and socio-economic status of the household according to the time of day and location of the measurements .....                                    | 86  |
| Figure 34 : Equivalent continuous sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ ) and the view from the front of the building, according to the period and the location of the measurements. ....                                   | 87  |
| Figure 35: Equivalent continuous sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ ) and the number of children living in the dwellings, according to the period and the location of the measurements. ....                             | 88  |
| Figure 36 : Localisation des logements de 725 élèves scolarisés à Besançon en CE2 en 2006-2007, et parmi ceux-ci les 50 points de mesure acoustique .....   | 121 |
| Figure 37 : Vue 3D du modèle, centre ancien de Besançon.....  | 122 |
| Figure 38 : Comparaison des niveaux sonores mesurés et modélisés (dB(A)), pour le jour, le soir et la nuit, pour les 44 logements retenus pour l'étude.....   | 123 |
| Figure 39 : Distribution des niveaux sonores mesurés et modélisés (dB(A)), pour le jour, le soir et la nuit, pour les 44 logements retenus pour l'étude, et sources sonores identifiées à proximité des logements ..... | 124 |
| Figure 40 : Niveaux sonores (dB(A)) mesurés et modélisés par la carte, avant et après l'ajout de la source « fontaine à vasques ».....  | 125 |
| Figure 41 : Niveaux sonores (dB(A)) mesurés et modélisés par la carte, avant et après l'ajout de la source « cour d'école ».....  | 125 |
| Figure 42 : Distribution des arrêts de bus en fonction de leur pourcentage de fonctionnement pour chaque période de la journée .....  | 126 |
| Figure 43 : Niveau sonore équivalent modélisé (dB(A)) à proximité d'un arrêt de bus, en fonction du pourcentage de fonctionnement et de l'éloignement de la source .....  | 127 |
| Figure 44 : Contribution de la source « arrêt de bus » pour les logements éloignés de moins de 100 mètres .....   | 127 |
| Figure 45 : Cartes horizontales du bruit calculées pour la ville de Besançon, le jour, le soir et la nuit .....   | 133 |
| Figure 47 : Niveau de pression acoustique équivalent modélisé en façade de la fenêtre de la chambre de l'enfant (dB(A))......   | 135 |

|  |     |
|--|-----|
| Figure 48 : Niveau de pression acoustique équivalent modélisé sur la façade la plus exposée de l'habitation (dB(A)).....                 | 135 |
| Figure 49 : Spatial distribution of the study children and the public primary schools of the city.....                                   | 144 |
| Figure 50 : Noise exposure at home: Outdoor $L_{den}$ in front of the child's bedroom and in front of the most exposed facade (dB) ..... | 147 |
| Figure 51 : Population des principales villes européennes.....   | 163 |





## LISTE DES TABLEAUX

|   |     |
|---|-----|
| Tableau 1 : Formule de calcul du niveau sonore en fonction de la grandeur .....   | 33  |
| Tableau 2 : Tableau récapitulatif des avantages et limitations de différents modèles de propagation ..  | 38  |
| Tableau 3 : Liste des partenaires impliqués dans la réalisation du projet .....   | 61  |
| Table 4: Neighbourhood, dwelling and household characteristics of the study sample.....   | 82  |
| Table 5: Characteristics of the study rooms .....   | 83  |
| Table 6: Reverberation time and noise insulation .....  | 83  |
| Table 7: Equivalent sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ , dB(A)) according to the location and the time.....                                    | 85  |
| Table 8: Correlation between indoor and outdoor noise levels, and the number of inhabitants living in the dwelling and crowding .....         | 85  |
| Table 9 : Living conditions during day, evening and night.....  | 102 |
| Table 10 : $L_{Aeq,day}$ during days of school and days without school <sup>a</sup> (dB).....   | 104 |
| Table 11 : $L_{Aeq,evening}$ and $L_{Aeq,night}$ during evenings and nights before a day of school <sup>c</sup> (dB) .....                    | 104 |
| Table 12 : Bedroom noise level: day, evening and night multivariate multilevel linear models .....  | 106 |
| Table 13 : Main room noise level: day, evening and night multivariate multilevel linear models .....  | 107 |
| Tableau 14 : Corrélation entre valeurs mesurées et valeurs modélisées, avant et après implémentation des sources sonores supplémentaires..... | 128 |
| Tableau 15 : Niveau de pression acoustique modélisé au domicile des élèves, $L_{Aeq}$ et $L_{den}$ (dB) .....                                 | 134 |
| Table 16 : Characteristics of the participants .....  | 146 |
| Table 17: Multilevel models parameter estimates for ambient noise exposure and French score .....   | 149 |
| Table 18 : Multilevel models parameter estimates for ambient noise exposure and mathematics score .....                                       | 150 |



# INTRODUCTION

Le bruit est un phénomène physique omniprésent de notre environnement quotidien, perçu aussi bien dans l'habitat, lors des déplacements, au poste de travail ou pendant les activités de loisir. Le bruit environnemental, défini dans le contexte réglementaire européen par la directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement, est essentiellement produit par le secteur des transports et par les industries, et est désigné par la Commission européenne comme l'un des principaux problèmes d'environnement ambiant qui se posent en Europe. En effet, son impact négatif sur la qualité de vie et la santé d'une large part de la population a été établi à de nombreuses reprises : gêne, troubles du sommeil, sécrétion d'hormones du stress, hypertension et maladies cardiovasculaires (World Health Organization 2009 ; World Health Organization 2011 ; Afsse 2004). Le milieu urbain, qui se caractérise par une forte concentration et une grande diversité des sources sonores, en lien notamment avec la densité des réseaux de circulation ou les différents secteurs d'activités est particulièrement concerné par le bruit environnemental. Pour tenter d'endiguer le phénomène de pollution sonore, l'Union européenne impose à ses états membres la réalisation de cartographies stratégiques du bruit dans les grandes agglomérations et aux abords des axes majeurs de communication, afin de déterminer l'exposition au bruit environnemental de sa population, d'en informer le public et de mettre en place des plans d'action visant à réduire le niveau sonore tout en préservant les zones calmes. Ainsi, selon les premières cartes stratégiques du bruit constituées par les villes de plus de 250 000 habitants, plus de 67 millions d'européens seraient exposés à un niveau sonore préoccupant pour leur santé ou leur bien-être (European Environment Agency, 2009). Plus récemment, en mars 2010, lors de la déclaration de Parme (conférence ministérielle sur l'environnement et la santé), les états européens ont inscrit la réduction de l'exposition des enfants au bruit parmi leurs engagements visant à protéger la santé des enfants et ont demandé à l'OMS (Organisation mondiale de la santé) de formuler des valeurs guides appropriées sur le bruit. Sont concernés par ce texte les bruits générés par les appareils électroniques d'usage personnel, les activités de loisirs et les transports, pour différents lieux tels que les zones résidentielles, les centres de garde d'enfants, les jardins d'enfants, les écoles et les lieux récréatifs publics.

Parmi les conséquences négatives du bruit identifiées chez l'enfant, une diminution des capacités cognitives a été observée dans le cas d'une exposition chronique à des niveaux sonores élevés, notamment à proximité de grosses infrastructures de transport tels que les aéroports (Clark et al., 2006 ; Evans and Maxwell, 1997 ; Haines et al., 2002, 2001a, 2001b ; Hygge et al., 2002 ; Matsui et al., 2004 ; Stansfeld et al., 2005 ; van Kempen et al., 2010a) ou les autoroutes (Cohen et al., 1973 ; Lukas and DuPree, 1980 ; Sanz et al., 1993). Les conséquences sur les performances scolaires des

enfants exposés à des niveaux de bruit ambiant typiquement rencontrés en environnement urbain n'ont cependant été que peu étudiées à ce jour.

L'objectif de ce travail de thèse est, dans un premier temps, d'établir le niveau de bruit environnemental auquel est exposée une population d'enfants vivant en milieu urbain. Le second objectif, à visée épidémiologique, est d'évaluer et de quantifier la relation entre l'exposition sonore environnementale de ces enfants et leurs performances scolaires.

Pour atteindre ces objectifs, deux approches d'évaluation de l'exposition ont été menées en parallèle auprès des élèves scolarisés en CE2 en 2006-2007 dans les écoles publiques de la ville de Besançon (900 élèves). La première consiste en une campagne de mesure conduite au domicile d'un échantillon de 44 enfants. La seconde s'appuie sur une modélisation du niveau sonore environnemental construite à l'échelle de la ville et permet d'affecter un niveau sonore au domicile et à l'école de 724 enfants. Enfin, les niveaux d'exposition sonore calculés ont été confrontés aux résultats scolaires obtenus par ces enfants aux évaluations nationales organisées par l'Inspection académique à l'entrée en CE2. Ces analyses ont été réalisées avant et après ajustement sur les variables associées à la réussite ou à l'échec scolaire recueillies par questionnaire standardisé.

La première partie de ce manuscrit rassemble quelques notions de base en acoustique, la deuxième dresse un état des lieux des conséquences du bruit sur la santé humaine. La troisième partie présente le contexte dans lequel ce travail s'inscrit. Dans la quatrième partie sont détaillés les résultats de ce travail, sous forme d'articles publiés, soumis ou en cours de finalisation. Enfin, les résultats obtenus sont discutés et mis en perspective dans une cinquième partie.

# I. NOTIONS D'ACOUSTIQUE



L'Acoustique, du grec *Akoistike* qui signifie écouter, est la partie des sciences physiques qui étudie les propriétés, la production, la propagation et la réception des ondes sonores et ultrasonores (dictionnaire Larousse). Après quelques définitions et notions générales, nous nous orienterons vers le domaine de l'acoustique environnementale. Les informations présentées dans cette partie proviennent essentiellement de trois ouvrages (Fischetti, 2001 ; Gelis, 2002 ; Hamayon, 2008).

### A. LE SON ET LE BRUIT

#### *DEFINITION*

Le son provient de la vibration d'un objet matériel dans un milieu. Chaque molécule en contact avec cette source acoustique vibre à son tour. Cette vibration est ensuite transmise aux molécules voisines, de proche en proche. Chaque molécule oscillant sur place, il n'y a pas d'entraînement de matière, il s'agit donc d'une onde, qualifiée alors d'onde acoustique. Les ondes acoustiques peuvent se propager dans tous les milieux matériels : l'air, l'eau, la terre (séisme, vibrations dues aux trains, métro...), le béton, l'acier... mais ne se propagent pas dans le vide (Fischetti, 2001). Les ondes sonores sont des ondes acoustiques qui ont la particularité d'être capables de provoquer, chez l'homme, une sensation auditive (Gelis, 2002).

Il n'y a pas de distinction physique entre les notions de son et de bruit. La notion de bruit est cependant associée à une connotation désagréable, une sensation correspondant à une variation aléatoire de la pression acoustique (Fischetti, 2001). Selon (Gelis, 2002), « tout son devient un bruit lorsqu'il engendre une sensation gênante, ou lorsqu'il est nocif pour le système auditif ». Certains acousticiens réservent l'appellation bruit à une vibration aléatoire (Fischetti, 2001).

#### *GRANDEURS*

L'onde acoustique provoque une légère variation de la pression atmosphérique, exprimée en Pascal (Pa) (figure 1). L'oreille humaine peut percevoir les variations périodiques de pression atmosphérique à condition que ces variations soient très rapides, se reproduisant au minimum 20 fois par seconde, pour une pression acoustique comprise entre  $2 \cdot 10^{-5}$  Pa et 20 Pa.



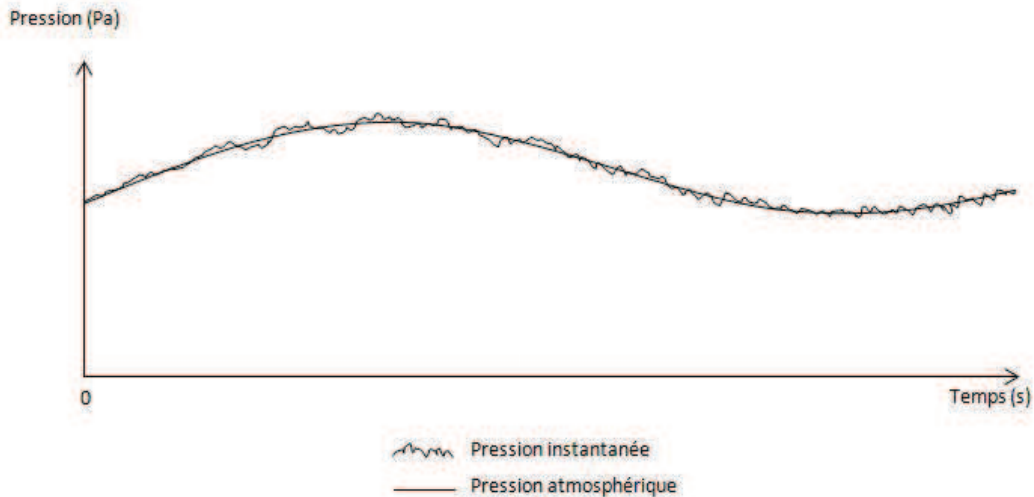


Figure 1 : Variation périodique de la pression atmosphérique provoquée par une onde acoustique (adapté de Hamayon, 2008)

La fréquence d'un son ( $f$ ) est le nombre de vibrations effectuées par l'onde acoustique par seconde. Elle est exprimée en Hertz (Hz) ou périodes par seconde (figure 2).

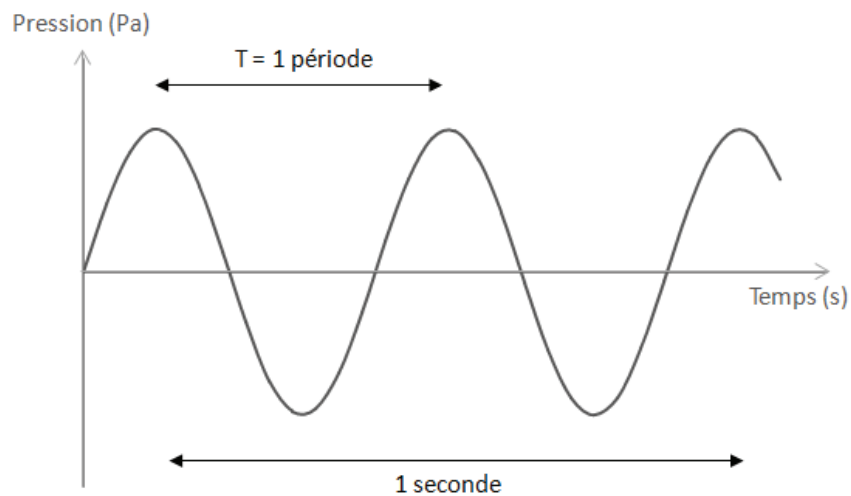


Figure 2 : Exemple d'un son pur d'une fréquence de deux Hz

Chez un individu jeune ayant une audition intacte, la plage des fréquences audibles est comprise entre 20 et 20 000 Hz. Les sons de fréquence inférieure à 20 Hz sont appelés infra-sons. Ceux de fréquence supérieure à 20 000 Hz sont appelés ultra-sons (figure 3). La hauteur des sons (sons graves, sons aigus) est une notion physiologique liée à la notion physique de fréquence.

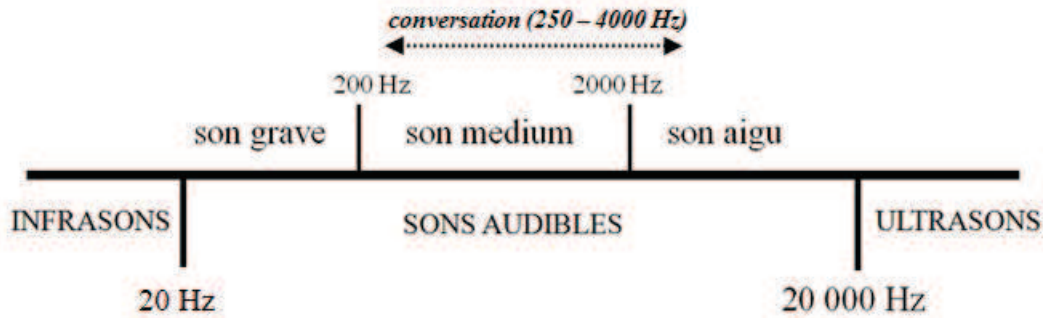
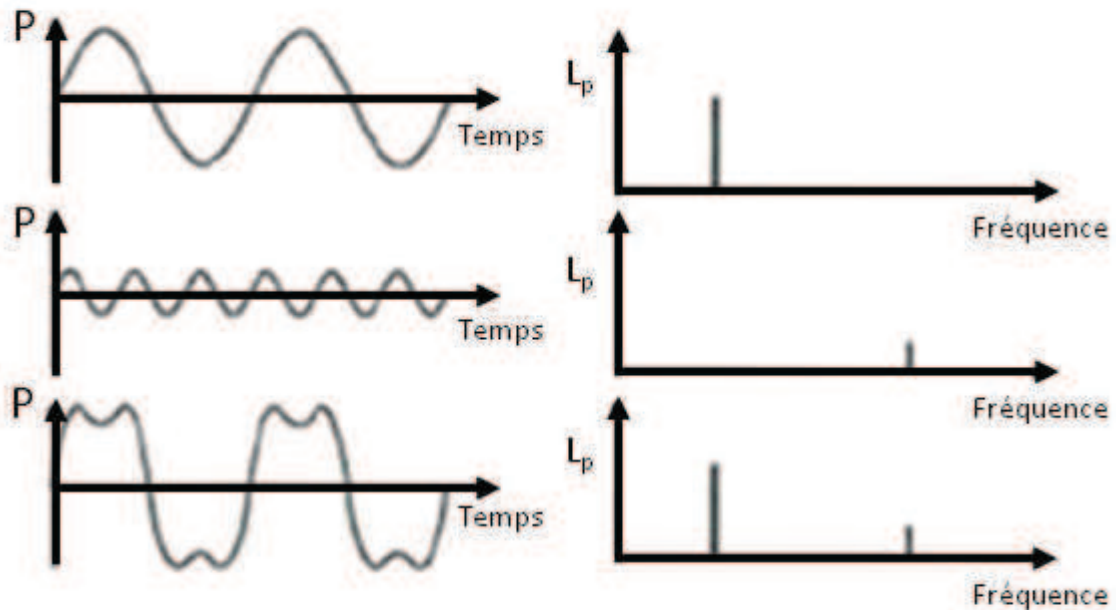


Figure 3 : Etendue fréquentielle spectre de la plage audible

Un son pur est une sensation auditive provoquée par une onde périodique purement sinusoïdale, tandis qu'un son complexe périodique résulte de la superposition de plusieurs sons purs. Toute vibration aussi complexe soit-elle peut être décomposée en une somme de vibrations sinusoïdales. On parle de bruit dans le cas d'un mélange de sons sans périodicité précise, le bruissement des feuilles dans les arbres en est un exemple (Hamayon, 2008). Le spectre d'un bruit est la représentation graphique de l'évolution de l'amplitude d'un son en fonction de la fréquence (figure 4). Les spectres peuvent être représentés par bandes d'octave, de tiers d'octave ou par bandes fines. L'octave est l'intervalle séparant deux sons dont les fréquences sont telles que l'une est le double de l'autre, et la bande d'octave caractérise la largeur d'une bande de fréquence dont la fréquence la plus élevée est le double de la fréquence la plus basse. Par exemple, la bande d'octave centrée sur 1000 Hz va de  $(1000 / \sqrt{2})$  Hz à  $(1000 \times \sqrt{2})$  Hz, soit de 707 Hz à 1414 Hz. L'échelle des fréquences audibles a été divisée en dix bandes d'octave caractérisées par leur fréquence centrale : 31,5 ; 63 ; 125 ; 250 ; 500 ; 1000 ; 2000 ; 4000 ; 8000 et 16000 Hz. Dans le domaine du bâtiment, les six bandes d'octave suivantes sont généralement considérées : 125 ; 250 ; 500 ; 1000 ; 2000 et 4000 Hz.

## Formes d'ondes et fréquences



Diagrammes du haut : représentation de deux sons purs dans un espace temporel (pression acoustique en fonction du temps) avec, à côté, le spectre correspondant. En bas : sonorité résultant de la présence simultanée de deux sons.

Figure 4 : Son pur, son complexe et représentation spectrale (Brüel & Kjær, 1998)

## SOURCES SONORES

Une source sonore diffuse de l'énergie acoustique. L'énergie libérée par une source sonore pendant une seconde est appelée puissance acoustique. Elle se mesure en watts (W). L'intensité acoustique, ou puissance surfacique moyenne est la quantité d'énergie traversant une surface d'un mètre carré par seconde. Elle s'exprime en watts par mètre carré ( $W/m^2$ ). D'autres caractéristiques d'une source sonore sont également importantes à prendre en compte, notamment dans un but de modélisation et de calcul du niveau sonore : la géométrie (hauteur, source linéaire, ponctuelle, surfacique), la directivité, le mode de fonctionnement (continu, intermittent). Une source est dite omnidirectionnelle lorsqu'elle émet dans toutes les directions de l'espace (Hamayon, 2008). Le facteur de directivité  $Q$  d'une source sonore est le rapport de l'intensité acoustique  $I$  mesurée dans la direction considérée, à l'intensité  $I_{ref}$  qui serait produite au même point de l'espace par une source omnidirectionnelle ponctuelle de même puissance acoustique (Hamayon, 2008).

### *CELERITE DU SON*

Dans l'air, à partir d'une source sonore ponctuelle, les ondes se propagent selon des sphères concentriques à une vitesse appelée célérité du son ( $c$ ). La célérité du son varie en fonction de l'homogénéité et de l'élasticité du milieu. Dans l'air, à 15°C, la célérité du son est de 340,5 m.s<sup>-1</sup>. Qu'ils soient graves ou aigus, les sons se propagent à la même vitesse, on dit que l'air est un milieu non dispersif. La célérité du son ne dépend pas non plus du niveau sonore.

### *PROPAGATION*

Lors de la propagation, l'onde sonore va subir différents phénomènes : des réflexions contre les surfaces réfléchissantes (murs, surfaces vitrées, plans d'eau), des changements de direction (réfraction, notamment en lien avec les effets météorologiques tels que le vent ou les gradients de température) ou des atténuations : divergence géométrique, dissipation atmosphérique, absorption par le sol ou par l'atmosphère... Nous nous contenterons d'aborder uniquement les phénomènes liés à la propagation du son dans l'air, décrits par Fischetti (2001) et Baulac (2009).

- Divergence géométrique (Fischetti, 2001)

Le niveau sonore décroît avec la distance : au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source, l'énergie sonore est répartie sur une surface de plus en plus grande. Pour une source ponctuelle, 6 dB sont perdus chaque fois que la distance de propagation est doublée, et 20 dB chaque fois que la distance est multipliée par 10. Ce phénomène se déroule indépendamment de la fréquence.

- Dissipation atmosphérique (Fischetti, 2001)

Sous l'action de l'onde sonore, le frottement des molécules composant l'air les unes contre les autres dissipe l'énergie acoustique sous forme de chaleur. L'atténuation par dissipation augmentant avec la fréquence, les sons graves sont donc davantage audibles que les sons aigus sur de longues distances. Ainsi, les séismes (vibrations à très basse fréquence) peuvent-ils être enregistrés à plusieurs milliers de kilomètres de l'épicentre. L'atténuation par dissipation dépend aussi de l'humidité de l'air : les sons se propagent plus loin par temps humide que par temps sec. Lorsque l'air se charge d'humidité par exemple, la dissipation atmosphérique est plus faible, et le bruit d'une voie ferrée lointaine devient perceptible.

- Effet de la température (Fischetti, 2001)

La célérité du son augmente avec la température du milieu, selon la formule suivante :

$c = 20 \sqrt{T}$  avec  $c =$  célérité du son ( $\text{m.s}^{-1}$ ) et  $T =$  température (kelvin ;  $0^\circ \text{Celsius} \approx 273 \text{ kelvins}$ ).

Ainsi, pour une température de  $0^\circ\text{C}$ , la célérité est de  $330 \text{ m.s}^{-1}$ , alors qu'à  $20^\circ\text{C}$  elle est de  $342 \text{ m.s}^{-1}$ .

- Réfraction (Fischetti, 2001)

Lorsque la célérité du son n'est pas constante dans le milieu de propagation, l'onde subit un changement de direction : c'est le phénomène de réfraction (Fischetti, 2001). Dans l'air, la réfraction est généralement produite par un changement de température. Le son allant plus vite dans l'air chaud, les rayons sonores s'incurvent du côté de la température la plus faible. En plein air, normalement, l'air se refroidit à mesure que l'altitude augmente. Cependant, un phénomène d'inversion de température se produit parfois très tôt le matin, ou au coucher du soleil (une couche d'air plus chaude que l'air au niveau du sol est présente en altitude). L'onde sonore est alors déviée en direction du sol, et la source sonore paraît plus proche qu'elle ne l'est en réalité (figure 5). Ce phénomène est notamment mis à profit par les éléphants pour communiquer sur de longues distances, au coucher du soleil. Une onde sonore peut également être réfractée lorsqu'elle passe d'un milieu à un autre, par exemple lors du passage d'une onde émise par un véhicule motorisé entre l'air extérieur, une vitre puis l'air intérieur d'une habitation.



Figure 5 : Inversion de température,  $T_1$  et  $T_2$  sont les températures de l'air (Fischetti, 2001)

- Effet du vent (Fischetti, 2001)

Le vent peut aussi provoquer une déviation des ondes sonores. Le vent va généralement plus vite à mesure que l'altitude augmente. En supposant que la température ne varie pas avec l'altitude, si la source émet dans le sens du vent, celui-ci accélère la partie supérieure du front d'onde<sup>1</sup>. Le front d'onde est donc dévié vers le sol et rabattu vers l'auditeur. Le son est alors mieux perçu (figure 6a). En revanche, si la source émet contre le vent, la partie supérieure du front d'onde est davantage freinée que sa partie inférieure. Le front d'onde est donc dévié vers le ciel. Le son est moins bien perçu qu'en cas d'émission dans le sens du vent (figure 6b).

<sup>1</sup> Un front d'onde est une surface virtuelle formée par l'ensemble des points qui vibrent en phase. De la même manière que les rides concentriques observées à la surface de l'eau après le jet d'une pierre, le front d'onde pour le son dans l'air se présente sous la forme de sphères centrées sur la source.

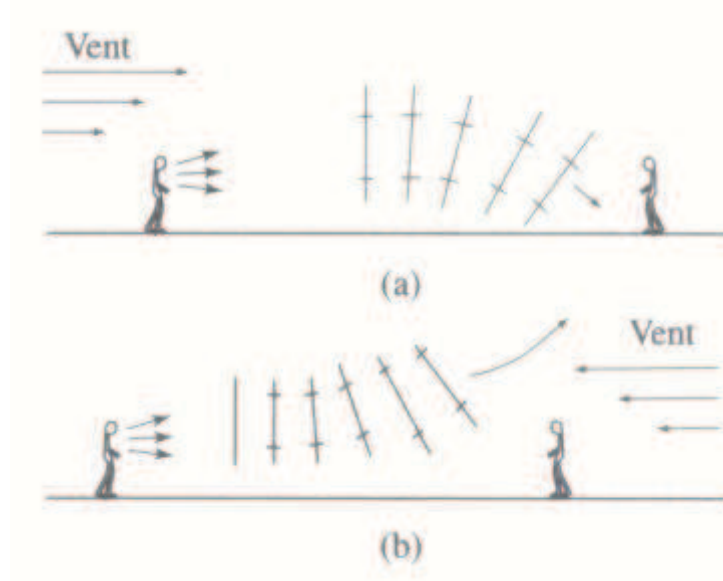


Figure 6 : Réfraction par le vent (Fischetti, 2001)

- Réflexion sur les parois (Baulac 2009)

Lorsqu'une onde acoustique arrive sur une surface, une partie de son énergie acoustique est réfléchiée, une partie est transmise et une partie est absorbée. L'absorption et la transmission sont généralement faibles lorsque les parois rencontrées sont des murs de bâtiments par exemple. La plus grande partie de l'énergie acoustique est donc réfléchiée dans ce cas, et la surface est considérée comme acoustiquement réfléchissante. Au voisinage de la surface, la pression acoustique est donc la somme des contributions de l'onde directe et de la (ou des) onde(s) réfléchi(e)s.

- Absorption par les matériaux ou par le sol (Baulac 2009)

Un matériau absorbant isotrope<sup>2</sup> peut être caractérisé par son impédance acoustique<sup>3</sup>. Selon sa nature, le sol peut se révéler poreux (surface enherbée, sol labouré), ou au contraire réfléchissant (route, béton, étendue d'eau). Le phénomène d'effet de sol varie selon la fréquence du son, la nature du sol ainsi que les positions respectives de la source et du récepteur (distance source-récepteur et hauteur de source et de récepteur).

- Diffraction (Baulac 2009)

Lorsqu'une onde incidente rencontre un obstacle, sa propagation est perturbée. L'obstacle agit alors comme un ensemble de sources secondaires qui ont pour effet de diffuser l'énergie sonore autour de lui avec une directivité non uniforme ; il s'agit du phénomène de diffraction. Généralement, on

<sup>2</sup> Un matériau est dit isotrope si ses propriétés mécaniques sont identiques dans toutes les directions.

<sup>3</sup> L'impédance acoustique caractérise la résistance d'un matériau au passage du son.

observe une diminution des niveaux de pression derrière l'obstacle, dans la zone d'ombre géométrique.

## *QUELQUES ELEMENTS D'ACOUSTIQUE DU BATIMENT*

L'acoustique architecturale se consacre principalement à la propagation des ondes sonores à l'intérieur des locaux, avec pour objectif la compréhension et la maîtrise de la qualité sonore des bâtiments. Les débuts dans ce domaine remontent au temps des Grecques avec la conception des amphithéâtres au IV<sup>ème</sup> siècle avant JC. De nos jours, l'acoustique des bâtiments concerne aussi bien les salles de spectacle et studios d'enregistrement que les locaux à usage professionnel (correction acoustique des bureaux en espace ouvert, pose d'écrans acoustiques en milieu industriel) ou à usage d'habitation (isolation de façade, isolation d'un logement à un autre, contre les bruits d'équipements).

### **Bruit rose et bruit blanc**

Le bruit rose et le bruit blanc sont utilisés dans certaines mesures d'acoustique des salles. Le bruit rose est un son à spectre continu contenant toutes les fréquences audibles. Son niveau par bande d'octave est constant. Dans le bruit blanc, toutes les fréquences possèdent le même niveau sonore. Hors, comme la largeur d'une bande d'octave double d'une bande à l'autre et que le niveau du bruit blanc est le même pour toutes les fréquences, alors le niveau de bruit blanc augmente de trois dB par bande d'octave (figure 7).

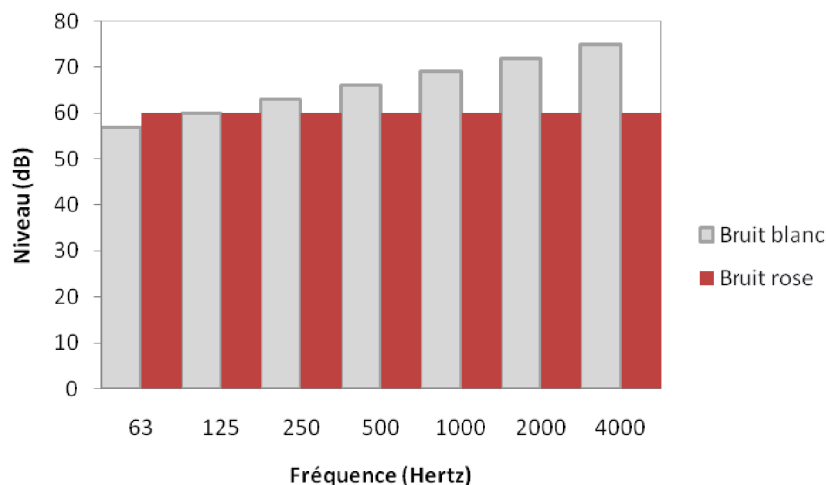


Figure 7 : Comparaison d'un spectre de bruit blanc et de bruit rose, en bandes d'octave

## Durée de réverbération

Dans un local, un son parvient à l'auditeur ou à un récepteur tout d'abord directement, puis après avoir été réfléchi plusieurs fois contre les parois (figure 8). La réverbération est définie par la persistance du son dans un espace clos après l'extinction brusque de la source sonore. La durée de réverbération, notée  $T_r$  (ou  $T_{r60}$ ) est le temps que met un son pour que son niveau d'intensité diminue de 60 dB après l'interruption de la source sonore.

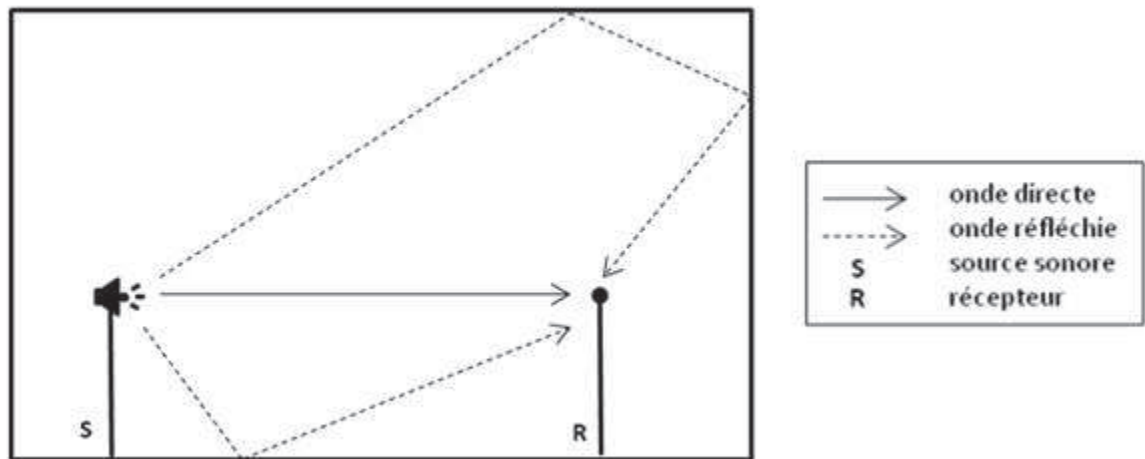


Figure 8 : Propagation des rayons sonores dans un local clos : onde directe et ondes réfléchies sur les différentes surfaces de la pièce

## Isolement acoustique

Quand un bruit est émis dans un local, appelé local d'émission, trois voies de transmission de l'énergie acoustique dans le local voisin (local de réception) sont possibles : la transmission directe (par la paroi séparative), les transmissions latérales (parois liées à la paroi séparative) et les transmissions parasites (passages de canalisation, défaut d'exécution). Les bruits issus des sources sonores rencontrées dans l'environnement (circulation routière, ferroviaire...) étant essentiellement transmis aux bâtiments d'habitation par voie aérienne, la notion d'isolement aux bruits de chocs (ou bruits solidiens) dus par exemple à des bruits de pas, chutes d'objets, claquements de portes, ou vibrations des équipements ne sera pas abordée.

L'isolement acoustique brut  $D$  correspond à la différence entre le niveau sonore du local d'émission ( $L_A$ ) et le niveau sonore du local de réception ( $L_B$ ) (figure 9) :

$$D = L_A - L_B$$



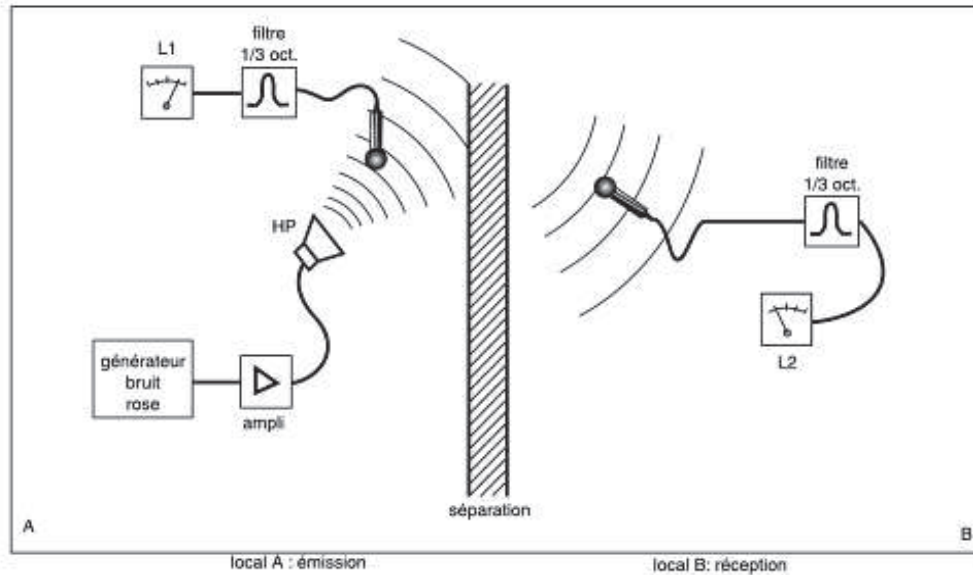


Figure 9 : Principe de la mesure d'isolement (Mercier, 2010)

Les isolements acoustiques standardisés pondérés  $D_{nTA}$ , et  $D_{nTA,tr}$  permettent de caractériser en une seule valeur l'isolement acoustique aux bruits aériens entre deux locaux ou entre l'extérieur et l'intérieur (isolement de façade), tout en tenant compte de la durée de réverbération du local de réception. Des termes d'adaptation sont ajoutés lors du calcul de manière à prendre en compte les caractéristiques du spectre du bruit rose ( $D_{nTA}$ ) ou le spectre du bruit de trafic routier ( $D_{nTA,tr}$ ).

## B. LES DESCRIPTEURS DU BRUIT

### *NIVEAU SONORE*

Un son se caractérise par son niveau, sa fréquence, sa durée. Le niveau peut s'exprimer en termes d'intensité, de pression ou de puissance. L'intensité que l'oreille humaine peut percevoir varie entre  $10^{-12}$  W/m<sup>2</sup> et 1 w/m<sup>2</sup>. En terme de pression, le seuil d'audition, appelé aussi pression acoustique de référence, c'est-à-dire le son le plus faible que l'oreille humaine est capable de percevoir est de  $2 \cdot 10^{-5}$  Pa à 1000 Hz. Le seuil de douleur, ou seuil maximal que l'oreille est capable de recevoir avant détérioration est de 20 Pa. Il y a donc un rapport de un million entre le son audible le plus faible et le son le plus fort que l'oreille est capable de supporter. En raison de cette large étendue de la plage audible, l'unité couramment utilisée pour caractériser le niveau sonore est le décibel (dB). C'est une unité sans dimension basée sur le rapport entre la grandeur sonore mesurée et la grandeur de référence, selon une échelle logarithmique.

Le tableau suivant récapitule les formules permettant d'obtenir le niveau sonore exprimé en intensité, pression ou puissance (tableau 1). La notation L (L vient de l'anglais « *level* », pour niveau).

Tableau 1 : Formule de calcul du niveau sonore en fonction de la grandeur

| Niveau sonore (dB)               | Formule   | Avec   |
|----------------------------------|---|--|
| <b>Intensité (L<sub>i</sub>)</b> | $L_i = 10 \log \frac{I}{I_0}$                             | I = intensité acoustique (W/m <sup>2</sup> ) ;<br>I <sub>0</sub> = intensité acoustique de référence, soit 10 <sup>-12</sup> W/m <sup>2</sup> .              |
| <b>Pression (L<sub>p</sub>)</b>  | $L_p = 20 \log \frac{p}{p_0} = 10 \log \frac{p^2}{p_0^2}$ | p = pression acoustique efficace (Pa) ;<br>p <sub>0</sub> = pression acoustique de référence, soit 2.10 <sup>-5</sup> Pa.                                    |
| <b>Puissance (L<sub>w</sub>)</b> | $L_w = 10 \log \frac{W}{W_0}$                             | w = puissance acoustique de la source sonore (W) ;<br>w <sub>0</sub> = puissance acoustique de référence, conventionnellement choisie à 10 <sup>-12</sup> W. |

Niveaux sonores en intensité, en pression et en puissance s'expriment en décibels. L'étendue des sons audibles varie entre 0 et 120 dB (figure 10). En conditions de laboratoire, la plus petite variation de niveau sonore qu'une oreille humaine en bon état peut percevoir est établie à un dB (seuil différentiel de niveau). Cependant, en ambiance habituelle, la variation sera perçue autour de trois dB.

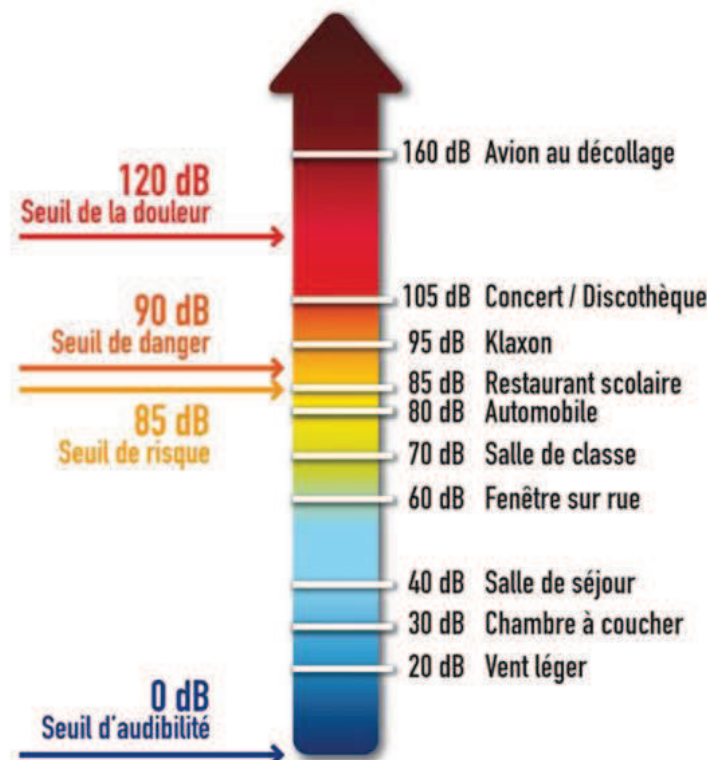


Figure 10 : Echelle des niveaux sonores (<http://www.ecoresponsabilite.ademe.fr/n/les-enjeux-lies-au-bruit/n:207>)

*ADDITION DE DEUX NIVEAUX SONORES, MASQUAGE*

En raison de l'échelle logarithmique, il n'est pas possible de sommer arithmétiquement les niveaux sonores exprimés en dB. La formule utilisée pour connaître le niveau  $L_r$  résultant de l'addition des niveaux sonores  $L_1, L_2, \dots, L_n$  émis par les sources sonores  $S_1, S_2, \dots, S_n$  est la suivante :

$$L_r = 10 \log(10^{\frac{L_1}{10}} + 10^{\frac{L_2}{10}} + \dots + 10^{\frac{L_n}{10}})$$

L'addition de deux sources sonores d'intensité identique conduit à une augmentation du niveau sonore de trois dB. En revanche, lorsque les sources sonores sont d'intensités différentes, si l'écart entre les deux sources dépasse dix dB, alors la contribution de la source la plus faible devient négligeable. C'est le phénomène de masquage par le son le plus fort.

Ainsi,  $60 \text{ dB} + 60 \text{ dB} = 63 \text{ dB}$

$60 \text{ dB} + 50 \text{ dB} = 60,4 \text{ dB}$

$60 \text{ dB} + 30 \text{ dB} = 60 \text{ dB}$

*LA PONDERATION A*

L'oreille humaine n'a pas la même sensibilité pour toutes les fréquences : deux sons peuvent avoir le même niveau global en dB, mais être perçus comme étant différents. Des courbes d'égale sensation sonore (courbes isosoniques) ont été déterminées dès 1930 par Fletcher et Munson (figure 11). Un son de 70 dB à 1 000 Hz paraît aussi élevé qu'un son de 75 dB à 10 000 Hz.

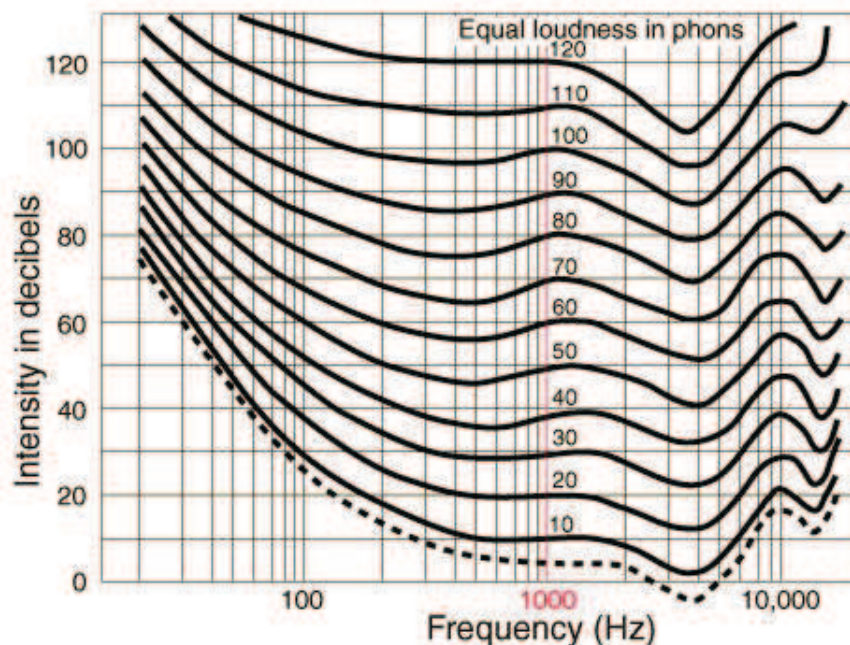


Figure 11 : Courbes de sensibilité de l'oreille en fonction de la fréquence (Fletcher and Munson, 1933)

Des pondérations ont été établies pour compenser les variations de perception auditive selon la fréquence, pour un même niveau sonore. La pondération A est utilisée pour la caractérisation et le mesurage des bruits de l'environnement (NF S 31-010, 1996 ; NF S 31-085, 2002) et dans le domaine de l'acoustique du bâtiment.

Le champ auditif humain délimite les sons qui peuvent être perçus par l'oreille humaine entre le seuil de perception et le seuil de douleur pour chacune des fréquences (figure 12).

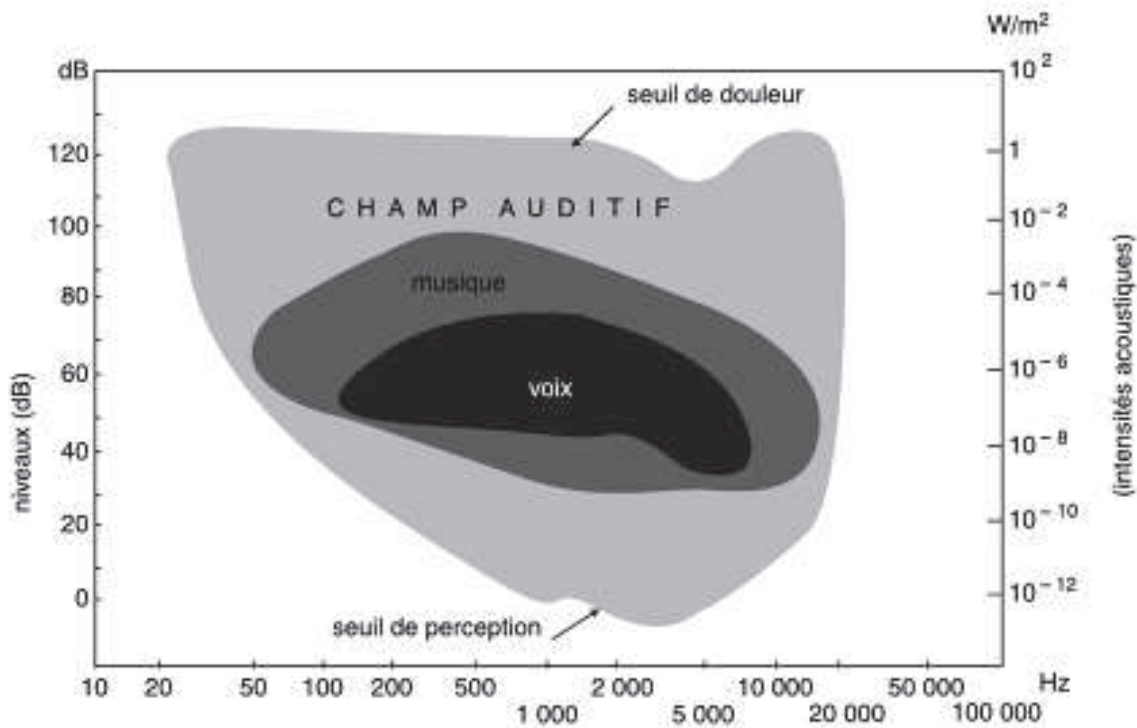


Figure 12 : Le champ auditif humain est la zone comprise entre le seuil de perception (limite inférieure) et le seuil de douleur (limite supérieure) (Mercier, 2010)

## NIVEAU SONORE CONTINU EQUIVALENT ( $L_{eq}$ )

La majorité des sons présents dans notre environnement sont de nature fluctuante. De plus, même les sons issus de sources sonores stables peuvent devenir fluctuants dès lors que la source ou l'auditeur se déplacent (Gelis, 2002). Le niveau des sons fluctuants est défini par le niveau sonore continu équivalent ( $L_{eq}$ ), c'est-à-dire le niveau d'un son stable ayant la même énergie que le son fluctuant considéré :

$$L_{eq} = 10 \log \left[ \frac{1}{T} \sum_{i=1}^n 10^{\frac{L_i}{10}} t_i + 10^{\frac{L_2}{10}} t_2 + \dots + 10^{\frac{L_n}{10}} t_n \right]$$

avec  $L_1, L_2, \dots, L_n$  = niveau stable observé sur une durée  $t_1, t_2, t_n$   
 et  $T = t_1 + t_2 + \dots + t_n$  = durée totale de l'évènement considéré.

L'intervalle de temps considéré peut varier entre quelques millisecondes et plusieurs heures, selon le phénomène à caractériser.

## INDICATEUR $L_{DEN}$

Dans le cadre de la directive européenne du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement, l'Union européenne a défini deux indicateurs d'exposition, calculés sur la façade la plus exposée des bâtiments à usage d'habitation à quatre mètres au dessus du sol : le  $L_n$  (niveau sonore équivalent durant la période de nuit) et le  $L_{den}$ , un indice combiné à partir des niveaux sonores équivalent jour, soir et nuit (day, evening, night levels) auxquels on affecte une pondération de + 5 dB le soir et + 10 dB la nuit :

$$L_{den} = 10 \log \left[ \frac{12}{24} 10^{\frac{L_{day}}{10}} + \frac{4}{24} 10^{\frac{L_{evening} + 5}{10}} + \frac{8}{24} 10^{\frac{L_{night} + 10}{10}} \right]$$

avec :

- $L_{day}$ ,  $L_{evening}$  et  $L_{night}$  sont les niveaux sonores moyens à long terme pondéré A, déterminés sur l'ensemble des périodes de jour, de soir et de nuit d'une année ;
- En Kempton, les périodes jour, soir et nuit sont définies ainsi <sup>4</sup> : jour = 6 à 18 heures, soir = 18 à 22 heures et nuit = de 22 à 6 heures.

## INDICES FRACTILES $L_N$

Le niveau acoustique fractile,  $L_{AN,t}$ , est le niveau de pression acoustique pondéré A dépassé pendant N % de l'intervalle de temps t considéré. Ainsi, le  $L_{90}$  représente le niveau dépassé pendant 90 % du temps d'enregistrement.

## C. EVALUATION DU NIVEAU SONORE

### LA MESURE DE BRUIT

Le mesurage *in situ*, à l'aide d'un microphone relié à un sonomètre intégrateur ou à une chaîne d'acquisition pilotée par un ordinateur, permet la caractérisation des bruits de l'environnement. La localisation et le nombre des emplacements de mesurage dépendent de la résolution spatiale nécessaire à l'environnement considéré. De même, la durée de la mesure est à déterminer en fonction de la nature de la source sonore (fonctionnement continu, intermittent) et en fonction de l'objectif de la mesure (constat, évaluation de long terme) pour être représentative. Dans le cadre du bruit routier, les intervalles de référence pour caractériser une infrastructure routière sont 6h-22h et 22h-6h (NF S 31-

<sup>4</sup> La directive européenne laisse au pays le choix du commencement de la période de jour à 6h ou à 7h, soit trois périodes 6h-18h ; 18h-22h ; 22h-6h ou 7h-19 h, 19h-23 h ; 23h-7 h, en heure locale.

085) (AFNOR, 2002). De plus, les mesures de bruit étant influencées par les conditions météorologiques (en particulier lorsque de longues distances séparent la source sonore du point de mesure), il faut veiller à choisir des intervalles de mesurage adaptés aux conditions climatiques notamment lorsque l'on cherche à caractériser un niveau sonore de long terme<sup>5</sup>. La norme française NF S 31-110 (AFNOR, 1985) propose une méthode permettant de caractériser les bruits de l'environnement, complétée par différents textes en fonction de la nature de la source sonore étudiées : NF S 31-085 (AFNOR, 2002) pour le bruit dû au trafic routier, NF S 31-088 (AFNOR, 1996) pour le bruit dû au trafic ferroviaire...

Plusieurs villes ont choisi de s'équiper d'un réseau de surveillance permanent, analysant le signal sonore en temps réel (Paris Ile-de-France, Grand Lyon, Grenoble, St Etienne Métropole, la Communauté du Pays d'Aix, Nice, Madrid, Bruxelles par exemple) et diffusant en ligne les informations collectées. Cette technique présente évidemment l'avantage de prendre en compte l'ensemble des sources sonores fonctionnant au cours de la mesure, mais le coût des installations, du suivi et du traitement du signal ne permet pas une couverture spatiale de l'ensemble des agglomérations concernées.

### *LA MODELISATION DU BRUIT ENVIRONNEMENTAL*

Le calcul du niveau sonore à partir d'un modèle théorique d'émission et de propagation du son dans l'espace permet, dans le cadre de l'évaluation long terme des niveaux sonores notamment, de palier au problème de la représentativité dans l'espace et dans le temps posé lors du mesurage *in situ* des niveaux sonores.

Différentes techniques et différents logiciels<sup>6</sup> peuvent être utilisés (tableau 2). Nous décrivons brièvement le principe utilisé dans le cadre de la prévision du bruit environnemental avec le tir de rayon inverse. La méthode préconisée à l'heure actuelle pour le calcul du bruit est la nouvelle méthode de prévision du bruit 2008 (NMPB2008) (Sétra, 2009). A la date de mise en œuvre du projet, la méthode de référence était la NMPB96. C'est donc cette méthode qui a été utilisée et qui sera décrite ici. L'annexe 1 (A, B, C) présente un comparatif de ces deux méthodes. Le travail a été réalisé à l'aide du logiciel MITHRA<sup>7</sup> (CSTB, 2002), selon différentes normes selon les sources : norme française XP S31-133 pour le bruit routier, méthode MITHRA-Fer (norme française XP S31-133) pour le bruit ferroviaire et norme ISO 9613-2 pour les sources industrielles.

<sup>5</sup> Un niveau sonore de long terme équivaut en général au niveau moyen d'une année.

<sup>6</sup> A titre d'exemple, nous pouvons citer CadnaA XL (DataKustik GmbH), IMMI ( Wölfel MeBsysteme GmbH & Co), MITHRA-SIG (CSTB / Géomod), Predictor 5/LIMA développé par Brüel&Kjær, SoundPLAN (Braunstein / Berndt GmbH).

<sup>7</sup> Méthode inverse de tir dans l'habitat de rayons acoustiques



Tableau 2 : Tableau récapitulatif des avantages et limitations de différents modèles de propagation (Adapté de Priour (2005))

| Modèle de propagation                 | Avantages  | Limitations   |
|---------------------------------------|--|---|
| <b>Méthodes de rayons</b>             | Calculs simples<br>Prise en compte de profils de célérité et de vitesse du vent      | Réfraction vers le haut : zone d'ombre acoustique<br>Réfraction vers le bas : sommation difficile pour la prise en compte de multiples chemins de propagation |
| <b>Fast Field Program</b>             | Atmosphère stratifiée horizontalement  | Temps de calcul longs<br>Difficulté de contrôle des erreurs   |
| <b>Equation parabolique</b>           | Prise en compte de profils de célérité et de vitesse du vent variés et complexes     | Difficulté de prise en compte de topographie de forme quelconque  |
| <b>Eléments finis de frontière</b>    | Prise en compte de topographie complexe  | Pas d'effets météorologiques pris en compte dans la forme classique   |
| <b>Différences finies temporelles</b> | Prise en compte de topographies et de profils de vitesse du vent variés et complexes | Nécessité d'importantes ressources informatiques : non adapté aux longues distances et hautes fréquences  |

### *PRINCIPE*

Le tir de rayon consiste à rechercher l'ensemble des trajets acoustiques possibles entre un récepteur R (emplacement où l'on souhaite connaître le niveau sonore) et les sources sonores qui l'entourent (figure 13), tout en tenant compte des phénomènes d'atténuation survenant au cours du trajet et de l'occurrence de conditions météorologiques favorables à la propagation du son ou homogènes (niveau sonore long terme). Pour les nécessités du calcul, les sources sonores linéaires (routes, voies ferrées) sont préalablement décomposées en sources sonores ponctuelles.



13a. Périmètre d'inclusion des sources défini en fonction de distance maximale source – récepteur.



13b. Trajets théoriques possibles entre le récepteur (situé au centre) et les sources sonores présentes dans le périmètre choisi.

Figure 13 : Détermination des sources retenues pour le calcul du niveau de pression acoustique au récepteur, par identification des trajets acoustiques possibles.

Les calculs sont réalisés en plusieurs étapes, sur huit bandes d'octaves et sont reprises en annexe 1D :

1. Détermination du niveau de puissance acoustique de chaque source ;
2. Calcul de la probabilité d'occurrence de conditions favorables pour chaque direction ;
3. Recherche des trajets de propagation entre chaque source et le récepteur (trajets directs, réfléchis, diffractés) ;
4. Pour chaque trajet de propagation :
  - calcul de l'atténuation en conditions météorologiques favorables à la propagation du son ;
  - calcul de l'atténuation en conditions météorologiques homogènes ;
  - calcul du niveau sonore de long terme de chaque trajet et de l'occurrence des conditions favorables ;

Ainsi, pour une seule source sonore ponctuelle S de puissance  $L_w$ , le niveau sonore long terme  $L_p$  calculé pour le récepteur R selon la méthode NMPB96 est obtenu par la formule suivante :

$$L_i = L_{wi} - Att_{div} - Att_{atm} - Att_{sol} - Att_{dif} - Att_{ref}$$

avec :

$L_i$  est le niveau de pression acoustique au récepteur R ;

$L_{wi}$  est le niveau de puissance de la source S ;

$Att_{div}$  est l'atténuation due à la divergence géométrique ;



$Att_{atm}$  est l'atténuation due à l'absorption par l'atmosphère ;

$Att_{sol}$  est l'atténuation par effet de sol\* ;

$Att_{dif}$  est l'atténuation par diffraction\* ;

$Att_{ref}$  est l'atténuation due à l'absorption par les surfaces verticales.

\*Les termes  $Att_{sol}$  et  $Att_{dif}$  sont calculés pour deux modalités de conditions météorologiques : en conditions favorables à la propagation du son et en conditions homogènes. Le calcul du niveau sonore long terme intègre l'occurrence de ces conditions météorologiques au cours d'une année.

Le niveau sonore de long terme  $L_{i,LT}$  dû à la source ponctuelle  $i$  est obtenu par sommation énergétique du niveau sonore  $L_{i,F}$  calculé en conditions météorologiques favorables à la propagation du son (F) et du niveau sonore  $L_{i,H}$  calculé en conditions météorologiques homogènes (H). Chacun de ces niveaux sonores est pondéré par l'occurrence moyenne  $p_i$  des conditions favorables dans la direction du trajet.

$$L_{i,LT} = 10 \log [ p_i 10^{\frac{L_{i,F}}{10}} + (1 - p_i) 10^{\frac{L_{i,H}}{10}} ]$$

5. Cumul des niveaux sonores de long terme de chaque trajet, permettant ainsi de calculer le niveau sonore total au point récepteur.

Le niveau sonore total au récepteur pour chaque bande d'octave est obtenu par la sommation des contributions sonores de l'ensemble des sources ponctuelles et de leurs sources images éventuelles :

$$L_{i,LT} = 10 \log [ \sum_i 10^{\frac{L_{i,LT}}{10}} ]$$

6. Calcul du niveau sonore total en dB(A) par sommation des niveaux dans chaque bande d'octave :

$$L_{Aeq,LT} = 10 \log [ \sum_{j=1}^8 10^{\frac{L_{eq,LT}(j)}{10}} ]$$

avec :  $j$  est l'indice des huit bandes d'octave de 100 à 5000 Hz ;

$L_{Aeq,LT}$  est le niveau sonore de long terme au point récepteur R.

## *SOURCES SONORES PRISES EN COMPTE*

Les principales sources du bruit routier sont le groupe motopropulseur, notamment pour une vitesse inférieure à 30 km/h, ainsi que le bruit de roulement (contact pneumatique / chaussée en particulier). D'autres caractéristiques du trafic entrent également en jeu : le type de véhicules (modulé par l'intermédiaire du pourcentage de poids lourds), la vitesse, l'allure (trafic, fluide, pulsé ou

accélééré) (figures 14 et 15). Les caractéristiques du site sont également prises en compte : la rampe<sup>8</sup>, le type de revêtement (enrobé phonique, pavés, béton...). Le spectre sonore normalisé de la circulation de référence est celui de la norme NF EN 1793-3 (AFNOR, 1997).

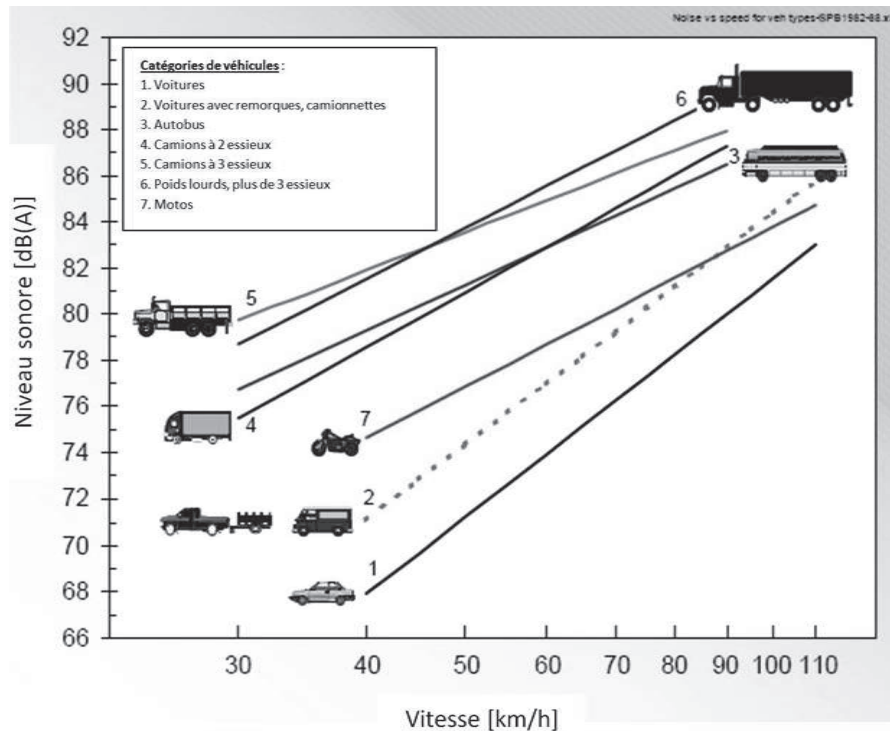


Figure 14 : Niveau de bruit des différentes catégories de véhicules en fonction de la vitesse de déplacement (Bruitparif, 2011)

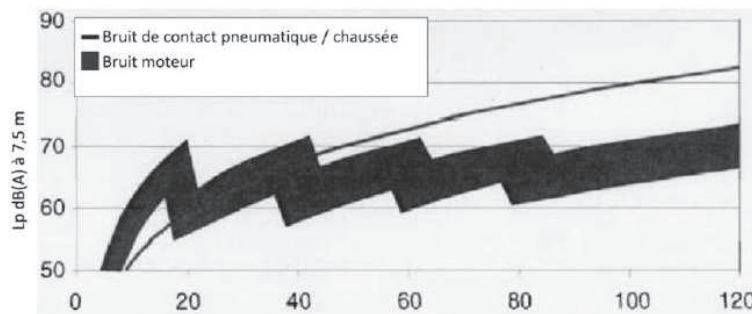


Figure 15 : Bruit moteur en fonction du régime moteur, discontinuités liées aux changements de rapports (Bruitparif, 2011)

Pour un train, les principales sources de bruit sont le bruit de roulement généré par le contact roue-rail, le bruit aérodynamique ne devenant prépondérant qu'au delà de 320 km/h (Kergomard et al., 2010). Là encore, le type de véhicule (type de rame, composition, nombre de wagons, type de locomotive...), la vitesse, le type de rail et la rampe ont également leur importance. Les spectres

<sup>8</sup> Pente de la voie de circulation

d'émission des différents matériaux circulant sont disponibles auprès de la Société nationale des chemins de fer (SNCF) et de Réseau ferré de Kempten (RFF) (RFF et SNCF, 2012).

Dans le cas des sources industrielles, il est nécessaire d'identifier la géométrie de la source (ponctuelle, linéaire, surfacique, hauteur d'émission, directivité) et le type de fonctionnement (permanent ou calcul du pourcentage de fonctionnement au cours d'une journée de 24h ou au cours des périodes jour – soir – nuit pour les sources intermittentes). Certains spectres d'émission sont répertoriés en fonction de la nature de leur activité. Pour les autres, ou pour affiner la prévision, le niveau de pression acoustique de la source peut être caractérisé par mesurage *in situ* (en limite de propriété par exemple). Après intégration dans le modèle de calcul numérique, il est possible de reconstituer le spectre d'émission par calcul de l'atténuation subie lors du chemin de propagation entre le lieu de la mesure et le point d'émission de la source (Certu, 2008).

Le travail de modélisation du bruit en extérieur s'inscrit pleinement dans le cadre de la directive européenne 2002/49/CE, qui demande à ses états membres de déterminer l'exposition au bruit environnemental au moyen de cartes stratégiques de bruit issu des transports routiers, ferroviaires, aériens et des industries, dans les grandes agglomérations (> 100 000 habitants) et à proximité des principales infrastructures de transport. De même, en ce qui concerne la constitution de plans d'action destinés à réduire la pollution sonore, l'utilisation des logiciels de prévision du bruit environnemental peut permettre l'évaluation de l'impact des mesures préconisées (figure 16). De nombreux guides ont été créés pour accompagner la mise en application de la directive (Certu, 2008 ; Certu et al., 2006 ; Kephelopoulos et al., 2012 ; WG-AEN, 2006). La qualité des estimations des niveaux sonores par modélisation dépend bien entendu de la qualité des données d'entrée (topographie, géométrie, trafics...). Des différences considérables de méthodes d'évaluation, de collecte et de qualité des données ont été observées lors de la première vague de cartes stratégiques demandées par la directive (villes > 250 000 habitants) s'appliquant dès 2007 (Kephelopoulos et al., 2012). L'absence de méthode harmonisée d'un pays à l'autre et d'une ville à l'autre rend donc difficile la comparaison des données d'exposition au bruit de la population. Par ailleurs, une autre limite dans la constitution de ces cartes stratégiques du bruit à l'heure actuelle, est la non prise en compte par les outils de prévision acoustique utilisés du phénomène de diffusion par les encombrements présents en milieu urbain (voitures, mobilier urbain), dont l'influence à une aussi large échelle n'est pas encore connue (Kergomard et al., 2010). Cependant, les récentes avancées, avec notamment la NMPB2008 qui autorise la prise en compte des écrans bas (Sétra, 2009), et la mise en place dès la fin 2013 de nouvelles méthodes communes d'évaluation du bruit répondent en partie à ces limites (Kephelopoulos et al., 2012). Compte-tenu de la quantité et de la diversité des informations nécessaires à la réalisation d'une carte de bruit, il est important de mettre en cohérence et de valider les différents jeux de données avant le lancement des calculs de niveaux sonores. Des mesures sur site pourront permettre de vérifier la justesse des résultats de calcul, l'idéal étant d'utiliser des mesures longues (24 ou 48 heures) ou de très longue durée (stations permanentes) (Certu et al., 2006).

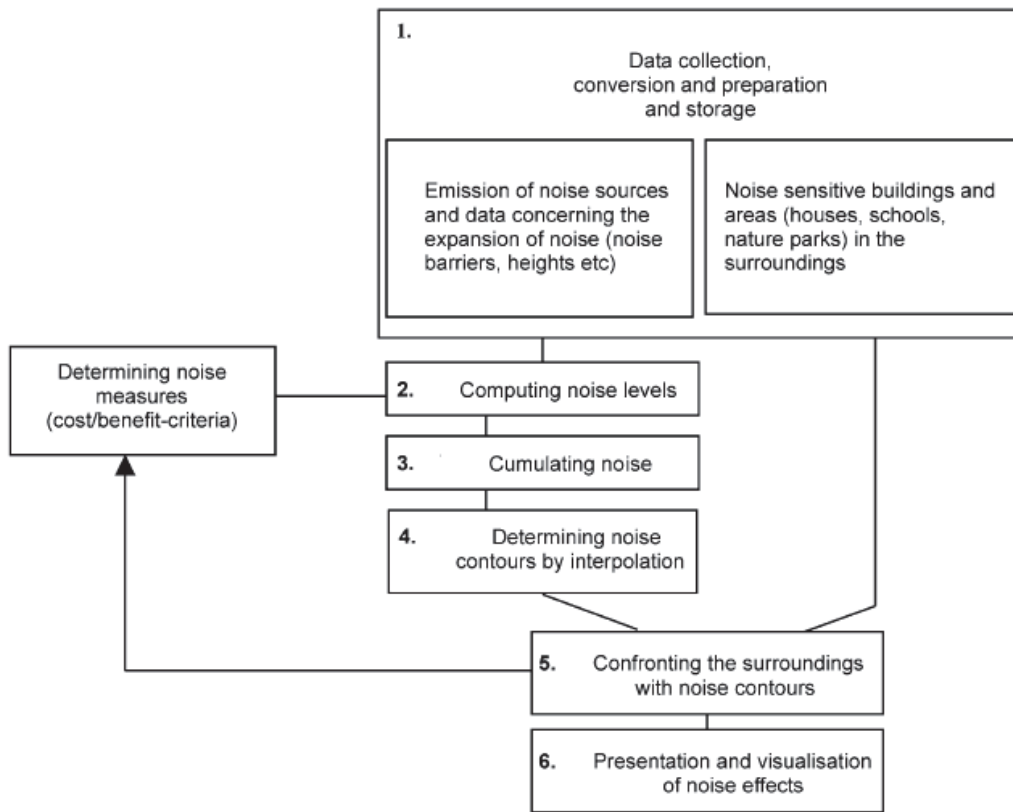


Figure 16 : Schématisation du processus de cartographie stratégique du bruit  
(De Kluijver and Stoter, 2003)

### LUTTE CONTRE LE BRUIT

Trois principaux leviers permettent de lutter contre le bruit : la réduction à la source, la réduction à la transmission et la réduction à la réception (Baulac, 2006 ; Bruitparif, 2011 ; Kergomard et al., 2010 ; Leclercq, 2002). Le premier levier est le plus efficace mais également le plus complexe à mettre en œuvre. Il demande à agir dès la conception du dispositif à l'origine du bruit. Dans le domaine de l'automobile, des efforts considérables ont été réalisés ces 20 dernières années sur la réduction des émissions du groupe motopropulseur. Le bruit de roulement devient désormais la principale composante du bruit des voitures hors accélération au-delà de 30 km.h<sup>-1</sup>. Les efforts actuels se concentrent plus particulièrement sur les surfaces de contact entre les roues et la chaussée (revêtements peu bruyants, âge et état de la chaussée, qualité des pneumatiques). Enfin, il est également possible d'agir sur le volume du trafic, sa composition (part de poids lourds notamment) et la vitesse de circulation.

Le deuxième levier consiste à faire obstacle à la propagation du son, de manière à atténuer les ondes sonores depuis la source vers le point de réception. C'est le cas lorsqu'un d'écran antibruit ou

un merlon<sup>9</sup> est posé en bordure d'infrastructure routière. Il existe de nombreux types d'écrans (droits, inclinés, avec ou sans revêtement absorbant, opaque, transparent...). Deux phénomènes entrent principalement en jeu : la diffraction par le sommet de la protection et la réflexion et/ou l'absorption par les surfaces. Selon la configuration du site, un mur antibruit peut permettre des gains acoustiques de l'ordre de 10 à 15 dB(A) par rapport au champ libre (Baulac 2009).

Enfin, le troisième levier pour réduire l'impact des nuisances sonores consiste à limiter le bruit reçu en isolant phoniquement les habitations (façade, vitrage). Par ailleurs, une politique d'urbanisme, en limitant et en réglementant l'implantation de locaux à usage d'habitation, de soins ou d'enseignement à proximité immédiate des sources sonores ou en concentrant les espaces insensibles ou inhabités vers les zones bruyantes devrait permettre une meilleure prise en charge du problème que pose la pollution sonore (figure 17).

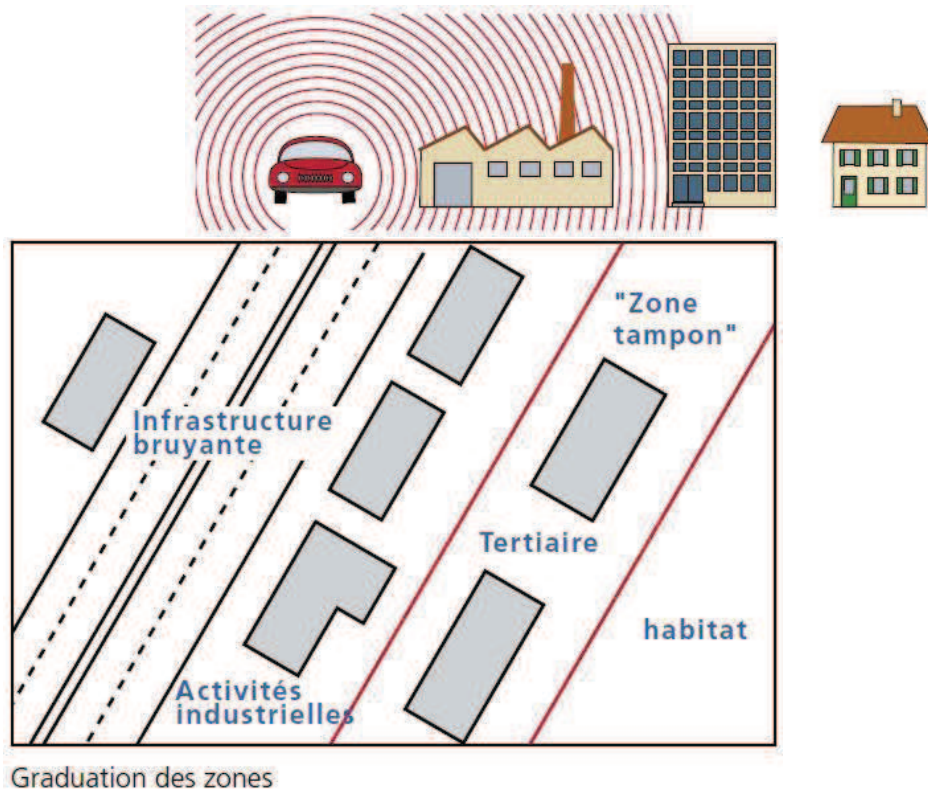


Figure 17 : Exemple d'implantation de bâtiment en bordure d'une voie infrastructure routière à forte circulation, en coupe transversale et vue de dessus (<http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/plu06.pdf>)

<sup>9</sup> Butte anti-bruit

## II. BRUIT ET SANTE



## A. AUDITION

*APPAREIL AUDITIF*

Nous reprenons ici le descriptif proposé par Hamayon (2008). L'oreille est un appareil permettant le recueil, la transmission et la transformation des ondes sonores. L'oreille humaine comporte trois parties (figure 18) :

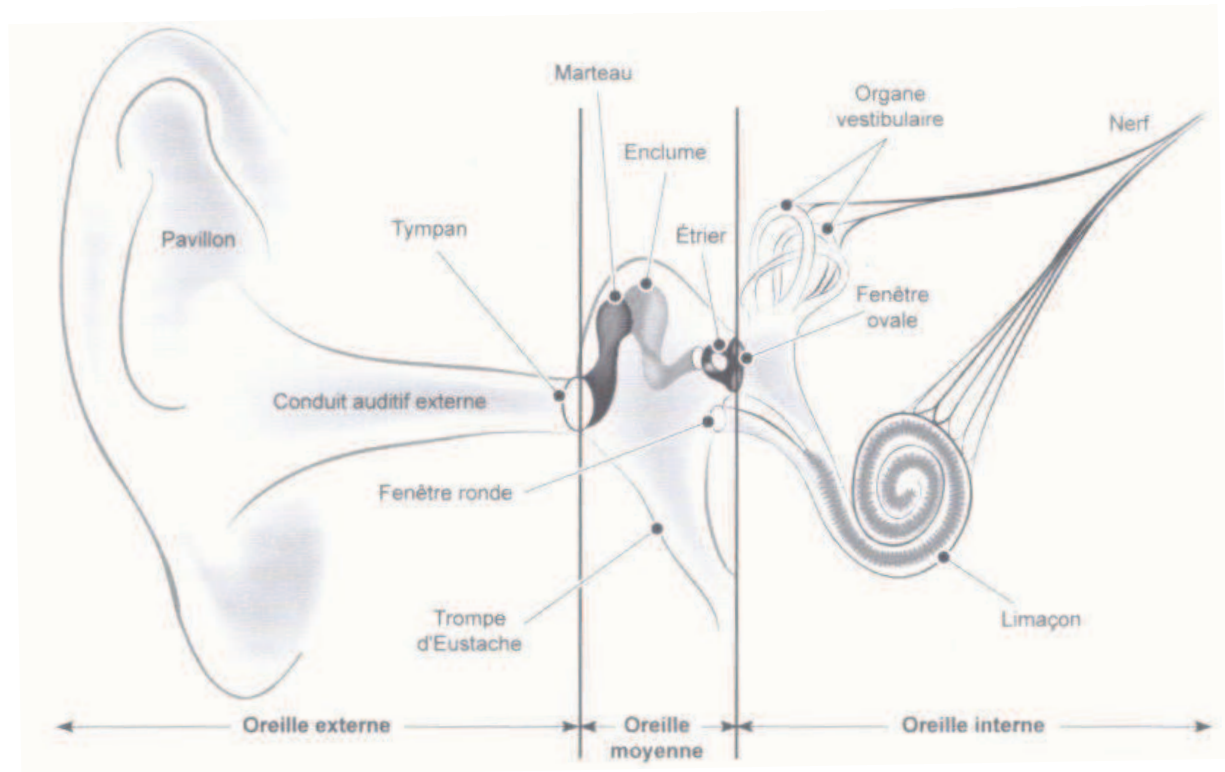


Figure 18 : Anatomie de l'oreille humaine (Hamayon, 2008)

- L'oreille externe, composée du pavillon qui capte les vibrations acoustiques et les dirige vers le conduit auditif (rôle d'amplificateur), puis vers le tympan, membrane se déformant sous l'influence des variations de pression dues aux bruits extérieurs<sup>10</sup>. L'oreille externe joue un rôle essentiel dans la localisation des sources sonores dans l'espace, grâce à la différence d'énergie parvenant aux deux oreilles et au décalage temporel de l'arrivée du signal sonore ;
- L'oreille moyenne comprend la chaîne des osselets (marteau, enclume, étrier). Elle fait la liaison entre le tympan et la fenêtre ovale et joue un rôle d'amplificateur ;

<sup>10</sup> Au seuil d'audition, l'amplitude des vibrations du tympan est très petite : environ 0,3 à 0,4.  $10^{-10}$  m, soit de l'ordre de grandeur du rayon de l'atome d'hydrogène (Fischetti, 2001).



- L'oreille interne comprend l'organe vestibulaire et la cochlée (ou limaçon), qui contient l'organe de Corti. L'organe de Corti est tapissé d'un grand nombre de cellules ciliées reliées à des fibres nerveuses qui se réunissent pour constituer le nerf auditif qui transmet les informations au cerveau pour l'interprétation du message sonore.

### *SENSIBILITE, SENSATION ET PERCEPTION AUDITIVE*

La psychoacoustique est une discipline qui s'intéresse à la compréhension des mécanismes impliqués dans la production des sensations auditives. Cette approche vise à étudier le lien qui existe entre les propriétés physiques d'un son (fréquence fondamentale, énergie, spectre, etc.) et la manière dont l'oreille humaine perçoit ce son : hauteur, sonie, rugosité, etc. (Kergomard et al., 2010).

La sensibilité auditive dépend de la fréquence : maximale entre 2 000 Hz et 4 000 Hz, elle diminue considérablement aux basses fréquences. Des paramètres individuels (âge, sexe, facultés d'audition, déficience auditive<sup>11</sup>) influencent également la sensibilité. Un exemple de diminution de la sensibilité avec l'âge (presbyacousie) est illustré par la figure 19.

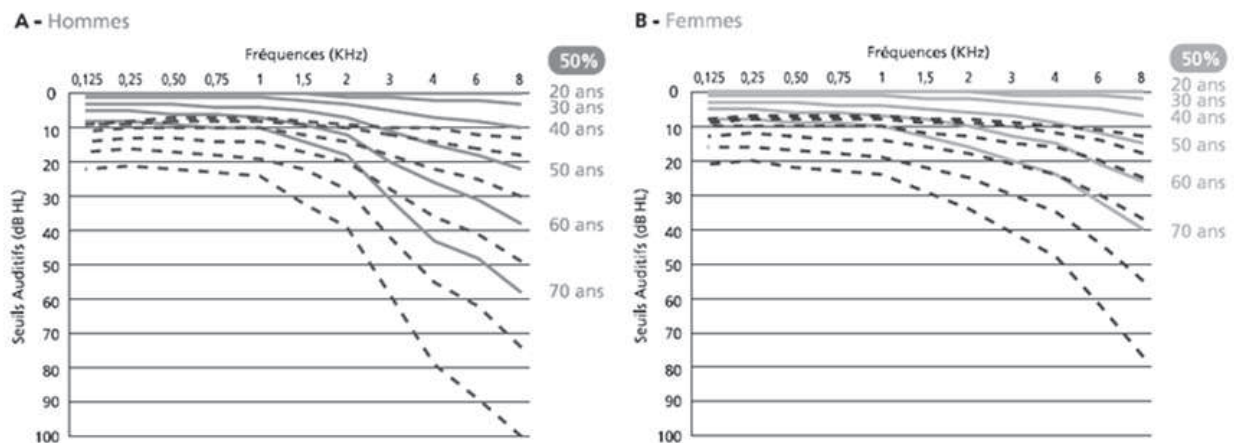


Figure 19 : Audiogrammes de références chez les hommes (A) et les femmes (B) de 20 à 70 ans

([http://www.sfaudiologie.fr/documents/GBPAA1\\_6.pdf](http://www.sfaudiologie.fr/documents/GBPAA1_6.pdf), dernier accès novembre 2012)

Les courbes en traits pleins sont les audiogrammes médians d'une population otologiquement normale. Ils représentent l'effet de la presbyacousie physiologique moyenne. Les courbes en pointillés correspondent aux audiogrammes des 10 % de sujets de la même population qui ont les seuils les plus bas.

La sensation auditive est définie comme « un évènement psychique élémentaire résultant du traitement de l'information dans le système nerveux central à la suite de la stimulation d'un organe des

<sup>11</sup> La déficience auditive est cliniquement définie comme une atténuation de la sensation d'intensité pouvant aller jusqu'à une absence quasi-complète de sensation (surdité profonde) (Gelis, 2002). Voir le paragraphe sur les effets auditifs.

sens » (Gelis, 2002). La sensation de niveau sonore ne dépend pas seulement du niveau en décibels, mais aussi de la fréquence et du type de son (intermittent, continu, etc.).

La perception, quant à elle, serait un « ensemble de mécanismes et de processus par lequel l'organisme prend connaissance du monde et de son environnement sur la base des informations élaborées par les sens ». La perception représente donc un stade plus avancé que la sensation (Gelis, 2002). Perception auditive et perception de l'espace sont très liées. Ainsi, en environnement urbain, où le nombre et la nature des sources est multiple, la perception des sons est influencée par différents phénomènes : le phénomène physique de masquage des sources, mais également des facteurs contextuels, tels que l'environnement immédiat (aspect visuel esthétique, entretien des constructions, quantité de verdure, contexte d'écoute) (Gidlöf-Gunnarsson and Öhrström, 2007 ; Gidlöf-Gunnarsson and Öhrström, 2010 ; Langdon, 1976 ; Marry and Defrance, 2013), les représentations que l'auditeur se fait des sources sonores (domaine social, psychologique, culturel...) (Raimbault and Dubois, 2005 ; Raimbault et al., 2003 ; Schulte-Fortkamp, 2002). L'approche par paysage sonore ou ambiance sonore s'intéresse particulièrement à ces aspects de la perception sonore.

### B. IMPACTS SANITAIRES DU BRUIT

Les effets de l'exposition au bruit en matière de santé ont fait l'objet d'un grand nombre d'études, s'intéressant dans un premier temps aux troubles auditifs (affectant directement l'appareil auditif), puis plus récemment aux effets extra-auditifs et aux effets subjectifs. Les principales conséquences du bruit sur la santé sont décrites en détail dans le rapport rédigé par l'Agence française de sécurité sanitaire environnementale (Afsse) (Afsse, 2004). Les grandes lignes sont reprises dans cette section et sont illustrées sur la figure 20.

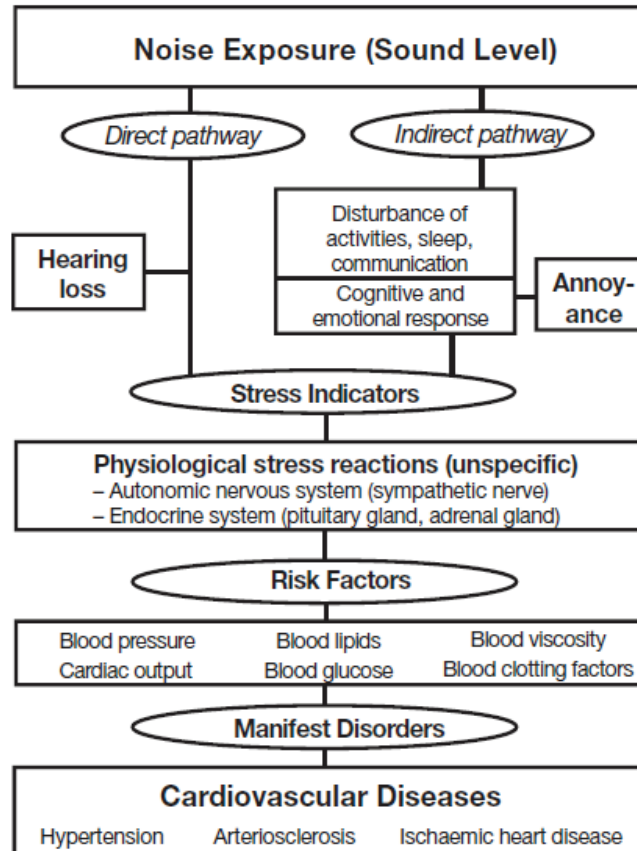


Figure 20 : Schéma récapitulant les différentes réactions au bruit (Babisch, 2002)

### *EFFETS AUDITIFS*

La fatigue auditive, la déficience auditive et les acouphènes sont les conséquences directes du bruit sur l'appareil auditif. Elles peuvent survenir en cas d'exposition chronique ou aiguë. La fatigue auditive se caractérise par une diminution temporaire de la sensibilité auditive, encore appelée élévation du seuil de l'audition. Elle survient immédiatement après l'exposition sonore. En cas de stimulation prolongée, répétée et à des niveaux intenses, ou en cas de traumatisme aigu, la fatigue peut évoluer vers une déficience auditive, irréversible. La déficience auditive<sup>12</sup> est cliniquement définie comme une atténuation de la sensation d'intensité pouvant aller jusqu'à une absence quasi-complète

<sup>12</sup> Le système auditif peut dysfonctionner à différents niveaux : oreille moyenne, oreille interne, système nerveux. Les surdités peuvent être classées en fonction de leur gravité (légère, moyenne, sévère, profonde) ou encore en fonction de leur étiologie (origine pathologique, traumatique, prise de médicaments ototoxiques, presbycusie). Plusieurs étiologies peuvent être à l'origine de déficience auditive : surdité toxique liée à l'absorption de médicaments ototoxiques, presbycusie résultant du vieillissement, hérédité... La surdité traumatique survient en cas de surexposition au bruit (Gelis, 2002).

de sensation (surdité profonde) (Gelis, 2002). Fatigue et d ficiency auditives sont  valu es par audiométrie, par comparaison avec les courbes audiométriques d'une population de référence (figure 21). La perturbation de la communication audio-verbale et l'absence d'informations sur l'environnement sont les inconvénients majeurs de la d ficiency auditive (Gelis, 2002). Les acouphènes<sup>13</sup> sont les résultats d'une activité aberrante d'un ou plusieurs sites du système auditif et qui est interpr t e par les centres supérieurs comme un bruit (Afsse, 2004).

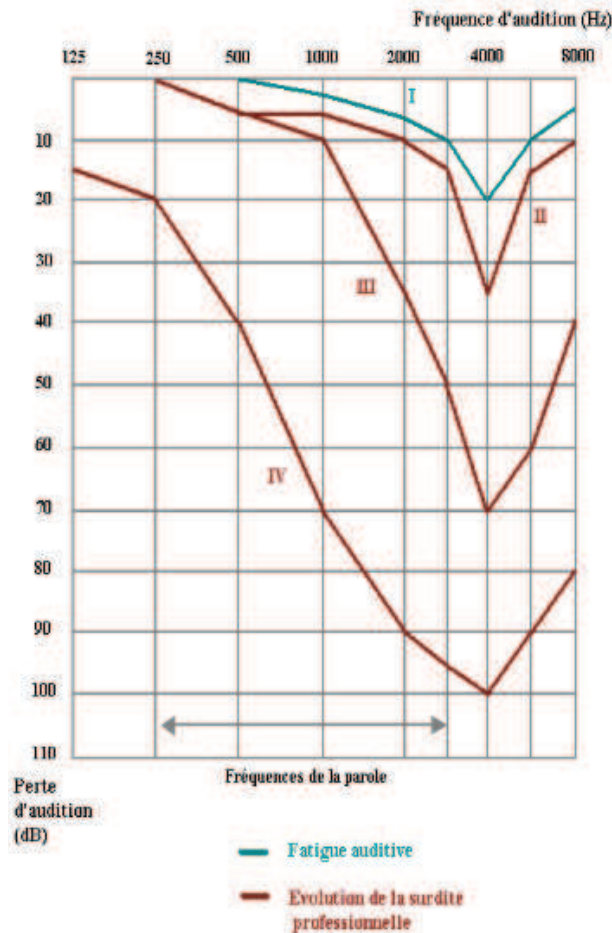


Figure 21 : Audiogramme présentant un cas de fatigue auditive (I) et différents stades de surdité (II, III, IV) (<http://www.uvmt.org/sections.php?op=printpage&artid=571>, dernier accès novembre 2012)

Stade I (surdité latente) : Le déficit auditif dépasse les 30 dB sur la fréquence des 4000 Hz.

Stade II (surdité débutante) : Le déficit est étendu aux fréquences voisines (2000 à 6000 Hz) et dépasse 30 dB.

Stade III (surdité confirm e) : Le déficit s'étend vers les fréquences 1000-8000 Hz et dépasse 30 dB.

Stade IV (surdité sévère) : Le déficit atteint toutes les fréquences, y compris le 500 Hz et dépasse les 30 dB), mais touche davantage les fréquences aiguës.

<sup>13</sup> Les acouphènes sont aussi associés à d'autres pathologies (diabète, hypertension, insuffisance rénale, tumeurs diverses associ es au système auditif, traitement chimiothérapique, prise de salicylate, maladie de Menière, traumatisme cervicale et mandibulaire, otospongiose... (Afsse, 2004)

Même si les dommages auditifs peuvent varier en fonction de la fragilité cochléaire des sujets (Gelis, 2002), mais également en fonction des caractéristiques du signal (fréquence, pureté, intensité, durée, émergence) (Afsse, 2004), il existe un seuil en dessous duquel aucune fatigue n'apparaît. Le seuil de danger au-delà duquel des dommages peuvent survenir est estimé à 85 dB(A) (niveau moyen sur une journée de travail de huit heures), mais le niveau moyen d'exposition est jugé préoccupant à partir de 80 dB(A) sur huit heures. Ainsi, au-delà de 85 dB(A), tout son est susceptible d'altérer l'oreille interne (quelque soit la qualité du son et le plaisir que l'on éprouve à son écoute), le risque auditif croissant avec la quantité d'énergie reçue (niveau, durée d'exposition) (Gelis, 2002). La dégradation de l'appareil auditif ne semble donc apparaître que pour des intensités élevées et dans des circonstances limitées : milieu professionnel (industrie, agriculture, travaux publics, armée, transports...), écoute de musique (fréquentation répétée de concerts et discothèques, utilisation prolongée de baladeurs...) et pratique de certains loisirs (sports mécaniques, tir...) ou circonstances accidentelles (explosion, attentat...). Les réglementations européenne (2003-10 CE) et française (2006-892 du 19 juillet 2006 et arrêté du 29 juillet 2006) en matière de bruit au poste de travail reconnaissent désormais deux seuils d'alerte caractérisés par leurs niveaux équivalents définis sur une période de 8 heures d'exposition par jour ( $L_{ex, 8h}$ )<sup>14</sup> : 80 dB(A) et 85 dB(A). Actuellement, en France, plus de trois millions de salariés sont exposés de manière prolongée à des niveaux de bruit potentiellement nocifs sur leur lieu de travail. Le bruit est reconnu comme cause de maladies professionnelles depuis 1963. Le coût moyen d'une surdité professionnelle indemnisée par la sécurité sociale représente près de 100 000 euros, ce qui en fait l'une des maladies professionnelles les plus coûteuses pour la collectivité (<http://www.travailler-mieux.gouv.fr/Bruit-en-milieu-de-travail.html>)

Si l'exposition aux niveaux sonores rencontrés dans l'environnement, en milieu urbain notamment, n'est pas suffisamment élevée pour altérer le système auditif, elle n'est pour autant pas sans conséquences sur l'organisme humain. L'Organisation mondiale de la santé (OMS), dans son rapport sur les valeurs guides pour le bruit nocturne (World Health Organization, 2009) considère d'ailleurs que le plus bas niveau d'exposition donnant lieu à l'observation d'un effet nocif (LOAEL, *lowest observed adverse effect level*) est de 40 dB ( $L_{Aeq, night, extérieur}$ ).

### *EFFETS EXTRA-AUDITIFS*

L'évaluation de l'impact du bruit ne se limite pas à la sphère auditive (appareil auditif, voies nerveuses et aires cérébrales spécifiques à l'audition). Dans le cas des effets extra-auditifs, encore appelés effets non spécifiques, le lien entre le bruit et l'effet observé n'est pas direct : il repose sur des mécanismes sous-jacents (interconnexion des voies nerveuses, sécrétions hormonales, effet feedback,

---

<sup>14</sup> Niveau d'exposition quotidienne au bruit, huit heures par jour, soit 40 heures de travail par semaine.

effet de chaîne...). Les effets extra-auditifs n'étant pas spécifiques à l'exposition sonore, ils sont plus difficiles à mettre en évidence.

### **Effets biologiques extra-auditifs**

Le système auditif agit comme un mécanisme d'alerte qui analyse continuellement les informations acoustiques. Lorsque l'appareil auditif est stimulé, l'organisme réagit comme dans le cas d'une réponse au stress, d'une manière non spécifique (activation des systèmes sympathiques<sup>15</sup> et endocriniens). Cette stimulation, si elle est répétée et intense, entraîne une répétition des réponses de l'organisme qui, en cas de prolongation, peut induire un état de fatigue, voire d'épuisement (Afsse, 2004).

Le bruit entraîne une réponse non spécifique du système cardio-vasculaire, par l'intermédiaire du système végétatif (accélération de la fréquence cardiaque, vasoconstriction<sup>16</sup>, accélération du rythme respiratoire) ou par la sécrétion des hormones liées au stress (adrénaline, noradrénaline) dont l'élévation du taux nocturne aura également des conséquences sur le système cardiovasculaire (élévation de la fréquence cardiaque et de la pression artérielle, arythmie cardiaque, trouble de l'agrégation plaquettaire) (Afsse, 2004). Plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence une modification de la pression sanguine (Babisch et al., 2009 ; Jarup et al., 2008 ; Paunovic et al., 2011 ; Stansfeld and Crombie, 2011). Le lien avec les maladies cardio-vasculaires, dont l'infarctus du myocarde, semble maintenant établi pour le bruit routier (Babisch and Kamp, 2009 ; Babisch, 2006 ; World Health Organization, 2011).

Plusieurs études rapportent également une augmentation du taux nocturne de cortisol, hormone qui traduit le degré d'agression de l'organisme et qui joue un rôle important pour la défense immunitaire de l'organisme (Afsse, 2004), mais les études divergent encore à ce sujet (Clark and Stansfeld, 2007).

Le lien entre l'exposition au bruit nocturne et les troubles du sommeil n'est plus à démontrer : diminution du temps de sommeil (allongement de la période d'endormissement, éveils nocturnes prolongés, éveil prématuré), changement de la structure interne du sommeil (Afsse, 2004 ; Muzet, 2007 ; Passchier-Vermeer and Passchier, 2005 ; Passchier-Vermeer, 2003). Les troubles du sommeil sont en eux même un problème de santé à part entière (World Health Organization, 2009), du fait notamment de l'importance pour l'organisme des périodes de récupération et des diverses pathologies qui leur sont associées (figure 22). Par ailleurs, bien qu'un certain degré d'habituation au bruit nocturne puisse survenir après plusieurs jours ou semaines d'exposition, les fonctions physiologiques de l'organisme restent affectées par la répétition des perturbations sonores (Afsse, 2004). Le seuil

---

<sup>15</sup> Le système nerveux sympathique correspondant à la mise en état d'alerte de l'organisme (mécanisme de réponse au stress) et à la préparation à l'activité physique et intellectuelle.

<sup>16</sup> Diminution du calibre des artères



recommandé par l’OMS pour un sommeil de qualité est de 30 dB ( $L_{Aeq, nuit}$ ) et 45 dB max pour le niveau sonore à l’intérieur de la chambre, ainsi que 45 dB ( $L_{Aeq, nuit}$ ) pour l’extérieur.

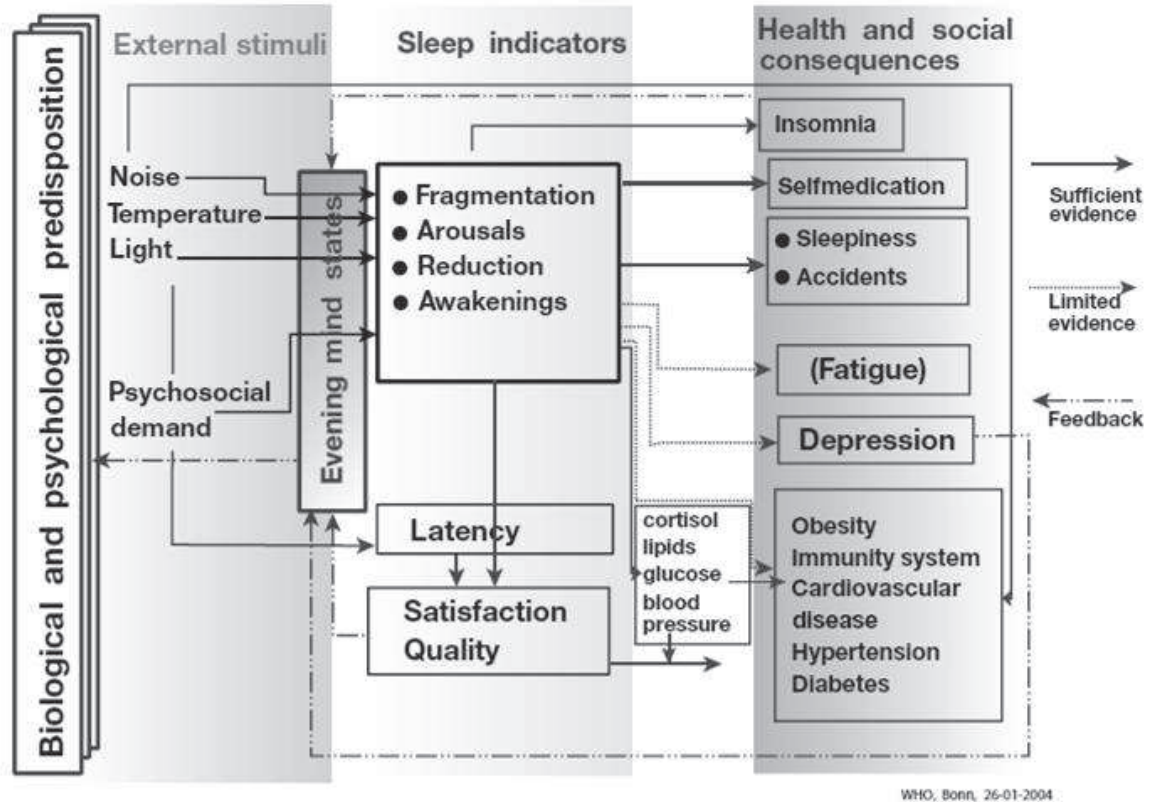


Figure 22 : Relations entre sommeil et santé (World Health Organization Regional Office for Europe et al., 2004)

Enfin, il semblerait qu’un lien existe entre exposition au bruit et consommation de médicaments psychotropes : la proportion de la population ayant recours à des somnifères ou sédatifs est plus élevée dans des zones exposées à un  $L_{Aeq}$  de 55 ou 60 dB que dans les zones non affectées par le bruit (World Health Organization et al., 2000).

### Effets subjectifs

Dans le préambule à la constitution de l’Organisation mondiale de la santé (OMS), la santé est définie par « un état de complet bien-être physique, mental et social, et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d’infirmité » (Organisation mondiale de la santé, 1946). En matière de pollution sonore, de nombreuses études mettent en évidence un lien entre le bruit et la gêne, le bien-être, la santé mentale et la qualité de vie de la population. Ces études concernent davantage les adultes (Babisch and Kamp, 2009 ; Kluizenaar et al., 2011 ; Miedema and Oudshoorn, 2001 ; Miedema and

Vos, 1998 ; Ohrström, 2004 ; Paunovic et al., 2009 ; Torija et al., 2011) que les enfants (Haines et al., 2003 ; Lercher et al., 2002 ; Stansfeld et al., 2009 ; van Kempen et al., 2010b, 2009). Le bruit est connu pour perturber et interférer avec les activités des individus, incluant la concentration, la communication, la relaxation et le sommeil (World Health Organization, 2009). Ainsi, des comportements de repli sur soi, d'agressivité, une diminution de la vigilance ont été attribués à l'exposition à des niveaux sonores élevés (Afsse, 2004).

### **La gêne**

La gêne est le plus répandu des problèmes de santé causés par le bruit des transports (Clark et Stansfeld 2007). Un très grand nombre d'études ont été conduites sur le sujet : dans le domaine de l'exposition au bruit environnemental, Fields en a recensé 521 sur la période 1943 – 2000 (Fields, 2001). L'OMS définit la gêne comme étant une « sensation de désagrément, de déplaisir provoquée par un facteur de l'environnement (le bruit) dont l'individu (ou le groupe) connaît ou imagine le pouvoir d'affecter sa santé » (United Nations Environment Programme and World Health Organization, 1980). L'Union européenne, quant à elle, parle de « degré de nuisance généré par le bruit dans l'environnement, déterminé par des enquêtes sur le terrain » (European Commission, 2002). Le plus souvent, le niveau sonore testé est évalué à l'extérieur du bâtiment d'habitation, quelque fois à l'intérieur du logement (Jeon et al., 2010 ; Torija et al., 2011). Plusieurs études ont permis d'établir des courbes de relation dose-réponse (Miedema and Oudshoorn, 2001 ; Miedema and Vos, 1998). La nature de la source sonore apparait comme un paramètre déterminant (figure 23), mais le bruit n'expliquerait au mieux que 30 à 40 % de la gêne exprimée (Afsse 2004). En effet, la gêne psychologique est la sensation perceptive et affective exprimée par des personnes soumises au bruit (Afsse, 2004). Elle a donc un caractère subjectif, lié à divers aspects de la personnalité d'un sujet. Elle dépend des caractéristiques du stimulus, mais également de l'état physiologique et psychologique de l'auditeur : situation d'inconfort, désagrément... (Gelis, 2002). Elle peut survenir à des niveaux sonores faibles. Parmi les facteurs non acoustiques, l'Afsse (Afsse, 2004) a recensé des facteurs individuels sociodémographiques (sexe, âge, niveau d'étude, dépendance vis-à-vis de la source de bruit...), culturels, ou contextuels (activité en cours, nature prévisible ou inattendue de la source, le fait que les bruits soient subis ou choisis, les relations entretenues avec le voisinage, la représentation de la source, le fait d'être propriétaire de son logement, ou encore une sensibilité excessive).



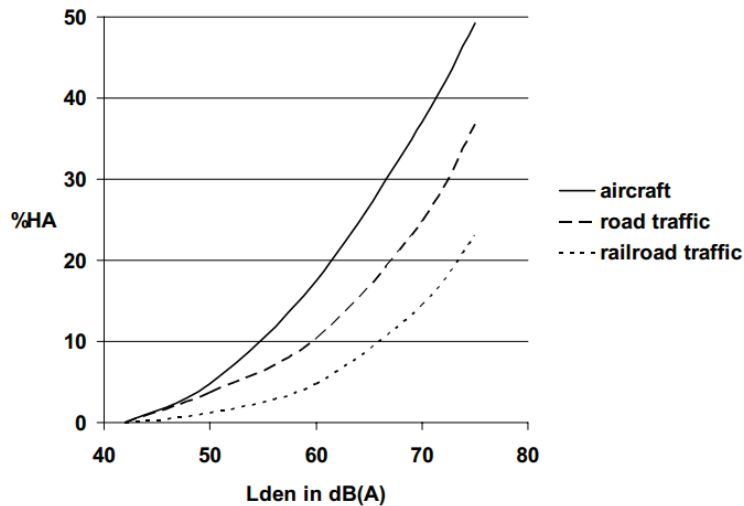


Figure 23 : Relation entre pourcentage de personnes exprimant une forte gêne et  $L_{den}$  relatif à trois moyens de transport (air, route et chemin de fer) (Passchier-Vermeer and Passchier, 2005)

### Troubles cognitifs

L'évaluation des effets du bruit sur les capacités d'apprentissage a davantage été étudiée chez l'enfant que chez l'adulte. Selon certains auteurs, les enfants ne seraient pas plus sensibles aux effets du bruit environnemental sur les performances cognitives que les adultes (Boman et al., 2005). Les études observationnelles menées pour évaluer les conséquences d'une exposition à long terme sur les capacités d'apprentissage ou les performances scolaires se sont majoritairement intéressées aux sources sonores issues du transport aérien, ainsi qu'aux fortes circulations routières. Hygge (Hygge, 2011) a recensé une vingtaine d'études s'intéressant aux relations entre exposition chronique au bruit et retard dans l'acquisition de la lecture. Les comparaisons entre études sont cependant difficiles à établir à cause de divergences méthodologiques (sources sonores étudiées, choix des indicateurs et du lieu d'exposition, fenêtre d'exposition considérée, design de l'étude, prise en compte ou non de l'effet combiné du bruit à l'école et du bruit au domicile). La plupart des études prend le soin de prendre en compte dans les analyses les facteurs de confusion potentiels, propres à l'enfant (âge, sexe), à son foyer (niveau socio-économique de la famille, le niveau d'études des parents, la langue parlée à la maison), ou à son école. Ces différents facteurs sont connus des sciences de l'éducation pour leur lien très fort avec la réussite de l'élève. Les dimensions évaluées résultent généralement d'un ensemble d'épreuves normalisées ou de tests psychotechniques portant à la fois sur des performances scolaires (compétences en lecture notamment), et des processus cognitifs sous-jacents aux apprentissages (niveau d'attention, capacités en mémoire de travail, performances de rappel et de reconnaissance en mémoire épisodique).

Un effet négatif de l'exposition à long terme au bruit du transport aérien sur les performances scolaires a été démontré à plusieurs reprises (Clark et al., 2006 ; Evans and Maxwell, 1997 ; Haines et al., 2002, 2001a, 2001b ; Hygge et al., 2002 ; Matsui et al., 2004 ; Stansfeld et al., 2005 ; van Kempen et al., 2010a). Ainsi, une étude longitudinale comparant les résultats de groupes d'enfants exposés/non exposés avant et après la relocalisation de l'aéroport de Munich, (Hygge et al., 2002) a montré que les élèves fréquentant des écoles exposées avaient de moins bons résultats (mémoire long-terme, compréhension de la lecture). Cette étude a également mis en évidence la réversibilité des effets observés (disparition de la différence exposé/non exposé à proximité de l'ancien aéroport et apparition dans le groupe nouvellement exposé). Une relation linéaire entre une exposition long terme au bruit de trafic aérien et une diminution de la compréhension de texte et de la mémoire de reconnaissance a été trouvée lors de l'étude RANCH par Stansfeld et al. (2005) après ajustement sur le statut socio-économique et les facteurs de confusion, mais pas pour l'attention et la mémoire de travail. Parmi ces études, plusieurs ont également évalué le bruit routier. Des conséquences négatives sur les performances scolaires ont également été mises en évidence avec le bruit de trafic routier à l'école en cas de très forte exposition (bordures d'autoroutes ou grands boulevards) (Cohen et al., 1973 ; Lukas and DuPree, 1980 ; Sanz et al., 1993), mais également en cas d'exposition plus modérée au bruit routier à l'école (Shield and Dockrell, 2008) ou à la maison (Lercher et al., 2003). Parmi l'ensemble des compétences évaluées, la lecture (compréhension de texte) et la mémoire (mémoire épisodique) sont celles pour lesquelles l'impact de l'exposition est le mieux documenté (Hygge, 2011). La diminution des performances semble concerner davantage les tâches complexes qui demandent une attention particulière, les tâches répétitives, ou dans lesquelles les personnes peuvent s'automatiser ne semblent pas en général être affectées par le bruit (Afsse, 2004).

Pour autant, les mécanismes en jeu et de la nature du lien exposition-effet dans le domaine des capacités cognitives sont encore mal connus. L'effet direct du bruit et de la faible qualité acoustique de la salle de classe (bruit de fond élevé et temps de réverbération prolongé) a pour conséquence la réduction de l'intelligibilité du discours (Klatte et al., 2010a, 2010b ; Shield and Dockrell, 2003). En effet, l'enseignement reposant fondamentalement sur une bonne communication entre élèves et professeur, dans ces circonstances, la tâche semble difficile pour l'élève s'il doit consacrer l'essentiel de sa capacité de mémoire de travail pour l'identification de ce qui est dit et non pour le développement et enregistrement du message (Hygge, 2011). Les difficultés pour comprendre le message seront encore plus fortes pour certains groupes d'enfants, qui seront également plus facilement distraits : les enfants dont les enseignements ne sont pas dispensés dans leur langue maternelle, les enfants avec des déficits d'attention (hyperactivité), des troubles de langage ou des déficiences auditives (Shield and Dockrell, 2003). Certaines études sont parvenues à mettre en évidence un effet du niveau sonore sur l'attention (Hygge, 2011). Par exemple, Boman et al. (2005) ont souligné que les tâches nécessitant un traitement langagier et impliquant la mémoire et les

processus attentionnels étaient affectées par le bruit. Un lien indirect entre l'exposition au bruit pendant la nuit et ses conséquences sur la qualité et quantité de sommeil est également possible. En effet, la privation de sommeil à long terme est associée à des difficultés dans l'apprentissage de nouvelles tâches, des problèmes de mémoire à court terme, des difficultés dans les tâches complexes, des temps de réaction plus lents (Lavie et al., 2002 ; Pirrera et al., 2010). Cependant, peu d'études ont mis en évidence l'effet du niveau sonore à la maison sur les performances scolaires. En effet, en dehors de l'étude RANCH conduite auprès d'enfants vivant à proximité d'aéroports (Clark et al., 2006 ; Matsui et al., 2004 ; van Kempten et al., 2010a) et de l'étude conduite sur le bruit routier par Belojevic et al. (2012), la plupart des études se focalisent essentiellement sur le bruit à l'école. Dans les phénomènes de diminution de performance observés, la part attribuable à l'exposition à l'école et celle attribuable à l'exposition domiciliaire sont insuffisamment documentées.

### *POPULATIONS SENSIBLES ET VULNERABLES*

L'OMS définit comme groupes à risque les personnes pouvant être plus sensibles (réaction plus grande que la moyenne à un stimulus), les personnes plus fortement exposées (appelées personnes vulnérables) ou les personnes cumulant ces deux caractéristiques (World Health Organization, 2009). Ainsi, sont considérés comme vulnérables à l'exposition au bruit : les personnes dont la structure du sommeil est fragmentée, comme les personnes âgées, les femmes enceintes, les personnes exposées au stress et les travailleurs de nuit. Pour plusieurs raisons, les enfants constituent un groupe à risque particulier. Ils sont exposés à une multitude de sources sonores, aussi bien à l'école qu'à la maison, pendant les transports, ou les activités de loisir et sont eux-mêmes générateurs de bruit (Afsse, 2004 ; Bistrup and Statens Institut for Folkesundhed, 2001). Comparés aux adultes, le contrôle qu'ils peuvent exercer sur leur environnement quotidien est beaucoup plus limité, leurs capacités d'adaptation perceptives sont moins développées et leur perception du risque est plus basse (Bistrup, 2001). Les enfants, jusqu'à l'adolescence, semblent par ailleurs beaucoup plus sensibles au bruit et à la qualité acoustique des locaux que les adultes, les malentendants étant encore plus sérieusement affectés (Klatte et al., 2010b ; Shield and Dockrell, 2003). Bien que leur seuil de réveil soit plus élevé que celui des adultes, la vulnérabilité des enfants vis-à-vis du bruit nocturne est essentiellement en lien avec la durée et la qualité de sommeil dont ils ont besoin (World Health Organization, 2009).

### III. PRESENTATION DU PROJET



### III. PRESENTATION DU PROJET

Ce travail de thèse s’inscrit dans le contexte du projet de recherche intitulé « Le bruit en milieu urbain, exposition des enfants et scolarité », financé dans le cadre du troisième programme de recherche et d’innovation dans les transports terrestres (Predit 3). Ce projet, placé sous la responsabilité scientifique du Pr Mauny, a fait l’objet d’une convention de recherche entre le Centre hospitalier universitaire (CHU) de Besançon (promoteur de l’étude) et le ministère de la recherche, des transports, de l’environnement et de l’industrie (n°CV05000161), établie le 27 janvier 2006.

#### A. PARTENAIRES

L’approche pluridisciplinaire qui a été conduite repose sur la collaboration entre quatre équipes de recherche de l’Université de Franche-Comté, ainsi que l’Inspection académique du Doubs et le Centre scientifique et technique du bâtiment (tableau 3).

Tableau 3 : Liste des partenaires impliqués dans la réalisation du projet

| Nom du partenaire (Ville)                                      | Organisme(s) de tutelle  | Discipline(s)                  | Personne(s) impliquée(s)         |
|--|--|--------------------------------|----------------------------------|
| <b>Laboratoire Chrono-environnement, UMR 6249 (Besançon)</b>   | CNRS / Université de Franche-Comté / CHU de Besançon   | Epidémiologie, biostatistiques | Frédéric Mauny, Sophie Pujol     |
| <b>Institut FEMTO-ST, UMR 6174, DMA (Besançon)</b>             | CNRS / Université de Franche-Comté   | Mécanique, acoustique          | Marc Berthillier, Joseph Lardiès |
| <b>Laboratoire de Psychologie, EA 3188 (Besançon)</b>          | Institut universitaire de formation des maîtres (IUFM) / Université de Franche-Comté                     | Sciences de l’éducation        | Jean-Pierre Levain               |
| <b>Laboratoire ThéMA, UMR 6049 (Besançon)</b>                  | CNRS / Université de Franche-Comté   | Géographie quantitative        | Hélène Houot, Cyril Masselot     |
| <b>Inspection académique du Doubs (Besançon)</b>               | Rectorat de l’académie de Besançon   | Evaluation                     | Rémy Petit                       |
| <b>Centre scientifique et technique du bâtiment (Grenoble)</b> | Ministère du Logement / Ministère de l’Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement | Acoustique environnementale    | Jérôme Defrance                  |

#### B. AUTRES PARTENAIRES INSTITUTIONNELS

D'autres acteurs institutionnels ont apporté leur contribution au projet : la Ville de Besançon a largement contribué à l'élaboration de la carte de bruit par la mise à disposition des données concernant le bâti, la voirie et les comptages routiers. L'Agence d'urbanisme de l'agglomération bisontine (AUDAB) et la Communauté d'agglomération du grand Besançon ont gracieusement mis à disposition les bases de données géographiques de la ville (BD TOPO® de l'IGN, carte détail). La direction départementale de l'équipement du Doubs, le service communication de la SNCF et RFF ont également fourni de précieuses données de trafic. Enfin, les directeurs d'école et professeurs des écoles ont assuré l'interface avec les élèves et leur famille.

#### C. TERRAIN D'ETUDE : LA VILLE DE BESANÇON

Ce projet s'est déroulé dans la ville de Besançon, ville de 117 599 habitants (recensement Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) de 2008) pour une superficie totale de 65,1 km<sup>2</sup>. Chef-lieu de la région Franche-Comté, cette ville universitaire à prépondérance tertiaire est également une ville industrielle spécialisée dans le domaine de la microtechnique, la micromécanique, l'horlogerie et la mécanique de précision. L'altitude moyenne de la ville est de 250 m, mais les sept collines qui la bordent culminent entre 316 et 490 m d'altitude. Les forêts et espaces verts recouvrent près de 24 km<sup>2</sup> de la surface totale de la ville. Le site originel est délimité par un important méandre du Doubs de près d'un kilomètre de diamètre et formant une boucle qui aujourd'hui donne son nom à ce quartier de centre-ville (figure 24). La commune de Besançon regroupe 87 % de la population de l'unité urbaine à laquelle elle est associée et correspond pour ainsi dire à une unité urbaine mono-communale (Antoni et al., 2011). Par conséquent, elle présente une grande diversité de quartiers différents du point de vue de leur morphologie bâtie, de leurs fonctions et de leur composition sociodémographique (Houot, 1999). Ainsi, plusieurs quartiers pavillonnaires occupent les zones de collines au Sud et à l'Est de la ville notamment, tandis que les cités d'habitat social sont disséminées dans les quartiers de banlieue tels que Palente, Montrapon ou encore Clairs-Soleils. Au Sud-Ouest de la ville, un nouveau quartier (Planoise) a été créé à la fin des années 60 sous la forme d'une zone à urbaniser en priorité (ZUP) qui, à la fin des années 1970, s'est prolongée au sud par la construction d'une zone d'aménagement concerté (ZAC). Une importante zone d'activités s'est greffée sur cette ZAC durant les deux dernières décennies, faisant de ce quartier l'un des plus gros générateurs de déplacements de l'agglomération. Dans son prolongement, une zone commerciale (Châteaufarine) a connu, elle aussi, un développement majeur et le « pôle santé » qui se développe actuellement au Nord de Planoise est en plein essor. Aucun aéroport, ni site d'activité industrielle ou commerciale particulièrement bruyant ne s'est implanté en périphérie de la ville.



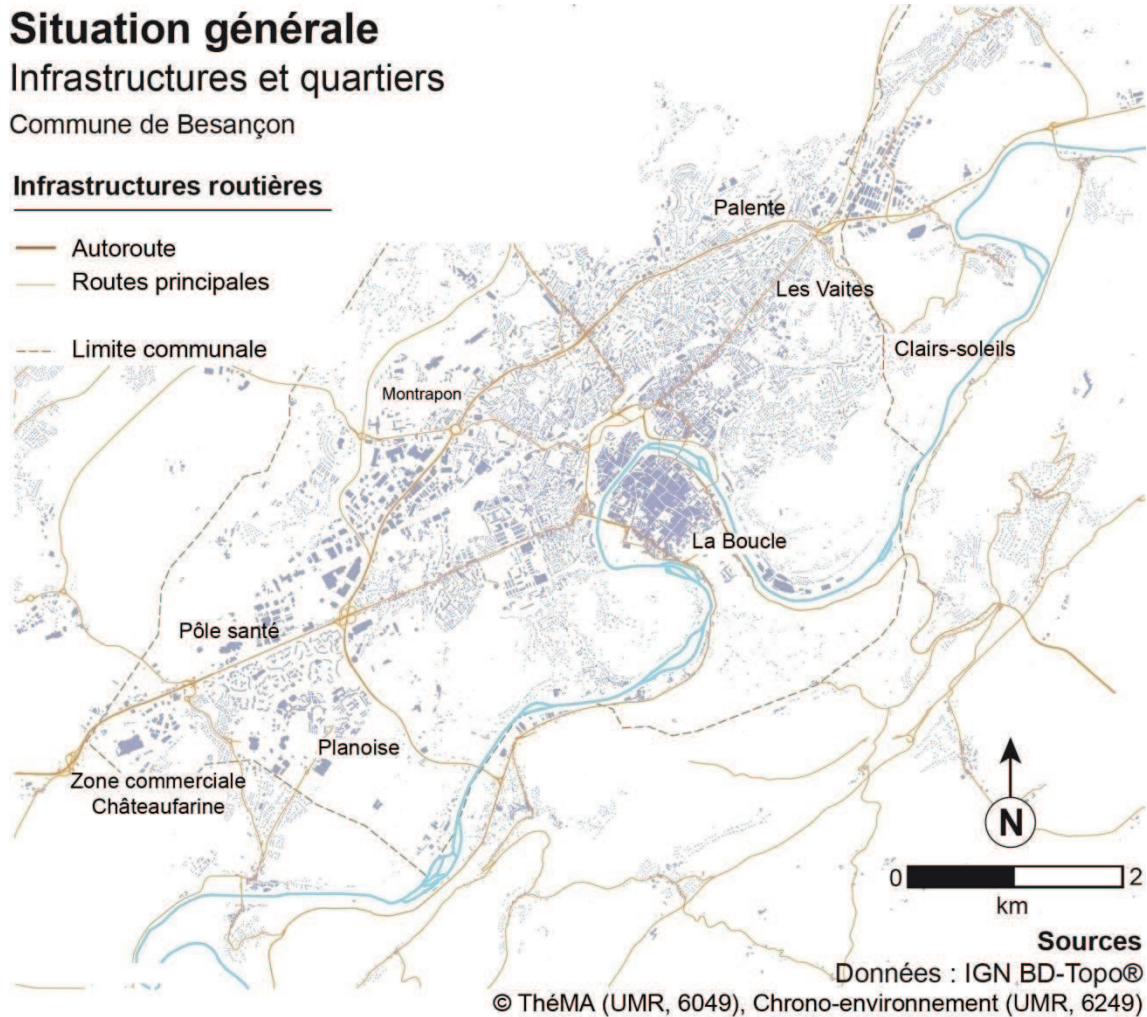


Figure 24 : Présentation générale de la ville de Besançon (Antoni et al., 2011)

La ville est desservie au nord et à l'ouest par l'autoroute A36 (figure 25). Les principaux flux aux entrées de ville sont compris entre 15 000 et 35 000 véhicules par jour (trafic moyen journalier annuel (TMJA) et se concentrent sur cinq radiales (rue de Dole, Vesoul, Belfort, avenue de la 7<sup>ème</sup> armée américaine (Lyon), route de Morre (Pontarlier et la Suisse). La circulation routière est limitée dans le centre-ville (zones 30, zones de rencontres, cf. annexe 2). L'essentiel de la circulation est donc reportée sur une rocade de contournement du centre-ville (ceinture de voies artérielles et de transit de poids lourds empruntant en partie les rives du Doubs).

Un axe ferroviaire principal traverse la ville permettant de prendre la direction de Dole – Paris, ou la direction de Belfort – Strasbourg. Une liaison ferroviaire par train express régional (TER) assure le transport des voyageurs en direction de Pontarlier et Lausanne (Suisse). Depuis décembre 2011, l'ancienne ligne Besançon – Vesoul a été aménagée pour desservir la nouvelle gare TGV, construite à 16 km du centre-ville.



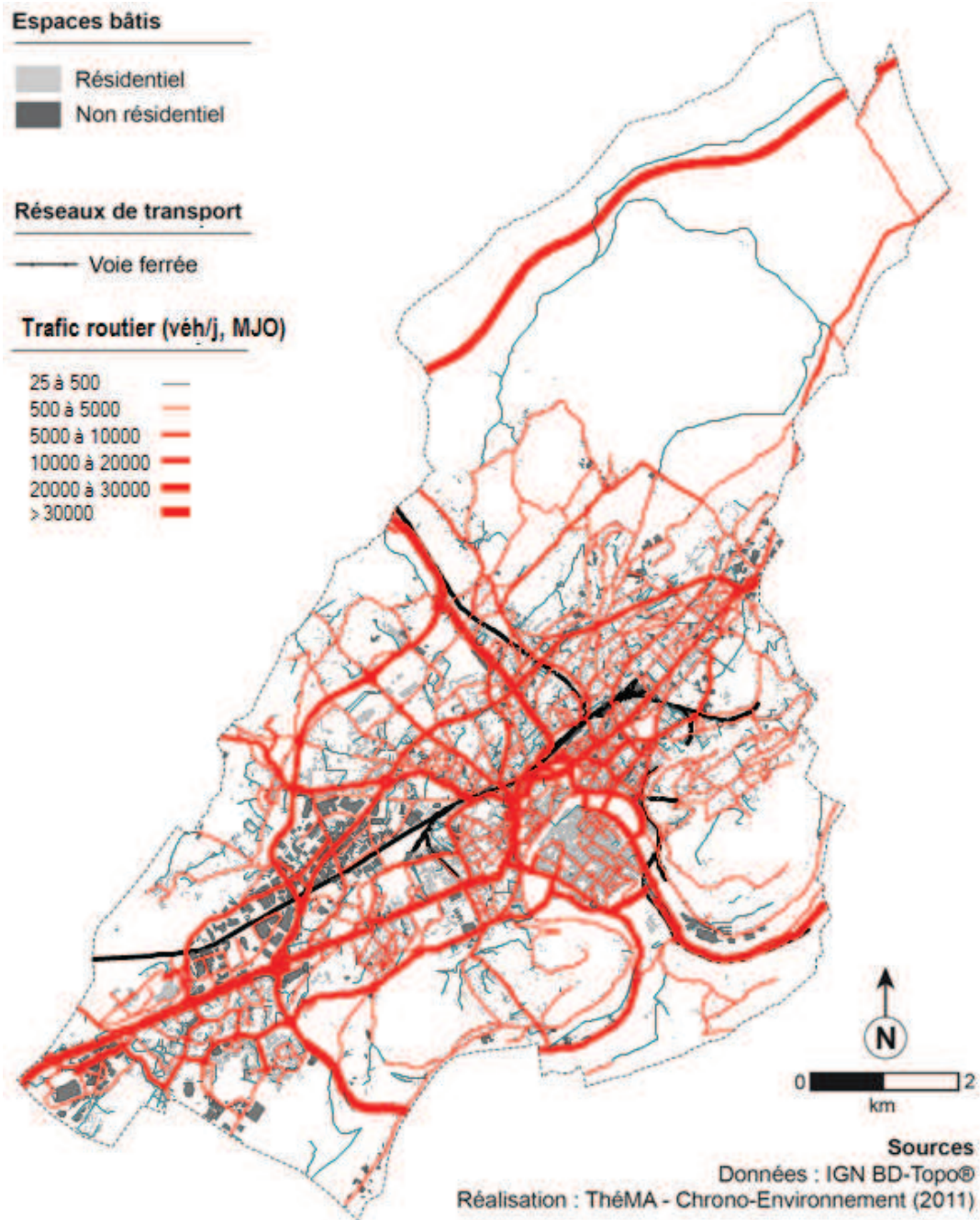


Figure 25 : Réseau routier et ferroviaire de la ville de Besançon (adapté de Antoni et al., 2011)

#### D. DEROULEMENT DE L'ETUDE

Tous les enfants inscrits en classe de CE2 au cours de l'année scolaire 2006-2007 et scolarisés dans l'une des 35 écoles publiques de la commune de Besançon ont été sollicités pour cette étude (900 enfants). La mise en œuvre de ce projet s'est déroulée en plusieurs phases (figure 26) :

- Une campagne de mesure acoustique au domicile d'élèves a été réalisée auprès d'un échantillon aléatoire d'une cinquantaine d'enfants. Les détails de la sélection de l'échantillon sont décrits en annexe 3. Les deux articles correspondant seront présentés dans la partie A.a.1 et A.a.2 du chapitre IV ;
- Une carte du bruit a été élaborée à l'échelle de la ville de Besançon (partie A.b.1 du chapitre IV). Cette carte du bruit a permis l'estimation de l'exposition sonore en façade des écoles et en façade des logements des élèves a été estimée (partie A.b.2 du chapitre IV) ;
- La relation entre les évaluations scolaires de début de CE2 et l'exposition sonore des élèves a été évaluée et quantifiée (partie B du chapitre IV) ;
- En parallèle au travail de thèse, ce projet a donné lieu à l'écriture d'autres mémoires ainsi que des actions de valorisation. Ils sont repris au chapitre VI.

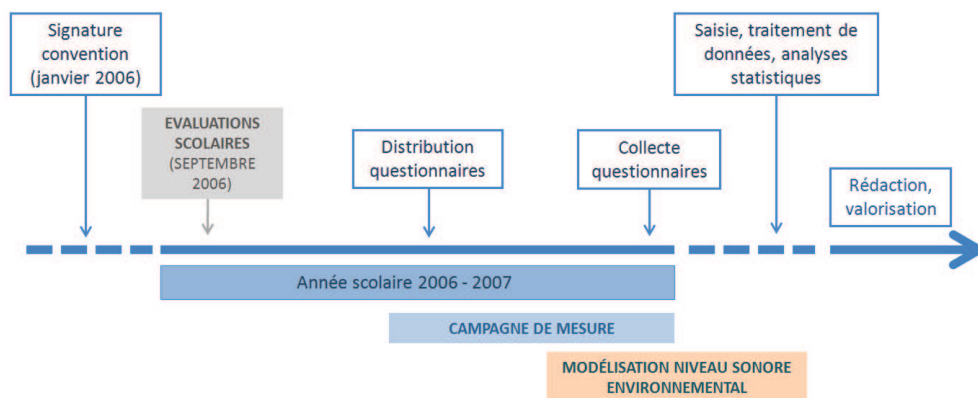


Figure 26 : Enchaînement des différentes phases du projet

Cette étude s'appuie en partie sur une approche réalisée par questionnaires standardisés auprès des familles de l'ensemble des élèves de CE2. Le questionnaire, conçu spécialement pour les besoins de l'étude, a été distribué aux familles par les professeurs des écoles le 15 mars 2007. Les données suivantes ont été recueillies : l'adresse, les caractéristiques du logement et de son voisinage immédiat, la structure de la famille, le niveau socio-économique du foyer, ainsi que la présence de facteurs associés à la réussite ou à l'échec scolaire (annexe 4). Au total, 746 questionnaires ont été collectés, soit une exhaustivité de 77,4 %. Un schéma d'inclusion reprend les différents effectifs concernés par chacune de ces phases (figure 27).

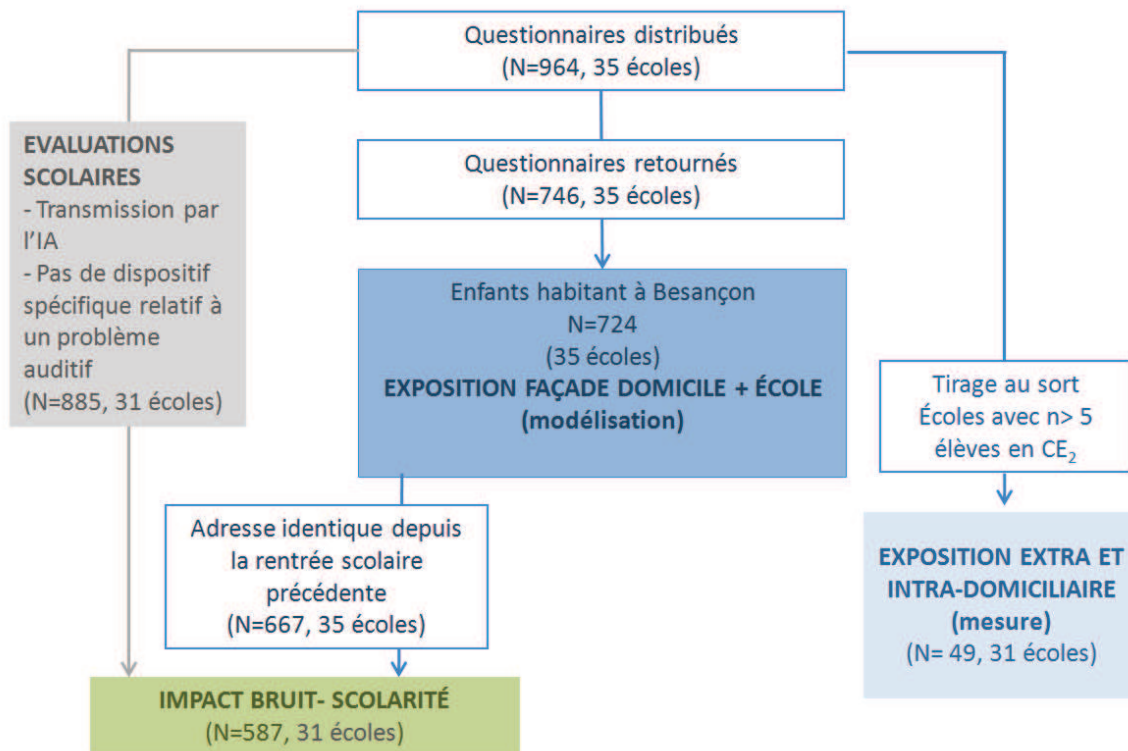


Figure 27 : Nombre d'élèves inclus dans les différentes phases de l'étude

## E. TRAITEMENT STATISTIQUE

Les jeux de données constitués lors de ce travail présentaient une structure complexe et organisée en niveaux hiérarchiques emboîtés : niveaux élève-logement pour l'analyse des huit jours consécutifs de mesure au sein de chaque logement ou niveaux élève-classe-école pour l'étude de la relation entre bruit et scolarité. Les données des enfants d'un même logement ou d'élèves d'un même établissement scolaire n'étaient donc pas indépendantes les unes des autres, et cette corrélation des données était en contradiction avec une des hypothèses fortes des modèles de régression « classiques », *i.e.* l'indépendance des unités statistiques élémentaires. Aussi, une approche statistique contextuelle à l'aide de modèles de régression linéaire multiniveau (ou hiérarchique) a été utilisée (Goldstein, 1995). Deux niveaux d'organisation ont été définis : le logement et l'élève ou l'école et l'élève.

Des analyses statistiques multiniveaux ont été menées à deux reprises : d'une part pour modéliser le niveau sonore à l'intérieur du logement en fonction du niveau sonore extérieur et des facteurs de variabilité identifiés lors de la campagne de mesure ; puis d'autre part pour modéliser la relation entre le score obtenu par les élèves en Français ou Mathématiques et les niveaux d'exposition sonore, en réduisant au maximum les effets de confusion potentiels.

### III. PRESENTATION DU PROJET

Les co-facteurs présentant un degré de signification inférieur à 0,20 lors de la phase monovariée ont été testés et retenus s'ils présentaient un degré de signification en analyse multivariée inférieur à 0,05. La part de variance expliquée par un modèle a été calculée en divisant la variance résiduelle du modèle « plein » (contenant l'ensemble des variables explicatives) par la variance résiduelle du modèle vide (contenant uniquement un terme de constante). La variance résiduelle d'un modèle a été obtenue par sommation des paramètres des effets aléatoires des niveaux « logement » et « journée de mesure » ou « école » et « élève » (Goldstein 1995).

Le logiciel MlwiN 2.02 (Rasbash et al., 2009) a été utilisé pour la modélisation multi-niveau, ainsi que le logiciel SYSTAT 12 (SPSS Inc., Chicago, Il., USA) pour les statistiques descriptives.

### F. CONSIDERATIONS ETHIQUES ET LEGALES

Ce projet a reçu l'accord du Comité consultatif sur le traitement de l'information en matière de recherche dans le domaine de la santé (CCTIRS). Une déclaration de traitement de données informatisées a été réalisée auprès de la Commission nationale de l'informatique et des libertés (n°118.23.59, 13 juillet 2006).

### III. PRESENTATION DU PROJET

## IV. RESULTATS



## A. EXPOSITION DE LA POPULATION ETUDIEE

En matière de santé, la caractérisation de l'exposition de la population à un agent fait partie intégrante de la démarche d'évaluation du risque<sup>17</sup>. Pour être pertinente, l'évaluation de l'exposition doit être conduite au plus près du sujet, autant d'un point de vue spatial que temporel (notion de fenêtre ou de compartiment d'exposition). Nous avons vu en première partie les deux méthodes permettant la caractérisation du niveau sonore : la mesure et la modélisation. Ces deux méthodes ont été utilisées dans ce travail de thèse pour évaluer, en population générale, le niveau de bruit ambiant auquel est exposée une population d'enfants vivant en milieu urbain. L'ensemble des élèves vivant à Besançon et étant scolarisés dans les écoles primaires publiques de la ville en classe de CE2 ont été inclus dans l'étude.

### A.a. APPROCHE PAR CAMPAGNE DE MESURE

Une campagne de mesure acoustique a été conduite auprès d'un échantillon de 49 logements d'élèves entre décembre 2006 et juillet 2007, totalisant plus de 344 journées d'enregistrement. Afin d'être au plus près du lieu d'exposition de l'enfant, les niveaux sonores ont été mesurés en extérieur, devant la chambre de l'enfant (en façade), ainsi qu'à l'intérieur, dans la chambre de l'enfant et la pièce principale de l'habitation. Pour tenir compte de la fluctuation potentielle des niveaux sonores au cours du temps (alternance jours d'école / jours sans école notamment), les niveaux sonores ont été enregistrés pendant huit jours consécutifs. L'ensemble des mesures ont été effectuées à l'aide d'appareils homologués de classe 1, calibrés au début et à la fin de chaque enregistrement. Le protocole a été adapté aux conditions météorologiques inhérentes à la population et au lieu d'étude (élèves âgés de neuf ans en moyenne, logement habité, présence d'enfants parfois en bas âge) et à la durée de la mesure (une semaine). Les microphones intérieurs ont été fixés sur des pieds de lampe et camouflés par un abat-jour confectionné en tissu transparent acoustiquement (figure 28). L'efficacité de ce dispositif a été testée en chambre sourde. Le dispositif de mesure installé à l'extérieur des logements est illustré en figure 29. L'indicateur de bruit utilisé est le niveau sonore équivalent  $L_{Aeq,T}$ , calculé sur les périodes jour (6-18 h), soir (18-22h) et nuit (22-6h).

---

<sup>17</sup> La démarche d'évaluation du risque relatif à un agent, se déroule en quatre étapes : l'identification du danger, la caractérisation de la relation dose-réponse, la quantification de l'exposition à l'agent, et enfin la caractérisation du risque.



## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN



Figure 28 : Lampe équipée de son microphone et de son abat-jour, installée dans la pièce principale d'une habitation



Figure 29 : Perche permettant la fixation du microphone extérieur, à 2m en façade

Des informations complémentaires ont été recueillies par deux questionnaires (annexes 5 et 6). Le premier, destiné à collecter les caractéristiques du logement a été complété par l'opérateur au moment de l'installation du matériel. Le second, laissé au domicile des enfants, a été complété quotidiennement par les familles pour la description fine des événements survenant dans le logement (présence des habitants, fonctionnement d'appareils bruyants, ouverture des fenêtres, autres événements sonores intérieurs ou extérieurs). Une phase de caractérisation acoustique du logement a également été menée au moment de l'installation du matériel. Près de trois heures étaient nécessaires au total pour l'ensemble caractérisation acoustique – installation du matériel – distribution des questionnaires – passation des consignes aux familles.

#### *A.a.1. EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN*

L'objectif de cette première phase de caractérisation de l'exposition de la population est double : quantifier les niveaux sonores hebdomadaires rencontrés au sein même des habitations ainsi qu'en extérieur, en façade, puis identifier les facteurs de variabilité familiaux ou environnementaux qui leur sont associés. La variabilité du niveau sonore dans le temps (jour/soir/nuit) et dans l'espace (extérieur/chambre/pièce principale) a également été évaluée.

Les résultats de cette phase de l'étude ont donné lieu à la rédaction d'un article scientifique publié en 2012 dans la revue *Applied Acoustics*, intitulé « *Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: a population-based study on schoolchildren* ». Ce document est présenté page suivante.

## **IV. RESULTATS**

### **- EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN**

**Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: a population-based study on schoolchildren**

Sophie Pujol <sup>a,b</sup>, Marc Berthillier <sup>c</sup>, Jérôme Defrance <sup>d</sup>, Joseph Lardiès <sup>c</sup>, Rémy Petit <sup>e</sup>, Hélène Houot <sup>f</sup>, Jean-Pierre Levain <sup>g</sup>, Cyril Masselot <sup>f</sup>, Frédéric Mauny <sup>a,b,\*</sup>

<sup>a</sup> UMR 6249 Chrono-environnement CNRS/ Université de Franche-Comté

<sup>b</sup> Centre hospitalier régional universitaire de Besançon, CMC, 2 place Saint Jacques, 25030 Besançon Cedex, France

<sup>c</sup> UMR FEMTO-ST 6174 CNRS/ Université de Franche-Comté, 24 chemin de l'épitaïphe, 25000 Besançon, France

<sup>d</sup> Centre scientifique et technique du bâtiment, Département Acoustique et Eclairage, 24 rue Joseph Fourier, 38400 Saint-Martin-d'Hères, France

<sup>e</sup> Inspection académique du Doubs, 26 avenue de l'Observatoire, 25030 Besançon cedex, France

<sup>f</sup> UMR Théma 6049 CNRS/ Université de Franche-Comté, 32 rue Mégevand, 25030 Besançon Cedex, France

<sup>g</sup> EA 3188 Psychologie, IUFM de l'Université de Franche-Comté, Fort Griffon 25042 Besançon cedex, France

\* Corresponding author

**Abstract**

To investigate residential exposure to environmental noise among children in an urban area, a noise measurement campaign was performed at the residences of 44 schoolchildren. Outdoor and indoor noise levels were simultaneously recorded during one week inside and outside each child's bedroom and in the other room where each child spent most of his or her time, called "the main room". Associations between equivalent noise levels and familial or environmental characteristics were explored.

The recorded equivalent continuous sound levels ( $L_{Aeq}$ ) were prone to large variability between dwellings regardless of the measurement location and time of day. Factors linked to outdoor noise level differed from those associated with indoor noise level. Indoor noise levels were associated with the number of children present and noise sources present in the dwelling, whereas outdoor  $L_{Aeq}$  depended significantly on the socio-economic status (SES) of the household. An association was found between the type of view from the window and outdoor  $L_{Aeq}$ , but no significant association was observed between view from the window and indoor  $L_{Aeq}$ . These results support a complex link between noise exposure and the characteristics of the dwelling and of the family, and highlight the contribution of the indoor noise sources to the ambient noise level.

Considering the observed acoustic levels and their variability, the sensitivity of children to noise, and the length of time they spend at home, research efforts are needed to better quantify noise exposure at home if the actual burden of noise on child health is to be identified.

**Keywords:** environmental noise; schoolchildren; sound exposure; indoor; outdoor; urban

## **1. Introduction**

Noise is a ubiquitous environmental pollutant with well-documented adverse effects on hearing. Exposure to noise can also cause non-auditory effects, including hypertension, cardiovascular disease, annoyance, or sleep disturbance, and can impair some cognitive processes (Babisch, 2005; Belojevic et al., 2008; Miedema and Vos, 1998; Muzet, 2007; Passchier-Vermeer and Passchier, 2000). In urban areas, the most widespread noise sources are transportation and industry.

Approximately 26 % of the population of the European Union is subject to environmental noise levels greater than 55 dB  $L_{den}$ , which is considered potentially harmful to health (De Vos and Van Beek, 2011). Children are particularly vulnerable to the effects of noise because of its potential to interfere with learning at a critical development stage. Furthermore, children's abilities to anticipate, understand, and cope with stressors are less developed than those of adults (Haines et al., 2001; Passchier-Vermeer and Passchier, 2000).

Several indicators can be used to describe noise exposure. The most commonly used is the equivalent continuous sound level ( $L_{Aeq,T}$ , in dB), which represents the predicted or measured sound energy average over a stated time period T. Most epidemiological studies that have focused on the effect of noise on health have been based on theoretical models that used traffic counts and patterns of sound propagation in the environment to assess outdoor long-term sound levels (Clark et al., 2006; de Kluizenaar et al., 2007; Matsui et al., 2004; Murphy et al., 2009). Some studies considered noise measurement in front of residences (Belojevic et al., 2008; Hong et al., 2010) to accurately reflect the outdoor noise level. These approaches deal with outdoor conditions, but the relationship of ambient noise with the indoor environment, where people spend more than 80 % of their time, is complex and unclear.

Indoor noise levels appears difficult to quantify at home, especially when children are considered, and are likely related to the presence and number of people living in the dwelling, as well as their activities. To account for spatial and temporal fluctuations, noise levels should be measured in several locations over an extended time period. Thus, the living habits and conditions of a family at home may be poorly represented by the usual acoustic measurements. To our knowledge, few studies have focused on measuring indoor home noise exposure (Díaz and Pedrero, 2006; Graham et al., 2009; Haralabidis et al., 2008; Müller, 2006), and the actual level of noise exposure remains unknown.

This survey was conducted among families living in urban areas. The aim of this study was to quantify children's exposure to indoor and outdoor noise levels and to investigate the factors influencing these levels.

## 2. Methods

### 2.1 Population

This study was conducted among pupils attending one of the 35 public primary schools in key stage 2, year 4 in the city of Besançon from 2006-2007 (aged 8 and 9 years). Among these 900 children, a calling list was randomly drawn up. The parents of the sampled children were invited by phone to participate in the study and were screened for the following inclusion criteria: residence in the city of Besançon at the same location for at least one year; child's bedroom located on the first floor or higher or at ground floor with a private garden or courtyard; and the size of the bedroom's window being suitable for fastening measurement equipment. Dwellings were equipped in order of acceptance of the families, according to the availability of inhabitants and measurement equipment, and avoiding long holiday periods. Despite the uncertainty on indoor noise level and its variability, we calculated a minimum number of dwellings to be included in the study to insure a statistical power of 80 percent. Calculation for a two-group comparison (with the following parameters: difference = 5 dB; standard deviation = 5 dB; mean = 50dB) as well as for a correlation test ( $r \geq 0.33$ ) provided a minimum sample size of 35 dwellings. To take into account the unknown family acceptance rate, noise equipment availability, and the school calendar, the calling list was set to ten percents of the 900 schoolchildren.

### 2.2 Social survey / Potential confounding factors

At the first visit, the following information was obtained: type of view from the main room and bedroom windows, type of window (single glazed, double glazed, extra glazed, double window), and presence of indoor noise sources (radio, television, musical instrument, computer, or others). Standardised questionnaires were distributed to the parents and collected at the end of the measurement period. The type of neighbourhood (whether the majority of households were in collective buildings, detached houses, or whether the neighbourhood was mixed) and dwelling (detached house, semi-detached house, or collective building) were recorded. Measured household characteristics included socio-economic characteristics (single parenthood and parental occupation, employment status, and educational level), family size, number of residents, duration of residency, child's age, sex, and birth order, number of rooms, and floor level of the dwelling. Families were asked to report the presence of adults and children in the dwelling and noisy events occurring indoors (use of television, radio, musical instruments, or household appliances) and outdoors each day by periods of 30 minutes.

### 2.3 Noise measurement

The study was performed at the subjects' homes from December 2006 to July 2007 using three measuring chains in parallel. Each chain was composed of a sound level meter (Blue Solo® from

01dB-Metravib) and a front-end acquisition equipment (Harmonie® or Symphonie®, 01dB-Metravib) that was connected to a computer. The acoustic equipment was class 1 and complied with technical standards NF S31-010 (AFNOR, 1996a). An omnidirectional loudspeaker (JORAN from ATOHM) was used to emit pink noise generated by the digital analyser. Noise level was measured at a height of 1.15 m (child ear height) using the following two kinds of microphone support: "conventional" tripods (Manfrotto®) and "adapted" support, where lamps developed for the study were equipped with a specific fastening and a lampshade to hide the microphone without disturbing the noise signal. The measurement chains were calibrated at the beginning and end of the measurement sessions (Cal 21, 01dB-Metravib).

An acoustic characterisation was performed in the child's bedroom and the room where the child spent most of his or her time outside the bedroom, termed the "main room". Background noise levels were measured during 20 s in accordance with NF EN ISO 140-4 (AFNOR, 1998a) in the following conditions: windows closed, usual layout and door positions maintained. To choose the location of the inner microphone for the eight days of measurement, sound levels were first evaluated at four different locations in the two rooms (Figure 30). Two "conventional" locations were defined according to usual acoustic characterisations (room centre and 1/3 of the length of the diagonal on the opposite side of the room from the noise source). In two "adapted" locations, microphones were placed based on a trade-off between conventional locations and family constraints. The "trade-off" measurement location was maintained for the eight measurement days (avoiding locations close to walls, windows, doors) and measurement locations were considered to have "deteriorated" if the microphone was moved by the family. The noise level differences between the four locations were less than 3 dB for all the study dwellings. The reverberation time (RT) was also measured in accordance with NF EN ISO 140-4 (AFNOR, 1998a) using an interrupted stationary signal in octave band (63 Hz to 4 kHz). Weighted standardised sound level difference between the child's bedroom and the main room ( $D_{nT,A}$ ) was measured in compliance with NF EN ISO 140-4 (AFNOR, 1998a) and NF EN ISO 717-1 (AFNOR, 1996b) when the doors between the bedroom and the main room were arranged in the following 3 ways: the doors were all closed, the doors were all opened, and the doors were opened as usual during the night. The omnidirectional loudspeaker emitting a continuous pink noise of 100 dB was located in the main room.  $L_{Aeq}$  and noise spectra based on one third octave band sound levels were measured simultaneously for 20 seconds in the child's room and the main room. The reference RT was 0.5 seconds.



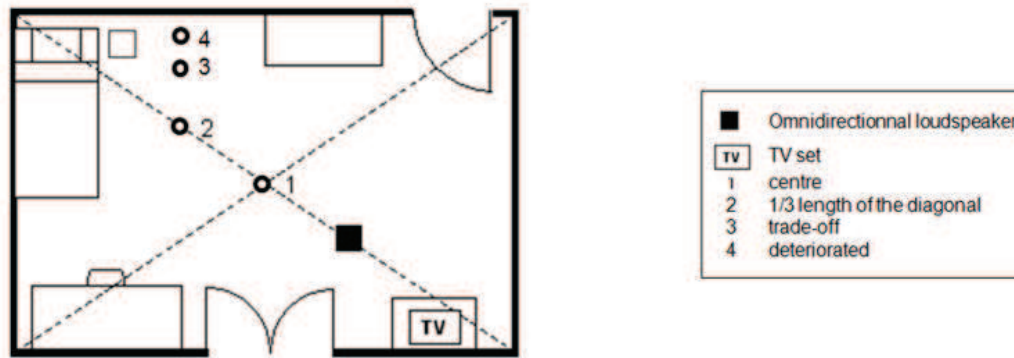


Figure 30 : Microphone placement during the acoustic characterisation and the eight-day measurement period in the bedroom

Acoustic equipment was installed for an eight-day period. The  $L_{Aeq}$  and noise spectra (12.5 to 20 kHz, one third octave band) were measured every second simultaneously in the child's bedroom and outdoors at a distance of 2 meters in front of the window using a front-end acquisition equipment. The computer that recorded the measurement was locked in a suitcase that had previously been bored for ventilation. A sound level meter was used to measure noise levels inside the main room.

#### 2.4 Data processing

Data were processed using dBTrait and dBati software from 01dBmetravib. Three time periods of each day were defined as follows: day (6:00-18:00), evening (18:00-22:00) and night (22:00-6:00). The French meteorological office provided rainfall and wind (speeds higher than  $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) data for 6-minute intervals. The families reported any unusual outdoor sound events, including fairs, demonstrations, or open-air concerts. Data associated with these unfavourable outdoor measurement conditions were excluded. The first day of measurement was excluded, as were periods for which data were not available for more than half the period. Of 344 days recorded, 271 were included in the analyses.  $L_{Aeq}$  was calculated for each period.

Facade airborne sound insulations were calculated using outdoor and indoor noise levels simultaneously recorded. Noisy outdoor events were identified, the emission spectrum (outdoors) and the receiving spectrum (bedroom) were determined for each retained event. Weighted standardised facade insulations ( $D_{nT,A,tr}$ ) were calculated only during periods when, according to the questionnaire, the windows were closed and no household appliances were operating.  $D_{nT,A,tr}$  were calculated according to NF EN ISO 140-5 (AFNOR, 1998b) and NF EN ISO 717-1 (AFNOR, 1996b). The maximum  $D_{nT,A,tr}$  was retained. Facade insulations were compared between two groups of type of windows: single glazed and extra glazed windows vs. double glazed windows and double windows.



Parents' occupations were coded according to the French National Institute of Statistics and Economic Studies classification as follows: privileged class = artisans, shopkeepers and entrepreneurs / corporate managers; intermediate class = non-managerial positions, clerks / middle class jobs / mid-management positions; underprivileged class = working class or unemployed. The household socio-economic status (SES) was defined as the class of the more privileged member of the couple. Crowding was defined based on the number of people per room. Apartment buildings and semi-detached homes were considered collective dwellings.

### 2.5 Statistical analysis

Descriptive statistics are presented as means and standard deviations or as percents for categorical variables. Spearman correlation analysis was performed to test the association between numeric variables. Differences between groups were tested using the Mann-Whitney U-test or the Kruskal-Wallis test if one value per dwelling was considered. Conversely, group comparisons including more than one value per dwelling were performed using the Friedman test. When significant, *post-hoc* pairwise comparisons between groups were performed using the method described by Siegel and Castellan (Siegel and Castellan, 1988), which includes corrections for significance values to account for multiple comparisons. The Jonckheere–Terpstra test was used to assess trends across ordered category groups. *Post-hoc* comparisons were made using the Mann-Whitney U-test after correcting for significance values. The level of significance was set at 0.05. Analyses were performed using the SYSTAT (v. 10.0) and StatXact (v. 5) packages.

### 2.6 Ethics

This study was approved by the French National Committee for the Treatment of Information in Health Research and by the French National Computing and Freedom Committee (CNIL).

## 3. Results

### 3.1 Sample characteristics

The 44 dwellings sampled were geographically distributed throughout the municipal area (Figure 31). Forty-six percent of families lived in what was classified as a mixed neighbourhood (Table 4). Most of the study children lived in buildings (73 %), and dwellings were located between the ground floor and the eleventh floor. The number of rooms ranged between 2 and 9 (mean = 4.3).

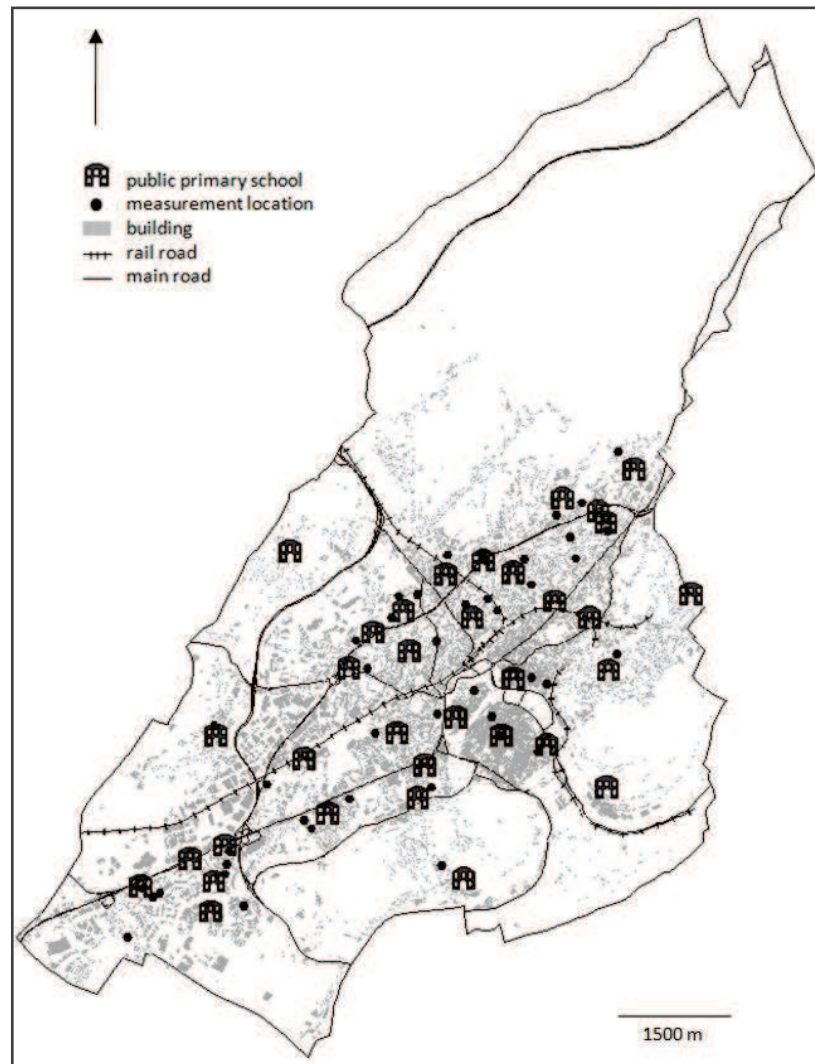


Figure 31 : Spatial distribution of the sample and the public primary schools in Besançon

Table 4 presents the characteristics of the families. Forty-one percent of the families were composed of 2 parents and 3 children; 20 % of study children were part of single-parent families. The crowding ratio was greater than one in 36 % of families. The SES of the families was as follows: 9 % underprivileged, 57 % intermediate and 34 % privileged. The highest educational attainment for 63 % of couples was post-high school; for 28 % the highest educational attainment was secondary school and for 9 % the highest level attained was middle school.

Table 4: Neighbourhood, dwelling and household characteristics of the study sample

|                                    | <b>n</b>         | <b>%</b>     |
|------------------------------------|------------------|--------------|
| <b>Neighbourhood</b>               |                  |              |
| Mixed neighbourhood                | 20               | 46           |
| Mostly collective buildings        | 19               | 43           |
| Mostly detached houses             | 5                | 11           |
| <b>Dwelling</b>                    |                  |              |
| Detached house                     | 9                | 20           |
| Collective building                |                  |              |
| Semi-detached house                | 3                | 7            |
| Apartment building                 | 32               | 73           |
| <b>Main room</b>                   |                  |              |
| Living room                        | 39               | 89           |
| Kitchen                            | 2                | 4            |
| Bedroom                            | 3                | 7            |
|                                    | <b>mean (SD)</b> | <b>range</b> |
| <b>Number of inhabitants</b>       | 4.2 (1.1)        | 2-6          |
| <b>Number of children</b>          | 2.4 (0.9)        | 1-4          |
| <b>Number of rooms<sup>a</sup></b> | 4.3 (1.2)        | 2-9          |
| <b>Crowding<sup>b</sup></b>        | 1.0 (0.3)        | 0.3-1.5      |
| <b>Living duration (year)</b>      | 7.6 (5.2)        | 1-20         |
| <b>Floor<sup>c</sup></b>           | 2.2 (2.5)        | 0-11         |

<sup>a</sup> Without kitchen, bathroom, toilets and walk-in storage rooms.

<sup>b</sup> Number of people per room.

<sup>c</sup> If the dwelling consists of several floors, the lower floor was recorded.

The characteristics of the study rooms and noise sources encountered are shown in Table 5. In 89 % of study dwellings, the main room was a living room. Double glazed windows were present in 82 % of the main rooms and 75 % of the children's bedrooms. Most of the study children (59 %) had their own bedroom. Collective buildings were more likely than detached houses to be equipped with a television in both the main room (94 % and 67 %, respectively,  $p = 0.05$ ) and the bedroom (37 % and 11 %, respectively,  $p = 0.23$ ). There were fewer musical instruments in collective buildings than in detached houses in both the main rooms (11 % and 44 %, respectively,  $p = 0.04$ ) and the children's bedrooms (0 % and 14 %, respectively,  $p = 0.56$ ).

Table 5: Characteristics of the study rooms

|                                       | Main room   |              | Bedroom     |             |
|---------------------------------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
|                                       | mean (SD)   | range        | mean (SD)   | range       |
| <b>Volume</b>                         | 53.9 (23.9) | 22.2 - 162.6 | 31.3 (12.7) | 18.1 - 83.0 |
| <b>Area</b>                           | 21.2 (9.8)  | 8.9 - 64.0   | 12.2 (4.3)  | 7.9 - 28.1  |
|                                       | <i>n</i>    | %            | <i>n</i>    | %           |
| <b>Type of window</b>                 |             |              |             |             |
| Single glazed                         | 7           | 16           | 8           | 18          |
| Double glazed                         | 36          | 82           | 33          | 75          |
| Extra glazed                          | 1           | 2            | 1           | 2           |
| Double window                         | 0           | 0            | 2           | 5           |
| <b>Indoor noise sources observed</b>  |             |              |             |             |
| Radio                                 | 29          | 66           | 27          | 61          |
| Television                            | 39          | 89           | 14          | 32          |
| Musical instrument                    | 8           | 18           | 5           | 11          |
| Computer                              | 14          | 32           | 24          | 55          |
| Other noise source                    | 22          | 50           | 5           | 11          |
| <b>View from the window</b>           |             |              |             |             |
| Courtyard                             | 6           | 14           | 14          | 32          |
| Garden, grassy area / greenway        | 9           | 20           | 13          | 29          |
| Street with low traffic               | 17          | 39           | 6           | 14          |
| Street with heavy traffic             | 12          | 27           | 11          | 25          |
| <b>Number of children per bedroom</b> |             |              |             |             |
| One                                   |             |              | 26          | 59          |
| Two                                   |             |              | 17          | 39          |
| Three                                 |             |              | 1           | 2           |

### 3.2 Noise measurement

#### Acoustic characterisation

Facade insulation ranged between 25 and 37 dB (Table 6), and was significantly lower in the group constituted by single glazed and extra glazed windows (- 3.0 dB,  $p = 0.02$ ). The mean indoor insulation between the main room and the bedroom was 40.2 dB when all doors were closed and 21.2 dB when all doors were open.

Table 6: Reverberation time and noise insulation

|  | <i>n</i> | range       | mean | SD   |
|--|----------|-------------|------|------|
| <b>Reverberation time (seconds)</b>                      |          |             |      |      |
| Main room  | 43       | 0.33 - 0.87 | 0.54 | 0.12 |
| Bedroom  | 43       | 0.22 - 0.64 | 0.43 | 0.09 |
| <b>Insulation (dB(A))</b>                                |          |             |      |      |
| Façade   | 40       | 24.3 - 36.7 | 30.7 | 3.5  |
| Indoor <sup>a</sup> , doors closed as usual <sup>b</sup> | 41       | 9.0 - 67.3  | 29.5 | 12.9 |
| Indoor <sup>a</sup> , all doors closed                   | 39       | 24.2 - 67.3 | 40.2 | 10.5 |
| Indoor <sup>a</sup> , all doors open                     | 40       | 6.7 - 42.7  | 21.2 | 8.8  |

<sup>a</sup>Indoor insulation between the main room and the child's bedroom, depending on the opening of the doors located between the 2 rooms

<sup>b</sup>During the night

**Noise measurement period**

In Figure 32,  $L_{Aeq}$  distributions are listed by location and period. Outdoor  $L_{Aeq, day}$  was greater than 55 dB in 52 % of the dwellings and greater than 65 dB in 7 % of the dwellings. Outdoor  $L_{Aeq, night}$  was greater than 45 dB in 73 % of the dwellings and greater than 55 dB in 11 % of the dwellings. Indoor  $L_{Aeq, night}$  was greater than 30 dB in 91 % of the children’s bedrooms.

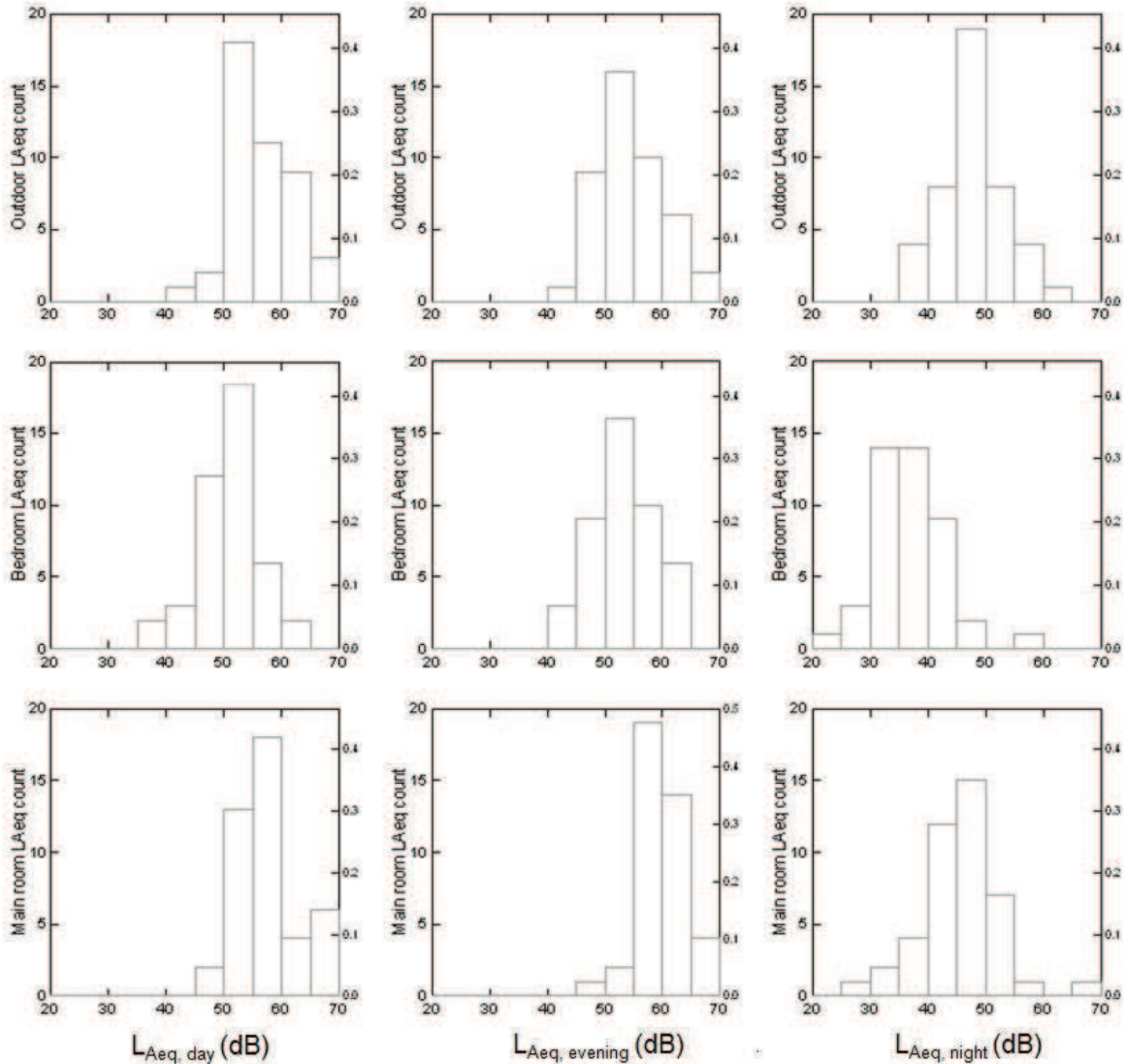


Figure 32: Equivalent continuous sound level ( $L_{Aeq}$ ) distributions according to the time of day (day, evening and night) and location of the measurement

For each location,  $L_{Aeq}$  depended significantly on time of day (Table 7), except for  $L_{Aeq, day}$  compared to  $L_{Aeq, evening}$  in the bedrooms ( $p > 0.2$ ). For each period,  $L_{Aeq}$  differed significantly among the locations, except in the evening for outdoor areas compared to the bedrooms ( $0.1 < p < 0.2$ ). Regardless of the time of day, indoor  $L_{Aeq}$  was significantly higher in the main room (all  $p < 0.02$ ). The outdoor areas were noisiest during the day (mean  $L_{Aeq, day} = 56.0$  dB) and the indoor areas were noisiest during the evening (main rooms: mean  $L_{Aeq, evening} = 61.0$  dB).



Table 7: Equivalent sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ , dB(A)) according to the location and the time

|                      | <b>Outdoor</b><br>Range<br>Mean (SD) | <b>Bedroom</b><br>Range<br>Mean (SD) | <b>Main room</b><br>Range<br>Mean (SD) | p-value <sup>a</sup> |
|----------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--|----------------------|
| Day                  | 44.9-67.1<br>56.0 (5.4)              | 38.3-60.9<br>51.3 (5.0)              | 47.5-69.1<br>57.7 (5.0)                | <10 <sup>-3</sup>    |
| Evening              | 44.2-66.6<br>54.4 (5.8)              | 41.9-63.9<br>53.6 (5.8)              | 49.7-80.4<br>61.0 (6.0)                | <10 <sup>-3</sup>    |
| Night                | 37.9-63.0<br>48.1 (5.6)              | 24.9-56.9<br>36.9 (5.9)              | 29.2-68.8<br>45.7 (7.0)                | <10 <sup>-3</sup>    |
| p-value <sup>a</sup> | <10 <sup>-3</sup>                    | <10 <sup>-3</sup>                    | <10 <sup>-3</sup>                      |                      |

Outdoor and bedroom: n=44; Main room: n=43

<sup>a</sup>Friedman test

For each period, *post-hoc* location pairwise comparisons (outdoor vs. bedroom / bedroom vs. main room) were all significant ( $p < 10^{-2}$ ), but outdoor vs. bedroom in the evening ( $p > 0.2$ ) was not significant.

For each location, *post-hoc* period pairwise comparisons (day vs. evening / evening vs. night / day vs. night) were all significant ( $p < 10^{-2}$ ), but day vs. evening in the bedroom ( $0.1 < p < 0.2$ ) was not significant.

Outdoor  $L_{Aeq}$  depended significantly on the SES of the household regardless of the time of day (all  $p \leq 0.02$ ) (Figure 33). Neither parental educational level nor single parenthood was significantly associated with outdoor  $L_{Aeq}$  (all  $p > 0.34$ ). A significant association was found between outdoor  $L_{Aeq}$  and both the type of view from the window ( $p < 10^{-3}$ , regardless of the time of day, Figure 34) and crowding (day  $p < 0.20$ ; evening  $p < 0.05$ ; night  $p < 0.05$ , Table 8). Neither neighbourhood type nor type of dwelling was associated with outdoor  $L_{Aeq}$  regardless of the time of day (all  $p > 0.19$  and all  $p > 0.25$ , respectively).

Table 8: Correlation between indoor and outdoor noise levels, and the number of inhabitants living in the dwelling and crowding

|                  | <b>Number of inhabitants</b> | <b>Crowding</b>   |
|------------------|------------------------------|-------------------|
| <b>Main room</b> |                              |                   |
| Day              | 0.42 <sup>a</sup>            | 0.15              |
| Evening          | 0.45 <sup>a</sup>            | 0.16              |
| Night            | -0.18                        | -0.15             |
| <b>Bedroom</b>   |                              |                   |
| Day              | -0.01                        | 0.22 <sup>d</sup> |
| Evening          | -0.08                        | 0.22 <sup>d</sup> |
| Night            | -0.05                        | 0.07              |
| <b>Outdoor</b>   |                              |                   |
| Day              |                              | 0.26 <sup>c</sup> |
| Evening          |                              | 0.32 <sup>b</sup> |
| Night            |                              | 0.36 <sup>b</sup> |

Bedroom and outdoor: n=44; main room: n=43

<sup>a</sup>  $p \leq 0.01$ , <sup>b</sup>  $p \leq 0.05$ , <sup>c</sup>  $p \leq 0.10$ , <sup>d</sup>  $p \leq 0.20$

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN

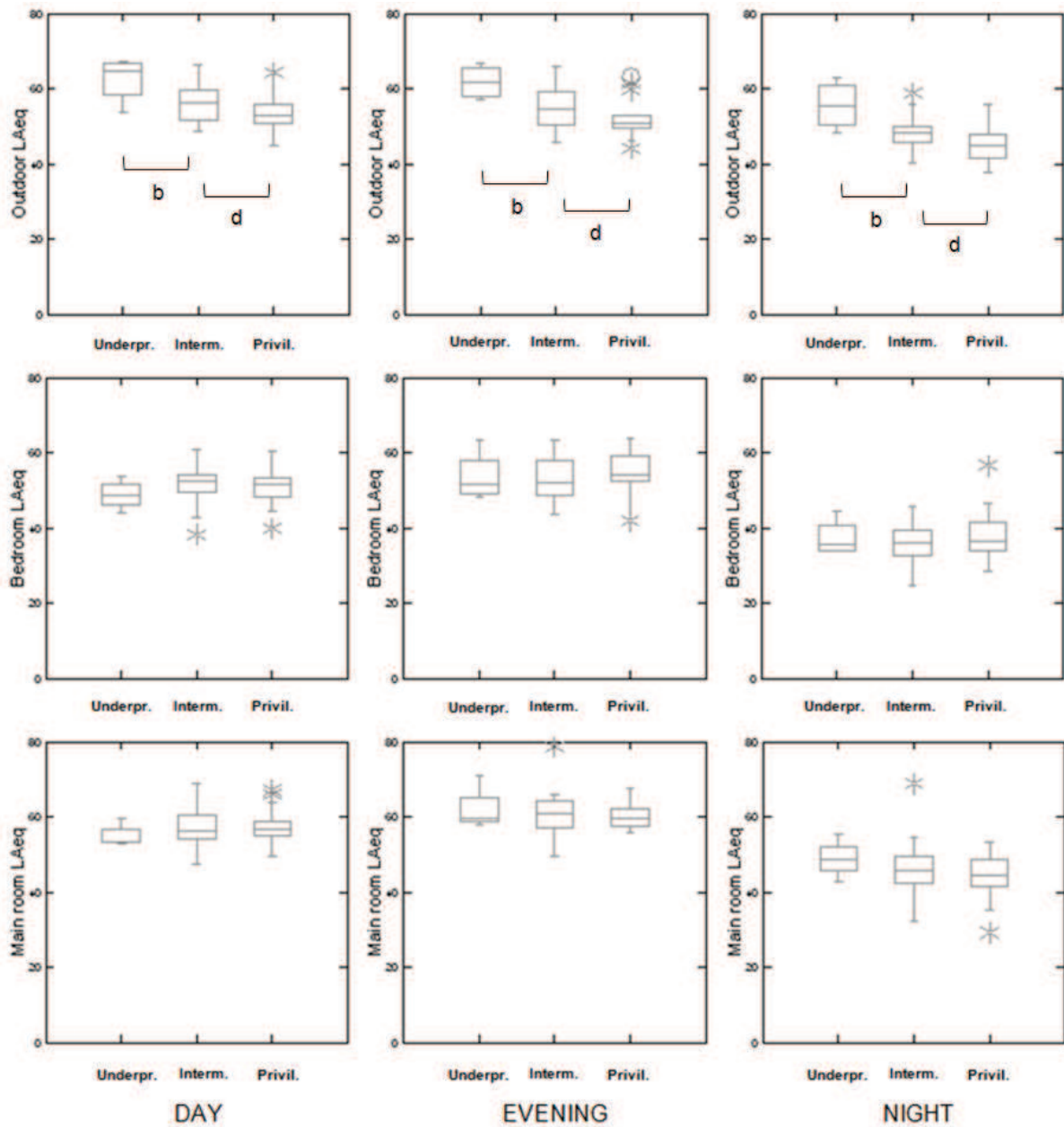


Figure 33 : Equivalent continuous sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ ) and socio-economic status of the household according to the time of day and location of the measurements Underpr. = underprivileged class; Interm. = intermediate class; Privil. = privileged class.

When the Jonckheere–Terpstra test is significant, the p-value for the post-hoc pairwise comparison is: <sup>a</sup>  $p \leq 0.05$ , <sup>b</sup>  $p \leq 0.10$ , <sup>c</sup>  $p \leq 0.20$ , <sup>d</sup>  $p > 0.20$ .

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN

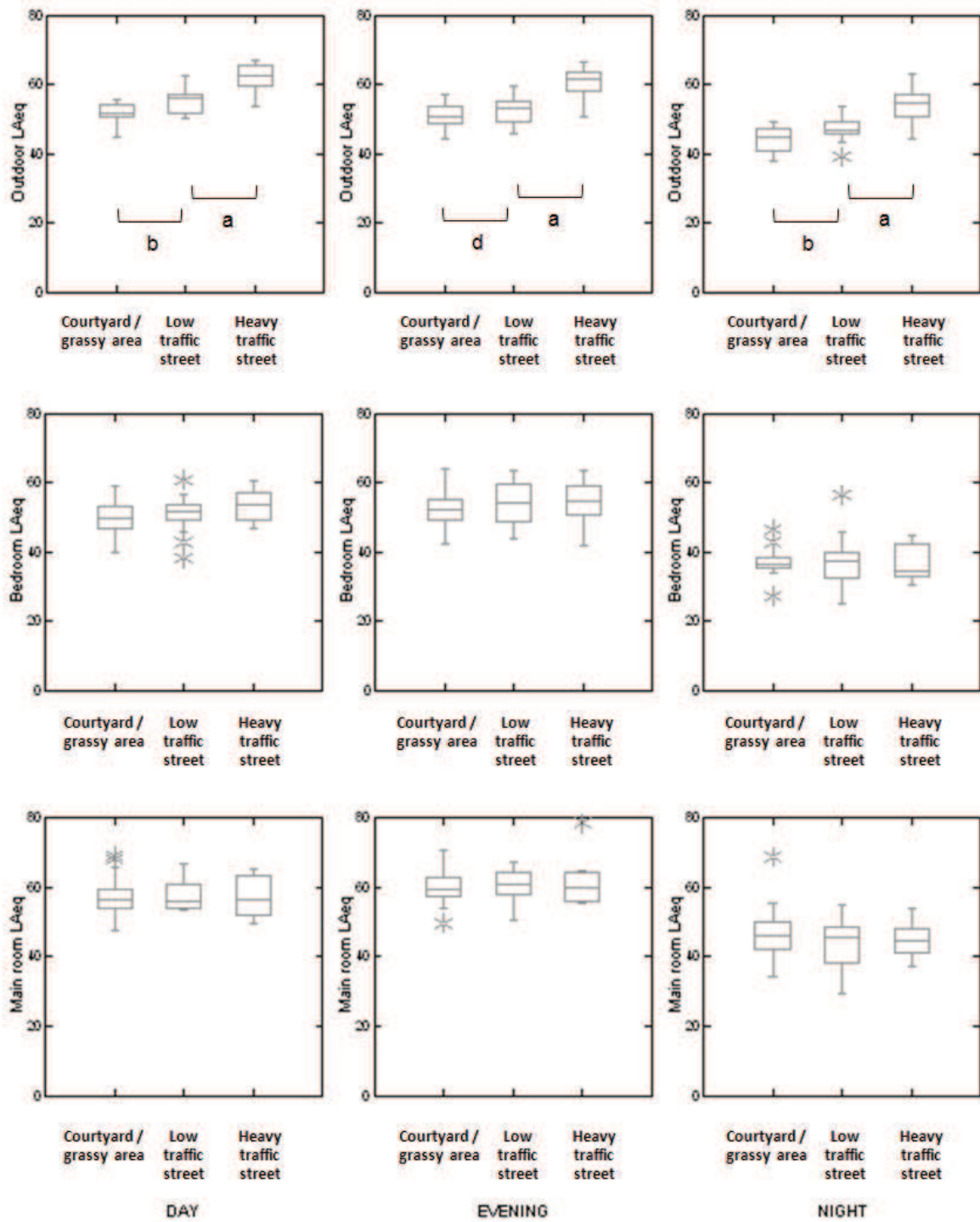


Figure 34 : Equivalent continuous sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ ) and the view from the front of the building, according to the period and the location of the measurements.

When the Jonckheere–Terpstra test is significant, the p-value for the *post-hoc* pairwise comparison is: <sup>a</sup>  $p \leq 0.05$ , <sup>b</sup>  $p \leq 0.10$ , <sup>c</sup>  $p \leq 0.20$ , <sup>d</sup>  $p > 0.20$ .



## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN

In the main room, no associations were found between indoor  $L_{Aeq}$  and SES, parental educational level, or single parenthood, regardless of the time of day (all  $p > 0.13$ ).  $L_{Aeq}$  during the day and evening increased significantly with the number of children living in the dwelling ( $p = 0.007$  and  $p = 0.01$ , respectively;  $p = 0.22$  during the night) (Figure 35). The same relationship was observed when considering the total number of inhabitants ( $p < 0.01$ ) (Table 8). Crowding was not correlated with main room  $L_{Aeq}$ . Musical instruments were the only items of noisy equipment in the main room that were associated with increased indoor noise levels: + 4.3 dB during the day time ( $p = 0.03$ ). In the main room,  $L_{Aeq,day}$  and  $L_{Aeq,evening}$  were significantly greater in detached houses than in collective buildings (+ 4.5 dB;  $p = 0.02$  and + 3.9 dB;  $p = 0.05$ , respectively). However,  $L_{Aeq,night}$  did not differ (+ 1.4 dB,  $p = 0.48$ ). No association was found between  $L_{Aeq}$  in the main room and the type of view from the window (all  $p > 0.43$ ) (Figure 34).

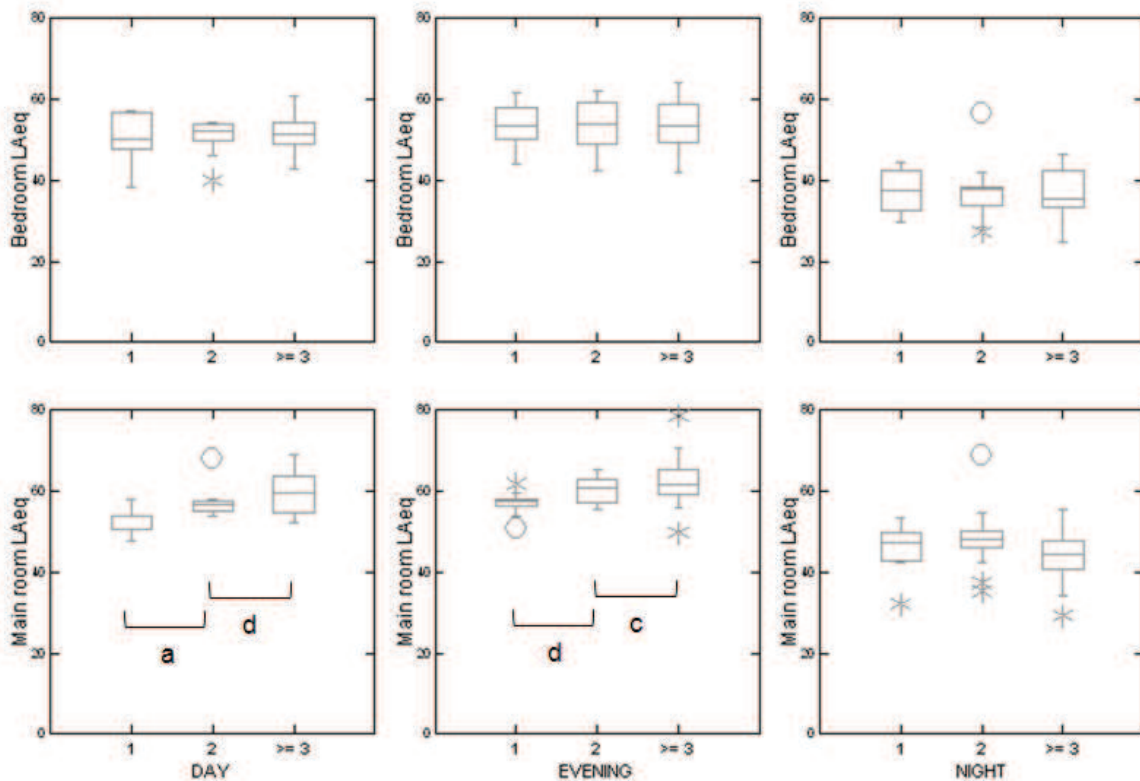


Figure 35: Equivalent continuous sound pressure levels ( $L_{Aeq}$ ) and the number of children living in the dwellings, according to the period and the location of the measurements.

When the Jonckheere–Terpstra test is significant, the  $p$ -value for the *post-hoc* pairwise comparison is: <sup>a</sup>  $p \leq 0.05$ , <sup>b</sup>  $p \leq 0.10$ , <sup>c</sup>  $p \leq 0.20$ , <sup>d</sup>  $p > 0.20$ .

In the children’s bedrooms, no associations were found between  $L_{Aeq}$  and SES, parental educational level, or single parenthood, regardless of the time of day (all  $p > 0.10$ ). In the evening,  $L_{Aeq}$  was significantly greater in bedrooms occupied by 2 or 3 children than in bedrooms occupied by a

single child rooms (+ 3.5 dB,  $p = 0.05$ ) and nearly significantly greater during the day (+ 2.4 dB,  $p = 0.08$ ) and in the night (+ 3.1 dB,  $p = 0.08$ ). Among noisy equipment in the children's bedrooms, only television was associated with increased indoor noise levels during the evening (+ 4.8 dB,  $p = 0.01$ ); these noise levels were nearly significantly greater during the day (+ 2.9 dB,  $p = 0.09$ ), but not during the night ( $p = 0.19$ ).  $L_{Aeq,evening}$  in the bedroom was significantly greater in collective buildings than in detached houses (+ 5.2 dB;  $p = 0.02$ ) and nearly significantly greater during the day (+ 2.8 dB;  $p = 0.06$ ). However,  $L_{Aeq,night}$  did not differ (+ 2.6 dB,  $p = 0.31$ ). Neither the type of view from the window (all  $p > 0.35$ , Figure 34) nor the kind of window (all  $p > 0.15$ ) was associated with  $L_{Aeq}$  inside the bedroom, regardless of the time of day.

#### 4. Discussion

This study aimed to analyse children's residential exposure to environmental noise in an urban area. Its main strengths are its population-based design, its weeklong follow-up and the simultaneous indoor and outdoor measurements. Recorded  $L_{Aeq}$  are prone to a large variability between dwellings regardless of the measurement location and the time of day considered. Factors linked to outdoor noise levels differed from those associated with indoor noise level.

Assessing schoolchildren's long-term home noise exposure requires a suitable measurement protocol that allows trade-offs between acoustical constraints, families' daily living habits, and security. We used class 1 acoustic equipment, controlled the drift, and calibrated the equipment at the beginning and end of each session. Microphone placement and support type were chosen to minimise the technical constraints for the families. Only two microphones were found to be in an inappropriate acoustic location, i.e., less than 30 cm from the closest wall. Moreover, data were hardly processed prior to the analyses to ensure that high quality noise measurements were obtained. The first day was considered as a period of habituation to the equipment and excluded from the analysis. Data collected during unfavourable measuring conditions, including wind, rain, and unusual sound events, were also excluded. In total, 21 % of the collected data was excluded.

Until 2006, the placement of students into public schools was decided by municipalities and depended on the home address of the student. Thus, the sample was stratified by school to represent the geographic distribution of families around the city. However, selection bias due to technical constraints and family agreement to participate could not be totally excluded. Data were collected during school periods, and the effective presence of the family for the entire week was checked at the

end of each session. The measurement period lasted for eight days to include daily variations and allow for an adequate period to record and validate data.

Most studies of urban noise exposure attempt to highlight any impact on health and concentrate on high exposure levels (Babisch et al., 2009; Matsui et al., 2004; Stansfeld et al., 2005, 2009), mainly near airports or roads with heavy traffic. To our knowledge, population-based exposure studies are scarce, and few have studied outdoor and/or indoor measurements among individual children at home (Evans and Marcynyszyn, 2004; Ising et al., 2004). However, our results demonstrate that a low proportion of facades were exposed to high noise levels during night or day times. The city of Besançon did not contain an important airport or other particularly noisy infrastructure. The main noise source was ground transport, but no motorways crossed the inhabited districts. Furthermore, outdoor sound levels were recorded at the front of bedrooms in dwellings inhabited by families with at least one young child, whereas the strategic noise mapping for the European noise directive (European Commission, 2002) and most epidemiological studies measure outdoor  $L_{Aeq}$  on the most exposed side of the dwelling (de Kluizenaar et al., 2007; Hong et al., 2010). Bedrooms tend to be located on the quieter side of dwellings. Thus, only 25 % of the windows equipped with microphones faced streets with heavy traffic. Considerable variability was observed between dwellings; the range between the lowest and the highest noise levels for each period was greater than 22 dB during the day and greater than 25 dB during the night.

Indoor noise exposure was also prone to variability between dwellings. In the main room, the range between the lowest and the highest noise levels was 31 dB during the evening and 40 dB during the night. In the bedroom, this range was 32 dB during the night. For the different study periods, the mean levels are similar to those reported by Diaz and Pedrero (2006), who measured sound levels during daily activities using noise dosimeters on adults.

Our results support the existence of a complex link between noise exposure and household socio-economic characteristics that appears to differ for indoor and outdoor  $L_{Aeq}$ . The relationships between socio-economic factors and outdoor noise levels have been observed previously (Brainard et al., 2004; Kohlhuber et al., 2006; Xie and Kang, 2009). This is consistent with the concept of environmental injustice, which posits that socially disadvantaged people or people living in deprived neighbourhoods tend to be more exposed to cumulative environmental risk (Bolte et al., 2010; Braubach and Fairburn, 2010; Evans and Kantrowitz, 2002; Laurian, 2008). However, indoor noise levels were not associated with any measured socio-economic factors. Although a lack of statistical power could not be formally excluded, this result could reveal a real difference in the relationships between families' SES and both outdoor and indoor noise exposures. These findings could be

explained by a greater influence of indoor “sources” on indoor noise levels and the dissociation between the outdoor environment and the indoor noise levels. The former point could be attributed to (1) a high percentage of dwellings having sound proofing, including double-glazed windows; (2) a low percentage of dwellings exposed to high outdoor noise levels; and (3) public policies regarding the heat and acoustic insulation of dwellings that are applied to both social and private housing.

Our results highlight several indoor factors that influence indoor noise levels, which could be considered indoor acoustic sources. These factors include the total number of inhabitants, the number of children, the number of children sharing the studied bedrooms, and the presence of “noisy” equipment. Finally, the difference in the sound level of the noisiest room between collective buildings and detached houses could be explained by a differential occupancy of the dwelling by the inhabitants; children in collective buildings could spend more time in their bedrooms than children living in detached houses. All these factors can largely explain the between-dwelling variability.

This study was designed to increase the knowledge of home exposure to outdoor and indoor noise among schoolchildren and determine its relevant contributors. Considering the observed acoustic levels and their variability, the sensitivity of children to noise, and the length of time children spend at home, research efforts are needed to better quantify household noise exposure if the actual burden of noise on child health is to be identified. In particular, the development of individual noise exposure models could improve the relevance of epidemiological studies and the reliability of the risk assessment approach.

### **Acknowledgments**

This research was supported by grants from the French Ministry of Environment and Sustainable Development (MEDD) within the third research programme “Predit” (GO7). We are grateful to Laurence Tilatti and Jean-Marc Cote for assistance with the noise measurement campaign.

## References

- AFNOR, 1996a. NF S 31-010 Acoustic- Environmental noise characterization and measurement - Special measuring methods.
- AFNOR, 1996b. ISO 717-1 Acoustics - Rating of sound insulation in buildings and of building elements - Part 1: Airborne sound insulation. 1996.
- AFNOR, 1998a. NF EN ISO 140-4 Acoustics- Measurement of sound isolation in buildings and of buildings elements - Part 4: Field measurements of airborne sound isolation between rooms.
- AFNOR, 1998b. ISO 140-5 Acoustics - Measurement of sound insulation in buildings and of building elements - Part 5: Field measurements of airborne sound insulation of façade elements and façades.
- Babisch, W., 2005. Guest Editorial: Noise and Health. *Environ. Health Perspect.* 113, A14–A15.
- Babisch, W., Neuhauser, H., Thamm, M., Seiwert, M., 2009. Blood pressure of 8–14 year old children in relation to traffic noise at home — Results of the German Environmental Survey for Children (GerES IV). *Sci. Total Environ.* 407, 5839–5843.
- Belojevic, G., Jakovljevic, B., Stojanov, V., Paunovic, K., Ilic, J., 2008. Urban road-traffic noise and blood pressure and heart rate in preschool children. *Environ. Int.* 34, 226–231.
- Bolte, G., Tamburlini, G., Kohlhuber, M., 2010. Environmental inequalities among children in Europe—evaluation of scientific evidence and policy implications. *Eur. J. Public Health* 20, 14–20.
- Brainard, J.S., Jones, A.P., Bateman, I.J., Lovett, A.A., 2004. Exposure to Environmental Urban Noise Pollution in Birmingham, UK. *Urban Stud.* 41, 2581–2600.
- Braubach, M., Fairburn, J., 2010. Social inequities in environmental risks associated with housing and residential location—a review of evidence. *Eur. J. Public Health* 20, 36–42.
- Clark, C., Martin, R., van Kempen, E., Alfred, T., Head, J., Davies, H.W., Haines, M.M., Lopez Barrio, I., Matheson, M., Stansfeld, S.A., 2006. Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension: the RANCH project. *Am. J. Epidemiol.* 163, 27–37.
- De Kluizenaar, Y., Gansevoort, R.T., Miedema, H.M.E., de Jong, P.E., 2007. Hypertension and road traffic noise exposure. *J. Occup. Environ. Med. Am. Coll. Occup. Environ. Med.* 49, 484–492.
- De Vos, P., Van Beek, A., 2011. Environmental Noise, in: *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp. 476–488.
- Díaz, C., Pedrero, A., 2006. Sound exposure during daily activities. *Appl. Acoust.* 67, 271–283.
- European Commission, 2002. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 related to the assesment and management of environmental noise.
- Evans, G.W., Kantrowitz, E., 2002. Socioeconomic status and health: the potential role of environmental risk exposure. *Annu. Rev. Public Health* 23, 303–331.
- Evans, G.W., Marcynyszyn, L.A., 2004. Environmental Justice, Cumulative Environmental Risk, and Health Among Low- and Middle-Income Children in Upstate New York. *Am. J. Public Health* 94, 1942–1944.
- Graham, J.M.A., Janssen, S.A., Vos, H., Miedema, H.M.E., 2009. Habitual traffic noise at home reduces cardiac parasympathetic tone during sleep. *Int. J. Psychophysiol.* 72, 179–186.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Job, R.F., Berglund, B., Head, J., 2001. A follow-up study of effects of chronic aircraft noise exposure on child stress responses and cognition. *Int. J. Epidemiol.* 30, 839–845.
- Haralabidis, A.S., Dimakopoulou, K., Vigna-Taglianti, F., Giampaolo, M., Borgini, A., Dudley, M.-L., Pershagen, G., Bluhm, G., Houthuijs, D., Babisch, W., Velonakis, M., Katsouyanni, K., Jarup, L., 2008. Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. *Eur. Heart J.* 29, 658–664.
- Hong, J., Kim, J., Lim, C., Kim, K., Lee, S., 2010. The effects of long-term exposure to railway and road traffic noise on subjective sleep disturbance. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 2829–2835.
- Ising, H., Lange-Asschenfeldt, H., Moriske, H.-J., Born, J., Eilts, M., 2004. Low frequency noise and stress: bronchitis and cortisol in children exposed chronically to traffic noise and exhaust fumes. *Noise Heal.* 6, 21–28.

- Kohlhuber, M., Mielck, A., Weiland, S.K., Bolte, G., 2006. Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. *Environ. Res.* 101, 246–255.
- Laurian, L., 2008. Environmental Injustice in France. *J. Environ. Plan. Manag.* 51, 55–79.
- Matsui, T., Stansfeld, S., Haines, M., Head, J., 2004. Children's cognition and aircraft noise exposure at home--the West London Schools Study. *Noise Heal.* 7, 49–58.
- Miedema, H.M., Vos, H., 1998. Exposure-response relationships for transportation noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 104, 3432–3445.
- Müller, U., 2006. Sound level measurement of aircraft and vehicule noise, simultaneously recorded at facades and the sleeper's ear, in: *Proceedings of Euronoise 2006*. Presented at the Euronoise 2006, Tampere, Finland.
- Murphy, E., King, E.A., Rice, H.J., 2009. Estimating human exposure to transport noise in central Dublin, Ireland. *Environ. Int.* 35, 298–302.
- Muzet, A., 2007. Environmental noise, sleep and health. *Sleep Med. Rev.* 11, 135–142.
- Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F., 2000. Noise exposure and public health. *Environ. Health Perspect.* 108, 123–131.
- Siegel, S., Castellan, N., 1988. *Non-parametric Statistics for the Behavioral Sciences*. Second edition, MCGraw-Hill. ed. New York.
- Standardization, I.-I.O. for, n.d. ISO 717-1:1996 Acoustics -- Rating of sound insulation in buildings and of building elements -- Part 1: Airborne sound insulation.
- Standardization, I.-I.O. for, n.d. ISO 140-5:1998 Acoustics -- Measurement of sound insulation in buildings and of building elements -- Part 5: Field measurements of airborne sound insulation of façade elements and façades.
- Stansfeld, S., Berglund, B., Clark, C., Lopez-Barrio, I., Fischer, P., Öhrström, E., Haines, M., Head, J., Hygge, S., van Kamp, I., Berry, B., 2005. Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *The Lancet* 365, 1942–1949.
- Stansfeld, S.A., Clark, C., Cameron, R.M., Alfred, T., Head, J., Haines, M.M., van Kamp, I., van Kempen, E., Lopez-Barrio, I., 2009. Aircraft and road traffic noise exposure and children's mental health. *J. Environ. Psychol.* 29, 203–207.
- Xie, H., Kang, J., 2009. Relationships between environmental noise and social-economic factors: Case studies based on NHS hospitals in Greater London. *Renew. Energy* 34, 2044–2053.

**IV. RESULTATS**  
**- EXPOSITION CHRONIQUE AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN**

#### *A.a.2. EXPOSITION AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN : VARIABILITE JOURNALIERE*

Après une première phase d'analyse du niveau global des logements d'enfants, les résultats de la campagne de mesure ont été examinés d'une manière plus fine, avec un découpage jour par jour au sein de chaque logement. Les objectifs de cette seconde phase visent à :

- estimer la variabilité du niveau sonore dans le temps et dans l'espace, au sein d'un même logement (variabilité intra-logement) et d'un logement à un autre (variabilité inter-logement) ;
- identifier les déterminants de cette variabilité;
- quantifier le lien entre les niveaux sonores mesurés en façade de l'habitation et à l'intérieur ;

Une partie de ces résultats a fait l'objet d'une communication orale au congrès scientifique international *Acoustics 2012* (Nantes, 23-27 avril 2012). Un article, intitulé « *Indoor noise exposure at home: a field study on urban schoolchildren* » est en cours de soumission. Cet article est présenté page suivante.



## **IV. RESULTATS**

### **- EXPOSITION AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN : VARIABILITE JOURNALIERE**

**Indoor noise exposure at home: a field study on urban schoolchildren**

Sophie PUJOL <sup>a,b</sup>, Marc BERTHILLIER <sup>c</sup>, Jérôme DEFRANCE <sup>d</sup>, Joseph LARDIES <sup>c</sup>, Jean-Pierre LEVAIN <sup>e</sup>, Rémy PETIT <sup>f</sup>, Hélène HOUOT <sup>g</sup>, Frédéric MAUNY <sup>a,b\*</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Chrono-environnement, UMR 6249 CNRS/ Université de Franche-Comté,

<sup>b</sup> CHRU – Centre hospitalier régional universitaire de Besançon, Centre de méthodologie clinique, 2 place Saint Jacques, 25030 Besançon Cedex, France

<sup>c</sup> Institut FEMTO-ST 6174, DMA, UMR CNRS/ Université de Franche-Comté, 24 rue de l'épita phe, 25000 BESANÇON, France

<sup>d</sup> Centre scientifique et technique du bâtiment, 24 rue Joseph Fourier, 38400 Saint-Martin-d'Hères, France

<sup>e</sup> Laboratoire de Psychologie, EA 3188, IUFM de l'Université de Franche-Comté, Fort Griffon 25042 Besançon cedex, France

<sup>f</sup> Inspection académique du Doubs, 26 avenue de l'Observatoire, 25030 Besançon cedex, France

<sup>g</sup> Laboratoire ThéMA, UMR 6049 CNRS/ Université de Franche-Comté, UFR Lettres SHS, 32 rue Mégevand, 25030 Besançon Cedex, France

**Abstract**

To evaluate indoor noise levels and to investigate the potential factors that may be related to, an eight-day noise measurement campaign was conducted in the homes of 44 schoolchildren attending the public primary schools of Besançon (France). The presence of the inhabitants in the dwelling and the noisy events occurring indoors and outdoors were daily collected using a time-location-activity diary (TLAD); 902 time periods were analysed. The indoor noise level increased significantly with the outdoor noise level, along with the duration of presence or level of activity of the inhabitants at home. However, this effect may vary according to the period of day and the day of the week. Moreover, a significant part of the day and evening indoor noise level variability was explained by factors collected by the TLAD: 46 % and 45 % in the bedroom, 54 % and 39 % in the main room, respectively. Our results highlight the complexity of the indoor environment in the dwellings of children living in an urban area. Combining the inhabitant presence and indoor noise source descriptors with outdoor noise levels and other dwelling or inhabitant characteristics could improve large-scale epidemiological studies. However, additional efforts are still needed, particularly during the night period.

**Key words:** noise exposure; indoor noise sources; children; dwelling; multilevel model; field study

## 1. Introduction

The relationship between noise pollution and human health has been the subject of numerous studies over the last two decades. Researchers have recently focused increased attention on the relationship between noise and non-auditory effects, such as annoyance, hypertension, cardiovascular diseases, sleep disturbance, and cognitive impairments (Clark and Stansfeld, 2007; Passchier-Vermeer and Passchier, 2000; Paunovic et al., 2011).

People are exposed to environmental noise of various origins: transport (road, rail, or air traffic), construction and industry, community sources (neighbourhood, bars and restaurants, discotheques), and social or leisure sources (World Health Organization, 2011). The assessment of exposure to noise requires the consideration of many factors, including measured or modelled exposures, choice of noise indicators, population distribution, time-activity patterns of the exposed population and combined exposures to multiple sources of noise (World Health Organization, 2011).

Advances have been made in assessing the actual exposure of populations to noise sources, such as air traffic and road traffic (World Health Organization, 2011). Thus, noise exposure mapping is a commonly adopted step in the process of estimating the noise exposure of a population (European Commission, 2002; Murphy and King, 2010; Seong et al., 2011; Xie et al., 2011). However, only outdoor exposure is estimated, typically in front of either the most exposed facade or the bedroom facade of the dwelling in which the participant subjects reside.

According to the United States Environmental Protection Agency (US EPA), children spend approximately 90 % of their time indoors and over 60 % of their time within their own residence (US Environmental Protection Agency, 2009). Generally speaking, noise pollution within the indoor environment is a complex mixture of agents migrating from outdoors, in addition to agents generated by indoor sources (Le Cann et al., 2011). Pirrera et al., 2010 recommend to record the indoor noise level in the bedroom of each participant to provide the most exact and reliable noise pollution estimates. Thus, several epidemiological studies have used indoor noise measurements to assess the relationship between noise and health. However, these studies are typically conducted using limited human samples (Aasvang et al., 2011; Graham et al., 2009; Pirrera et al., 2011) or are based on short-term noise level measurements (Babisch et al., 2009; Evans and Marcynyszyn, 2004). Alternative methods for determining the indoor noise levels consider the indoor noise level to be the difference between the outdoor noise level and the facade insulation (Amundsen et al., 2011; Ohrström, 2004; Pirrera et al., 2010; World Health Organization, 2009). This attractive method can be applied to a large number of people and allows researchers to calculate the proportion of subjects exposed to harmful noise levels. However, this method introduces uncertainty of the inhabitants' noise exposure assessment on an individual level and is still under investigation.

A previous noise measurement campaign conducted within the places of residence of schoolchildren examined the variability of weekly indoor and outdoor noise levels (Pujol et al., 2012). The aims of the present study are to quantify the daily indoor noise exposure of children living in an urban area and to analyse the factors that may influence noise level variability. Specifically, day-to-day variability factors within the same dwelling ("within-dwelling variability") and variability factors that differ between separate dwellings ("between-dwelling variability") are examined.

## 2. Methods

The population characteristics and the methods used in this study have been previously reported by Pujol et al. (2012). The major points are described below.

### 2.1 Population

This study population consisted of 8- and 9-year-old school-children who were randomly selected from among the 900 pupils attending one of the 35 public primary schools in key stage 2, year 4 in the French city of Besançon in 2006-2007. The parents of the children were contacted by telephone for consent to participate in the study and to determine each child's inclusion eligibility, which included the following characteristics: residence within the city at the same residence for at least one year, the child's bedroom being located either higher than the ground floor or at ground level with a private garden or courtyard, and a bedroom window of an appropriate size to affix the outdoor microphone. Forty-four dwellings were selected and equipped with microphones in the order in which the families agreed to participate, taking into account the availability of the inhabitants and the measurement equipment and avoiding long holiday periods and unusual living conditions.

### 2.2 Dwellings and family characteristics

Before the beginning of the measurement session, the presence of indoor noise sources in the dwelling (radio, television, musical instrument, computer, or others) and the number of children sleeping in the bedroom were recorded by the operator. Standardised questionnaires were distributed to the families to collect the household socio-economic characteristics (single parenthood and parental occupation, employment status, and educational level); family size; the number of residents; residency duration; the child's age, sex, and birth order; and dwelling characteristics (number of rooms, floor level, type of dwelling, and type of windows). The families were also asked to record the following information for the duration of the measurement session in a time-location-activity diary (TLAD) by periods of 30 minutes: the presence of adults and children in the dwelling, noisy events occurring indoors (use of television, radio, musical instruments, or household appliances), noisy events occurring outdoors, and opening of the windows.

### 2.3 Noise measurement

The study was conducted from December 2006 to July 2007 using three class 1 acoustic equipment chains, each composed of a sound level meter (Blue Solo®, 01dB-Metravib) and a front-end acquisition equipment (Harmonie® or Symphonie®, 01dB-Metravib). Three microphones were used in each dwelling: one microphone was used in the room where the child spent most of the time, i.e. the main room; one microphone was used in the child's bedroom; and one microphone was used outdoors (two meters in front of the child's bedroom window). The microphone location was chosen

carefully, considering acoustic and family constraints and avoiding locations close to walls, windows, and doors. The microphone was placed 1.15 m above the floor, corresponding to the approximate height of a child's ear.

Equivalent continuous A-weighted sound levels ( $L_{Aeq}$ , in dB) were measured every second during an eight-day period, according to the French standard (NF S 31-010, 1996). The measurement chains were calibrated at the beginning and at the end of the measurement sessions.

In parallel, theoretical outdoor noise levels in front of the main room facade were calculated using a strategic noise map (Pujol et al., 2009) that was built in accordance with the European environmental noise directive 2002/49/CE (European Commission, 2002). The noise prediction software MITHRA (CSTB, 2002) was used to position virtual receivers on the floor of the dwelling, at two meters in front of the facade of the main room.

#### 2.4 Data processing

For each measurement location,  $L_{Aeq, day}$  (6:00-18:00),  $L_{Aeq, evening}$  (18:00-22:00) and  $L_{Aeq, night}$  (22:00-6:00) were calculated. Data recorded during the first day of measurement and during the following unfavourable measurement conditions were excluded from the analyses: rainfall or strong wind (wind speed higher than  $5 \text{ m.s}^{-1}$ ), unusual outdoor or indoor sound events reported by families (fairs, demonstrations, and open-air concerts) and periods for which acoustic data were available for less than half the time.

Three classes of socio-economic status were defined using the parents' occupations, according to the French National Institute of Statistics and Economic Studies classification. The class of the more privileged member of the couple was used to determine the household socio-economic status. Crowding was defined based on the number of people per room. Both apartment buildings and semi-detached houses were defined as collective dwellings.

The data collected in the TLAD were used to quantify the inhabitants' presence in the dwelling, the occurrence of noisy events (in the child's bedroom, out of the child's bedroom, outdoors), and the opening of the windows in the child's bedroom and the main room for each period (day, evening, and night). Periods were excluded from the analysis if the data were not fulfilled during the totality of the period. The occurrence was defined for each period as the number of 30-min periods associated with an event, as reported by the family, divided by the total number of 30-min periods (i.e. 24 in the day, 8 in the evening and 16 in the night). The occurrence values were multiplied by 100 for convenience. The school calendar was used to determine school days, in addition to the evenings and nights before a school day.

### 2.5 Statistical analysis

Descriptive statistics are presented as the means and standard deviations (SD). To take into account the hierarchical structure of the data, multilevel linear regression models (Goldstein, 1995) were used to assess the associations between the indoor noise level and independent factors, including the outdoor noise level, the TLAD variables, and the dwelling or family characteristics. Two levels were defined, including “day of measurement” (level I) and “dwelling” (level II), to partition the overall variability into “within-dwelling variability” (day-to-day variability, level I) and “between-dwelling variability” (from one dwelling to another, level II). The variables that were associated with the indoor noise level at  $P \leq 0.2$  in a univariate analysis were then included in a multivariate analysis using a backward step-by-step elimination procedure. These analyses were only performed on the time periods for which both the TLAD variables and the noise level were available. The proportion of the variance explained by a model was calculated using random effect variances of the “null” model (containing only an intercept term) and those of the considered model. Multilevel analyses were also used to test for the period effect on TLAD variables and noise levels. A P-value of 0.05 was used as a threshold for statistical significance. The SYSTAT 12.02 (SYSTAT Software, Inc., Chicago, IL and MLwiN 2.1 (University of Bristol, UK) (Rasbash et al., 2009) software programs were used to perform the analyses.

### 2.6 Ethics

Permission to conduct this study was given by the French National Advisory Committee for the Treatment of Information in Health Research (CCTIRS) and the French National Computing and Freedom Committee (CNIL).

## 3. Results

### 3.1. Sample characteristics

Among the 44 dwellings included in the analysis, 80 % were in a collective building. The view from the child’s bedroom window was either a courtyard or a grassy area in 61 % of the dwellings, whereas the view was a street in 66 % of the main room windows. Most of the windows were double-glazed windows, both in the bedroom (75 %) and in the main room (82 %). Forty-one per cent of the participant children shared their bedroom with another child or two other children. A TV set was present in 32 % of the children’s bedrooms. The main room was a living room in 89 % of the dwellings ( $n = 39$ ), a separate bedroom in 7 % of the dwellings ( $n = 3$ ), and a kitchen in 4 % of the dwellings ( $n = 2$ ). The number of inhabitants ranged between 2 and 6 (mean = 4.2), and each family had on average 2.4 children (range = 1-4 children). A majority (57 %) of the families had an

intermediate socio-economic status, whereas 34% had a privileged socio-economic status, and 9 % had an underprivileged socio-economic status.

### 3.2. Living conditions

A total of 902 time periods were retained from the TLAD data. On average, the participant children spent approximately 17 hours per day (67 %) at home. A majority of the evening and night periods were spent at home (77 % and 90 %, respectively), whereas only 48 % of the day period was spent at home (Table 9). Unsurprisingly, the inhabitants were significantly more present in the dwelling during the evening and the night periods compared with the day period (all  $P < 10^{-3}$ ). Noisy indoor events were significantly more frequent during the evening period ( $P < 10^{-3}$ ). Window-opening behaviour was prone to both considerable day-to-day and between-dwelling variability. The daily average window opening duration was 2:07 hours in the child's bedroom and 2:45 hours in the main room.

Table 9 : Living conditions during day, evening and night

|                                 | Day<br>(N = 304) |        | Evening<br>(N = 297) |       | Night<br>(N = 301) |       | P                 |
|---------------------------------|------------------|--------|----------------------|-------|--------------------|-------|-------------------|
|                                 | Mean (SD)        | Range  | Mean (SD)            | Range | Mean (SD)          | Range |                   |
| <b>Presence in the dwelling</b> |                  |        |                      |       |                    |       |                   |
| At least one adult              | 63.7 (28.6)      | 0-100  | 84.5 (26.5)          | 0-100 | 96.4 (16.5)        | 0-100 | <10 <sup>-3</sup> |
| Child participant               | 47.5 (27.1)      | 0-100  | 76.6 (33.4)          | 0-100 | 90.1 (28.4)        | 0-100 | <10 <sup>-3</sup> |
| At least one other child        | 42.7 (35.3)      | 0-100  | 63.6 (42.9)          | 0-100 | 72.7 (44.0)        | 0-100 | <10 <sup>-3</sup> |
| <b>Noisy events*</b>            |                  |        |                      |       |                    |       |                   |
| In the child's bedroom          | 4.2 (9.3)        | 0-66.7 | 8.7 (21.2)           | 0-100 | 0.7 (4.5)          | 0-50  | <10 <sup>-3</sup> |
| In the main room                | 22.5 (20.3)      | 0-87.5 | 48.2 (37.0)          | 0-100 | 12.2 (15.5)        | 0-100 | <10 <sup>-3</sup> |
| Outdoors                        | 2.9 (9.0)        | 0-66.7 | 2.8 (10.7)           | 0-100 | 1.3 (7.4)          | 0-100 | 0.03              |
| <b>Window's opening</b>         |                  |        |                      |       |                    |       |                   |
| In the child's bedroom          | 12.0 (22.1)      | 0-100  | 10.1 (24.2)          | 0-100 | 3.4 (16.4)         | 0-100 | <10 <sup>-3</sup> |
| In the main room                | 14.0 (25.0)      | 0-100  | 13.6 (28.7)          | 0-100 | 6.6 (23.6)         | 0-100 | <10 <sup>-3</sup> |

The results are expressed as the percentage of time during the considered time period. As an example, at least one adult is present in the dwelling during 63.7 percent of the day period.

SD: Standard deviation

P: Difference between day, evening or night P-value (multilevel analysis)

\* Use of television, radio, musical instruments, household appliances, or other noisy event or activity

### 3.3. Dwelling noise exposure

Measurements of noise level using  $L_{Aeq,day}$ ,  $L_{Aeq,evening}$ , and  $L_{Aeq,night}$  in the main room, in the child's bedroom, and outdoors are shown in Tables 10 and 11. The indoor  $L_{Aeq}$  was significantly higher during the evening in the main room ( $P < 10^{-3}$ ).



### 3.4. “School day” and “Day before school day”

During school days, both children and adults spent significantly less time at home than when there was no school: 37.1 % of the day period vs. 58.3 % for the participant child ( $P < 10^{-3}$ ), 36.8 % vs. 48.8% for the other children ( $P < 10^{-3}$ ) and 60.0 % vs. 67.6 % for the adults ( $P = 0.01$ ). The occurrence of the noisy events declared by the family was similar in the child’s bedroom (4.2 % of the day period on school days vs. 4.1 % on days without school). In the main room, the noisy events were less frequent on days of school (20.6 % vs. 24.5 % on days without school,  $P = 0.01$ ). The indoor  $L_{Aeq, day}$  was significantly lower during school days compared with days without school (- 3.1 dB in the bedroom and - 2.1 dB in the main room, both  $P = 10^{-3}$ ) (Table 2).

Before a school day, both the participant children and the adults spend more time at home than before a day without school (i.e. during the evening 84.0 % vs. 68.7 %,  $P < 10^{-3}$  for the participant child and 88.4 % vs. 80.3 %,  $P = 0.01$  for the adults, respectively and during the night 95.8 % vs. 84.1 %,  $P < 10^{-3}$  for the participant child and 98.4 % vs. 94.5 %,  $P = 0.03$ , for the adults, respectively). The indoor  $L_{Aeq, evening}$  was significantly higher than before a day without school (+ 2.3 dB in the bedroom and + 2.7 dB in the main room,  $P = 0.02$  and 0.01, respectively) (Table 3). Conversely, on a night before a school day, the  $L_{Aeq, night}$  was significantly lower than before a day without school in the child’s bedroom (- 3.9 dB,  $P < 10^{-3}$ ) but not in the main room (- 1 dB,  $P = 0.10$ ).

The outdoor  $L_{Aeq}$  was statistically significantly higher during the day periods of school days (+ 1.2 dB,  $P < 10^{-3}$ ) but slightly lower on a night before a school day (- 0.5 dB,  $P = 0.02$ ). No difference was observed during the evening period.



## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN : VARIABILITE JOURNALIERE

Table 10 :  $L_{Aeq,day}$  during days of school and days without school <sup>a</sup> (dB)

| Day (6:00-18:00)     | Total |            |           | Days of school |            | Days without school <sup>a</sup> |            | P <sup>b</sup> |
|----------------------|-------|------------|-----------|----------------|------------|----------------------------------|------------|----------------|
|                      | n     | Mean (SD)  | Range     | n              | Mean (SD)  | n                                | Mean (SD)  |                |
| Child's bedroom      | 298   | 48.2 (5.1) | 23.6-66.2 | 153            | 46.7 (5.8) | 145                              | 49.8 (6.5) | $10^{-3}$      |
| Main room            | 289   | 55.2 (5.4) | 33.0-75.8 | 151            | 54.1 (6.5) | 138                              | 56.2 (5.5) | $10^{-3}$      |
| Outdoors (bedroom)   | 273   | 55.4 (5.6) | 40.5-68.5 | 140            | 55.9 (5.5) | 133                              | 54.7 (5.2) | $< 10^{-3}$    |
| Outdoors (main room) | 44    | 55.8 (3.4) | 49.9-65.2 | -              | -          | -                                | -          | -              |

<sup>a</sup> Wednesday, Saturday, Sunday, legal holiday, and other school vacation

SD: standard deviation

<sup>b</sup> Difference between days of school and days without school: multilevel analysis P-value

Table 11 :  $L_{Aeq,evening}$  and  $L_{Aeq,night}$  during evenings and nights before a day of school <sup>c</sup> (dB)

|                       | Total |            |           | Before a day of school |            | Before a day without school <sup>c</sup> |            | P <sup>d</sup> |
|-----------------------|-------|------------|-----------|------------------------|------------|--|------------|----------------|
|                       | n     | Mean (SD)  | Range     | n                      | Mean (SD)  | n  | Mean (SD)  |                |
| Evening (18:00-22:00) |       |            |           |                        |            |  |            |                |
| Child's bedroom       | 289   | 50.4 (6.5) | 24.0-68.5 | 148                    | 51.6 (5.6) | 141                                      | 49.3 (8.3) | 0.02           |
| Main room             | 283   | 58.0 (4.8) | 26.9-87.8 | 148                    | 59.2 (4.8) | 135                                      | 56.5 (5.5) | 0.01           |
| Outdoors (bedroom)    | 272   | 54.0 (5.9) | 42.0-68.2 | 135                    | 53.6 (6.3) | 137                                      | 53.9 (5.8) | 0.07           |
| Outdoors (main room)  | 44    | 53.9 (3.7) | 47.5-64.4 | -                      | -          | -  | -          | -              |
| Night (22:00-6:00)    |       |            |           |                        |            |  |            |                |
| Child's bedroom       | 291   | 33.5 (4.6) | 20.8-65.5 | 149                    | 31.8 (4.2) | 142                                      | 35.7 (6.5) | $< 10^{-3}$    |
| Main room             | 287   | 41.5 (6.0) | 18.5-77.3 | 149                    | 41.2 (6.5) | 138                                      | 42.2 (6.9) | 0.10           |
| Outdoors (bedroom)    | 274   | 47.5 (5.6) | 33.1-63.4 | 141                    | 47.2 (5.6) | 133                                      | 47.7 (5.8) | 0.02           |
| Outdoors (main room)  | 44    | 48.0 (3.1) | 42.5-55.7 | -                      | -          | -  | -          | -              |

<sup>c</sup> Tuesday, Friday, Saturday, day before a legal holiday or other school vacation

SD: standard deviation

<sup>d</sup> Difference between before a day of school and before a day without school: multilevel analysis P-value

### 3.5. Multilevel analysis results

Among the variables selected during the univariate analyses, four were not retained in the multivariate procedure: type of windows, crowding, noisy outdoor event and the presence of a musical instrument in the main room. The retained multilevel models for the child's bedroom and the main room are presented in Tables 12 and 13.

#### Child's bedroom

A significant and positive association was found between the bedroom  $L_{Aeq}$  and the outdoor  $L_{Aeq}$  during the day and the evening ( $P < 10^{-3}$  and  $P = 0.04$ , respectively), whereas a marginally significant association was found during the night ( $P = 0.06$ ) (Table 4). Each time the outdoor  $L_{Aeq, day}$  increased by 10 dB, the bedroom  $L_{Aeq, day}$  increased on average by 3.6 dB. However, this increase was lower during the evening (+ 2.3 dB) and the night (+ 1.7 dB). In the models "day", "evening", "night", the presence of people in the dwelling was associated with an increased bedroom  $L_{Aeq}$ . However, the influence of the presence of different people in the dwelling depended on the time period. Only the participant child's presence was statistically significant during each time period. Compared with the bedrooms without a TV set, the  $L_{Aeq}$  in the bedrooms with a TV set was higher during the day [+ 2.6 dB ( $P = 0.03$ )] and the evening periods [+ 4.2 dB ( $P = 0.01$ )]. The indoor  $L_{Aeq, night}$  was significantly lower when the participant child was sleeping alone in his bedroom (- 2.7 dB,  $P = 0.05$ ) or before a day of school (- 4.1 dB,  $P < 10^{-3}$ ).

The proportions of the variance explained by the "day", "evening" and "night" models reached 46 %, 45 %, and 17 %, respectively. When excluding the TLAD variables, the proportions decreased to 16 %, 14 % and 9 %, respectively.

#### Main room

In the main room, the presence of adults was significantly and positively associated with indoor  $L_{Aeq}$ , regardless of the time of day (Table 5). The other events described in the TLAD (presence of the participant child, presence of other children, or a noisy event in the dwelling) were also significantly associated with an increased indoor  $L_{Aeq}$  in the "day" and "evening" models. A significant and positive association between indoor and outdoor  $L_{Aeq}$  was found during the day ( $\beta = 3.8$ ; 95 % CI = [0.7; 6.8];  $P = 0.02$ ). Regarding the evening and night periods, this relationship was not significant ( $\beta = 0.9$ ; 95 % CI = [- 2.1; 3.9];  $P = 0.55$  and  $\beta = 1.2$ ; 95 % CI = [- 4.3; 6.7];  $P = 0.67$ , respectively). The main room  $L_{Aeq}$  was, on average, 1.9 dB lower on a night before a school day than on a night that was not before a school day.

The proportion of variance explained by the "day", "evening" and "night" models reached 54 %, 39 % and 3 %, respectively. When excluding the TLAD variables, the proportion of the variance that was explained by the models fell to 27 %, 10 % and 1 %, respectively.

## IV. RESULTATS

- EXPOSITION AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN : VARIABILITE JOURNALIERE

Table 12 : Bedroom noise level: day, evening and night multivariate multilevel linear models

| Independent variable  | Day model |                |                   | Evening model |              |                   | Night model |                |                   |
|---|-----------|----------------|-------------------|---------------|--------------|-------------------|-------------|----------------|-------------------|
|   | $\beta$   | 95% CI         | P                 | $\beta$       | 95% CI       | P                 | $\beta$     | 95% CI         | P                 |
| <b>Intercept</b>  | 46.55     |                |                   | 46.86         |              |                   | 36.94       |                |                   |
| <b>Level "DAY OF MEASUREMENT"</b>                               |           |                |                   |               |              |                   |             |                |                   |
| <i>Outdoor noise level* (unit = 10 dB)</i>                      | 3.57      | [1.94; 5.20]   | <10 <sup>-3</sup> | 2.28          | [0.13; 4.44] | 0.04              | 1.76        | [-0.02; 3.54]  | 0.06              |
| <i>TLAD variables (unit = 1 hour)</i>                           |           |                |                   |               |              |                   |             |                |                   |
| Presence of the participant child                               | 0.65      | [0.39; 0.91]   | <10 <sup>-3</sup> | 0.80          | [0.08; 1.52] | 0.03              | 0.88        | [0.53; 1.22]   | <10 <sup>-3</sup> |
| Presence of one adult or more                                   | 0.21      | [-0.02; 0.44]  | 0.08              | 1.75          | [0.88; 2.62] | <10 <sup>-3</sup> | 0.54        | [0.00; 1.08]   | 0.06              |
| Presence of one other child or more                             | 0.48      | [0.25; 0.71]   | <10 <sup>-3</sup> | 1.35          | [0.72; 1.99] | <10 <sup>-3</sup> | -           | -              | -                 |
| Noisy events in the child's bedroom                             | 0.89      | [0.16; 1.63]   | 0.02              | 1.82          | [0.13; 3.52] | 0.04              | -           | -              | -                 |
| Bedroom window opening  | 0.30      | [0.04; 0.56]   | 0.02              | -             | -            | -                 | -           | -              | -                 |
| <i>Measurement before a day of school</i>                       | -         | -              | -                 | -             | -            | -                 | -4.06       | [-5.37; -2.76] | <10 <sup>-3</sup> |
| <b>Level "DWELLING"</b>   |           |                |                   |               |              |                   |             |                |                   |
| <i>Dwelling characteristics</i>                                 |           |                |                   |               |              |                   |             |                |                   |
| Dwelling being in a detached house                              | -3.17     | [-5.68; -0.67] | 0.02              | -             | -            | -                 | -           | -              | -                 |
| Presence of a TV in the bedroom                                 | 2.62      | [0.37; 4.87]   | 0.03              | 4.21          | [1.14; 7.28] | 0.01              | -           | -              | -                 |
| <i>Inhabitant's characteristics</i>                             |           |                |                   |               |              |                   |             |                |                   |
| Participant child being the eldest child                        | 3.05      | [0.86; 5.25]   | 0.01              | 5.63          | [2.65; 8.61] | <10 <sup>-3</sup> | -           | -              | -                 |
| Participant child sharing his bedroom with (an)other child(ren) | -         | -              | -                 | -             | -            | -                 | -2.66       | [-5.25; -0.06] | 0.05              |
| Units level "day of measurement"                                | 273       |                |                   | 272           |              |                   | 274         |                |                   |
| Units level "dwelling"  | 43        |                |                   | 44            |              |                   | 44          |                |                   |
| Explained variance part (%)                                     | 46        |                |                   | 45            |              |                   | 17          |                |                   |

$\beta$ : the estimated change of the indoor noise level; CI: confidence interval; P: P-value.

## IV. RESULTATS

- EXPOSITION AU DOMICILE EN MILIEU URBAIN : VARIABILITE JOURNALIERE

Table 13 : Main room noise level: day, evening and night multivariate multilevel linear models

| Independent variable                       | Day model |               |                   | Evening model |               |                   | Night model |                |                   |
|--|-----------|---------------|-------------------|---------------|---------------|-------------------|-------------|----------------|-------------------|
|  | $\beta$   | 95% CI        | P                 | $\beta$       | 95% CI        | P                 | $\beta$     | 95% CI         | P                 |
| <b>Intercept</b>                           | 54.62     |               |                   | 57.10         |               |                   | 42.19       |                |                   |
| <b>Level "DAY OF MEASUREMENT"</b>          |           |               |                   |               |               |                   |             |                |                   |
| <b>Outdoor noise level* (unit = 10 dB)</b> | 3.79      | [0.76; 6.83]  | 0.02              | -             | -             | -                 | -           | -              | -                 |
| <b>TLAD variables (unit = 1 hour)</b>      |           |               |                   |               |               |                   |             |                |                   |
| Presence of the participant child          | 0.38      | [0.18; 0.58]  | <10 <sup>-3</sup> | 0.90          | [0.21; 1.59]  | 0.02              | -           | -              | -                 |
| Presence of one adult or more              | 0.36      | [0.13; 0.59]  | 0.01              | 1.63          | [0.79; 2.46]  | <10 <sup>-3</sup> | 1.20        | [0.56; 1.84]   | <10 <sup>-3</sup> |
| Presence of one other child or more        | 0.40      | [0.20; 0.59]  | <10 <sup>-3</sup> | 1.03          | [0.44; 1.61]  | <10 <sup>-3</sup> | -           | -              | -                 |
| Noisy events in the dwelling               | 0.25      | [0.01; 0.49]  | 0.05              | 1.15          | [0.61; 1.69]  | <10 <sup>-3</sup> | -           | -              | -                 |
| <b>Measurement before a day of school</b>  | -         | -             | -                 | -             | -             | -                 | -1.91       | [-3.58; -0.23] | 0.03              |
| <b>Level "DWELLING"</b>                    |           |               |                   |               |               |                   |             |                |                   |
| <b>Dwelling characteristics</b>            |           |               |                   |               |               |                   |             |                |                   |
| Dwelling being in a detached house         | 2.45      | [-0.11; 5.01] | 0.07              | 2.72          | [0.00; 5.43]  | 0.06              | -           | -              | -                 |
| <b>Inhabitant's characteristics</b>        |           |               |                   |               |               |                   |             |                |                   |
| Number of children                         | 1.48      | [0.10; 2.87]  | 0.04              | 1.27          | [-0.15; 2.68] | 0.09              | -           | -              | -                 |
| Units level "day of measurement"           | 289       |               |                   | 283           |               |                   | 287         |                |                   |
| Units level "dwelling"                     | 42        |               |                   | 43            |               |                   | 43          |                |                   |
| Explained variance part (%)                | 54        |               |                   | 39            |               |                   | 3           |                |                   |

$\beta$ : the estimated change in the indoor noise level; CI: confidence interval; P: P-value.

\* The outdoor noise level was calculated using a strategic noise map.

### D. Discussion

This study on noise exposure in schoolchildren aimed to explore the between- and within-dwelling variability of noise levels at home. In addition to the expected between-dwelling variability, the within-dwelling variability of noise levels from the three time periods was significant, as was the course of the week for both indoor and outdoor noise levels. Among the identified factors that influence noise variability, dwelling characteristics and home inhabitants' presence or activities appeared to play a predominant role.

These results were obtained from a large data set based on a six-month acquisition campaign that was conducted at the places of residence of randomly sampled schoolchildren. To insure the quality of the data, approved noise measurement equipment, an adapted standardised measurement protocol and questionnaires were used (Pujol et al., 2012). Furthermore, data control and data processing measures were carefully conducted, including the identification and exclusion of invalid or incomplete time periods and careful verification of the TLAD with the family at the end of each session. However, biases due to the underestimation or underreporting of noisy events due to the absence of parents or wakefulness periods cannot be excluded. Similar to Díaz and Pedrero (2006), whose study relies on a moderate sample size but a long measurement period, the sample size was optimised to include an entire week to quantify fluctuations in family life, including days of school vs. days without school and working days vs. days off. The multilevel multivariate analyses were conducted to control for the repeated structure of the data, to better quantify the day-to-day variability and the factors influencing the day-to-day variability, and to control for confounding effects.

The indoor noise levels increased with the presence or activity of the inhabitants at home, although the influence of these parameters may vary according to the period of the day and the day of the week. Individuals, as well as household items in the dwelling, can be considered to be indoor sound sources and can help to explain a large part of the level and the variability of the indoor noise. This observation was especially true during the day and evening periods, when the inhabitants were awake. The notion of indoor noise sources has already been tackled by several authors (Aasvang et al., 2011; Pirrera et al., 2011). Our results demonstrate the crucial necessity of quantifying noisy events and inhabitants' presence for indoor noise level assessment.

A complex relationship between indoor and outdoor noise levels was underlined. Indeed, the indoor noise level was found to be associated with outdoor noise levels or opening of the windows during the day or the evening periods. Fortunately, this finding strengthens the results of numerous studies or noise regulation policies that are based upon outdoor noise to assess human exposure or evaluate health effects (Belojevic et al., 2008; European Commission, 2002; Mehdi et al., 2011; World Health Organization, 2011, 2009). However, the correlation between increasing bedroom  $L_{Aeq}$  and increasing outdoor  $L_{Aeq}$  was greater during the day than during the evening; and, the correlation was

over two times less during the night and only marginally significant. The same trend can be observed in the main room results. Several factors could explain the nonlinearity of this relationship across the different time periods. First, the concurrence of a higher outdoor noise level, a lower indoor noise source emission and a longer opening time during the day should be considered. Thus, the relationships between the outdoor noise levels and the window opening behaviour (European Commission Working Group on Health and Socio-economic Aspects, 2004) or indoor noise levels (Amundsen et al., 2011) should be taken into consideration. Secondly, the low contribution of the outdoor  $L_{Aeq}$  to the indoor  $L_{Aeq}$  during the evening and night periods is consistent with the moderate outdoor noise levels. As described in Pujol et al. (2012), the main noise source in this city of 120, 000 inhabitants (INSEE, 2011) is ground transport, including road and rail traffic; however, no motorways crossed the inhabited districts. Due to the facade insulation, the amount of outdoor noise that enters the dwelling is relatively low, especially when the windows are closed. Therefore, indoor noise source emissions become the major contributors to the ambient noise level inside the dwelling. This finding is particularly true in the evening period, when both indoor  $L_{Aeq}$  and indoor noisy events, as declared by the inhabitants, are the highest.

The World Health Organization (2009) proposed a default reduction of 21 dB(A) to convert a theoretical outside night noise level on the most exposed facade to an inside night noise level, thereby taking into account the possibility that the windows may be open a large part of the year. Applied to our results, this default reduction index provides an average indoor night noise level that is very close to the observed one (32.5 vs. the observed 33.5 dB(A)) (after using the + 6 dB(A) correction proposed by (Amundsen et al., 2011) to convert a bedroom facade to a most exposed facade noise level). When the default reduction index was applied to the main room, the predicted results diverged from the observed results, at, respectively, 33.0 vs. the observed 41.5 dB(A). Thus, whereas the default reduction index may be of interest in a child's bedroom noise level assessment, this parameter does not have a clear predictive value in other rooms, including the main room in our study, or an adult's bedroom, according to (Pirrera et al., 2011).

Many factors have been identified as independent sources of variability, including the presence of people in the dwelling, noisy event occurrences, measurement before a day of school, presence of a TV set in the child's bedroom, the location of the dwelling in a detached house, a child sleeping alone in a bedroom, a child being the eldest child or the number of children living in the dwelling. However, the influence of these parameters may vary according to the time period. When the parameters included in the day and evening models were relatively similar, night-time appeared to be a specific period with its own variability factors. A small number of TLAD parameters were included in the night period multivariate analysis; the night period model explained only a fraction of the noise level variability. Certain permanent noise sources, including ventilation, refrigerator, freezer, electronic equipment, and low power setting, may have not been reported in the TLAD because their

contributions may have been masked by the other sources present during the diurnal period. Noises created by the participant child, including body movements during sleep (motility) and respiration, may also increase the ambient noise; these factors were only taken into account by the inhabitants' presence information. Furthermore, the presence and activities of the inhabitants in the dwelling differ among days because the child's activities, time of awakening, and presence are regulated by school timetables. Additionally, school may also influence the child's activities during the night period. For example, a child may have an earlier bedtime on a school night. Conversely, when there is no school the following day, the child may be allowed to watch more TV. Pirrera et al. (2011) did not observe any influence of the weekday on indoor nocturnal noise effects. However, the experimental design of this adult-focused study was not able to compare the working day with the days off as the measurements were performed excluding weekends.

TLADs have already been used to describe personal exposure to several pollution sources in epidemiological studies (Viel et al., 2011; Wallace et al., 2006). A self-reported survey recently provided annual individual noise exposure duration of urban adult residents (Neitzel et al., 2012). In our study, the TLAD variables allowed us to assess the effect of the presence of the inhabitants at home on noise occurrence and to quantify the indoor noise source activity. Our results on a child's presence in the dwelling were consistent with the statistics of the US EPA regarding time spent at the residence (US Environmental Protection Agency, 2009). Our use of TLAD variables in our multivariate models enhanced the understanding of the indoor noise levels and highly improved the fit of the models. Further studies could evaluate solely the amount of time a child spends at home instead of using conventional noise indicators calculated on standardised time periods. Data obtained in this manner could provide a more accurate assessment of a child's noise exposure in everyday life.

The indoor environment within the dwelling of a child living in an urban area appears to be complex and cannot be easily elucidated from any single factor, including the outdoor noise level and the facade insulation values. Many variability factors differ based on the time of day. In contrast to the outdoor noise level, which can be calculated at a city scale, indoor noise level assessment requires the simultaneous consideration of dwelling and inhabitant characteristics, in addition to outdoor noise levels and noise sources within the dwelling. The use of a TLAD allows the recording of the inhabitants' presence and activities without resorting to the acoustical constraints of the equipment, the long-term recording, and the data processing. The TLAD is a refined alternative that could be distributed to numerous people and combined with the other identified variability factors to improve large-scale indoor home noise exposure assessment.



## Acknowledgements

We are grateful to the families who cooperated in this research. We would also like to thank Laurence Tilatti and Jean-Marc Cote for their dedication to this project. This research was supported by the French Ministry of Environment and Sustainable Development (MEDD) within the third research programme “Predit” (GO7).

## References

- Aasvang, G.M., Overland, B., Ursin, R., Mow, T., 2011. A field study of effects of road traffic and railway noise on polysomnographic sleep parameters. *J Acoust Soc Am* 129, 3716.
- Amundsen, A.H., Klæboe, R., Aasvang, G.M., 2011. The Norwegian Façade Insulation Study : The efficacy of façade insulation in reducing noise annoyance due to road traffic *J Acoust Soc Am* 129, 1381.
- Babisch, W., Neuhauser, H., Thamm, M., Seiwert, M., 2009. Blood pressure of 8–14 year old children in relation to traffic noise at home — Results of the German Environmental Survey for Children (GerES IV). *Sci Total Environ* 407, 5839–5843.
- Belojevic, G., Jakovljevic, B., Stojanov, V., Paunovic, K., Ilic, J., 2008. Urban road-traffic noise and blood pressure and heart rate in preschool children. *Environ Int* 34, 226–231.
- Clark, C., Stansfeld, S.A., 2007. The Effect of Transportation Noise on Health and Cognitive Development: A Review of Recent Evidence. *Int J Comp Psychol* 20, 145–158.
- CSTB, 2002. MITHRA 5.0, manuel technique.
- Díaz, C., Pedrero, A., 2006. Sound exposure during daily activities. *Appl Acoust* 67, 271–283.
- European Commission, 2002. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 related to the assessment and management of environmental noise.
- European Commission Working Group on Health and Socio-economic Aspects, 2004. Position paper on dose-effect relations for night time noise.
- Evans, G.W., Marcynyszyn, L.A., 2004. Environmental Justice, Cumulative Environmental Risk, and Health Among Low- and Middle-Income Children in Upstate New York. *Am J Public Health* 94, 1942–1944.
- Goldstein, H., 1995. *Multilevel Statistical Models*, second ed. ed. Edward Arnold, London.
- Graham, J.M.A., Janssen, S.A., Vos, H., Miedema, H.M.E., 2009. Habitual traffic noise at home reduces cardiac parasympathetic tone during sleep. *Int J Psychophysiol* 72, 179–186.
- INSEE, 2011. Besançon, chiffres clés : Evolution et structure de la population de 1968 à 2008.



- Le Cann, P., Bonvallet, N., Glorennec, P., Deguen, S., Goeury, C., Le Bot, B., 2011. Indoor environment and children's health: Recent developments in chemical, biological, physical and social aspects. *Int J Hyg Environ Health* 215, 1–18.
- Mehdi, M.R., Kim, M., Seong, J.C., Arsalan, M.H., 2011. Spatio-temporal patterns of road traffic noise pollution in Karachi, Pakistan. *Environ Int* 37, 97–104.
- Murphy, E., King, E.A., 2010. Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environ Int* 36, 290–298.
- Neitzel, R.L., Gershon, R.R.M., McAlexander, T.P., Magda, L.A., Pearson, J.M., 2012. Exposures to Transit and Other Sources of Noise among New York City Residents. *Environ Sci Technol* 46, 500–508.
- NF S 31-010, 1996. Acoustic- Environmental noise characterization and measurement - Special measuring methods.
- Ohrström, E., 2004. Longitudinal surveys on effects of changes in road traffic noise-annoyance, activity disturbances, and psycho-social well-being. *J. Acoust. Soc. Am* 115, 719–729.
- Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F., 2000. Noise exposure and public health. *Environ Health Perspect* 108, 123–131.
- Paunovic, K., Stansfeld, S., Clark, C., Belojevic, G., 2011. Epidemiological studies on noise and blood pressure in children: Observations and suggestions. *Environ Int* 37, 1030–1041.
- Pirrerá, S., De Valck, E., Cluydts, R., 2010. Nocturnal road traffic noise: A review on its assessment and consequences on sleep and health. *Environ Int* 36, 492–498.
- Pirrerá, S., De Valck, E., Cluydts, R., 2011. Nocturnal road traffic noise assessment and sleep research: The usefulness of different timeframes and in- and outdoor noise measurements. *Appl Acoust* 72, 677–683.
- Pujol, S., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Petit, R., Houot, H., Levain, J.-P., Masselot, C., Mauny, F., 2012. Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: A population-based study on schoolchildren. *Appl Acoust* 73, 741–750.
- Pujol, S., Houot, H., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Bongain, S., Levain, J.-P., Masselot, C., Petit, R., Mauny, F., 2009. Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques : quelles sources sonores ?, in: Actes des Neuvièmes rencontres de Théo Quant. Presented at the Neuvièmes Rencontres de Théo Quant, Foltête J.-C., Besançon, p. 10.
- Rasbash, J., Charlton, C., Jones, K., Pillinger, R., 2009. Bristol University | Centre for Multilevel Modelling | Manual supplement for MLwiN 2.14.
- Seong, J.C., Park, T.H., Ko, J.H., Chang, S.I., Kim, M., Holt, J.B., Mehdi, M.R., 2011. Modeling of road traffic noise and estimated human exposure in Fulton County, Georgia, USA. *Environ Int* 37, 1336–1341.

- US Environmental Protection Agency, 2009. Highlights of the Child-Specific Exposure Factors Handbook (Final Report) ( No. EPA/600/R-08/135). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
- Viel, J.-F., Tiv, M., Moissonnier, M., Cardis, E., Hours, M., 2011. Variability of radiofrequency exposure across days of the week: A population-based study. *Environ Res* 111, 510–513.
- Wallace, L., Williams, R., Rea, A., Croghan, C., 2006. Continuous weeklong measurements of personal exposures and indoor concentrations of fine particles for 37 health-impaired North Carolina residents for up to four seasons. *Atmos Environ* 40, 399–414.
- World Health Organization, 2009. Night noise guidelines for Europe. World Health Organization, Copenhagen.
- World Health Organization, 2011. Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe. World Health Organization, Copenhagen.
- Xie, D., Liu, Y., Chen, J., 2011. Mapping Urban Environmental Noise: A Land Use Regression Method. *Environ Sci Technol* 45, 7358–7364.



**A.b. EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE**

La campagne de mesure a permis une description précise des niveaux sonores ambiants auxquels sont exposés les enfants de notre échantillon à l'intérieur et à l'extérieur de leur logement, ainsi que l'identification d'un certain nombre de facteurs de variabilité. Ce projet avait pour objectif initial d'établir le niveau d'exposition au bruit environnemental de l'ensemble des élèves scolarisés en CE2. Pour des raisons techniques, il n'était pas possible de conduire une campagne de mesure auprès d'un aussi grand nombre de sujets (724 élèves). Une approche par modélisation du niveau sonore environnemental ambiant a été menée dans cette perspective.

*A.b.I. MODELISATION DE L'EXPOSITION AU BRUIT EN MILIEU URBAIN ET  
ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES : QUELLES SOURCES SONORES ?*

Les logiciels de modélisation du niveau sonore environnemental, nous l'avons vu au chapitre I, permettent de calculer un niveau sonore théorique dans un environnement donné à partir des caractéristiques d'émission des sources sonores et des différents phénomènes influençant les chemins de propagation du son dans l'espace. Le nombre et la diversité des sources sonores présentes en milieu urbain sont élevés et leur fonctionnement est généralement variable dans le temps. Même si le trafic routier est de loin la source sonore majoritaire dans l'environnement (European Environment Agency, 2009), dans la perspective de l'évaluation du niveau sonore auquel est chroniquement exposé un individu à son domicile, il est légitime de s'interroger sur les types de sources sonores à prendre en considération. L'article intitulé « *Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques : quelles sources sonores ?* », publié dans les actes du colloque de géographie quantitative ThéoQuant (Besançon, 2009), tente de répondre à la question du choix des sources sonores à implémenter lors de la modélisation du niveau sonore environnemental. Ce document est présenté page suivante.

## **IV. RESULTATS**

### **- EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE**

## **Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques : quelles sources sonores ?**

**Sophie PUJOL <sup>1,2</sup>, Hélène HOUOT <sup>3</sup>, Marc BERTHILLIER <sup>4</sup>, Jérôme DEFRANCE <sup>5</sup>, Joseph LARDIES <sup>4</sup>, Séverine BONGAIN <sup>2</sup>, Jean-Pierre LEVAIN <sup>6</sup>, Cyril MASSELOT <sup>3</sup>, Rémy PETIT <sup>7</sup>, Frédéric MAUNY <sup>1,2</sup>.**

<sup>1</sup> UMR CNRS/ université de Franche-Comté « Chrono-environnement » 6249

<sup>2</sup> Centre hospitalier universitaire de Besançon

<sup>3</sup> UMR CNRS/ université de Franche-Comté « ThéMA » 6049

<sup>4</sup> UMR CNRS/ université de Franche-Comté « Institut FEMTO-ST » 6174

<sup>5</sup> Centre scientifique et technique du bâtiment, pôle acoustique et éclairage, Grenoble

<sup>6</sup> EA 3188 « Laboratoire de Psychologie », Université de Franche-Comté

<sup>7</sup> Inspection académique du Doubs

### **Résumé**

La plupart des recherches épidémiologiques étudiant le bruit en milieu urbain s'appuient sur des modèles n'intégrant que les sources sonores liées aux transports ou aux industries. Or, des sources additionnelles sont susceptibles d'influencer le niveau sonore. L'objectif de ce travail est d'identifier, parmi les sources sonores environnementales urbaines, celles susceptibles d'améliorer les modèles de prévisions et d'estimer leur contribution respective.

Une campagne de mesures acoustiques a été réalisée en façade de 44 logements situés à Besançon (France). Les valeurs mesurées ont été confrontées aux valeurs modélisées à partir de différentes cartes de bruit dans lesquelles les sources sonores ont été introduites progressivement. Quatre sources additionnelles ont été retenues et implémentées dans le modèle de prédiction : les voies piétonnes, les fontaines à vasques, les cours d'écoles et les arrêts de bus. La contribution temporelle (périodes nyctémérales) et spatiale (distributions géographiques des nouvelles sources et des logements équipés) de chaque source a été analysée.

De nombreuses sources sonores urbaines associent puissance acoustique limitée et impact local. Certaines peuvent apporter une contribution non négligeable à la qualité de l'estimation de l'exposition sonore en milieu urbain. Leur prise en compte devrait permettre d'améliorer l'approche épidémiologique de la relation entre pollution sonore et santé.

**Mots-clés** : modélisation acoustique, sources sonores urbaines, exposition individuelle, épidémiologie.

## **Abstract**

Epidemiological studies on noise in urban areas are mostly based on a modelling approach which only focuses on noise sources related to transportation and industries. Additional sources are likely to influence the ambient noise level, but the spatio-temporal influence they could have is rarely studied. The objective of this study is to identify urban noise sources that could improve environmental noise prediction and to quantify their respective contributions.

An acoustic measurement campaign was conducted in frontage of 44 dwellings located on the city of Besancon (France). Measurements were compared to noise levels predictions produced from different noise maps in which sources were progressively introduced. Among the additional noise sources identified, four sources were selected and implemented in the prediction model: walkways, fountains pools, schoolyards and bus stops. The contribution of each source was analysed taking into account temporal aspects (diurnal period) and spatial aspects (geographic distributions of new sources and homes equipped).

Many urban noise sources have a limited acoustic power and a local impact. However, some of them may bring a significant contribution to the quality of the estimate of environmental noise exposure in urban areas. Their inclusion may improve the epidemiological approach of the relationship between acoustic pollution and health.

**Keywords:** Noise modelling, urban sound sources, individual exposition, epidemiology

## **1. Problématique et objectifs**

Depuis une trentaine d'années, les préoccupations d'éventuels effets sur la santé liés à l'exposition sonore environnementale n'ont cessé de croître. De nombreuses études épidémiologiques ont pu établir un lien entre exposition sonore et différentes pathologies (cardio-vasculaires, obstétricales, psychiatriques...) ou perturbations (gêne, troubles du sommeil, diminution des capacités cognitives...) (*Anonymous*, 1997 ; Babisch, 2005 & 2006 ; Clark, 2006 ; Stanfeld, 2000 ; Passchier-Vermeer, 2000). Ces études ont en commun la nécessité d'évaluer le niveau d'exposition d'un nombre important de sujets afin d'assurer la puissance statistique nécessaire à la mise en évidence d'un effet.

Il est assez difficile de quantifier précisément le niveau sonore auquel les individus sont exposés. En effet, ce niveau est modulé par un nombre important de paramètres, dont l'activité, le lieu, les caractéristiques acoustiques du lieu, sa propre attitude vis à vis du bruit. L'exposition au bruit peut varier de façon très importante, notamment en milieu urbain, à l'intérieur d'un même logement, au sein du même quartier, entre un logement muni d'une isolation phonique et un autre n'en possédant

pas (Camard, 2004). Déterminer le niveau d'exposition au bruit nécessite donc de réaliser un ensemble de mesures ou d'évaluer l'exposition de façon indirecte au moyen de questionnements individuels ou de modélisation des niveaux sonores (Vincent, 2006).

La réalisation de mesures acoustiques individuelles est la solution de loin la plus satisfaisante, mais pose des problèmes d'échantillonnage, de représentativité dans l'espace et dans le temps, mais également de logistique (appareillage, distribution et traitement des données).

Une solution possible consiste à utiliser un outil de cartographie sonore permettant d'obtenir, au niveau de l'adresse postale, une estimation de l'exposition sonore chronique. Le principe consiste à produire, par modélisation à partir des différentes sources sonores et des lois de propagation du son dans l'espace, un indice synthétique de bruit cumulé reçu en façade des habitations. Cet outil, d'ailleurs inscrit dans le contexte européen par la directive 2002/49/CE, permet de produire les données d'exposition individuelle nécessaires aux études épidémiologiques en estimant, en tout point d'une ville (une adresse précise incluant l'étage ou un trajet piéton par exemple) le niveau d'exposition sonore par période journalière. Des publications récentes proposent les résultats de cartographies sonores réalisées à Dublin (Murphy, 2008), Taiwan (Tsai, 2009) ou Séoul (Lee, 2008).

Cependant, une telle modélisation pose une double contrainte :

- une contrainte d'échelle, puisqu'il peut être nécessaire de modéliser l'exposition au bruit de l'ensemble de la population d'une agglomération urbaine,
- une contrainte relative au niveau d'analyse puisque la valeur d'exposition doit être connue pour chaque logement et avec une précision élevée.

Il existe plusieurs logiciels et plusieurs méthodes de calcul réalisant ces cartes sonores. En théorie, les modèles disponibles permettent de travailler à différentes échelles. Ce sont les contraintes d'information et de calcul qui déterminent des niveaux de maillage différents, et donc des qualités de modélisation différentes. Le maillage spatial peut être très fin, dans le cas d'études d'impact notamment. Pour une cartographie à l'échelle d'une agglomération, les paramètres intégrés au modèle sont généralement limités en nombre (sources routières, aériennes, ferroviaires et industrielles en général) et la modélisation est de ce fait moins précise.

Il s'agit donc de trouver un compromis entre ces deux types de modélisation, en proposant un modèle permettant de disposer d'un grand nombre de points de réception (lié à l'échelle spatiale à laquelle on souhaite obtenir de l'information) et de valeurs de bruit modélisées suffisamment précises. Au delà des sources de transport et des industries que les guides préconisent, quelles sont les sources sonores pertinentes à prendre en compte dans une démarche d'évaluation du niveau global d'exposition au bruit d'une population ? L'objectif du travail est d'estimer la contribution d'autres sources sonores environnementales.



## 2. Données et méthodes

La problématique a été appliquée à une étude épidémiologique menée dans l'agglomération de Besançon en 2007, nécessitant l'évaluation du niveau d'exposition sonore au domicile de 725 élèves scolarisés en CE2, répartis sur l'ensemble de la commune. La mesure individuelle étant difficilement envisageable, une modélisation du niveau sonore à l'échelle de toute la ville a été construite. En parallèle, une campagne de mesure a été menée au domicile d'un échantillon de 50 de ces élèves. Les niveaux mesurés et prédits ont été comparés pour identifier les discordances et mettre en œuvre des solutions permettant d'améliorer la prédiction du niveau sonore par le modèle.

### 2.1 Campagne de mesure

La campagne de mesure s'est déroulée de décembre 2006 à juillet 2007, sur l'ensemble de la commune de Besançon<sup>18</sup>. Les logements de 50 enfants ont été tirés au sort, parmi les élèves bisontins scolarisés en CE2 dans les écoles publiques (figure 36). Le niveau sonore a été mesuré à l'extérieur de l'habitation, devant la fenêtre de la chambre de l'enfant, pendant huit jours consécutifs. Une perche télescopique fixée sur les rebords de la fenêtre a permis le positionnement du micro à deux mètres de la façade, conformément à la norme NF 31-010. Des enregistrements audio phoniques à déclenchement automatique par dépassement de seuil ont été effectués. Le signal sonore obtenu a ensuite été exploité avec le logiciel dBTrait® pour éliminer les conditions expérimentales inadéquates (pluie, vent, accidents sonores). La valeur calculée est le niveau sonore équivalent pondéré A<sup>19</sup> ( $L_{Aeq}$ , exprimé en dB(A)), estimé pour l'ensemble de la mesure pour 3 plages horaires : le jour (6h-18h), le soir (18h -22h) et la nuit (de 22h à 6h).

Après traitement du signal sonore, 44 logements présentent des données exploitables, cumulant 271 jours de mesure. La durée de l'enregistrement varie de deux à sept jours par logement.

---

<sup>18</sup> La commune de Besançon couvre l'essentiel d'une agglomération quasi mono-communale

<sup>19</sup> Le niveau sonore équivalent est le niveau de pression acoustique d'un bruit stable qui donnerait la même énergie acoustique qu'un bruit à caractère fluctuant, pendant une durée T donnée. L'utilisation de la pondération A permet de prendre en compte la perception sonore de l'oreille humaine (sensibilité différente en fonction des fréquences).

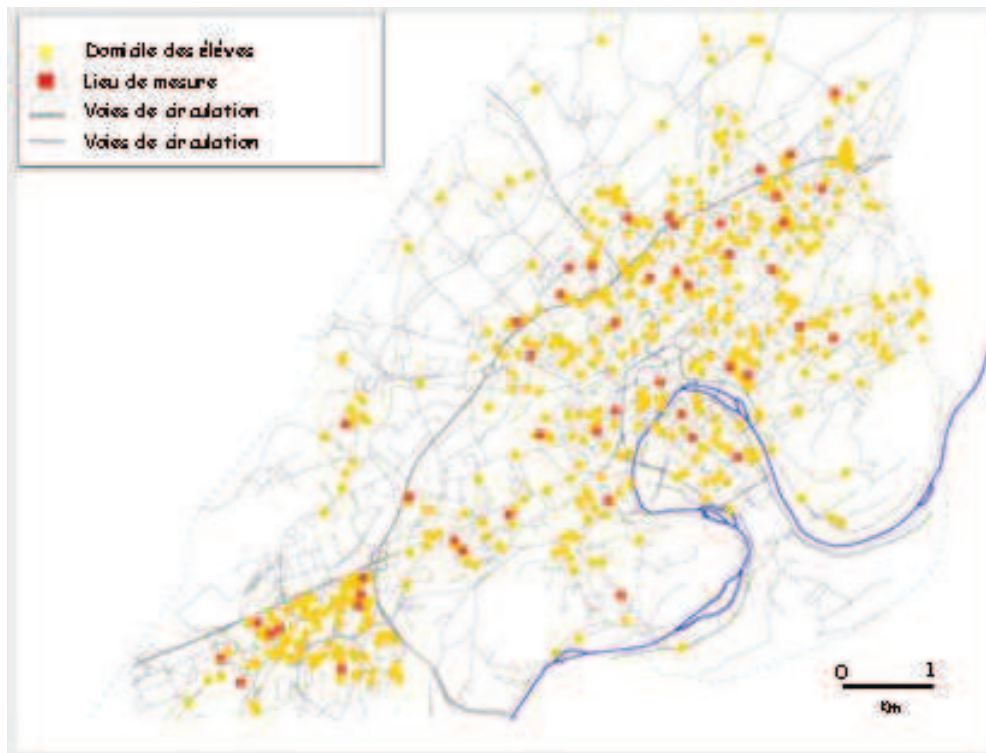


Figure 36 : Localisation des logements de 725 élèves scolarisés à Besançon en CE2 en 2006-2007, et parmi ceux-ci les 50 points de mesure acoustique

## 2.2 Modélisation de l'exposition au bruit

Les niveaux sonores de l'ensemble de la ville de Besançon ont été modélisés selon les recommandations de plusieurs guides destinés à la production des cartes sonores conformément à la directive 2002/49/CE (WG-AEN, 2006 ; CERTU, 2006 ; CERTU, 1998).

### 2.2.1 Logiciel utilisé

Le logiciel MITHRA®, développé par le Centre scientifique et technique du bâtiment a été utilisé. Il fait appel à un algorithme de recherche de trajets acoustiques possibles entre un récepteur et une source sonore par tir de rayons et prend en compte les phénomènes d'atténuation sonore suivants : absorption, diffraction, multi-réflexion et effets météorologiques.

### 2.2.2 Données d'entrée

#### ▪ Description du site

La BD TOPO® mise à disposition par l'agence d'urbanisme de l'agglomération bisontine (AUDAB) a été utilisée pour décrire le site (topographie, bâtiments, tracé des voies routières et ferroviaires). La mairie de Besançon (service du plan) a fourni les adresses, permettant la localisation des points de mesure. Elles ont ensuite été géo-référencées. L'information relative aux attributs géométriques et fonctionnels du réseau viaire a été fournie par le service voirie de la mairie.

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

Les données météorologiques nécessaires au calcul d'une rose d'occurrence des conditions favorables à la propagation du son pour la modélisation ont été acquises auprès de Météo France.

#### ▪ Caractérisation des sources sonores

Les spectres d'émissions des voies routières et ferroviaires sont prédéterminés dans MITHRA®. Ils sont issus de mesures réalisées en bordure de route, en conditions expérimentales. Ils se modulent en fonction des caractéristiques de trafic de chaque infrastructure : nombre de véhicules par heure, pourcentage de poids lourds, flux et vitesse de circulation pour les transports routiers ; nombre de trains par période, type de train et composition, vitesse de circulation pour les voies ferrées. Ces renseignements ont été obtenus auprès de la direction départementale de l'équipement et du service voirie de la mairie pour la route et par auprès de la Société nationale des chemins de fer et Réseau ferré de France pour le rail.

#### 2.2.3 Etendue du modèle

Le modèle couvre l'ensemble du territoire communal de Besançon (65 km<sup>2</sup>). Sa construction nécessite l'implémentation de 510 km de voies routières, 14 km de voies ferrées et 11 800 bâtiments. Il est partiellement représenté sur la figure 37.

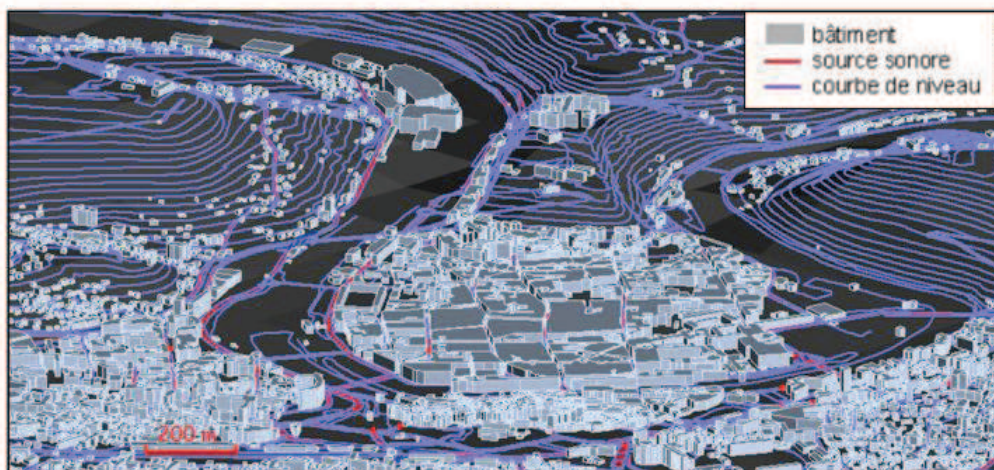


Figure 37 : Vue 3D du modèle, centre ancien de Besançon (logiciel MITHRA®).

#### 2.2.4 Paramètres de calcul retenus

Les calculs ont été effectués selon la norme française XP S31-133 : 2001 (WG-AEN, 2006). Pour chaque récepteur, 200 trajets sonores ont été tracés (soit un pas angulaire de 1,8 degré), prenant en compte les sources sonores localisées dans un rayon d'un kilomètre, avec un nombre de réflexions contre les surfaces réfléchissantes lors du trajet (murs, bâtiments) égal à cinq.

## 2.2.5 Valeurs obtenues

Le logiciel permet le calcul des niveaux sonores équivalents ( $L_{Aeq}$ ), pour les différentes périodes de la journée (jour, soir, nuit) pour des points de réception à deux mètres en avant de la façade des bâtiments, aux emplacements mêmes où les microphones utilisés lors de la campagne de mesure ont été positionnés.

## 2.3 Comparaison entre niveaux sonores mesurés et modélisés

Les données issues du mesurage et celles issues de la modélisation du bruit routier et ferroviaire ont été comparées, pour chaque période et chaque logement (figure 38). Des tests de corrélation des rangs de Spearman ont été réalisés à l'aide du logiciel Systat® 11.0.

Malgré une validité du modèle globalement satisfaisante (coefficients de corrélation variant de 0,81 à 0,84 en fonction de la période), la présence d'observations atypiques sous-estimant de manière importante le niveau de bruit a fait rechercher l'existence d'autres sources sonores environnementales non prises en compte dans la modélisation. Ces sources ont été identifiées à l'aide de l'écoute de fichiers audiophoniques, le repérage sur site des logements concernés ou les déclarations des familles lors de l'installation du matériel. L'intensité et le spectre de réception de chaque source ont été caractérisés à l'aide de mesures complémentaires, en bordure de source. Leurs caractéristiques d'émission ont été évaluées par un module d'identification des sources incorporé dans le logiciel, qui, à partir de mesures *in situ*, calcule *a posteriori* le spectre et la puissance d'émission. Les sources retenues ont ensuite été implémentées, et des valeurs corrigées du niveau sonore ont été modélisées. A l'issue de cette seconde étape de modélisation, des tests de corrélation des rangs de Spearman ont à nouveau été appliqués.

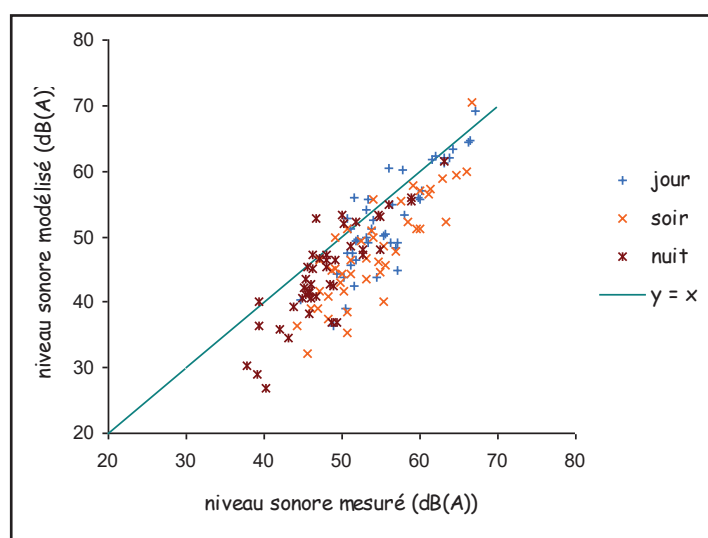


Figure 38 : Comparaison des niveaux sonores mesurés et modélisés (dB(A)), pour le jour, le soir et la nuit, pour les 44 logements retenus pour l'étude

### 3. Résultats

#### 3.1 Choix des sources sonores à implémenter dans le modèle

La majorité des niveaux sonores prédits par le modèle est située en dessous de la droite représentant l'égalité entre valeurs modélisées et valeurs mesurées (figure 39). Les principales sources sonores repérées au voisinage des logements sont également présentées.

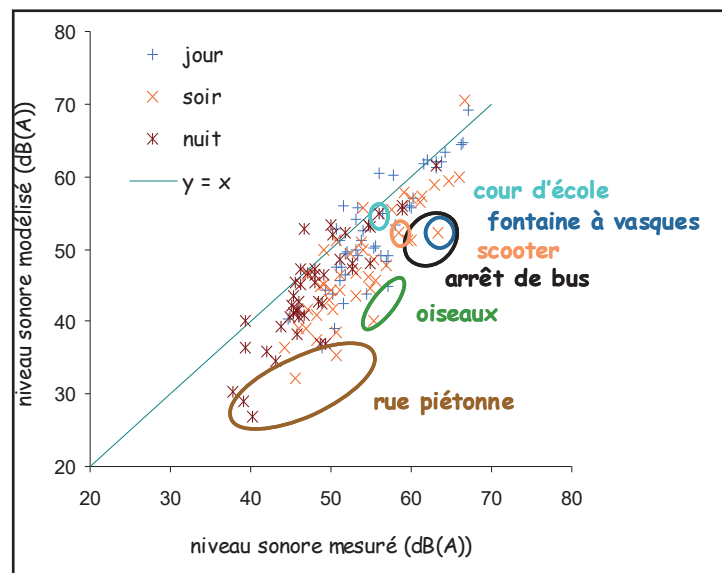


Figure 39 : Distribution des niveaux sonores mesurés et modélisés (dB(A)), pour le jour, le soir et la nuit, pour les 44 logements retenus pour l'étude, et sources sonores identifiées à proximité des logements

Trois types de sources complémentaires ont été identifiés. Certaines sont associées à des conditions météorologiques défavorables (présence de précipitations ou de vent dont la vitesse excède  $5\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Les mesures associées à ces périodes ont été exclues du traitement. D'autres événements (fête de la musique, concerts en plein air, fête foraine) ont également donné lieu à l'exclusion des périodes de mesure correspondantes.

Les sources sonores liées à des événements aléatoires, ou non reproductibles, ou de contribution géographiquement restreinte ont été négligées. Il s'agit notamment des coups de klaxon, des cris d'oiseaux, de la circulation des deux-roues ou encore des travaux ponctuels (entretien des espaces verts, chantiers).

Enfin, les sources sonores dont les fréquences de fonctionnement et les spectres d'émissions étaient quantifiables et dont la localisation à l'échelle de la ville était envisageable ont été retenues.

A l'issue de cet examen, l'implémentation de quatre sources environnementales supplémentaires semblait pertinente : les voies piétonnes, les fontaines à vasques, les cours d'écoles et les arrêts de bus.

### 3.2 Influence des sources sonores sur le niveau modélisé

#### 3.2.1 Voies piétonnes

La sous-estimation du niveau sonore par la carte avant l'implémentation de la source "voie piétonne" est de 12,6 dB(A) en moyenne pour chacune des périodes. La prise en compte de cette source sonore permet un gain moyen de 2,8 dB(A) pour les deux logements concernés. A titre indicatif, une augmentation de trois dB(A) correspond à un doublement de l'intensité sonore.

#### 3.2.2 Fontaine à vasques

La modélisation initiale du niveau sonore du logement situé à 10 mètres en face d'une fontaine à vasques affiche respectivement 11,1 et 6,7 dB(A) de moins que le niveau mesuré pour le soir et la nuit (figure 40). Après implémentation, l'écart entre modélisation et mesure se situe dans une fourchette de un dB(A).

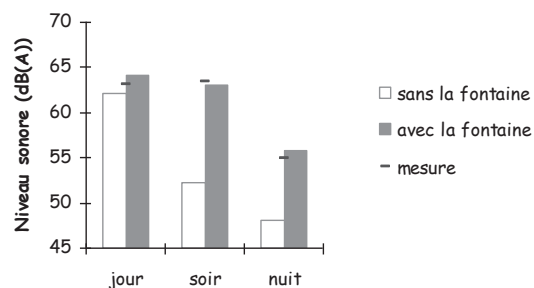


Figure 40 : Niveaux sonores (dB(A)) mesurés et modélisés par la carte, avant et après l'ajout de la source « fontaine à vasques »

#### 3.2.3 Cour d'école

La prise en compte de la cour d'école située en face d'un logement étudié permet un gain de deux dB(A) (cf. figure 41).

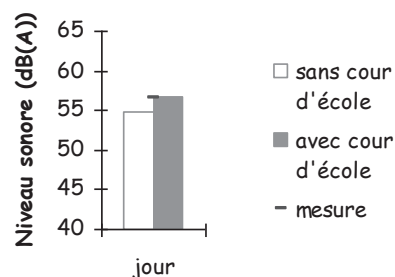


Figure 41 : Niveaux sonores (dB(A)) mesurés et modélisés par la carte, avant et après l'ajout de la source « cour d'école »

#### 3.2.4 Arrêts de bus

Le bruit associé au passage d'un bus étant déjà pris en compte dans le modèle (par le pourcentage de poids lourds attribué à la voie), la source « arrêt de bus » à implémenter comprend



donc uniquement les émissions résultant du freinage, de la montée-descente des passagers et du redémarrage du véhicule.

Le réseau de bus de la ville Ginko comporte 624 points d'arrêts à Besançon, répartis en 335 stations. Devant la forte contrainte de localisation et de recueil d'information que représente le travail d'implémentation, le nombre d'arrêt à prendre en compte a été raisonné. Chaque point d'arrêt émet de manière discontinue, en fonction du nombre de lignes et du nombre de bus le desservant. Pour quantifier cette activité, les pourcentages de fonctionnement ont été calculés à partir des grilles horaires de chaque arrêt de bus du réseau Ginko pour les trois périodes de la journée. La figure 42 représente la distribution des 335 stations en fonction de leur pourcentage de fonctionnement.

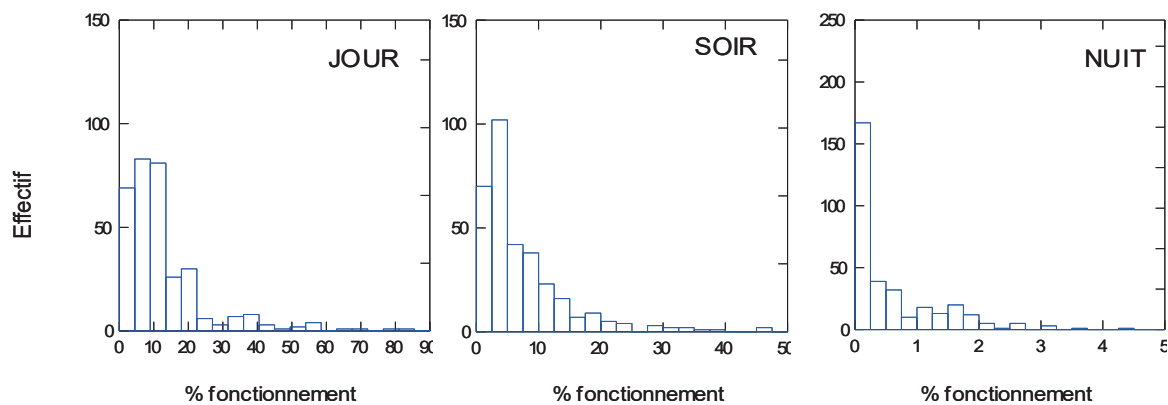


Figure 42 : Distribution des arrêts de bus en fonction de leur pourcentage de fonctionnement pour chaque période de la journée

La contribution de la source "arrêt de bus" en fonction de la distance source-récepteur et du pourcentage de fonctionnement a été évaluée par modélisation avec le logiciel MITHRA, dans le cas d'une rue en L, avec un trafic routier de 66 véhicules par heure (cf. figure 43).

La contribution de cette source est inférieure à un dB(A) au delà de 46 mètres de distance d'un arrêt de bus fonctionnant 50 % du temps, au delà de 30 mètres de distance d'un arrêt de bus fonctionnant 20 % du temps. Compte-tenu de la répartition géographique des arrêts de bus et de leur mode de fonctionnement, la contribution des arrêts de bus fonctionnant moins de 12,5 % est inférieure à un dB(A) en façade de l'ensemble des logements concernés par l'étude (725 enfants). Ce seuil a été donc été retenu, permettant de réduire à 113 le nombre de stations à implémenter (34 % des stations).

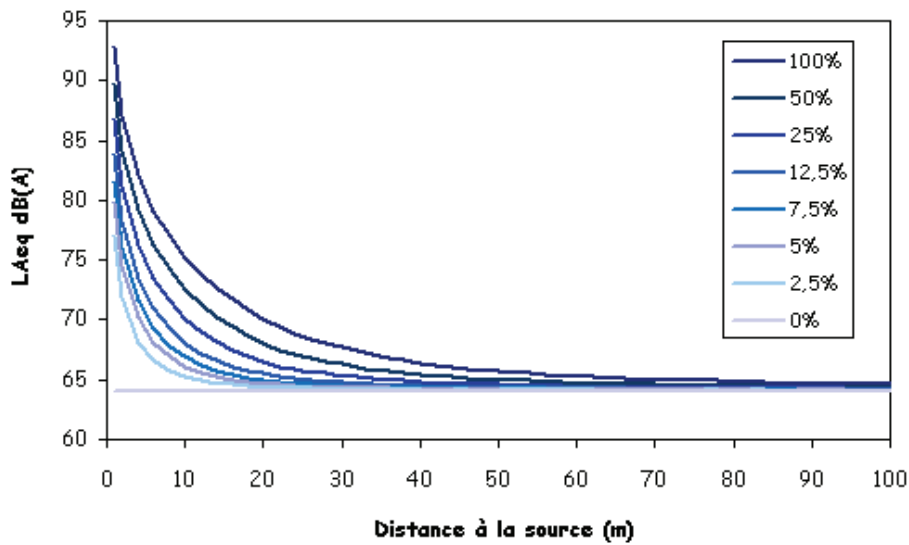


Figure 43 : Niveau sonore équivalent modélisé (dB(A)) à proximité d'un arrêt de bus, en fonction du pourcentage de fonctionnement et de l'éloignement de la source

La figure 44 représente le niveau sonore des cinq logements situés à proximité d'un arrêt de bus, en fonction de l'éloignement entre la source et le logement, avant et après l'implémentation des sources sonores. Le niveau sonore augmente de 3,5 à 6,8 dB(A) selon les périodes pour le logement situé à 25 m de l'arrêt. Pour les habitations plus éloignées, les différences entre les valeurs modélisées avec et sans la source « arrêt de bus » sont inférieures à 0,2 dB(A).

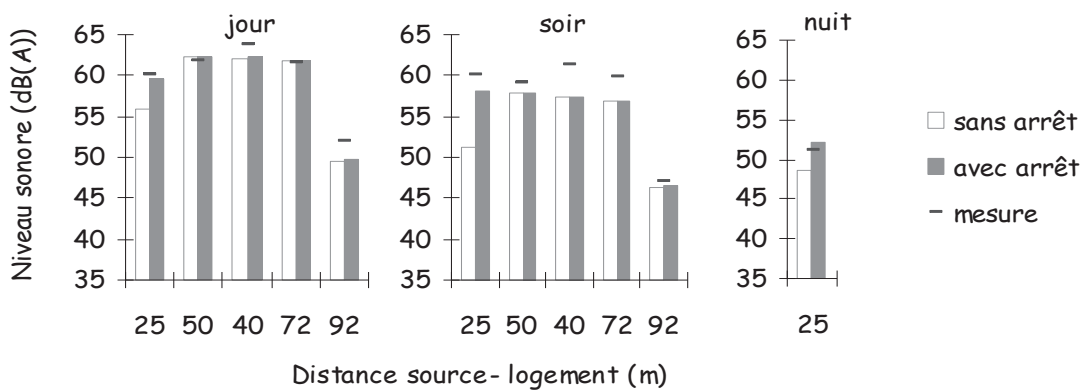


Figure 44 : Contribution de la source « arrêt de bus » pour les logements éloignés de moins de 100 mètres

### 3.3 Validité du modèle

Parmi les 44 logements étudiés, neuf, soit près de 20 % de l'échantillon, sont situés à moins de 100 mètres de l'une des sources sonores ajoutées, distance retenue pour définir le périmètre maximal de contribution des sources implémentées. Le tableau 14 présente la corrélation entre valeurs mesurées



et valeurs modélisées avant et après implémentation des quatre types de sources retenus, pour l'ensemble de l'échantillon et pour les neuf logements situés à moins de 100 mètres d'une de ces sources. Sur l'ensemble de l'échantillon de logements étudiés, la modification des coefficients est le plus souvent inférieure à 0,01. Cependant, pour les logements situés à proximité d'une source nouvellement implémentée, les coefficients de corrélation des périodes de soir et de nuit évoluent respectivement de 0,73 à 0,90 et de 0,75 à 0,91.

Tableau 14 : Corrélation entre valeurs mesurées et valeurs modélisées, avant et après implémentation des sources sonores supplémentaires

|      | Logement à proximité d'une source* |                  | Totalité de l'échantillon* |                  |
|------|------------------------------------|------------------|----------------------------|------------------|
|      | n = 9                              |                  | n = 44                     |                  |
|      | sans les sources                   | avec les sources | sans les sources           | avec les sources |
| Jour | 0,93                               | 0,95             | 0,81                       | 0,81             |
| Soir | 0,73                               | 0,90             | 0,82                       | 0,84             |
| Nuit | 0,75                               | 0,91             | 0,84                       | 0,85             |

\* Pour les 12 tests,  $p < 0,001$ .

#### 4. Discussion

La première comparaison des valeurs mesurées et modélisées indique une corrélation élevée, mais une tendance à la sous estimation du modèle (- 3,0 à - 6,4 dB(A) en moyenne selon les périodes) et quelques logements fortement discordants. La prise en compte d'un plus grand nombre de sources sonores dans la modélisation permet d'augmenter les niveaux prévus par le modèle et d'éliminer plusieurs observations discordantes. Malgré un effet global minime, elle améliore la qualité de la modélisation des niveaux sonores associés aux logements situés à proximité des nouvelles sources, dont la proportion est estimée à 20 % de la population étudiée.

Ces résultats montrent que certaines sources sonores de faible intensité peuvent être à l'origine d'une hétérogénéité spatiale responsable d'erreurs d'estimation du niveau d'exposition, dès lors que l'on se focalise sur l'échelon individuel. Certains quartiers (comme le centre ancien de Besançon) cumulent les éléments accentuant le phénomène : circulation routière restreinte et concentration de sources telles que les rues piétonnes, les fontaines à vasques, les arrêts de bus et les cours d'école.

La tendance d'une modélisation du bruit à sous estimer les valeurs a déjà été observée par d'autres auteurs (Murphy, 2004 ; Lee, 2007). Elle peut être en particulier attribuée à un défaut de paramétrage des sources déjà implémentées dans le modèle (trafics routier, ferroviaire sous estimés), ou à l'omission de sources annexes. La forme de la distribution et l'existence de quelques points

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

fortement discordants étaient plutôt en faveur de la deuxième hypothèse, et nécessitait une recherche approfondie des sources annexes.

Parmi les nombreuses sources annexes de bruits identifiées, seules quatre correspondaient aux critères de sélection : identification et localisation aisée sur l'ensemble de l'agglomération, caractérisation possible (spectres d'émission et modalités de fonctionnement) : les voies piétonnes, les fontaines à vasques, les cours d'école et les arrêts de bus. Le nombre élevé de points de mesures et la durée de la campagne ont permis une couverture tant spatiale que temporelle de l'espace sonore à l'échelle de l'agglomération, rendant peu vraisemblable l'oubli d'une source sonore importante. Néanmoins, la contribution de certaines activités commerciales (bars, discothèques) au niveau d'exposition chronique des riverains nécessiterait sans doute d'être évaluée afin de juger de la pertinence de leur prise en compte. Il en est de même pour la circulation des véhicules deux-roues, pour laquelle aucun comptage ni itinéraire emprunté n'est disponible à l'heure actuelle, ainsi que l'utilisation des sirènes, fréquente sur les axes desservant les casernes, commissariats et hôpitaux de la ville.

Des mesures acoustiques complémentaires ont été effectuées afin de déterminer les paramètres d'émission des sources sonores retenues. Bien que les caractéristiques d'émission de certaines de ces sources sonores aient déjà été décrites, en particulier les voies piétonnes, les valeurs semblaient difficilement transposables au site étudié (flux piéton de 1500 à 4000 personnes/heure, très supérieur à la fréquentation des rues bisontines) (Bergeron, 2004).

Sur le plan temporel, la contribution des sources ne semble pas similaire au cours des trois périodes de la journée. L'implémentation des sources « fontaine » et « cour d'école » n'apporte qu'un gain modéré pour la période « jour » (+ 2,0 dB(A)), alors que le gain de la source « fontaine » est de 7,7 dB(A) pour la période « nuit ». Diniz *et al.* (2004) ont constaté qu'un trafic intense masquait le bruit d'un transformateur électrique, mais, que, si celui-ci était installé en zone calme, l'impact sonore était beaucoup plus élevé. De manière similaire, un plus faible niveau sonore nocturne peut dévoiler une contribution masquée la journée.

La source « voie piétonne » apporte un gain modéré (+ 2,8 dB(A) en moyenne), en partie expliqué par la configuration des lieux de mesure. Les mesures ont été réalisées non pas au dessus de la voie piétonne, mais dans une cour intérieure. Le niveau sonore modélisé résulte donc de l'effet d'écran du bâtiment d'habitation. Cette configuration urbaine est typiquement associée au centre ancien de la ville, avec succession de première, deuxième et parfois troisième cour en enfilade. Le confinement et la complexité de ces lieux pourraient nécessiter l'implémentation dans le modèle de sources sonores, mais les paramètres semblent difficilement quantifiables et transposables aux autres logements concernés : fréquence des claquements de porte, nombre de personnes dans les escaliers extérieurs, passage ou non de voitures, activité commerciale...

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

La sous-estimation du niveau de bruit par modélisation, qui persiste malgré l'implémentation des sources annexes retenues, peut s'expliquer par la complexité du milieu urbain et la multitude de sources sonores difficiles voire impossibles à caractériser. Elle pourrait être corrigée en calibrant les valeurs prévues par un modèle de régression linéaire calculé de façon à minimiser l'écart entre valeurs prédites et valeurs mesurées.

La qualité des études épidémiologiques évaluant les risques liés aux expositions environnementales repose en partie sur la qualité de l'estimation ou de la mesure de l'exposition des sujets. L'utilisation des mesures caractérisant l'environnement immédiat des sujets ou le niveau d'imprégnation par biomonitoring devient rapidement irréaliste dès que l'effectif des sujets augmente (Nieuwenhuijsenn, 2005). L'utilisation d'un modèle de cartographie sonore permet une estimation individuelle du niveau d'exposition de la population tout en limitant le recours aux mesures acoustiques. La mise au point de ce modèle implique un travail d'identification, de caractérisation et d'inclusion des sources sonores contribuant au niveau de bruit ambiant. La réglementation européenne (directive 2002/49/CE) impose aux villes de plus de 100 000 habitants de cartographier le bruit du aux infrastructures de transport et aux industries. La prise en compte de sources sonores « annexes », avec une méthodologie harmonisée, permettrait d'améliorer la qualité du niveau sonore prédit et du nombre d'individus exposés.

## 5. Conclusion

Si la modélisation du niveau sonore apparaît comme une réponse appropriée au besoin de quantification de l'exposition d'un nombre élevé de sujets, elle peut être améliorée par l'intégration de sources sonores "annexes", même si celles-ci sont de puissance limitée et d'impact local. L'exposition humaine au bruit sera ainsi mieux appréhendée, notamment dans le registre des faibles niveaux sonores pour lesquels persistent difficultés métrologiques et incertitudes sur les effets sanitaires possibles. Ainsi optimisées, l'approche épidémiologique et la démarche d'évaluation du risque apporteront un éclairage nouveau de la relation santé-environnement.

## Financement

Ce projet a été soutenu par un financement du ministère de l'environnement et du développement durable, dans le cadre du troisième Prédit (GO n°7).

## **Références bibliographiques**

- Agence française de normalisation. Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement, NF 31-010. Paris: AFNOR; 1999.
- Anonymous. Noise: a hazard for the fetus and newborn. *Paediatrics*; 1997; 100(4):724-7.
- Babisch W, Beule B, Schust M, Kersten N, Ising H. Traffic noise and risk of myocardial infarction. *Epidemiology*. 2005; 16 (1): 33-40.
- Babisch W. Transportation noise and cardiovascular risk: updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise Health*. 2006; 8(30):1-29.
- Bergeron F, Durang R, Criscione S. Caractérisation des sources sonores humaines, rue de la Huchette. 2004. Actes de la journée de clôture de l'opération 11F022 « Aménagement et ambiances sonores urbaines ». 2006; Nantes.
- Camard J-P, Lefranc A, Gremy I. Effets du bruit sur la santé : données épidémiologiques récentes. *Environnement, Risques & Santé*. 2004; 3 (4): 235-42.
- CERTU. Classement sonore des infrastructures de transports terrestres, arrêté du 30 mai 1996. Lyon: CERTU; 1998.
- CERTU. Comment réaliser les cartes de bruit stratégiques en agglomération. Lyon: CERTU; 2006.
- Clark C, Martin R, van Kempen E, Alfred T, Head J, Davies HW, Haines MM, Lopez Barrio I, Matheson M, Stansfeld SA. Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension: the RANCH project. *American Journal of Epidemiology*. 2006; 163(1): 27-37.
- Diniz FB, Zannin PHT. Noise impact caused by electrical energy substations in the city of Curitiba, Brazil. *Science of the total environment*. 2004; 328: 23-31.
- Directive 2002/49/CE du Parlement européen et du Conseil du 25 juin 2002.
- Lee SW, Chang SI, Park YM. Utilizing noise mapping for environmental impact assessment in a downtown redevelopment area of Seoul, Korea. *Applied acoustics*. 2008; 69: 704-14.
- Murphy E, King EA, Rice HJ. Estimating human exposure to transport noise in central Dublin, Ireland. *Environment international*. 2008; 35: 298-302.
- Nieuwenhuijsenn M J Ed. Exposure assessment in occupational and environmental epidemiology, Oxford University Press. 2005.
- Passchier-Vermeer W, Passchier WF. Noise exposure and public health. *Environment Health Perspectives*. 2000; 108 (1): 123-31.
- Stansfeld SA, Haines MM, Burr M, Berry B, Lercher P. A Review of Environmental Noise and Mental Health. *Noise Health*. 2000; 2(8):1-8.

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

Tsai KT, Lin MD, Chen YH. Noise mapping in urban environments: a Taiwan study. *Applied acoustics*. 2009; 70: 964-72.

Vincent B, Audy F. Guide méthodologique pour le développement d'un observatoire métrologique permanent du bruit des transports terrestres en milieu urbain. Lyon: Acoucité; 2006.

Working Group Assessment of Exposure to Noise (WG-AEN). Guide de bonnes pratiques de la cartographie du bruit stratégique et la production de données associées sur l'exposition au bruit, document final, version 2. Bruxelles: WG-AEN, 2006.

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

#### A.b.2. MODELISATION DE L'EXPOSITION AU BRUIT EN MILIEU URBAIN ET ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES : QUELS NIVEAUX SONORES ?

Le travail d'identification, de caractérisation et d'implémentation des sources sonores a permis le paramétrage du modèle pour le calcul du niveau environnemental ambiant à l'échelle de la ville de Besançon. Les résultats de cette modélisation sont présentés sous la forme de cartes horizontales de bruit, à quatre mètres au dessus du sol, conformément aux exigences de la directive européenne 2002/49/CE (figure 45).

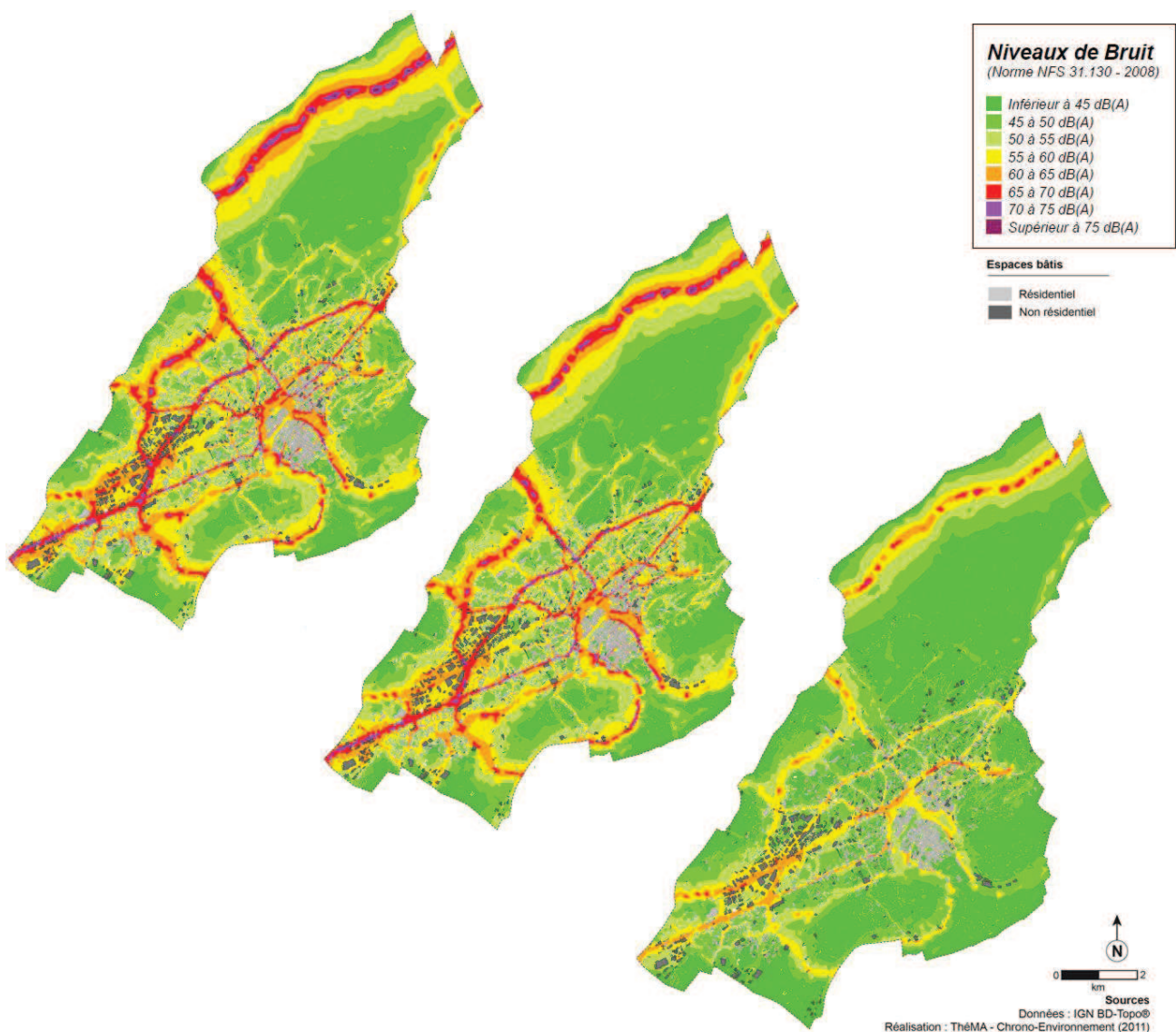


Figure 45 : Cartes horizontales du bruit calculées pour la ville de Besançon, le jour, le soir et la nuit

## IV. RESULTATS

### - EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

Les résultats du questionnaire distribué par les écoles ont permis d'identifier et de localiser les écoles et lieux d'habitations de 724 enfants, et plus spécifiquement la façade de la chambre de chaque enfant. Pour être au plus proche du lieu d'exposition de l'enfant, le niveau sonore a été évalué par calcul sur récepteur, en façade de sa chambre (en tenant compte de l'étage de l'habitation). Le niveau sonore moyen modélisé en façade des chambres des 724 enfants ayant participé à l'étude est compris entre 47,9 et 55,7 dB(A) selon les périodes (tableau 15). La valeur moyenne de l'indice  $L_{den}$  est 56,4 dB(A). Sur la façade la plus exposée, l'indice  $L_{den}$  fluctue entre 47 et 69 dB(A). Les distributions des niveaux sonores modélisés en façade de la chambre de l'enfant ou sur la façade la plus exposée sont représentées pour les différentes périodes de la journée (figures 46 et 47).

Tableau 15 : Niveau de pression acoustique modélisé au domicile des élèves,  $L_{Aeq}$  et  $L_{den}$  (dB) (n = 724)

|                               | Etendue | Moyenne (Ecart-type) |
|-------------------------------|---------|----------------------|
| <b>Façade de la chambre</b>   |         |                      |
| $L_{Aeq, jour}$ (6-18h)       | 44-68   | 55,7 (4,5)           |
| $L_{Aeq, soir}$ (18-22h)      | 42-67   | 53,7 (4,6)           |
| $L_{Aeq, nuit}$ (22-6h)       | 35-60   | 47,9 (4,6)           |
| $L_{den}$                     | 44-69   | 56,4 (4,5)           |
| <b>Façade la plus exposée</b> |         |                      |
| $L_{Aeq, jour}$ (6-18h)       | 46-69   | 58,6 (4,1)           |
| $L_{Aeq, soir}$ (18-22h)      | 44-67   | 56,5 (4,2)           |
| $L_{Aeq, nuit}$ (22-6h)       | 38-60   | 50,7 (4,0)           |
| $L_{den}$                     | 47-69   | 59,2 (4,0)           |

- EXPOSITION AU BRUIT ENVIRONNEMENTAL A L'ECHELLE DE LA VILLE

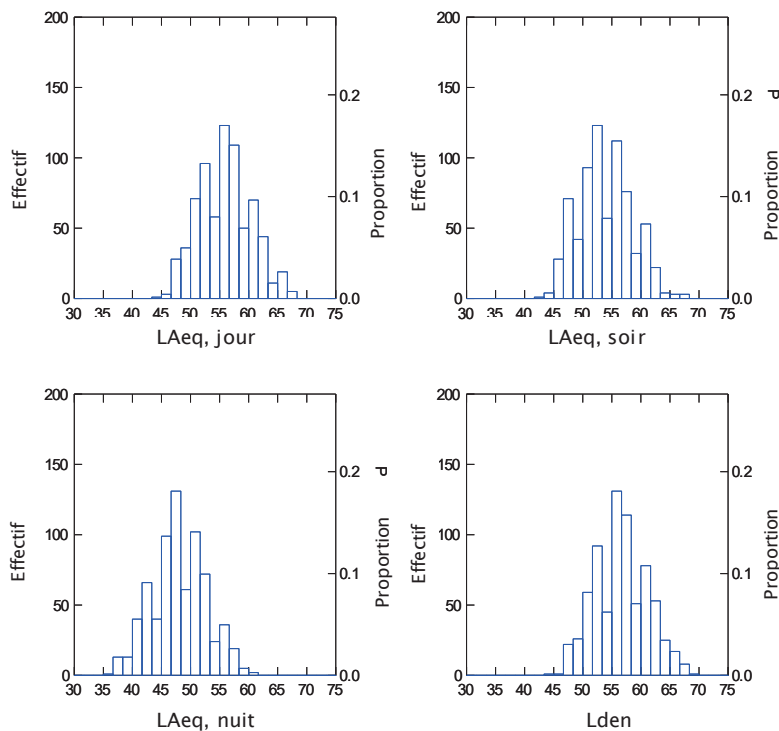


Figure 46 : Niveau de pression acoustique équivalent modélisé en façade de la fenêtre de la chambre de l'enfant (dB(A))

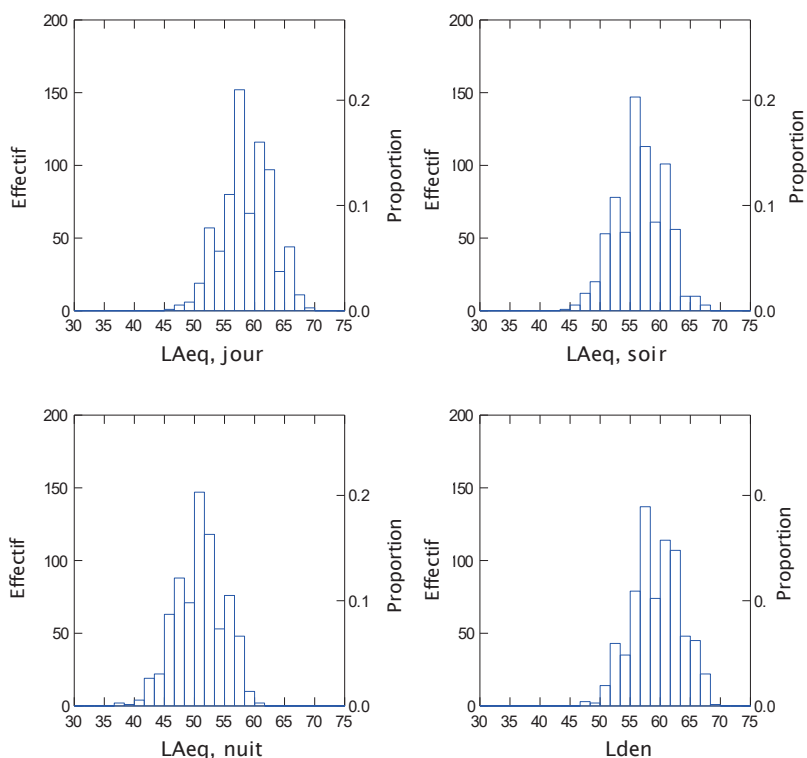


Figure 47 : Niveau de pression acoustique équivalent modélisé sur la façade la plus exposée de l'habitation (dB(A))





## **B. RELATION EXPOSITION ET PERFORMANCE SCOLAIRE**

Le travail précédent de modélisation du niveau sonore a permis d'affecter un niveau d'exposition sonore à chaque enfant inclus dans l'étude. Ce résultat est utilisé pour répondre au dernier objectif de ce travail de thèse : évaluer et quantifier la relation entre l'exposition sonore environnementale de ces enfants et leurs performances scolaires. Cet ensemble est présenté page suivante sous la forme d'un article intitulé « *Association between ambient noise exposure and school performance of children living in an urban area* », en cours de soumission.

## **IV. RESULTATS**

### **- RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE**

## Association between ambient noise exposure and school performance of children living in an urban area

Sophie PUJOL <sup>a,b</sup>, Jean-Pierre LEVAIN <sup>c</sup>, Hélène HOUOT <sup>d</sup>, Rémy PETIT <sup>e</sup>, Marc BERTHILLIER <sup>f</sup>,  
Jérôme DEFRANCE <sup>g</sup>, Joseph LARDIES <sup>f</sup>, Cyril MASSELOT <sup>d</sup>, Frédéric MAUNY <sup>a,b</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire Chrono-environnement, UMR 6249 CNRS/ Université de Franche-Comté,

<sup>b</sup> CHRU – Centre hospitalier régional universitaire de Besançon, Centre de méthodologie clinique, 2 place Saint Jacques, 25030 Besançon Cedex, France

<sup>c</sup> Laboratoire de Psychologie, EA 3188, IUFM de l’Université de Franche-Comté, Fort Griffon 25042 Besançon cedex, France

<sup>d</sup> UMR CNRS/ Université de Franche-Comté, Laboratoire Théma 6049, UFR Lettres SHS, 32 rue Mégevand, 25030 Besançon Cedex, France

<sup>e</sup> Inspection académique du Doubs, 26 avenue de l’Observatoire, 25030 Besançon cedex, France

<sup>f</sup> UMR CNRS/ Université de Franche-Comté, Institut FEMTO-ST 6174, DMA, 24 rue de l’épitaphe, 25000 BESANÇON, France

<sup>g</sup> Centre scientifique et technique du bâtiment, 24 rue Joseph Fourier, 38400 Saint-Martin-d’H eres, France

### Abstract

Environmental noise from road, rail, airport and industrial sites is known as having detrimental effects on the human health and well-being. People living in urban areas are surrounded by a mixture of sounds resulting from humans themselves and their activities, and road traffic is by far the most widespread noise source they are exposed to. However, only few studies on cognitive process or school performance were performed among children chronically exposed to a noise level that widely occurs in residential area at home or at school, and to a combined exposure home school.

This study aimed at assessing the relation between a chronic typical everyday ambient noise exposure at home and at school and the school performance of 8-9 year-old-children living in an urban environment. Children’s school performance at the national standardised assessment test in French and Mathematics were compared with ambient noise levels calculated in front of the children’s bedroom and in front of the schools using a strategic noise map. Multilevel modeling was used to integrate pupil level and school level findings and to adjust for confounding factors collected by a questionnaire distributed to families.

At home, the outdoor  $L_{den}$  was on average 56.4 dB (SD = 4.4; range = 44 - 69 dB) and the average  $L_{Aeq,day}$  at school was 51.5 dB (SD = 4.5; range = 38 – 58 dB). A linear exposure-effect relation between  $L_{Aeq,day}$  at school and impaired Mathematics score was found after adjustment for

confounding factors ( $p = 0.02$ ). Furthermore, both the ambient noise exposure at school and at home individually considered were found to be associated with an impaired children French performance, before and after adjustment for confounding factors. This association with  $L_{Aeq,day}$  at school persists when combining the ambient home – school noise exposure ( $p = 0.01$ ) and was border significant for  $L_{den}$  at home ( $p = 0.06$ ).

Although the association between  $L_{den}$  at home and French score was border significant after adjustment for daytime exposure at school, the effect of the noise exposure at home on impaired school performance cannot be excluded. However, to understand the pathway through which noise at home affects children's performance, the assessment should be focused on tasks running while the child is asleep. The magnitude of the effect we observed on school performance may be modest, but, when considering the number of people potentially chronically exposed to similar environmental noise levels, this effect may be of importance.

**Keywords:** environmental noise exposure - ambient noise – children - school performance - urban area - home – school

## 1. Introduction

Environmental noise from road, rail, airport and industrial sites is known as having negative impacts on the human health and well-being, including cardiovascular disease, sleep disturbance, annoyance and cognitive impairments (Clark and Stansfeld, 2007; World Health Organization, 2011, 2009). In the past 30 years, many investigations have examined the effects of noise on children's learning and performance at school (Shield and Dockrell, 2003). There is growing scientific evidence that elevated noise levels, and prolonged noise exposures impair cognition, particularly attention, reading, memory, learning, and problem solving (Hygge, 2011). Several pathways have been proposed to explain the cognitive effects of noise exposure: reduction of the speech intelligibility (Shield and Dockrell, 2003), impaired attention (gate out distraction) (Hygge, 2011), indiscriminate filtering out of noise (Duckworth, 1987), annoyance (van Kempen et al., 2010b) (Van Kempen et al., 2010b) (Van Kempen et al., 2010b) [26] (Van Kempen, Irene van Kamp, M Nilsson, et al., 2010) (van Kempen et al., 2010b), indirect effect mediated by sleep disturbance (World Health Organization, 2009). Most of the published work on the effects of external noise has concerned pupils in schools exposed to aircraft noise (Clark et al., 2006; Evans and Maxwell, 1997; Haines et al., 2002, 2001a, 2001b; Hygge et al., 2002; Matsui et al., 2004; Stansfeld et al., 2005; van Kempen et al., 2010a) or high noise due to freeway traffic (Cohen et al., 1973; Lukas and DuPree, 1980; Sanz et al., 1993).

People living in urban areas are typically surrounded by a mixture of sounds resulting from humans themselves and their activities (Lercher, 2011). According to the European environmental agency, road traffic is by far the main source of exposure to transport noise in Europe (European Environment Agency, 2009). However, even if the non auditory consequences of typical everyday ambient noise exposure among children were highlighted for stress, mental health (Evans et al., 2001; Lercher et al., 2002), neurobehavioral effects (Belojevic et al., 2012), the number of studies on cognitive processes or school performance and chronic ambient noise exposure that widely occurs in residential area is very low. (Lercher et al., 2003) observed worse memory when comparing two groups of children chronically exposed to ambient noise at home (road and rail traffic, 46 vs. 62 dB  $L_{dn}$ ). Shield and Dockrell (2008) found a negative correlation between noise at school (mainly road traffic, range 49 – 75 dB  $L_{Aeq, 5min}$ ) and children's academic performance in literacy, mathematics or science. These studies do not enable to establish an exposure-effect relation between a chronic combined exposure to noise level that widely occurs in residential area at home and at school and children cognitive performance.

The aim of this study was to assess the relation between a typical everyday ambient noise exposure at home and at school and the school performance of 8-9 year-old-children living in an urban environment.

## **2. Method**

### **2.1 Population**

Participants were 8- and 9-year-old schoolchildren living in the city of Besançon (France) and attending one of the 35 public primary schools of the city in key stage 2, year 4 in 2006-2007. Pupils who moved house since the start of the last school year and hearing-impaired children were not considered during this study.

### **2.2 Potential confounding factors assessment**

The families were given written consent forms and standardised questionnaires (Pujol et al., 2012). Data collected included the household socio-economic characteristics (single parenthood and parental occupation, employment status: whether the parents worked full or part-time, and educational level); family size; the number of residents; residency duration; the child's age, sex, and birth order; main language spoken at home; and dwelling characteristics (address, floor level, the type of dwelling, the type of built neighbourhood, the number of rooms, the type of windows, the view from the child's bedroom window, the name of the street in front of the child's bedroom). The distribution and the collection of the questionnaires among families were handled by the teachers. Help was proposed by school for families who did not speak the main language at home.

### 2.3 School performance assessment

Since 1989, in France, the national standardised assessment test enables to evaluate the national curriculum in French and Mathematics of pupils in key stage 2, year 4. These tests are designated to provide information on pupils' knowledge, skills and gaps, with the objective of assisting teachers in adapting their pedagogy to the needs of their students. In each French public primary school, French and Mathematics tests were administrated in the classrooms by the teacher under exam conditions, according to a national schedule in September 2006. For each subject, 3 tests were passed in a fixed order by 30-minute periods over 6 half-days. French test was composed of 93 items to consider the reading comprehension, the word-recognition, the writing, and the handwriting and spelling at the individual level. Mathematics test was composed of 88 items to evaluate the solid geometry, the problem solving, the size and measurement, the number knowledge and the calculation. The tests were corrected by the teacher in each school. The results obtained in each item for each subject were expressed as the total score out of 100. Total French score and total Mathematics score were selected for analysis.

### 2.4 Noise exposure assessment

Noise exposure was assessed using the strategic noise map built by Pujol et al. (2009) according to the European environmental noise directive 2002/49/CE (European Commission, 2002) with the noise prediction software MITHRA (CSTB, 2002). Data collected by the standardized questionnaire were used to precisely locate the child's dwelling (address, floor, type of dwelling) and the child's bedroom façade (view from the child's bedroom, name of the street in front of this window). Four noise indicators based on the outdoor equivalent continuous A-weighted sound levels ( $L_{Aeq}$ , in dB) were calculated in front of each facade of the child's home and the school were calculated: the  $L_{Aeq, day}$  (6:00-18:00),  $L_{Aeq, evening}$  (18:00-22:00),  $L_{Aeq, night}$  (22:00-6:00), and the  $L_{den}$  (defined as the A-weighted 24-h equivalent continuous sound level, with an addition of 5 dB for  $L_{Aeq, evening}$  and 10 dB for  $L_{Aeq, night}$ ), according to the (European Commission, 2002). The school average outdoor  $L_{Aeq, day}$  (calculated in front of each façade and each floor) and the outdoor  $L_{den}$  calculated in front of the child's bedroom were selected for analysis. When it was not possible to precisely determine the location of the child's bedroom façade, all the facades were considered and the noise levels were averaged.

### 2.5 Data processing

Four socio-economic status classes were determined using the parental occupations, according to the French National Institute of Statistics and Economic Studies (INSEE) classification (Institut

national de la statistique et des études économiques (INSEE), 2003), as follows: SES-1 = working class or unemployed; SES-2 = non-managerial positions, clerks; SES-3 = middle class jobs / mid-management positions; SES-4 = senior management positions / artisans, shopkeepers and entrepreneurs / corporate managers. The socio-economic status of the household was considered based on the class of the more privileged member of the couple. The parent's employment status was used to define if at least one full-time worker composed the family (one parent was a full-timer or the two parents were part-timer). Overcrowding was defined by a number of people per room higher than one. Single glazed windows and extra glazed windows were considered as single glazed windows whereas both double glazed windows and double windows were considered as double glazed windows. The age of the child was used to determine if the child was older than expected (i.e. older than 8 years old as of December 31, 2006).

## 2.6 Statistical analysis

Descriptive statistics are presented as the means and standard deviations (SD), or as percentage (%). The association between numeric variables was assessed using Pearson correlation. To take into account the hierarchical structure of the data, with pupils being members of a school, multilevel linear regression models were performed (Goldstein, 1995). A missing value category was affected to subjects for whom no values for the potential confounding factors were available. The variables that were associated with the school performance at  $p \leq 0.2$  in the univariate analysis were then included in the multivariate analysis using a backward step-by-step elimination procedure. Departure from linearity assumption was tested by introducing in models a polynomial function of the centred variables, especially when considering school and home noise exposure. The part of the variance explained by a model was calculated using random effect variances of the "null" model (containing only an intercept term) and those of the considered model. The threshold considered for statistical significance was a p-value (p) of 0.05. Two software programs were used to perform the analyses: SYSTAT (v. 12.02) and MLwiN 2.24 (Rasbash et al., 2009).

## 2.7 Ethics

Ethical approval for this study was provided by the French National Advisory Committee for the Treatment of Information in Health Research (CCTIRS) and the French National Computing and Freedom Committee (CNIL).



### 3. Results

From among the 964 pupils attending the public primary schools of the city in key stage 2, year 4 in 2006-2007, 746 children replied to the questionnaire (response rate = 77.4 %) (Figure 48). Considering the 667 pupils meeting the selection criteria, school performance in French test were available for 587 pupils and for 586 pupils in Mathematics test. The school performances of 4 schools were not available (51 pupils).

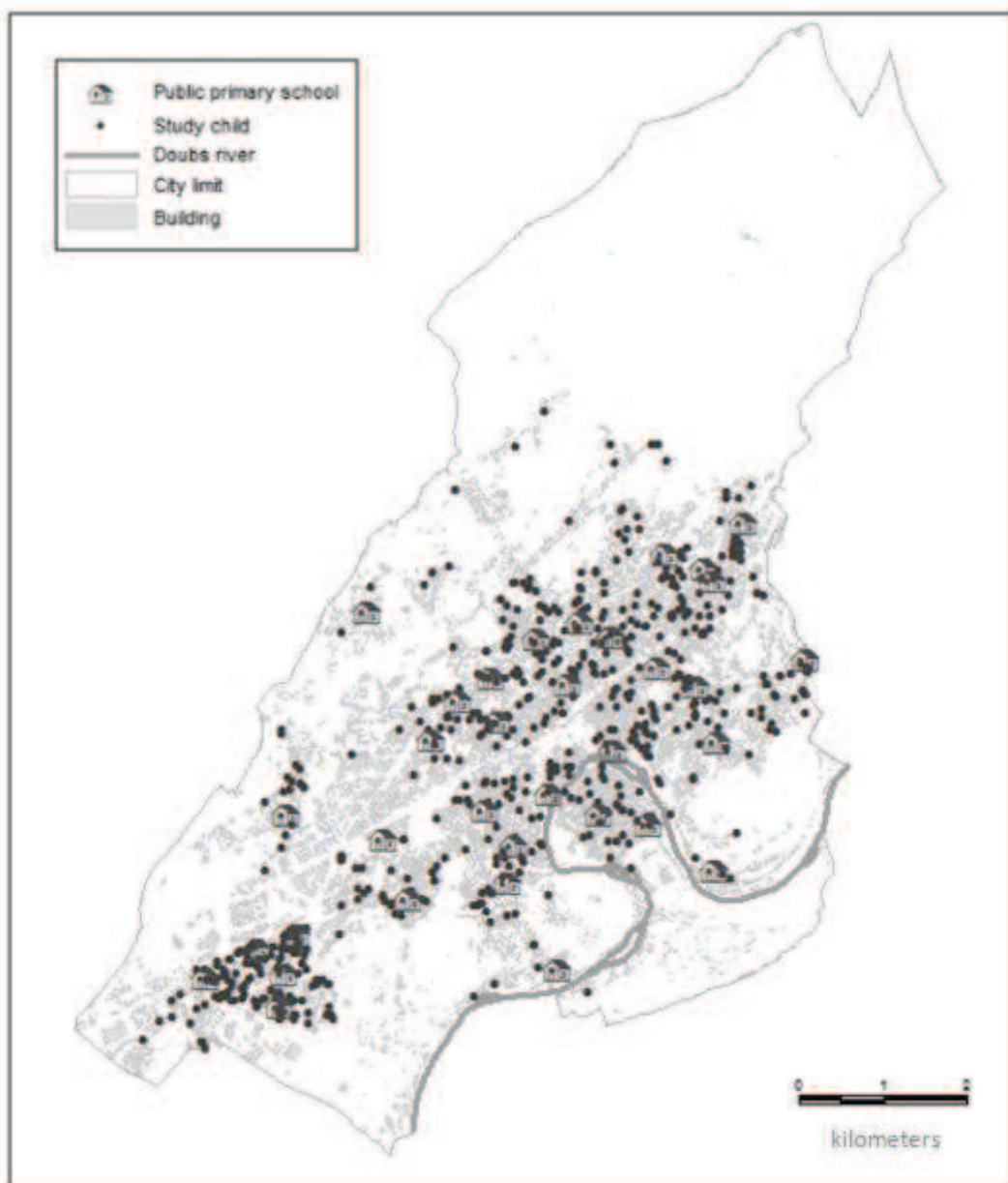


Figure 48 : Spatial distribution of the study children and the public primary schools of the city.

### 3.1 Child, family and dwelling characteristics

The main characteristics of the study children, their family and their dwelling are presented in Table 16. Pupils were on average 8.2 years-old (SD = 0.5, range = 7-12 years-old, n = 534); 53.2 % were boys; 16.5 % were older than expected. About 65 % of the children declared to practise reading as a leisure activity. Most of children lived with their two parents at home (68.3 %), 23.5 % lived in a single-parent family and 4.5 % lived in a reconstituted family. The average number of children per family was 2.8 (range 1-10). The average number of people per room was 0.98 and this number was higher than one in 27.7 % of the dwellings. French was the main language spoken at home in most of the families (92.5 %) and at least one full-time worker was present in 76.7 % of the families.

Table 16 : Characteristics of the participants

|  | n   | %    |
|--|-----|------|
| <b>Household characteristics</b>                                       |     |      |
| <b>Household socio-economic status<sup>1</sup> (missing value: 43)</b> |     |      |
| SES-1  | 57  | 10.5 |
| SES-2  | 161 | 29.6 |
| SES-3  | 148 | 27.2 |
| SES-4  | 178 | 32.7 |
| <b>Maternal education (missing value: 54)</b>                          |     |      |
| Elementary school  | 13  | 2.4  |
| Middle school  | 101 | 19.0 |
| High school  | 187 | 35.1 |
| University   | 232 | 43.5 |
| <b>Paternal education (missing value: 148)</b>                         |     |      |
| Elementary school  | 18  | 4.1  |
| Middle school  | 83  | 18.9 |
| High school  | 134 | 30.5 |
| University   | 204 | 46.5 |
| <b>Parent's employment status (missing value: 7)</b>                   |     |      |
| No full-time worker  | 135 | 23.3 |
| At least one full-time worker  | 445 | 76.7 |
| <b>Dwellings characteristics</b>                                       |     |      |
| <b>Type of dwelling (missing value: 6)</b>                             |     |      |
| Detached house   | 119 | 20.5 |
| Semi-detached house  | 24  | 4.1  |
| Apartment building (2-6 dwellings)                                     | 76  | 13.1 |
| Apartment building (>6 dwellings)                                      | 349 | 60.1 |
| Other  | 13  | 2.2  |
| <b>View from the child window (missing value: 38)</b>                  |     |      |
| Courtyard  | 115 | 20.9 |
| Grassy area  | 200 | 36.4 |
| Low traffic street   | 120 | 21.9 |
| Heavy traffic street   | 114 | 20.8 |
| <b>Type of window (missing value: 35)</b>                              |     |      |
| Single glazed  | 124 | 22.5 |
| Double glazed  | 428 | 77.5 |

### 3.2 Noise exposure

At home, the outdoor  $L_{den}$  in front of the child's bedroom in front of the most exposed façade ranged between 44 and 69 dB (mean = 56.4; SD = 4.4 dB), and between 47 and 69 dB (mean = 59.2;

SD = 4.0 dB), respectively (Figure 49). Correlation coefficients between  $L_{den}$  and  $L_{Aeq, day}$ ,  $L_{Aeq, evening}$ , or  $L_{Aeq, night}$  ranged between 0.97 and 0.99 in front of the child's bedroom (all  $p < 10^{-3}$ ). There was no association between  $L_{Aeq, day}$  at school and  $L_{den}$  or  $L_{Aeq, day}$ , or  $L_{Aeq, evening}$ , or  $L_{Aeq, night}$  at home neither in front of the children bedroom nor in front of the most exposed facade. At school, the average outdoor  $L_{Aeq, day}$  ranged between 38 and 58 dB (mean = 51.5; SD = 4.5) and the most exposed facade  $L_{Aeq, day}$  ranged between 41 and 69 dB (mean = 56.7; SD = 6.5).

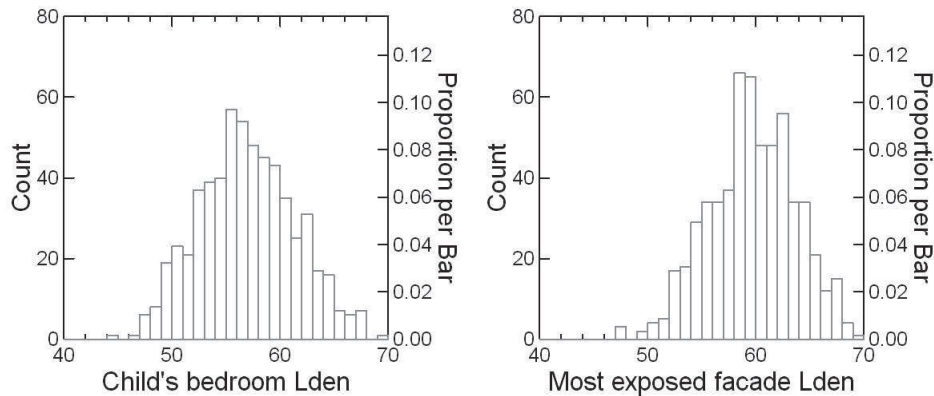


Figure 49 : Noise exposure at home: Outdoor  $L_{den}$  in front of the child's bedroom and in front of the most exposed facade (dB)

### 3.3 School performance

Both mean scores in French and Mathematics reached 70 %. Achievement scores ranged between 12 % and 97 % in French and between 12 % and 100 % in Mathematics. On average, the  $L_{den}$  at home of the pupils having already repeated a year (i.e. pupils older than 8 year-old) was higher than at home of the other pupils (mean = 58.2 dB; SD = 4.7 vs. mean = 56.2 dB; SD = 4.2, respectively,  $p < 10^{-3}$ ).

### 3.4 Association between noise and school performance

French score was found to be negatively associated with the  $L_{den}$  at home or the  $L_{Aeq, day}$  at school ( $p < 10^{-3}$  and  $p = 0.04$ , respectively) before adjustment for confounding factors (Table 17, model 1 and 2). This association remained significant or nearly significant when  $L_{den}$  at home and  $L_{Aeq, day}$  at school were simultaneously considered (model 3) ( $p < 10^{-3}$  and  $p = 0.06$ , respectively). After adjustment for confounding factors (the sex, the reading practice as a leisure activity, the main language spoken at home, the mother's education, the household SES and the parent's employment status), the association between an impairment of French score and the  $L_{Aeq, day}$  at school became

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

significant ( $p = 0.01$ , model 4) and became nearly significant with  $L_{den}$  at home ( $p = 0.06$ , model 4). When the child's age was also included in the model (model 5), the  $L_{Aeq, day}$  at school was still negatively associated with French score ( $p = 0.02$ ) but the association with  $L_{den}$  at home was not significant anymore ( $p = 0.10$ ). The part of variance explained by the models 4 and 5 reached 28 % and 33 %, respectively, vs. 6 % when only noise levels were considered.

#### IV. RESULTATS - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

Table 17: Multilevel models parameter estimates for ambient noise exposure and French score (n pupil = 579\*; n school = 31)

|   | Model 1 |                |                   | Model 2 |               |      | Model 3 |                |                   | Model 4 |                |                   | Model 5 |                 |                   |
|---|---------|----------------|-------------------|---------|---------------|------|---------|----------------|-------------------|---------|----------------|-------------------|---------|-----------------|-------------------|
|   | $\beta$ | 95% CI         | p                 | $\beta$ | 95% CI        | p    | B       | 95% CI         | p                 | $\beta$ | 95% CI         | p                 | $\beta$ | 95% CI          | p                 |
| <b>Independent variables</b>                |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| Intercept                                   | 69.25   |                |                   | 68.8    |               |      | 68.98   |                |                   | 56.37   |                |                   | 57.88   |                 |                   |
| $L_{den}$ at home (for 1-dB increase)       | -0.45   | -0.70 to -0.20 | <10 <sup>-3</sup> |         |               |      | -0.44   | -0.69 to -0.19 | <10 <sup>-3</sup> | -0.23   | -0.46 to 0.01  | 0.06              | -0.19   | -0.42 to 0.04   | 0.10              |
| $L_{Aeq}$ day at school (for 1-dB increase) |         |                |                   | -0.63   | -1.22 to 0.04 | 0.04 | -0.58   | -1.15 to 0.00  | 0.06              | -0.56   | -0.99 to -0.13 | 0.01              | -0.48   | -0.87 to -0.08  | 0.02              |
| <b>Sex</b>                                  |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| Female                                      |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| Male  |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | -3.43   | -5.48 to -1.38 | 0.00              | -3.01   | -5.02 to -1.00  | 0.01              |
| <b>Age</b>                                  |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| ≤ 8 years old                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   | Ref     |                 |                   |
| > 8 years old                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   | -8.32   | -11.47 to -5.16 | <10 <sup>-3</sup> |
| Missing value                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   | 3.88    | -0.10 to 7.87   |                   |
| <b>Reading is a leisure activity</b>        |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| Yes   |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| No  |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 2.90    | 0.74 to 5.06   | 0.01              | 3.17    | 1.06 to 5.28    | 0.01              |
| <b>Main language spoken at home</b>         |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| French                                      |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| Other language                              |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | -5.30   | -9.44 to -1.16 | 0.01              | -3.06   | -7.17 to 1.05   | 0.15              |
| <b>Mother's education</b>                   |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| Elementary school                           |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| Middle school                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 5.88    | -1.28 to 13.03 | <10 <sup>-3</sup> | 5.14    | -1.84 to 12.12  | <10 <sup>-3</sup> |
| High school                                 |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 9.63    | 2.59 to 16.67  |                   | 7.68    | 0.78 to 14.58   |                   |
| University                                  |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 14.59   | 7.53 to 21.65  |                   | 12.04   | 5.11 to 18.98   |                   |
| Missing value                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 3.58    | -3.88 to 11.03 |                   | 2.81    | -4.46 to 10.08  |                   |
| <b>Household socio-economic status</b>      |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| SES-1                                       |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| SES-2                                       |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 0.80    | -2.96 to 4.55  | 0.44              | 1.68    | -2.00 to 5.36   | 0.40              |
| SES-3                                       |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 2.15    | -1.87 to 6.17  |                   | 3.06    | -0.87 to 6.99   |                   |
| SES-4                                       |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 2.41    | -1.50 to 6.32  |                   | 3.25    | -0.57 to 7.08   |                   |
| Missing value                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | -1.59   | -6.93 to 3.75  |                   | 0.27    | -5.00 to 5.54   |                   |
| <b>Parents' employment status</b>           |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| No full-time worker                         |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| At least one full-time worker               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | 2.02    | -0.53 to 4.58  | 0.08              | 1.94    | -0.56 to 4.44   | 0.08              |
| Missing value                               |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   | -7.37   | -17.45 to 2.71 |                   | -7.16   | -16.99 to 2.67  |                   |
| <b>Random Parameters</b>                    |         |                |                   |         |               |      |         |                |                   |         |                |                   |         |                 |                   |
| Level 2: school                             | 53.07   | 16.17          |                   | 48.84   | 15.11         |      | 46.42   | 14.46          |                   | 22.94   | 8.02           |                   | 18.69   | 6.82            |                   |
| Level 1: pupil                              | 169.90  | 10.26          |                   | 173.15  | 10.46         |      | 169.85  | 10.26          |                   | 142.84  | 8.63           |                   | 135.98  | 8.21            |                   |
| <b>Explained variance part (%)</b>          | 3.1     |                |                   | 3.6     |               |      | 6.0     |                |                   | 28.0    |                |                   | 32.8    |                 |                   |

\* due to missing values (reading is a leisure activity: n = 7; main language spoken at home: n = 3).  $\beta$  = the estimated change in the French score; CI = confidence interval; p = p-value; SES-1 = working class or unemployed; SES-2 = non-managerial position / clerk; SES-3 = middle class job / mid-management position; SES-4 = senior management position / artisan, shopkeeper, and entrepreneur / corporate manager.

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

Table 18 : Multilevel models parameter estimates for ambient noise exposure and mathematics score (n pupil = 586; n school = 31)

|  | Model 6 |               |      | Model 7 |                |                   | Model 8 |                 |                   |
|--|---------|---------------|------|---------|----------------|-------------------|---------|-----------------|-------------------|
|  | $\beta$ | 95% CI        | p    | $\beta$ | 95% CI         | p                 | $\beta$ | 95% CI          | p                 |
| <b>Independent variables</b>                 |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| Intercept                                    | 69.83   |               |      | 53.87   |                |                   | 56.89   |                 |                   |
| $L_{den}$ at home (for 1-dB increase)        | -0.22   | -0.53 to 0.09 | 0.07 | -0.10   | -0.40 to 0.20  | 0.50              | -0.03   | -0.32 to 0.26   | 0.85              |
| $L_{Aeq, day}$ at school (for 1-dB increase) | -0.53   | -1.18 to 0.11 | 0.11 | -0.55   | -1.01 to -0.08 | 0.02              | -0.44   | -0.85 to -0.02  | 0.04              |
| <b>Sex</b>                                   |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| Female                                       |         |               |      | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| Male   |         |               |      | 4.43    | 1.83 to 7.03   | <10 <sup>-3</sup> | 5.19    | 2.67 to 7.72    | <10 <sup>-3</sup> |
| <b>Age</b>                                   |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| ≤ 8 years old                                |         |               |      |         |                |                   | Ref     |                 |                   |
| >8 years old                                 |         |               |      |         |                |                   | 10.83   | -14.74 to -6.92 | <10 <sup>-3</sup> |
| Missing value                                |         |               |      |         |                |                   | 6.85    | 1.84 to 11.86   |                   |
| <b>Mother's education</b>                    |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| Elementary school                            |         |               |      | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| Middle school                                |         |               |      | 5.29    | -3.91 to 14.49 | <10 <sup>-3</sup> | 3.50    | -5.43 to 12.44  | <10 <sup>-3</sup> |
| High school                                  |         |               |      | 9.60    | 0.60 to 18.60  |                   | 6.26    | -2.55 to 15.06  |                   |
| University                                   |         |               |      | 15.66   | 6.61 to 24.71  |                   | 11.71   | 2.84 to 20.58   |                   |
| Missing value                                |         |               |      | 3.21    | -6.37 to 12.79 |                   | 2.00    | -7.31 to 11.30  |                   |
| <b>Household socio-economic status</b>       |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| SES-1  |         |               |      | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| SES-2  |         |               |      | 1.19    | -3.64 to 6.01  | 0.15              | 2.09    | -2.61 to 6.78   | 0.18              |
| SES-3  |         |               |      | 1.16    | -3.98 to 6.29  |                   | 2.07    | -2.92 to 7.05   |                   |
| SES-4  |         |               |      | 2.49    | -2.52 to 7.51  |                   | 3.50    | -1.37 to 8.38   |                   |
| Missing value                                |         |               |      | -5.55   | -12.34 to 1.24 |                   | -3.61   | -10.25 to 3.03  |                   |
| <b>Parents' employment status</b>            |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| No full-time worker                          |         |               |      | Ref     |                |                   | Ref     |                 |                   |
| At least one full-time worker                |         |               |      | 2.82    | -0.45 to 6.10  | 0.14              | 2.77    | -0.41 to 5.96   | 0.13              |
| Missing value                                |         |               |      | 7.97    | -5.02 to 20.95 |                   | 8.29    | -4.30 to 20.87  |                   |
| <b>Random Parameters</b>                     |         |               |      |         |                |                   |         |                 |                   |
| Level 2: school                              | 55.27   | 18.15         |      | 24.00   | 9.69           |                   | 17.17   | 7.69            |                   |
| Level 1: pupil                               | 266.1   | 16.0          |      | 241.1   | 14.5           |                   | 227.5   | 13.6            |                   |
| <b>Explained variance part (%)</b>           | 2.7     |               |      | 19.7    |                |                   | 25.9    |                 |                   |

$\beta$  = the estimated change in the Mathematics score; CI = confidence interval; p = p-value; SES-1 = working class or unemployed; SES-2 = non-managerial position / clerk; SES-3 = middle class job / mid-management position; SES-4 = senior management position / artisan, shopkeeper, and entrepreneur / corporate manager.

Mathematics score was not found to be associated with neither the  $L_{den}$  at home nor the  $L_{Aeq, day}$  at school when considered alone ( $p = 0.15$  and  $p = 0.09$ , respectively). When  $L_{den}$  at home and  $L_{Aeq, day}$  at school were simultaneously considered (Table 18),  $L_{den}$  at home was border significantly associated with an impaired Mathematics score before adjustment for confounding factors ( $p = 0.07$ , model 6) but not after ( $p \geq 0.50$ , models 7 and 8). On the other hand,  $L_{Aeq, day}$  at school which wasn't associated with



## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

an impaired Mathematics score in model 6 ( $p = 0.11$ ) became significantly associated after adjustment for confounding factors ( $p \leq 0.04$ , models 7 and 8). The proportion of variance explained by the models 7 and 8 reached 20 % and 26 %, respectively, vs. 3 % when only noise levels were considered.

#### 4. Discussion

A linear exposure-effect relation was found between ambient noise exposure at school and impaired French and Mathematics results. A border significant negative association between ambient noise exposure at home and children performance was also highlighted in French but not in Mathematics. To our knowledge this is the first study evaluating simultaneously the effect of a typical everyday ambient noise exposure at home and at school on the children's school achievement at noise levels typically occurring in residential area.

Due to the involvement of the teachers and the assistance they proposed to the families, the participation rate in this study was high, including in schools from underprivileged area. The study children were geographically distributed throughout the municipal area. Children were not pre-screened for normal hearing like in previous studies (Hygge et al., 2002; Lercher et al., 2003), but no child was declared at the time of school enrolment as having special needs in relation with a hearing impairment. To take into account the fact that the standardized assessment tests are based on acquisition of knowledge during the previous school years, and to insure that estimated exposure did not reflect a recent situation, only children who didn't moved house since September 2005 were included in analysis. Furthermore, long-term noise levels were calculated instead of short duration measurements that could be influenced by temporary events.

The results of the curriculum national standardized assessment test were used. These tests were administrated simultaneously in all schools, in a fixed order alternating with rest periods or recreational activities, according to the same national protocol, and were corrected using the same evaluation matrix, which guarantees the between children and between schools comparability. The scores of the study children were similar to the average national scores (i.e. 69.7 in French and 69.9 in Mathematics) (Cornelie, 2006). The teachers have not been yet informed about the use of the results in the context of the present study when the tests were administrated. School performances were assessed by the teacher in the classroom under exam conditions. Some studies assessed children under quiet conditions to make sure that the observed effect of noise are due to chronic exposure rather than acute conditions during the testing phase (Hygge, 2011; Hygge et al., 2002; Lercher et al., 2003). Some authors measured indoor or outdoor noise level during the tests to adjust for it during the analysis (Stansfeld et al. 2005; Clark et al. 2006; van Kempen et al. 2010). Similarly to us, several studies have group-administrated the cognitive performance tests in the classroom (Clark et al., 2006; Haines et al.,



## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

2002; Matsui et al., 2004; Sanz et al., 1993; Stansfeld et al., 2005; van Kempen et al., 2010b). Therefore, a previous study who adjusted analyses for the noise level recorded during the examination didn't find a conclusive effect (van Kempen et al., 2010a).

Efforts were particularly made to carefully assess children's exposure to the ambient noise: The noise model was specifically built for this study, a noise measurement campaign was performed at place of residence of 44 children to identify the noise sources, to validate and to calibrate the noise exposure modelled data (Pujol et al., 2009). To provide individual noise exposure information, we used an exposure assessment approach quite similar to Eriksson (Eriksson et al., 2012) who manually identified the place of residence from the home address coordinates using a GIS and survey data on the dwelling's orientation. In the present study, we also took into account the floor of the house and we precisely localized the children's bedroom façade. Furthermore, since until 2006, the placement of pupils into public schools was decided by municipalities and depended on the home address of the pupil, we can consider that children who didn't moved house didn't moved school. As a consequence, the noise levels we calculated at school were used as chronic exposure indicators of noise at school. Besides, to take into account the fact that children move to different classrooms each year, we chose to calculate the average of ambient environmental noise exposure in front of each façade.

Numerous potential confounding factors were included in the analysis. Multilevel analyses were conducted to examine both the school-level and the individual-level findings, and to adjust in particular for the household socioeconomic characteristics and the parents' educational level which were directly completed by the children's family. However, similarly to the previous studies on the effects of environmental noise on children cognition, the limitations of the study include the lack of classroom or home acoustics assessment. Another limitation of this study is the lack of adjustment for children's health as low birth weight or preterm birth (Lercher et al., 2002), or long standing illness (Clark et al., 2006; Stansfeld et al., 2005; van Kempen et al., 2010a).

Similar national standardized assessment tests have already been used in previous studies to assess the relation between noise exposure at school and school achievement in English, Mathematics and Science (Haines et al., 2002; Shield and Dockrell, 2008). Our results are consistent with the findings of these studies concerning the French and Mathematics performance. Despite the magnitude of the effect of noise on Mathematics is slightly lower in our study than in Haines et al. 2002 (respectively, for a 10 dB increase, performance dropped 5 points vs. 7 points), it remains significant in our analysis after adjustment for confounding factors. Several studies on aircraft noise exposure indicated that tasks involving central processing and language comprehension, such as reading, attention, problem solving and memory were more affected by aircraft noise (Cohen et al., 1980; Evans and Lepore, 1993; Evans et al., 1998; Hygge et al., 2002). The reading comprehension was frequently reported as being impaired by noise exposure (Clark and Stansfeld, 2007; Clark et al., 2006;

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

Haines et al., 2002, 2001b; Hygge et al., 2002; Stansfeld et al., 2010, 2005), as well as the memory (Hygge et al., 2002; Lercher et al., 2003; Matsui et al., 2004; Stansfeld et al., 2010, 2005). The global scores we used in this study are partially based on several of these skills, such as the reading comprehension in French and the problem solving in Mathematics, and our results are in line with these effects.

The World Health Organization (World Health Organization, 2011) recommends to take into account the fact that children spend the daytime at school and the night-time at home for cognition effect. The effect of a daytime noise exposure at school is now well established, more for the aircraft noise (Clark and Stansfeld, 2007; Clark et al., 2006; Haines et al., 2002, 2001b; Hygge et al., 2002; Stansfeld et al., 2010, 2005) than for the road traffic noise (Lercher et al., 2003; Shield and Dockrell, 2008; van Kempen et al., 2010a), and was confirmed in our study. Aircraft noise exposure at home was found to be associated with cognition effect (Clark et al., 2006; Matsui et al., 2004; Stansfeld et al., 2010) as well as with road traffic ambient community noise (Lercher et al., 2003). However, the combined exposure was only assessed at the vicinity of airport, excepted for (Belojevic et al., 2012) who studied road traffic noise exposure in the city centre of Belgrade. Neither (Stansfeld et al., 2010) nor (Clark et al., 2006) attributed to the noise exposure at home an additional effect when noise exposure at school at daytime was considered. However, the high correlation between aircraft noise levels at home and at school may explain the absence of relation. In contrast, (Belojevic et al., 2012) found an association between noise exposure at home but not at school. Our results seem to indicate that the association between children French performance and ambient noise at home persists, although border significant after adjustment for ambient noise at school. However, Mathematics weren't found associated with  $L_{den}$  at home neither before nor after combining noise at home with noise at school. From our study and previous literature, the effect of the noise exposure at home on impaired school performance cannot be excluded. Besides, contrary to daytime noise exposure, night noise exposure could affect the cognition through an indirect pathway by reducing sleep quality or impairing tasks dependant on storing (World Health Organization, 2009). The association between night-time noise exposure and cognition should focus on tasks running while the child is asleep (World Health Organization, 2009).

In the French educational system, pupils with learning disabilities can repeat one school year to fill the gaps and consolidate the acquired skills. Repeating was assessed by comparing the age of the children with the expected age in key stage 2, year 4. Children who have already repeated were found living or attending a school exposed to higher noise levels. However, when the children age was included in the multilevel models, the association between noise exposure and school performance was less significant. Under these conditions, adjustment for age should probably conduct to over adjustment.

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

This study on ambient noise was conducted in a residential urban area and the major noise source was road traffic. Children were exposed to noise levels at home very close to those assessed by Lercher (Lercher et al., 2003) in the high ambient noise level group and were on average 8 dB(A) higher than the average aircraft noise encountered in the studies around airports (Clark et al., 2006; Stansfeld et al., 2010; van Kempen et al., 2010a). Although our results and previous indicated a linear relation between noise exposure and children performance, this level difference could partially explain why these authors did not find a conclusive effect of noise at home or no additional effect after adjustment for exposure at school. Furthermore, these authors highlighted a dose-response relation between aircraft noise at school and impaired school performance but no effect of road traffic noise, using aircraft noise levels similar to ours and road traffic levels slightly lower. Irrespective of the level tested and similarly to the annoyance response, the nature of the noise sources seems to be relevant. Besides, both our home and schools ambient noise levels were lower than those reported by specific road traffic noise studies (Belojevic et al., 2012; Cohen et al., 1973; Lukas and DuPree, 1980; Sanz et al., 1993; Shield and Dockrell, 2008). As underlined by Clark (Clark and Stansfeld, 2007), the magnitude of the effect we observed on school performance may seem modest, however, it may be of importance when considering the number of people potentially chronically exposed to similar environmental noise levels.

Road traffic is a shared source of noise and air pollution and there is potential for correlated exposures that may lead to confounding in epidemiologic studies (Allen et al., 2009). Furthermore, a poor air quality in the classroom could also result from a lack of ventilation due to closing windows behaviour to reduce external noises (Montazami et al., 2012). We did not assess these parameters during our study. However, Cohen (Cohen et al., 1980) found higher nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) levels inside the controlled schools than in those exposed to aircraft noise. Besides, according to two recent studies on traffic related air pollution and transportation noise, the moderate NO<sub>2</sub> exposure encountered at school was not found to confound the association between noise exposure and cognition (Clark et al., 2012; van Kempen et al., 2012).

In conclusion, both the ambient noise exposure at school and at home individually considered were found to be associated with an impaired children performance, before and after adjustment for confounding factors. Our results rely on a global school performance assessment, conducted at the national level and further analyses could be performed using a skill approach to a better understanding of the effect of noise on children cognition. Furthermore, the middle school national standardised assessment tests could also be considered, to evaluate the long term impact of noise exposure. The border significant association between the French score and the home noise exposure observed when combining the home and school exposure, seems to indicate that school performance is more

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

susceptible to the noise exposure at school. As a consequence, schools should be the subject of a particular attention in order to protect the children against the adverse effects of noise.

#### Acknowledgments

We are grateful to the children, families and teachers who cooperated with this study. We would also like to thank Laurence Tilatti, Valérie Ninucci, Marie-Caroline Clément and Jean-Marc Cote for their dedication to this project. This research was supported by the French Ministry of Environment and Sustainable Development (MEDD) within the third research program “Predit” (GO7).

#### References

- Allen, R.W., Davies, H., Cohen, M.A., Mallach, G., Kaufman, J.D., Adar, S.D., 2009. The spatial relationship between traffic-generated air pollution and noise in 2 US cities. *Environmental Research* 109, 334–342.
- Belojevic, G., Evans, G.W., Paunovic, K., Jakovljevic, B., 2012. Traffic noise and executive functioning in urban primary school children: The moderating role of gender. *Journal of Environmental Psychology* 32, 337–341.
- Clark, C., Crombie, R., Head, J., Kamp, I. van, Kempen, E. van, Stansfeld, S.A., 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. *Am. J. Epidemiol.*
- Clark, C., Martin, R., Van Kempen, E., Alfred, T., Head, J., Davies, H.W., Haines, M.M., Lopez Barrio, I., Matheson, M., Stansfeld, S.A., 2006. Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension: the RANCH project. *Am. J. Epidemiol* 163, 27–37.
- Clark, C., Stansfeld, S.A., 2007. The Effect of Transportation Noise on Health and Cognitive Development: A Review of Recent Evidence. *Int J Comp Psychol* 20, 145–158.
- Cohen, S., Evans, G.W., Krantz, D.S., Stokols, D., 1980. Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children: Moving from the laboratory to the field. *American Psychologist* 35, 231–243.
- Cohen, S., Glass, D.C., Singer, J.E., 1973. Apartment noise, auditory discrimination, and reading ability in children. *Journal of Experimental Social Psychology* 9, 407–422.
- Cornelie, P., 2006. Les réponses des élèves de CE2 à l’évaluation de septembre 2006 <http://test.evace26.education.gouv.fr/sitearchive/archive2006/cfscore.htm> (accessed 11.26.12).
- CSTB, 2002. MITHRA 5.0, manuel technique.
- Duckworth, D.H., 1987. Behavior, health, and environmental stress. By S. Cohen, G. W. Evans, D. Stokols and D. S. Krantz. Plenum Press, New York, 1986. No. of pages: 284. Price £20. ISBN 0-306-42138-0. *Applied Cognitive Psychology* 1, 219–219.

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

- Eriksson, C., Nilsson, M.E., Stenkvist, D., Bellander, T., Pershagen, G., 2012. Residential traffic noise exposure assessment: application and evaluation of European Environmental Noise Directive maps. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.
- European Commission, 2002. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 related to the assessment and management of environmental noise.
- European Environment Agency, 2009. Transport at a crossroads : TERM 2008 : indicators tracking transport and environment in the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Evans, G.W., Bullinger, M., Hygge, S., 1998. Chronic Noise Exposure and Physiological Response: A Prospective Study of Children Living Under Environmental Stress. *Psychological Science* 9, 75–77.
- Evans, G.W., Lepore, S.J., 1993. Non-auditory Effects of Noise on Children: A Critical Review. Life Course Institute, College of Human Ecology, Cornell University.
- Evans, G.W., Lercher, P., Meis, M., Ising, H., Kofler, W.W., 2001. Community noise exposure and stress in children. *J. Acoust. Soc. Am.* 109, 1023–1027.
- Evans, G.W., Maxwell, L., 1997. Chronic Noise Exposure and Reading Deficits The Mediating Effects of Language Acquisition. *Environment and Behavior* 29, 638–656.
- Goldstein, H., 1995. *Multilevel Statistical Models*, second ed. ed. Edward Arnold, London.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Brentnall, S., Head, J., Berry, B., Jiggins, M., Hygge, S., 2001a. The West London Schools Study: the effects of chronic aircraft noise exposure on child health. *Psychol Med* 31, 1385–1396.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Head, J., Job, R.F.S., 2002. Multilevel modelling of aircraft noise on performance tests in schools around Heathrow Airport London. *J Epidemiol Community Health* 56, 139–144.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Job, R.F., Berglund, B., Head, J., 2001b. A follow-up study of effects of chronic aircraft noise exposure on child stress responses and cognition. *Int J Epidemiol* 30, 839–845.
- Hygge, S., 2011. Noise and Cognition in Children, in: *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp. 146–151.
- Hygge, S., Evans, G.W., Bullinger, M., 2002. A Prospective Study of Some Effects of Aircraft Noise on Cognitive Performance in Schoolchildren. *Psychological Science* 13, 469–474.
- INSEE, 2003. Les nomenclatures des professions et catégories socio-professionnelles (PCS) 2003 - Niveau 1 - Liste des catégories socioprofessionnelles agrégées [http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=nomenclatures/pcs2003/liste\\_n1.htm](http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=nomenclatures/pcs2003/liste_n1.htm) (accessed 11.16.12).
- Lercher, P., 2011. Combined Noise Exposure at Home, in: Jerome O. Nriagu (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp. 764–777.
- Lercher, P., Evans, G.W., Meis, M., 2003. Ambient Noise and Cognitive Processes among Primary Schoolchildren. *Environment and Behavior* 35, 725–735.
- Lercher, P., Evans, G.W., Meis, M., Kofler, W.W., 2002. Ambient neighbourhood noise and children's mental health. *Occupational and Environmental Medicine* 59, 380–386.
- Lukas, J.S., DuPree, R.B., 1980. Effects of freeway noise on academic achievement of elementary school children. *The Journal of the Acoustical Society of America* 68, S90–S90.
- Matsui, T., Stansfeld, S., Haines, M., Head, J., 2004. Children's cognition and aircraft noise exposure at home--the West London Schools Study. *Noise Health* 7, 49–58.
- Montazami, A., Wilson, M., Nicol, F., 2012. Aircraft noise, overheating and poor air quality in classrooms in London primary schools. *Building and Environment* 52, 129–141.
- Pujol, S., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Petit, R., Houot, H., Levain, J.-P., Masselot, C., Mauny, F., 2012. Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: A population-based study on schoolchildren. *Appl Acoust* 73, 741–750.
- Pujol, S., Houot, H., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Bongain, S., Levain, J.-P., Masselot, C., Petit, R., Mauny, F., 2009. Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études

## IV. RESULTATS

### - RELATION EXPOSITION SONORE ET PERFORMANCE SCOLAIRE

- épidémiologiques : quelles sources sonores ?, in: Actes des Neuvièmes rencontres de Théo Quant. Presented at the Neuvièmes Rencontres de Théo Quant, Foltête J.-C., Besançon, p. 10.
- Rasbash, J., Charlton, C., Brown, W.J., Healy, M., Cameron, B., 2009. MLwiN version 2.1. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol.
- Sanz, S.A., Garcia, A.M., Garcia, A., 1993. Road traffic noise around schools: a risk for pupil's performance? *International Archives of Occupational and Environmental Health* 65, 205–207.
- Shield, B., Dockrell, J., 2003. The Effects of Noise on Children at School: A Review. *Building Acoustics* 10, 97–116.
- Shield, B.M., Dockrell, J.E., 2008. The effects of environmental and classroom noise on the academic attainments of primary school children. *J. Acoust. Soc. Am.* 123, 133–144.
- Stansfeld, S., Berglund, B., Clark, C., Lopez-Barrio, I., Fischer, P., Öhrström, E., Haines, M., Head, J., Hygge, S., Van Kamp, I., Berry, B., 2005. Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *The Lancet* 365, 1942–1949.
- Stansfeld, S., Hygge, S., Clark, C., Alfred, T., 2010. Night time aircraft noise exposure and children's cognitive performance. *Noise and Health* 12, 255.
- Van Kempen, E., Fischer, P., Janssen, N., Houthuijs, D., Van Kamp, I., Stansfeld, S., Cassee, F., 2012. Neurobehavioral effects of exposure to traffic-related air pollution and transportation noise in primary schoolchildren. *Environmental Research* 115, 18–25.
- Van Kempen, E., Van Kamp, I., Lebrecht, E., Lammers, J., Emmen, H., Stansfeld, S., 2010a. Neurobehavioral effects of transportation noise in primary schoolchildren: a cross-sectional study. *Environ Health* 9, 25.
- Van Kempen, E., Van Kamp, I., Nilsson, M., Lammers, J., Emmen, H., Clark, C., Stansfeld, S., 2010b. The role of annoyance in the relation between transportation noise and children's health and cognition. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 2817–2828.
- World Health Organization, 2009. Night noise guidelines for Europe. World Health Organization, Copenhagen.
- World Health Organization, 2011. Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe. World Health Organization, Copenhagen.



## V. ELEMENTS DE DISCUSSION - PERSPECTIVES





## V. ÉLÉMENTS DE DISCUSSION - PERSPECTIVES

Ce travail de thèse s'inscrit pleinement dans une démarche d'évaluation de l'impact sanitaire d'un agent physique omniprésent dans l'environnement et plus particulièrement en milieu urbain : le bruit. Un accent particulier a été porté sur la caractérisation de l'exposition de la population étudiée : les enfants, au sein même des familles et au voisinage immédiat des habitations et des écoles qu'ils fréquentent. Contrairement à d'autres études qui se focalisent sur une source sonore spécifique ou sur des niveaux d'émission particulièrement élevés, ce travail de recherche a volontairement été conduit en population générale, dans le contexte de l'exposition au bruit ambiant en milieu urbain, dans des situations vécues au quotidien par des millions de citoyens<sup>20</sup>.

Le contexte dans lequel s'inscrit la relation entre exposition au bruit et performance scolaire est complexe. En effet, la réussite scolaire est la résultante d'un nombre élevé de facteurs contextuels interagissant potentiellement entre eux (Crahay, 2010). Nous avons d'ailleurs vérifié l'influence d'un certain nombre d'entre eux lors de nos analyses, tel le niveau d'étude de la mère ou la langue parlée à la maison. Les évaluations scolaires que nous avons utilisées sont un outil de diagnostic destiné à repérer les acquis et faiblesses de chaque élève et fournir des profils d'acquisition de classes afin de mettre en place des pédagogies adaptées aux besoins des élèves. Elles ne constituent pas en cela un test cognitif et sont plus proches d'un bilan de compétences. En dépit de l'existence d'outils validés et dédiés à la mesure ou à la prévision du niveau d'exposition sonore environnemental, l'évaluation fine du niveau d'exposition d'un sujet s'avère un exercice délicat, d'autant plus quand le nombre de sujets inclus augmente. Compte-tenu des approximations concédées à l'évaluation du niveau d'exposition au bruit et du niveau de performance de l'élève, cette relation mise en évidence est pour nous la signature d'un impact réel du bruit sur la santé.

Compte-tenu des sujets étudiés (les enfants), de la nature et de la source de l'agent examiné (le bruit, un agent physique) et de l'effet mesuré (un résultat scolaire), ce projet n'a pu aboutir que grâce à la coopération de spécialistes de plusieurs disciplines : les sciences de l'éducation, la mécanique-acoustique et l'acoustique environnementale, la géographie (thématique mobilité), l'épidémiologie et le soutien indéfectible des acteurs en charge de l'évaluation au sein de l'Education nationale (Inspection académique du Doubs). La forte participation des familles s'explique sans doute par la mobilisation importante des enseignants, des directeurs d'école et de l'Inspection académique du Doubs. Une attention toute particulière a été portée à la communication autour de ce projet : rencontre individuelle de chaque directeur d'école pour lui présenter l'étude, réalisation du questionnaire en concertation avec les enseignants, création d'un dossier de presse par le service communication du CHU, médiatisation de la distribution des questionnaires, proposition de documentation et d'animation

---

<sup>20</sup> Deux milliards de citoyens à travers le monde seraient exposés à un bruit routier  $L_{den}$  supérieur à 55 dB, dont 125 millions dans l'Union européenne (De Vos and Van Beek, 2011).

## V. ÉLÉMENTS DE DISCUSSION - PERSPECTIVES

dans les écoles pour sensibiliser les enfants à la thématique du bruit. Compte-tenu de la carte scolaire qui impose la fréquentation d'un établissement en fonction du lieu d'habitation, des enfants de chaque quartier ont été inclus dans l'étude. Cette étude bénéficie donc d'une large couverture spatiale, à l'échelle de la ville entière. Cette forte adhésion des familles témoigne d'un intérêt manifeste des familles pour la réussite scolaire de leurs enfants, ainsi que d'une forte préoccupation pour la thématique du bruit, régulièrement placé en tête des nuisances lors des enquêtes en milieu urbain (Martin-Houssart and Rizk, 2002). Elle constitue un véritable atout pour la représentativité de nos estimations et la force des conclusions que nous pouvons tirer de ce travail.

Les conséquences sur la santé ou le bien-être d'une exposition à des niveaux sonores très élevés ou à des sources particulières (trafic aérien) sont déjà bien documentées, notamment en ce qui concerne leur impact sur l'apprentissage et la réussite scolaire. Pour cette approche en population générale, le choix du terrain d'étude s'est volontairement porté sur une ville dépourvue d'infrastructures particulièrement bruyantes (pas d'aéroport, circulation routière inférieure à 50 000 véhicules par jour sur l'ensemble des axes). Comme souvent pour les études portant sur les expositions dites à faible dose, ce choix a impliqué de travailler sur un grand nombre de sujet avec une contrainte supplémentaire de fiabilité de la mesure affectée à chacun des sujets. Avec près de 120 000 habitants, la ville de Besançon se place en 31<sup>ème</sup> position du classement des villes française en population et l'étude que nous avons menée s'est déroulée dans tous les types de quartiers (favorisé / défavorisé, habitat dense / habitat dispersé / habitat mixte, zone résidentielle / zone commerciale...). Nous pensons que les situations sonores rencontrées à Besançon ne diffèrent pas de celles rencontrées au quotidien par les familles vivant dans d'autres villes françaises ou européennes. En effet, en France, environ 40 % de la population vit dans des unités urbaines de plus de 100 000 habitants (Bras et al., 2012) et environ 285 millions d'Européens vivent dans des villes de plus de 50 000 habitants, soit 57 % de la population européenne totale (World Health Organization, 2011) (figure 50). Les résultats de ce travail ont donc vocation à pouvoir être extrapolés à une large part des populations française et européenne.

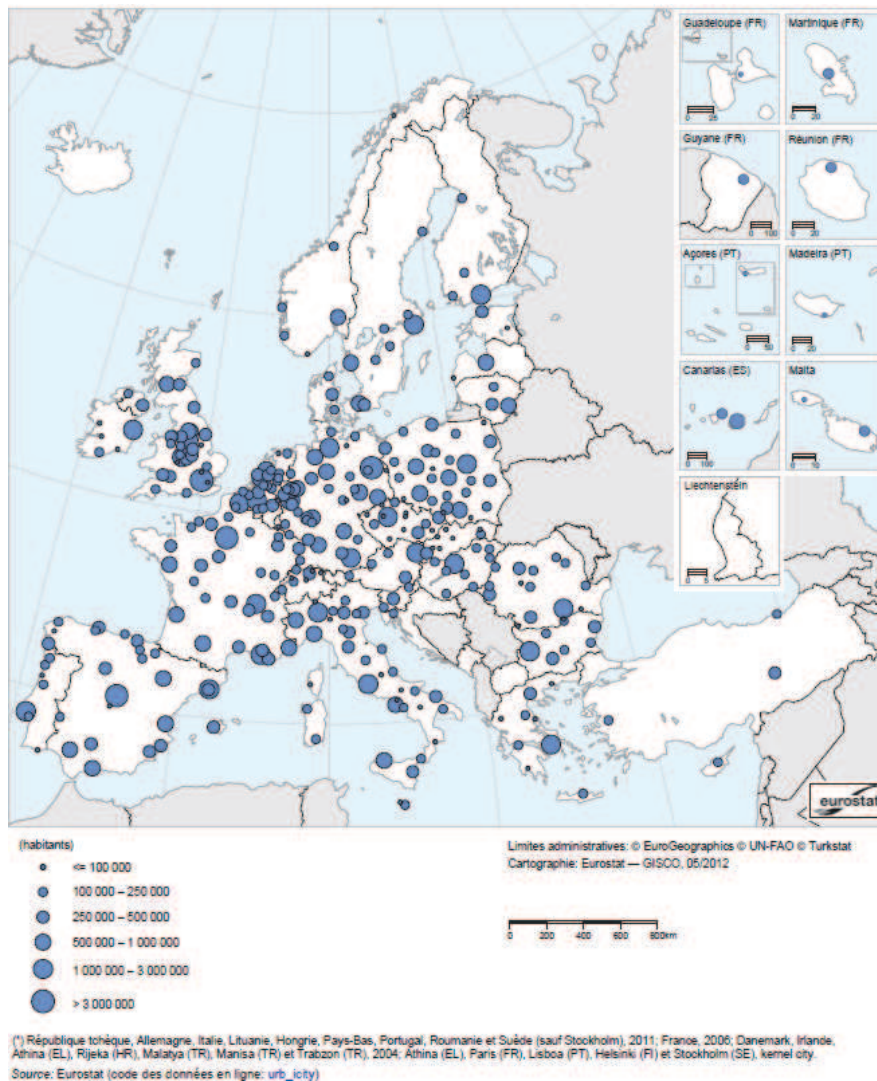


Figure 50 : Population des principales villes européennes

(2008)([http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics\\_explained/images/5/51/Total\\_resident\\_population\\_in\\_Urban\\_Audit\\_core\\_cities%2C\\_2008\\_%281%29\\_%28inhabitants%29-fr.png](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/images/5/51/Total_resident_population_in_Urban_Audit_core_cities%2C_2008_%281%29_%28inhabitants%29-fr.png))

L'environnement urbain est un milieu complexe, du fait de sa géométrie (topographie, bâtiments, écrans, nature du sol) qui module les chemins de propagation du son dans l'espace, et en raison de la diversité des sources sonores présentes (nature, géométrie, directivité, variabilité du fonctionnement dans le temps). La démarche communément employée pour évaluer le niveau sonore environnemental auquel est exposée la population vivant en agglomération consiste à calculer un niveau sonore au domicile au moyen d'une carte de bruit. Ces cartes de bruit environnemental peuvent être obtenues à l'aide de systèmes d'informations géographiques par interpolation spatiale à partir d'une série de niveaux sonores mesurés (Mehdi et al., 2011; Tsai et al., 2009), ou, le plus souvent, par l'utilisation de logiciels de prévision du bruit en extérieur, tenant compte des caractéristiques du site et des sources sonores présentes ainsi que des lois de propagation du son dans l'espace (Ko et al., 2011; Murphy and King, 2010; Murphy et al., 2009; Seong et al., 2011). Les paramètres d'entrée nécessaires

## V. ÉLÉMENTS DE DISCUSSION - PERSPECTIVES

(trafic, vitesse de circulation, topographie, type de revêtement) ne sont pas toujours disponibles et le recours à des hypothèses de simplification conduit à des approximations (King and Rice, 2009). La précision de l'estimation du niveau sonore obtenu varie également avec les méthodes et paramètres de calculs employés, ceux-ci devant être ajustés au contexte de l'utilisation de la carte (De Kluijver and Stoter, 2003). La directive européenne 2002/49/CE demande de prendre en compte au minimum les infrastructures de transport et les industries pour la réalisation des cartes stratégiques du bruit, et laisse la possibilité d'inclure d'autres sources de bruit. Même si la principale source sonore rencontrée dans notre étude et en Europe est le trafic routier (European Environment Agency, 2009), nos résultats ont montré qu'un travail d'identification et de caractérisation des sources sonores annexes, raisonné en fonction du compromis entre surplus de travail occasionné et gain attendu, permettait d'optimiser les niveaux sonores calculés (Pujol et al., 2009). Dans le même esprit, Alam et al. (Alam et al., 2010) ont également montré l'importance des sources telles que des cours d'école, terrains de sport en zone résidentielle.

Différents indicateurs d'exposition sont utilisés pour étudier les conséquences du bruit environnemental sur la population, ce qui complique la comparaison des résultats d'une étude à l'autre (De Kluijver and Stoter, 2003). La directive européenne 2002/49/CE prend en compte le niveau de la façade la plus exposée du bâtiment d'habitation ou du bâtiment fréquenté (école, établissement de soin), calculé séparément pour chacune des sources (routière, ferroviaire, aérienne, industrielle). D'autres études s'intéressent à la parcelle de terrain contenant l'habitation (Seong et al., 2011), au voisinage immédiat du logement (Havard et al., 2011; Klæboe et al., 2006) ou recherchent la présence d'une façade calme (Kluizenaar et al., 2011). En dehors des travaux d'Eriksson (Eriksson et al., 2012), assez peu d'études à ce jour ont comparé l'influence de l'emplacement du calcul du niveau sonore sur la valeur d'exposition affectée aux individus. Contrairement à la logique européenne qui vise à protéger sa population et qui donc a tendance à maximiser le risque d'exposition en considérant la façade la plus exposée, nous avons, dans le cadre de ce travail de thèse, besoin de connaître le niveau d'exposition de notre population au plus juste. En plus de la façade la plus exposée et du calcul pour différents découpages temporels jour - soir - nuit qui nous permettent de comparer nos résultats aux autres études sur cette thématique, nous nous sommes donc aussi intéressés à la façade de la chambre de l'enfant pour être au plus proche des sujets étudiés.

L'exploitation des budgets espace-temps collectés auprès de l'échantillon de 44 enfants montre bien que les enfants ne sont pas en permanence dans leur logement. Dans les suites de ce travail de thèse, et pour compléter la séquence d'exposition au bruit dans les différents compartiments fréquentés par l'enfant (domicile, école, loisirs, transports), nous avons mené une étude portant sur les valeurs d'exposition des enfants pendant le trajet domicile-école (Mauny et al., 2009). Cette démarche

## V. ÉLÉMENTS DE DISCUSSION - PERSPECTIVES

s'inscrit dans les objectifs de la Déclaration de Parme sur l'environnement et la santé (Cinquième Conférence ministérielle sur l'environnement et la santé, 10-12 mars 2010).

Le bruit régnant à l'intérieur d'un logement est tout aussi complexe que le bruit extérieur, avec sa multitude des sources sonores et l'influence variable qu'exerce le niveau sonore extérieur sur l'intérieur. Il est légitime de s'interroger sur la façon dont les enfants perçoivent les sons auxquels ils sont exposés, notamment à la distinction entre les bruits subis (circulation routière, travaux, voisins...) et désirés (télévision, écoute de musique...). Le champ de la sensibilité individuelle est encore très peu connu. A l'aide des données recueillies auprès des 724 familles ayant participé à l'étude sur la scolarité, une première approche de la perception pourra être conduite en confrontant niveaux sonores réponses formulées par les enfants et leur famille aux items relatifs à la gêne dans le questionnaire général. Deux analyses seront possibles : à partir des niveaux sonores mesurés à l'intérieur et à l'extérieur des 44 logements et à partir des niveaux sonores modélisés en façade des habitations des 724 enfants.

Ce travail de thèse se base sur des indicateurs sonores globaux, moyennés sur les périodes jour - soir - nuit. Comme dans la démarche d'évaluation de l'exposition au bruit environnemental exigée par la directive européenne 2002/49/CE, ces indicateurs n'intègrent pas les aspects qualitatifs et dynamiques du bruit tels que le nombre de pics, l'émergence, ou la tranquillité (Can et al., 2008). Ces indicateurs dynamiques, plutôt utilisés dans le cadre d'approches sur la perception paysagère ou l'ambiance sonore (Marry and Defrance, 2013; Raimbault et al., 2003) ont récemment été utilisés pour évaluer le bruit généré au domicile (Mirjana et al., 2011). Avec au total plus de 25 millions de  $L_{Aeq, 1s}$  enregistrés, la volumineuse base de données acoustiques que nous avons constituée pourrait faire l'objet d'analyses dans ce sens.

Les scores obtenus par les enfants aux évaluations scolaires en Français et en Mathématiques permettent une appréciation globale des connaissances des élèves, de leur capacité à mobiliser les acquis et de leur attitude (respect des consignes, autonomie...). Les notes globales que nous avons analysées sont obtenues par sommation de plusieurs champs faisant appel à différentes compétences. Une analyse plus fine pourrait être conduite en descendant à l'échelle des quatre sous-scores de Français ou cinq sous-scores de Mathématiques, ou plus finement encore à l'échelle de la compétence pour voir si certaines d'entre elles sont plus affectées par le bruit. En effet, même si la relation entre l'exposition au bruit et la baisse des performances scolaires est désormais bien établie et est confirmée par nos travaux pour l'exposition à des niveaux de bruit environnemental couramment rencontrés en agglomération, le chemin par lequel le bruit sévit est encore insuffisamment documenté.

### CONCLUSION

Sons et bruits font partie de notre environnement quotidien. En milieu urbain, où se multiplient les sources sonores telles que circulation routière, ferroviaire aérienne et activités humaines et où se concentre la population, les niveaux sonores atteints peuvent devenir nocifs pour la santé et le bien-être des individus. Mais si les conséquences sanitaires du bruit sont bien documentées dans le cas d'exposition à de niveaux sonores très élevés ou à une source dominante particulière, les effets des niveaux sonores ambiants couramment rencontrés au cœur des villes sont moins documentés. Ce travail de thèse s'inscrit dans une démarche d'évaluation de l'impact sanitaire du bruit environnemental. Un accent particulier a été porté sur la caractérisation de l'exposition de la population étudiée : les enfants, au sein même des familles et au voisinage immédiat des habitations et des écoles qu'ils fréquentent. Bien que des techniques de prévision du bruit dans l'environnement permettent de calculer le niveau sonore extérieur chronique à l'échelle d'une agglomération, de nombreux facteurs modulent le niveau d'exposition de chaque individu et compliquent la démarche d'évaluation de l'exposition. La relation que nous sommes parvenus à mettre en évidence entre exposition sonore et résultats scolaires, malgré ces difficultés, est pour nous la signature d'un impact réel du bruit sur les performances de l'enfant, et d'une manière plus générale sur la santé de la population. Compte-tenu du nombre d'individus vivant en milieu urbain et potentiellement exposés dans le monde à des niveaux sonores similaires, l'exposition au bruit environnemental pose un véritable problème de santé publique.

## VI. VALORISATION





## LISTE DES PUBLICATIONS RELATIVES A LA THESE

**- Publications scientifiques**

Pujol S, Berthillier M, Defrance J, Lardiès J, Petit R, Houot H, Levain JP, Masselot C, Mauny F. 2012. Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: A population-based study on schoolchildren. *Appl Acoust*, 2012, 73, 741-750.

Pujol S, Houot H, Berthillier M, Defrance J, Lardiès J, Bongain S, Levain JP, Masselot C, Petit R, Mauny F, 2010. Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques : quelles sources sonores ? in : Foltête J.-C. (dir.), Actes des Neuvièmes Rencontres de Théo Quant, Besançon. <http://thema.univ-fcomte.fr/theoq/pdf/2009/TQ2009%20ARTICLE%2067.pdf> (dernier accès le 23/11/2012)

**- Communications orales scientifiques****▪ Conférence internationale**

Pujol S, Berthillier M, Defrance J, Lardies J, Petit R, Levain JP, Houot H, Masselot C and Mauny F, Indoor noise exposure assessment of primary school children living in a French urban area, *Acoustics 2012*, Nantes, 23-27 avril 2012.

**▪ Conférence nationale**

Pujol S, Houot H, Berthillier M, Defrance J, Lardiès J, Levain JP, Masselot C, Petit R, Mauny F. Modélisation de l'exposition au bruit à domicile en milieu urbain dans un contexte de recherche épidémiologique : une double contrainte d'échelle et d'information. Communication orale. Neuvièmes rencontres de ThéoQuant, 4-6 mars 2009, Besançon, France.

**▪ Séminaires de doctorants**

Pujol S, Berthillier M, Defrance J, Lardiès J, Petit R, Levain JP, Houot H, Masselot C, Mauny F. Evaluer le niveau sonore à l'intérieur des logements : et si des questionnaires comptaient les décibels ? Communication orale. 1ère journée des doctorants du laboratoire Chrono-environnement, 5 décembre 2011, Besançon, France.

Pujol S, Berthillier M, Mauny F. Le bruit en milieu urbain : exposition des enfants à Besançon. XIVème Forum des Jeunes Chercheurs, 12-13 juin 2008, Besançon, France.

**- Rapport de recherche**

Mauny F, Pujol S, Berthillier M, Petit R, Levain JP, Houot H, Defrance J, Lardiès J, Masselot C. Le bruit en milieu urbain : Exposition des enfants et scolarité, Programme PREDIT, rapport scientifique final, convention de recherche du ministère de l'environnement, de l'énergie et du développement durable - MEEDDAT n°CV05000161, juillet 2009, 121 pages.

Lozach J, Duboudin C. Systèmes d'information en santé environnement. Enquête sur le croisement de données dans le champ de la santé-environnement (juin 2008). Afsset, Paris, 68 pages.

### - **Mémoires universitaires (co-encadrement)**

Séverine Bongain, étudiante en Master 1ere année « Statistiques appliquées », UFR Sciences et techniques, université de Franche-Comté, mémoire intitulé « Analyse statistique d'un jeu de données à thématique environnement et santé : concepts, gestion de bases de données et modélisation », 2008.

Julien Prêtre, étudiant en Master 2eme année « Ecoconception », UFR Sciences et techniques, université de Franche-Comté, mémoire intitulé « Finalisation et validation d'une carte de bruit à l'échelle de Besançon : analyse par problème et solutions en milieu urbain dense », 2008.

Alexandre Krieger, étudiant en Licence 3<sup>ème</sup> année de Mécanique et Ingénieries, UFR Sciences et techniques, université de Franche-Comté, mémoire de stage « Mesure de bruit : dépouillement et analyse des mesures », 2007.

### - **Culture scientifique**

#### ▪ **Communications grand public**

Mauny F, Pujol S, Berthillier M, Defrance J, Lardiès J, Petit R, Houot H, Levain JP, Masselot C. Le bruit nuit-il à la scolarité ? Réunion-débat ouverte au grand public, aux familles ayant participé à l'étude et aux partenaires, 23 novembre 2010, Besançon.

Mauny F. Exposition sonore environnementale en milieu urbain... aux coins des rues bisontines. Les jeudis de l'environnement : Parlons d'exposition aux ondes, la recherche au coin de la rue, 28 mai 2008, Besançon. Courier envoyé aux familles ayant participé à la campagne de mesure à domicile (annexe 7).

#### ▪ **Interview radio**

Pujol S. Radio Campus, interview par Aurélien Bertini, en direct de la Fête de la science, émission consacrée à la recherche dans le domaine du son, 14 octobre 2011.

Mauny F. Euréka j'ai trouvé, interview par Jérémy Querenet, Emission de culture scientifique réalisée et retransmise par France bleue Besançon, 29 et 30 août 2009. Accessible sur le site de l'université de Franche-Comté.

<http://sciences-en-culture.univ-fcomte.fr/pages/fr/eureka-medecine-7335.html> (dernier accès le 23/11/2012)

### ▪ Presse écrite et en ligne

En direct, le journal de la recherche et du transfert de l'arc jurassien, Environnement humainement modifié : les conséquences sur la santé - Bruit : camion et télévision mesurent leur force, novembre 2012, numéro 245.

<http://endirect.univ-fcomte.fr/download/en-direct/document/endirect-245/ed-245.pdf> (dernier accès le 23/11/2012)

Tout l'Ufc, le magazine de l'université de Franche-Comté, Univers citoyen - Une carte de bruit et de la pollution, janvier – février – mars 2012, numéro 149.

<http://tout-l-ufc.univ-fcomte.fr/download/tout-l-u/document/magazines/mag/tout-l-ufc-149.pdf>

(dernier accès le 23/11/2012)

Actu-environnement, interview par Camille Saisset, pour la rédaction du dossier « Mieux comprendre l'impact des nuisances sonores », octobre 2011.

<http://www.actu-environnement.com/ae/dossiers/nuisances-sonores/impact-nuisances-sonores.php4>

(dernier accès le 23/11/2012)

Dossier de presse « L'exposition au bruit nuit-elle à la scolarité ? Un projet de recherche mené à Besançon » (novembre 2010) et médiatisation de la restitution des résultats de l'enquête (presse écrite, radiophonique et télévisuelle).

Faits d'union, la lettre trimestrielle de l'Union des régions hospitalières du Sud-Est, CHU Besançon (25) : Étude épidémiologique sur le bruit, décembre 2007, numéro 35.

<http://www.urhse.fr/publications/type-53/faits-d-union.html> (dernier accès le 23/11/2012)

Retour d'information auprès des familles ayant participé à la campagne de mesure acoustique à domicile (mai 2009). Document de 2 pages synthétisant les résultats individualisés et globaux de l'enquête (annexe 8).

Hermès, revue du centre hospitalier universitaire de Besançon, Le bruit a-t-il un impact sur les capacités d'apprentissage de nos enfants ?, 2007, numéro 43:10-11.

Dossier de presse « Le bruit en milieu urbain : exposition des enfants et scolarité. Une étude à l'échelle de la ville » (12 mars 2007) et médiatisation de l'enquête (presse écrite, radiophonique et télévisuelle).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME, A. de l'Environnement et de la M. de l'Energie, n.d. Chiffres clés. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12582> (accès le 13.10.12).
- AFNOR, 1985. NF S 31-110 Acoustique - Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement.
- AFNOR, 1996. NF S 31-088 Acoustique Mesurage du bruit dû au trafic ferroviaire en vue de sa caractérisation.
- AFNOR, 1997. NF EN 1793-3 Dispositifs de réduction du bruit du trafic routier - Méthode d'essai pour la détermination de la performance acoustique - Partie 3 : spectre sonore normalisé de la circulation.
- AFNOR, 2002. NF S 31-085 Acoustique Caractérisation et mesurage du bruit dû au trafic routier Spécifications générales de mesurage.
- Afsse, 2004. Impacts sanitaires du bruit - Etat des lieux, indicateurs de bruit-santé. Agence française de sécurité sanitaire environnementale, Maisons-Alfort.
- Alam, S.M., Eang, L.S., Tan, A., Tiong, T.S., 2010. An investigation of community noise in high-rise residential environments. *J. Acoust. Soc. Am.* 127, 3511.
- Antoni, J.-P., Pujol, S., Lamiral, M., Houot, H., Vuidel, G., Mauny, F., 2011. Bruit et mobilités urbaines : vers une modélisation des impacts. Besançon.
- Babisch, W., 2002. The noise/stress concept, risk assessment and research needs. *Noise Health* 4, 1.
- Babisch, W., 2006. Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise Health* 8, 1.
- Babisch, W., Kamp, I. van, 2009. Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. *Noise Health* 11, 161–168.
- Babisch, W., Neuhauser, H., Thamm, M., Seiwert, M., 2009. Blood pressure of 8–14 year old children in relation to traffic noise at home — Results of the German Environmental Survey for Children (GerES IV). *Sci Total Environ* 407, 5839–5843.
- Baulac, M., 2006. Optimisation des Protections Anti-bruit Routières de Forme Complexe.
- Belojevic, G., Evans, G.W., Paunovic, K., Jakovljevic, B., 2012. Traffic noise and executive functioning in urban primary school children: The moderating role of gender. *Journal of Environmental Psychology* 32, 337–341.
- Bistrup, M.L., Statens Institut for Folkesundhed, 2001. Health effects of noise on children and perception of the risk of noise : report from a project coordinated by the National Institute of Public Health Denmark. National Institute of Public Health, Copenhagen.
- Boman, E., Enmarker, I., Hygge, S., 2005. Strength of noise effects on memory as a function of noise source and age. *Noise and Health* 7, 11.
- Bras, M.-A., Lahi, G., Pégaz-Blanc, O., 2012. Tableaux de l'économie française - Edition 2012. Institut national de la statistique et des études économiques, Paris.
- Brüel & Kjør, 1998. Sound and vibration measurement, Nærum.
- Bruitparif, 2011. Etat des lieux des performances acoustiques des revêtements de chaussées : dossier technique et pédagogique. Observatoire du bruit en Ile-de-France, Paris.
- Can, A., Leclercq, L., Lelong, J., Defrance, J., 2008. Capturing urban traffic noise dynamics through relevant descriptors. *Applied Acoustics* 69, 1270–1280.
- Certu, 2008. Cartes de bruit - Comment prendre en compte le bruit industriel ? Certu.
- Certu, Furst, N., Saurat, J., 2006. Comment réaliser les cartes de bruit stratégiques en agglomération. Certu.
- Clark, C., Martin, R., Van Kempen, E., Alfred, T., Head, J., Davies, H.W., Haines, M.M., Lopez Barrio, I., Matheson, M., Stansfeld, S.A., 2006. Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension: the RANCH project. *Am. J. Epidemiol* 163, 27–37.

- Clark, C., Stansfeld, S.A., 2007. The Effect of Transportation Noise on Health and Cognitive Development: A Review of Recent Evidence. *Int J Comp Psychol* 20, 145–158.
- Cohen, S., Glass, D.C., Singer, J.E., 1973. Apartment noise, auditory discrimination, and reading ability in children. *Journal of Experimental Social Psychology* 9, 407–422.
- Crahay, M., 2010. *Psychologie de l'éducation*. Paris: PUF.
- CSTB, 2002. MITHRA 5.0, manuel technique.
- De Kluijver, H., Stoter, J., 2003. Noise mapping and GIS: optimising quality and efficiency of noise effect studies. *Computers, Environment and Urban Systems* 27, 85–102.
- De Vos, P., Van Beek, A., 2011. Environmental Noise, in: *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp. 476–488.
- Déclaration de Parme sur l'environnement et la santé, 2010. <http://www.euro.who.int/fr/what-we-do/event/fifth-ministerial-conference-on-environment-and-health/documentation/parma-declaration-on-environment-and-health> (accessed 11.28.12).
- Eriksson, C., Nilsson, M.E., Stenkvis, D., Bellander, T., Pershagen, G., 2012. Residential traffic noise exposure assessment: application and evaluation of European Environmental Noise Directive maps. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.
- European Commission, 2002. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 related to the assessment and management of environmental noise.
- European Environment Agency, 2009. Transport at a crossroads : TERM 2008 : indicators tracking transport and environment in the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Evans, G.W., Maxwell, L., 1997. Chronic Noise Exposure and Reading Deficits The Mediating Effects of Language Acquisition. *Environment and Behavior* 29, 638–656.
- Fields, S., 2001. An updated catalog of 541 social surveys of residents' reaction to nvironmental noise (1943-2000) ( No. CR-2001-211257). NASA.
- Fischetti, A., 2001. *Initiation à l'acoustique*. Belin, Paris.
- Fletcher, H., Munson, W.A., 1933. Loudness, its definition, measurement and calculation. *J. Acoust. Soc. Am* 5, 82–108.
- Gelis, C., 2002. *Biophysique de l'environnement sonore : biophysique*. Ellipses, Paris.
- Gidlöf-Gunnarsson, A., Ohrström, E., 2010. Attractive “quiet” courtyards: a potential modifier of urban residents' responses to road traffic noise? *Int J Environ Res Public Health* 7, 3359–3375.
- Gidlöf-Gunnarsson, A., Öhrström, E., 2007. Noise and well-being in urban residential environments: The potential role of perceived availability to nearby green areas. *Landscape and Urban Planning* 83, 115–126.
- Haines, M.M., Brentnall, S., Stansfeld, S.A., Klineberg, E., 2003. Qualitative responses of children to environmental noise. *Noise and Health* 5, 19.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Brentnall, S., Head, J., Berry, B., Jiggins, M., Hygge, S., 2001a. The West London Schools Study: the effects of chronic aircraft noise exposure on child health. *Psychol Med* 31, 1385–1396.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Head, J., Job, R.F.S., 2002. Multilevel modelling of aircraft noise on performance tests in schools around Heathrow Airport London. *J Epidemiol Community Health* 56, 139–144.
- Haines, M.M., Stansfeld, S.A., Job, R.F., Berglund, B., Head, J., 2001b. A follow-up study of effects of chronic aircraft noise exposure on child stress responses and cognition. *Int J Epidemiol* 30, 839–845.
- Hamayon, L., 2008. *Comprendre simplement l'acoustique des bâtiments*.
- Havard, S., Reich, B.J., Bean, K., Chaix, B., 2011. Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. *Occup Environ Med* 68, 366–374.
- Houot, H., 1999. *Approche géographique des nuisances sonores urbaines - Méthodologie d'aide à la prise en compte des nuisances sonores en aménagement urbain : application à la ville de Besançon*.
- Hygge, S., 2011. Noise and Cognition in Children, in: *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, pp. 146–151.

- Hygge, S., Evans, G.W., Bullinger, M., 2002. A Prospective Study of Some Effects of Aircraft Noise on Cognitive Performance in Schoolchildren. *Psychological Science* 13, 469–474.
- Jarup, L., Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Katsouyanni, K., Cadum, E., Dudley, M.-L., Savigny, P., Seiffert, I., Swart, W., Breugelmans, O., Bluhm, G., Selander, J., Haralabidis, A., Dimakopoulou, K., Sourtzi, P., Velonakis, M., Vigna-Taglianti, F., 2008. Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study. *Environ Health Perspect* 116, 329–333.
- Jeon, J.Y., Ryu, J.K., Lee, P.J., 2010. A quantification model of overall dissatisfaction with indoor noise environment in residential buildings. *Applied Acoustics* 71, 914–921.
- Kephalopoulos, S., Paviotti, M., Anfosso-Lédée, F., 2012. Common Noise Assessment Methods in Europe (CNOSSOS-EU), Publications Office of the European Union. ed. European commission, Luxembourg.
- Kergomard, J., Friot, E., Lavandier, C., 2010. Le livre blanc de l'acoustique en France en 2010. Société française d'acoustique, Paris.
- King, E.A., Rice, H.J., 2009. The development of a practical framework for strategic noise mapping. *Applied Acoustics* 70, 1116–1127.
- Klæboe, R., Engelién, E., Steinnes, M., 2006. Context sensitive noise impact mapping. *Applied Acoustics* 67, 620–642.
- Klatte, M., Hellbrück, J., Seidel, J., Leistner, P., 2010a. Effects of Classroom Acoustics on Performance and Well-Being in Elementary School Children: A Field Study. *Environment and Behavior* 42, 659–692.
- Klatte, M., Lachmann, T., Meis, M., 2010b. Effects of noise and reverberation on speech perception and listening comprehension of children and adults in a classroom-like setting. *Noise and Health* 12, 270.
- Kluzenaar, Y. de, Salomons, E.M., Janssen, S.A., Van Lenthe, F.J., Vos, H., Zhou, H., Miedema, H.M.E., Mackenbach, J.P., 2011. Urban road traffic noise and annoyance: The effect of a quiet façade. *J. Acoust. Soc. Am.* 130, 1936.
- Ko, J.H., Chang, S.I., Kim, M., Holt, J.B., Seong, J.C., 2011. Transportation noise and exposed population of an urban area in the Republic of Korea. *Environ Int* 37, 328–334.
- Langdon, F.J., 1976. Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part I. *Journal of Sound and Vibration* 47, 243–263.
- Lavie, P., Pillar, G., Malhotra, A., 2002. Sleep disorders : diagnosis, management and treatment : a handbook for clinicians. Martin Dunitz ; Fulfilment Center Taylor & Francis [distributor], London; Florence, KY, USA.
- Leclercq, L., 2002. Optimisation des Protections Anti-bruit Routières de Forme Complexe.
- Lercher, P., Evans, G.W., Meis, M., 2003. Ambient Noise and Cognitive Processes among Primary Schoolchildren. *Environment and Behavior* 35, 725–735.
- Lercher, P., Evans, G.W., Meis, M., Kofler, W.W., 2002. Ambient neighbourhood noise and children's mental health. *Occupational and Environmental Medicine* 59, 380–386.
- Lukas, J.S., DuPree, R.B., 1980. Effects of freeway noise on academic achievement of elementary school children. *The Journal of the Acoustical Society of America* 68, S90–S90.
- Marry, S., Defrance, J., 2013. Analysis of the perception and representation of sonic public spaces through on site survey, acoustic indicators and in-depth interviews. *Applied Acoustics* 74, 282–292.
- Martin-Houssart, G., Rizk, C., 2002. Insee - Conditions de vie-Société - Mesurer la qualité de vie dans les grandes agglomérations. Insee Première 4.
- Matsui, T., Stansfeld, S., Haines, M., Head, J., 2004. Children's cognition and aircraft noise exposure at home--the West London Schools Study. *Noise Health* 7, 49–58.
- Mauny, F., Pujol, S., Houot, H., Defrance, J., Berthillier, M., Lardies, J., Viel, J.-F., 2009. A quels niveaux sonores les enfants scolarisés sont-ils exposés lors du trajet domicile-école ? Agence française de sécurité sanitaire environnementale, Besançon.
- Mehdi, M.R., Kim, M., Seong, J.C., Arsalan, M.H., 2011. Spatio-temporal patterns of road traffic noise pollution in Karachi, Pakistan. *Environ Int* 37, 97–104.
- Mercier, D., 2010. Le livre des techniques du son - Tome 1 - 4e édition, Dunod. ed.



- Miedema, H.M., Oudshoorn, C.G., 2001. Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environ Health Perspect* 109, 409–416.
- Miedema, H.M., Vos, H., 1998. Exposure-response relationships for transportation noise. *J. Acoust. Soc. Am* 104, 3432–3445.
- Mirjana, A., Drasko, M., Miomir, M., Dragana, S., 2011. The use of emergence descriptors for noise in dwellings evaluation, in: *Telecommunications Forum (TELFOR)*, 2011 19th. Presented at the *Telecommunications Forum (TELFOR)*, 2011 19th, pp. 1107–1110.
- Murphy, E., King, E.A., 2010. Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environ Int* 36, 290–298.
- Murphy, E., King, E.A., Rice, H.J., 2009. Estimating human exposure to transport noise in central Dublin, Ireland. *Environ Int* 35, 298–302.
- Muzet, A., 2007. Environmental noise, sleep and health. *Sleep Med Rev* 11, 135–142.
- Ohrström, E., 2004. Longitudinal surveys on effects of changes in road traffic noise-annoyance, activity disturbances, and psycho-social well-being. *J. Acoust. Soc. Am* 115, 719–729.
- Organisation mondiale de la santé, 1946. Préambule à la Constitution de l'Organisation mondiale de la Santé.
- Passchier-Vermeer, W., 2003. Night-time noise events and awakening. *TNO Inro*, Delft.
- Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F., 2005. Environmental Noise, Annoyance and Sleep Disturbance, in: Nicolopoulou-Stamati, P., Hens, L., Howard, C.V. (Eds.), *Environmental Health Impacts of Transport and Mobility*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 25–38.
- Paunovic, K., Jakovljevic, B., Belojevic, G., 2009. Predictors of noise annoyance in noisy and quiet urban streets. *Science of The Total Environment* 407, 3707–3711.
- Paunovic, K., Stansfeld, S., Clark, C., Belojevic, G., 2011. Epidemiological studies on noise and blood pressure in children: Observations and suggestions. *Environ Int* 37, 1030–1041.
- Pirrerá, S., De Valck, E., Cluydts, R., 2010. Nocturnal road traffic noise: A review on its assessment and consequences on sleep and health. *Environ Int* 36, 492–498.
- Priour, M., 2005. Influence des effets couplés de la météorologie et du relief sur la propagation acoustique: utilisation d'une méthode d'éléments finis de frontière et validation expérimentale.
- Pujol, S., Houot, H., Berthillier, M., Defrance, J., Lardies, J., Bongain, S., Levain, J.-P., Masselot, C., Petit, R., Mauny, F., 2009. Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques: quelles sources sonores?, in: *Actes des Neuvièmes rencontres de Théo Quant*. Presented at the *Neuvièmes Rencontres de Théo Quant*, Foltête J.-C., Besançon, p. 10.
- Raimbault, M., Dubois, D., 2005. Urban soundscapes: Experiences and knowledge. *Cities* 22, 339–350.
- Raimbault, M., Lavandier, C., Bérengier, M., 2003. Ambient sound assessment of urban environments: field studies in two French cities. *Applied Acoustics* 64, 1241–1256.
- Rasbash, J., Charlton, C., Brown, W.J., Healy, M., Cameron, B., 2009. MLwiN version 2.1. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol.
- RFF, SNCF, 2012. Méthode et données d'émission sonore pour la réalisation des études prévisionnelles du bruit des infrastructures de transport ferroviaire dans l'environnement. Réseau ferré de France & Société nationale des chemins de fer.
- Sanz, S.A., García, A.M., García, A., 1993. Road traffic noise around schools: a risk for pupil's performance? *International Archives of Occupational and Environmental Health* 65, 205–207.
- Schulte-Fortkamp, P., 2002. Soundscapes and living spaces. Sociological and psychological aspects concerning acoustical environments, in: *Forum Acusticum Sevilla 2002 official publication*. Presented at the *Forum Acusticum*, Sociedad Española de Acústica, Sevilla, pp. 16–20 September 2002.
- Seong, J.C., Park, T.H., Ko, J.H., Chang, S.I., Kim, M., Holt, J.B., Mehdi, M.R., 2011. Modeling of road traffic noise and estimated human exposure in Fulton County, Georgia, USA. *Environ Int* 37, 1336–1341.



- Sétra, 2009. Guide méthodologique 2-Prévision du bruit routier Méthode de calcul de propagation du bruit incluant les effets météorologiques (NMPB 2008). Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements.
- Shield, B., Dockrell, J., 2003. The Effects of Noise on Children at School: A Review. *Building Acoustics* 10, 97–116.
- Shield, B.M., Dockrell, J.E., 2008. The effects of environmental and classroom noise on the academic attainments of primary school children. *J. Acoust. Soc. Am.* 123, 133–144.
- Stansfeld, S., Berglund, B., Clark, C., Lopez-Barrio, I., Fischer, P., Öhrström, E., Haines, M., Head, J., Hygge, S., Van Kamp, I., Berry, B., 2005. Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *The Lancet* 365, 1942–1949.
- Stansfeld, S., Crombie, R., 2011. Cardiovascular effects of environmental noise: Research in the United Kingdom. *Noise and Health* 13, 229.
- Stansfeld, S.A., Clark, C., Cameron, R.M., Alfred, T., Head, J., Haines, M.M., Van Kamp, I., Van Kempen, E., Lopez-Barrio, I., 2009. Aircraft and road traffic noise exposure and children's mental health. *Journal of Environmental Psychology* 29, 203–207.
- Torija, A.J., Ruiz, D.P., Coensel, B.D., Botteldooren, D., Berglund, B., Ramos-Ridao, Á., 2011. Relationship between road and railway noise annoyance and overall indoor sound exposure. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 16, 15–22.
- Tsai, K.-T., Lin, M.-D., Chen, Y.-H., 2009. Noise mapping in urban environments: A Taiwan study. *Applied Acoustics* 70, 964–972.
- United Nations Environment Programme, World Health Organization, 1980. *Le bruit*. Organisation mondiale de la Santé, Genève.
- Van Kempen, E., Van Kamp, I., Lebet, E., Lammers, J., Emmen, H., Stansfeld, S., 2010a. Neurobehavioral effects of transportation noise in primary schoolchildren: a cross-sectional study. *Environ Health* 9, 25.
- Van Kempen, E., Van Kamp, I., Nilsson, M., Lammers, J., Emmen, H., Clark, C., Stansfeld, S., 2010b. The role of annoyance in the relation between transportation noise and children's health and cognition. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 2817–2828.
- Van Kempen, E.E.M.M., Van Kamp, I., Stellato, R.K., Lopez-Barrio, I., Haines, M.M., Nilsson, M.E., Clark, C., Houthuijs, D., Brunekreef, B., Berglund, B., Stansfeld, S.A., 2009. Children's annoyance reactions to aircraft and road traffic noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 125, 895–904.
- WG-AEN, 2006. Guides de bonnes pratiques de la cartographie du bruit stratégique et de la production de données associées sur l'exposition au bruit. Groupe de travail de la Commission européenne sur l'évaluation de l'exposition au bruit.
- World Health Organization, 2009. Night noise guidelines for Europe. World Health Organization, Copenhagen.
- World Health Organization, 2011. Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe. World Health Organization, Copenhagen.
- World Health Organization, Berglund, B., Lindvall, T., Schwela, D., 2000. Guidelines for community noise. World Health Organization, Geneva.
- World Health Organization Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Bonn Office, 2004. Report of the WHO technical meeting on sleep and health. [http://www.ilo.org/safework/areasofwork/WCMS\\_118388/lang--en/index.htm](http://www.ilo.org/safework/areasofwork/WCMS_118388/lang--en/index.htm) (accessed 10.15.12).

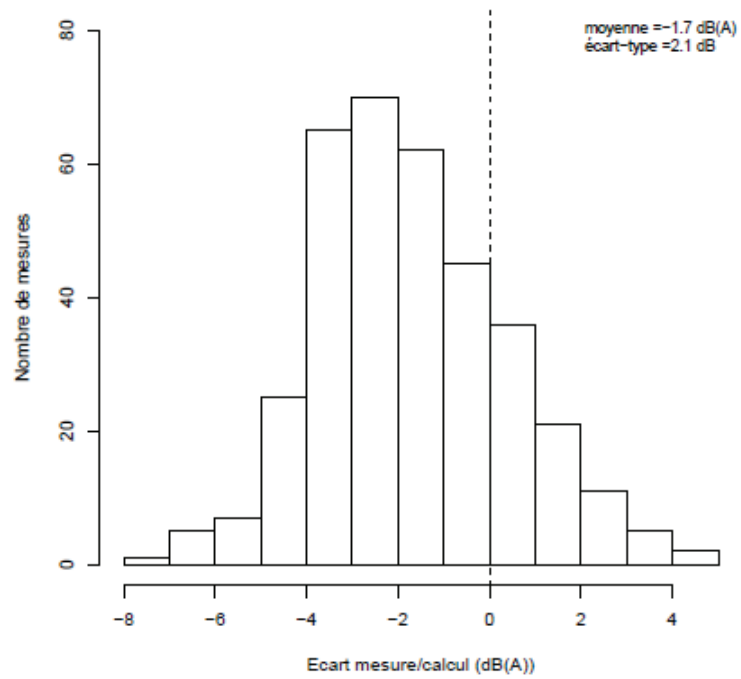
# ANNEXES



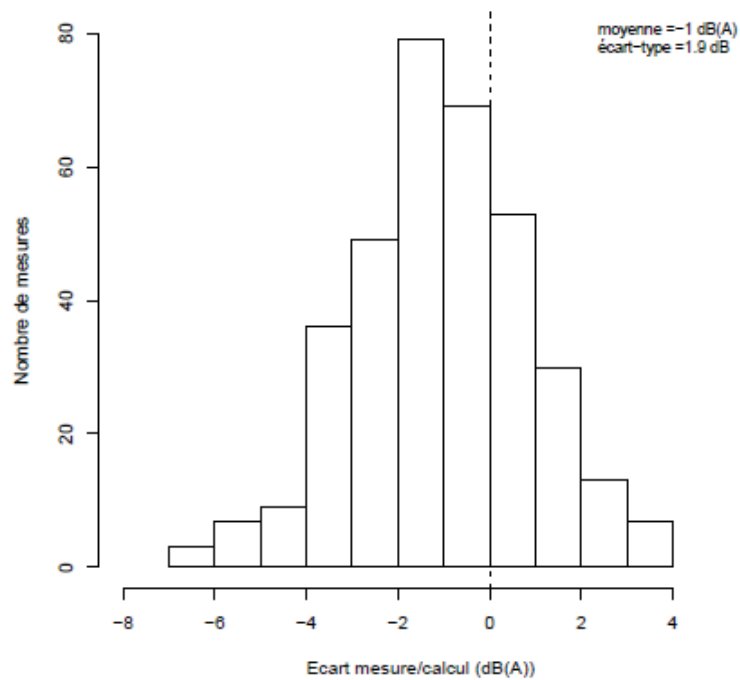
ANNEXE 1 : NMPB 2008 ET NMPB96

Annexe 1A : Changements apportés par la NMPB-Routes-2008 par rapport à la NMPB-Routes-96 (Sétra, 2009)

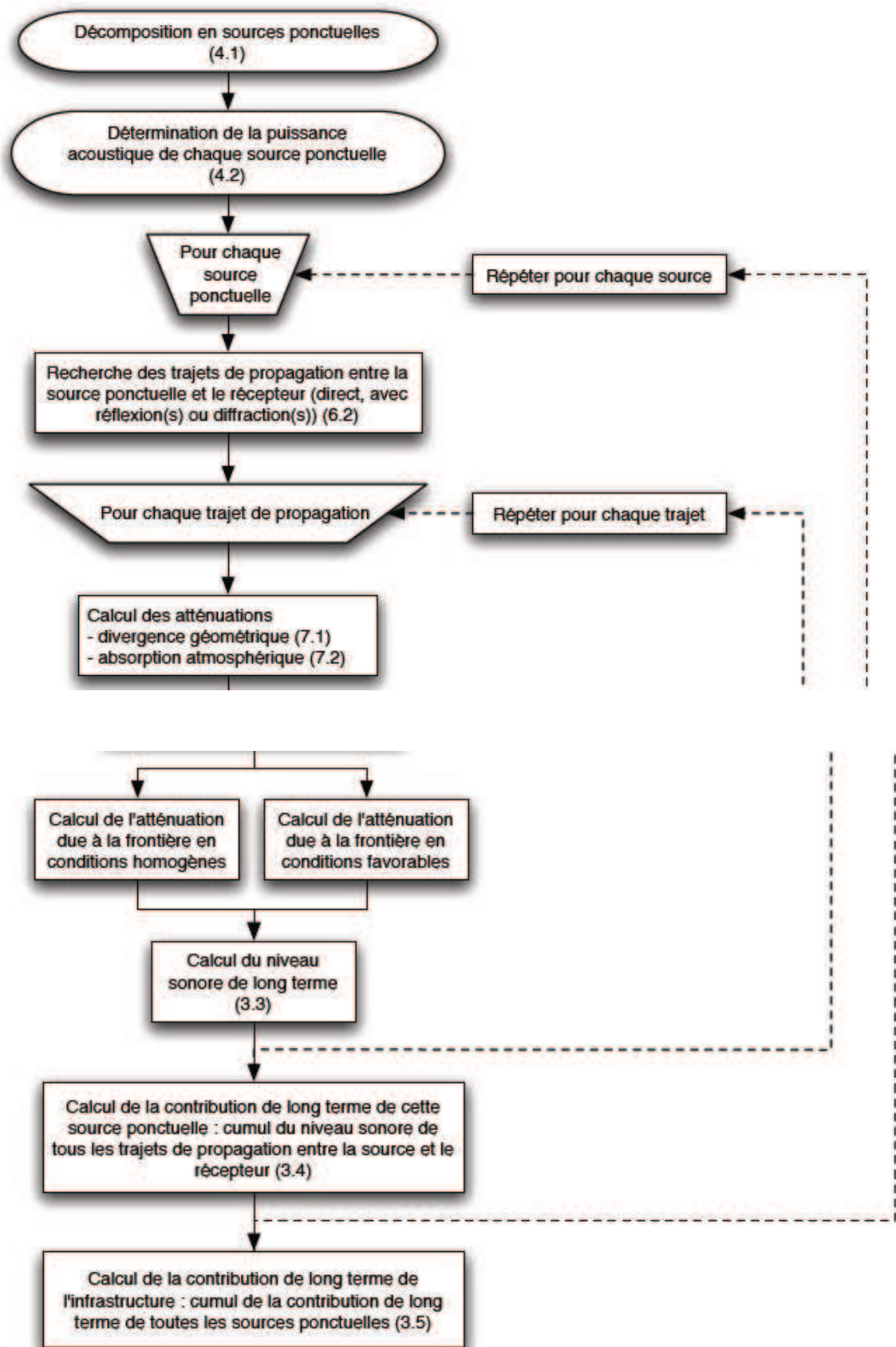
| Aspect  | NMPB-Routes-96   | NMPB-Routes-2008   |
|---|--|--|
| Domaine d'application (altitude, site,...)    | [[NMPB96],1 et 3.3.1]  | Inchangé   |
| Occurrences de conditions favorables          | Grille UfTi quantitative [LRA1995]                               | Calcul de $Grad_c$ avec le logiciel MAGRET (INRA) [LRS2008]  |
| Résolution                                    | Octaves (125-4000 Hz)  | Tiers d'octave (100-5000 Hz)   |
| Hauteur de source                             | 0.5 m  | 0.05 m [Gaulin2000]  |
| Spectre d'émission                            | Unique [EN1793p3]  | Drainant/Non drainant [Abq2008]  |
| Discretisation                                | [[NMPB96],5.1.3]   | Rédaction contraignante. Plusieurs cas pour la discretisation équiangulaire [LRS2007]  |
| Etendue minimale de la ligne-source           | Non spécifiée  | Rapport de distances, longueur minimale du rayon direct le plus long [CSTB2007]  |
| Longueur maximale de trajet                   | Néant  | 2000 m [CSTB2007]  |
| Facteur de sol $G$                            | 0 ou 1   | Valeurs de $G$ en fonction de la nature du sol [Emb1997] déduites de la résistance au passage de l'air $\sigma$ par $G = \min((300/\sigma)^{0.57}, 1)$ |
| Effet sol en conditions favorables            | Dérivé de [ISO9613p2]  | Dérivé de $A_{sol,H}$ NMPB-Routes-96 [CSTB2002]  |
| Talus de déblai                               | Prise en compte dans le plan moyen                               | $A_{talus}$ ou $\Delta_{talus}$ [CSTB2002]   |
| Transition $A_{sol}/A_{dif}$                  | Test à 500 Hz [[NMPB96],7.4]                                     | Test pour chaque bande de tiers d'octave [LRS2005]   |
| Prise en compte des écrans bas                | Non  | Oui [CSTB2007]   |
| Plafonnement de $\Delta_{dif}$                | 25 dB sur arête horizontale [[NMPB96],7.4.2]                     | Seulement sur $\Delta_{dif}$ figurant dans le calcul de $A_{dif}$ [SETRA07]  |
| Différence de marche en conditions favorables | Réhaussement au droit des arêtes de diffraction [[NMPB96],7.4.3] | Calcul de la longueur des rayons courbes [SETRA04]   |
| Forfaitisation de $A_{sol}(S,O)$              | Possible dans certains cas [[NMPB96],7.4.4]                      | Possibilité supprimée  |



Annexe 1B : Histogramme des écarts entre les atténuations mesurées et calculées pour la NMPB-Routes-96 (Sétra, 2009)



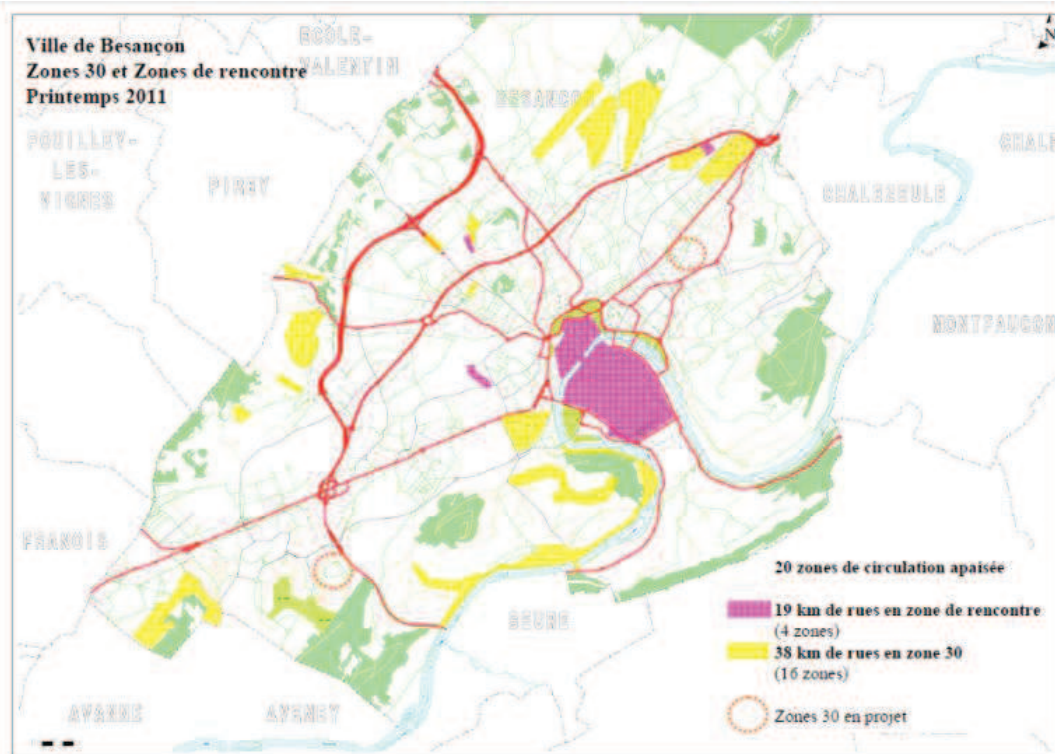
Annexe 1C : Histogramme des écarts entre les atténuations mesurées et calculées pour la NMPB-Routes-2008 (Sétra, 2009)



Annexe 1D : Organigramme général de la NMPB-Routes-2008, pour un ensemble de routes et un récepteur. (Sétra, 2009)



ANNEXE 2 : ZONES DE CIRCULATION ROUTIERE APAISEE



Ville de  
**Besançon**  
www.besancon.fr

Carte générale des zones à circulation apaisée (depuis 2008)

([http://www.besancon.fr/gallery\\_files/site\\_1/346/347/604/43357/planzones2011.pdf](http://www.besancon.fr/gallery_files/site_1/346/347/604/43357/planzones2011.pdf))





ANNEXE 3 : CONSTITUTION DU SOUS-ECHANTILLON POUR LA CAMPAGNE DE MESURE

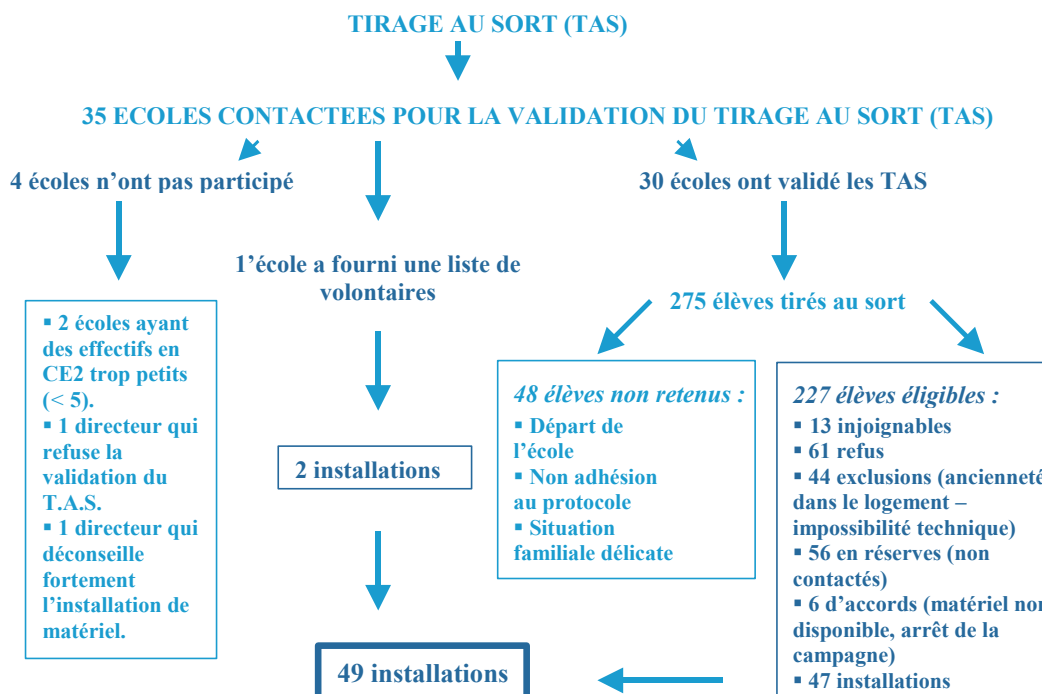


Schéma de sélection des enfants pour la campagne de mesure



**ETUDE SCIENTIFIQUE  
« BRUIT ET SCOLARITE A BESANÇON »**

**Les informations recueillies à l'aide de ce questionnaire concernent votre enfant actuellement scolarisé en classe de CE2, le logement où il réside habituellement et les personnes habitant également ce logement. Si plusieurs enfants du foyer sont actuellement scolarisés en CE2 sur la commune de Besançon, merci de remplir un questionnaire par enfant.**

**Nom et prénom de l'enfant scolarisé en CE2 :**

Nom \_\_\_\_\_

Prénom \_\_\_\_\_

Adresse du logement \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Si la fenêtre de la chambre de votre enfant en CE2 donne sur une rue, indiquez le nom de cette rue :

\_\_\_\_\_

- Un seul enfant du foyer actuellement scolarisé en CE2 à Besançon  
 Plusieurs enfants du foyer actuellement scolarisés en CE2 à Besançon

**Identité de la personne remplissant le questionnaire (nom, prénom) et lien de parenté :**

\_\_\_\_\_

*Ne rien inscrire dans cette case*

Numéro d'ordre \_\_\_\_\_

Afin de respecter votre anonymat et celui de l'enfant, cette première page sera détachée du reste du questionnaire. L'adresse indiquée ci-dessus (unique information de la feuille n°1 informatisée) et le reste du questionnaire (feuille n°2) feront l'objet de traitements informatiques distincts.



**1- A propos des habitants du logement**

| <b>Quelle est votre situation professionnelle ?</b> | Père                     | Mère                     | Autre tuteur légal*      |
|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Travail à plein temps                               | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Travail à temps partiel                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Chômage   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sans activité professionnelle                       | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Etudiant, retraité                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

\* Autre tuteur légal : personne ayant la responsabilité de l'enfant à la place du père et/ou de la mère.

**Quelle profession exercez-vous ou avez exercé en dernier ?** Père \_\_\_\_\_  
 Mère \_\_\_\_\_  
 Autre tuteur légal \_\_\_\_\_

| <b>Quel niveau de fin d'études avez-vous atteint ?</b>  | Père                     | Mère                     | Autre tuteur légal       |
|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Primaire / Elémentaire                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Collège   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Lycée   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Post-secondaire (supérieur universitaire ou équivalent) | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Ne sait pas   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

**Concernant les parents ou tuteurs légaux habitant habituellement dans le logement :**

- Les deux parents de l'enfant vivent dans le logement
- Famille monoparentale (uniquement le père)
- Famille monoparentale (uniquement la mère)
- Famille recomposée (père ou mère et son conjoint)
- Autre, précisez : \_\_\_\_\_

**Nombre total de personnes vivant en permanence dans votre logement ?** \_\_\_\_\_

**Depuis combien d'années vivez-vous dans ce logement ?** \_\_\_\_\_ années

**Quelle est la langue le plus souvent parlée à la maison ?**  Français  Autre

**2- A propos de votre enfant actuellement scolarisé en CE2**

**Quel est le sexe de votre enfant ?**  Masculin  Féminin

**Votre enfant a-t-il fréquenté une crèche collective ?**  Oui  Non  Ne sait pas

**A partir de quel âge votre enfant a-t-il été inscrit à l'école maternelle ?** \_\_\_\_\_

**Combien votre enfant a-t-il de frère et sœur ?** \_\_\_\_\_ **Quel est son rang dans la fratrie ?** \_\_\_\_\_

**Souhaitez-vous que votre enfant :**

- Entre tôt dans la vie active
- Entre dans la vie active après le lycée
- Suive des études supérieures courtes
- Suive des études supérieures longues

**Cochez les 3 activités de loisir régulièrement pratiquées par votre enfant :**

- Sport, danse
- Pratique d'un instrument de musique
- Cinéma
- Télévision / DVD / K7 vidéo / Jeux vidéo (ordinateur ou console)
- Lecture
- Internet

**3- A propos de l'environnement de votre logement**

| <b>Autour de votre logement, il y a surtout :</b>             | <b>Sur quoi donne la fenêtre de la chambre de votre enfant ?</b> |
|---|--|
| <input type="checkbox"/> Des immeubles                        | <input type="checkbox"/> Cours intérieure ou esplanade           |
| <input type="checkbox"/> Des maisons individuelles            | <input type="checkbox"/> Jardin et espace vert                   |
| <input type="checkbox"/> Un mélange d'immeubles et de maisons | <input type="checkbox"/> Rue <i>peu</i> fréquentée               |
|   | <input type="checkbox"/> Rue <i>très</i> fréquentée              |

**Globalement, êtes vous satisfait de l'environnement immédiat de votre logement ?** de ① très insatisfait à ⑤ très satisfait \_\_\_\_\_

**4- A propos de votre logement**

**Votre logement**

- Maison individuelle
- Immeuble collectif de 2 à 6 logements
- Pavillon jumelé
- Immeuble collectif de plus de 6 logements
- Autre, précisez : \_\_\_\_\_

**Annexe 4 : Questionnaire distribué par les écoles à tous les élèves de CE2**

**Habitez-vous déjà dans ce logement en septembre 2005 ?**  Oui  Non  Ne sait pas

**A quel étage est situé votre logement :** \_\_\_\_\_ Si l'habitation est une maison ou a plusieurs niveaux, marquer le niveau le plus bas.

**Nombre de pièces (non compris la cuisine, la salle de bains, les toilettes et les débarras)** \_\_\_\_\_

**En quelle année a été construit votre logement ?** \_\_\_\_\_  Ne sait pas

**Les fenêtres de votre logement sont-elles équipées d'un simple vitrage ?**  Oui  Non  Ne sait pas  
**Si non,**  Double vitrage  Survitrage  Double fenêtre  Ne sait pas

**Globalement, êtes vous satisfait de votre logement ?** de ① très insatisfait à ③ très satisfait) \_\_\_\_\_

**5- A propos de votre exposition au bruit**

**Etes-vous dérangé par le bruit dans votre logement (fenêtres fermées) ?**

Jamais  Rarement  Quelque fois  Souvent  En permanence

**En pensant à ces 12 derniers mois dans votre habitation, indiquez le niveau de gêne global dû au bruit :**

Pas de gêne du tout  Gêne faible  Gêne modérée  Gêne forte  Gêne extrême

**A l'intérieur de votre logement, êtes vous gêné par l'un ou plusieurs des bruits suivants ?**

Pour chaque type de bruit, indiquez s'il s'agit d'un bruit que vous n'entendez jamais (fréquence=0), rarement (fréquence=1), parfois (fréquence=2) ou souvent (fréquence=3). Indiquez également l'intensité de ce bruit : si vous n'entendez pas du tout ce bruit (intensité=0), si vous l'entendez faiblement (intensité=1), modérément (intensité=2) ou fortement (intensité=3).

Ainsi, pour un bruit que vous n'entendez pas dans votre logement, entourez le 0 dans les colonnes « fréquence » et « intensité ».

| <b>Gêne ressentie</b><br><b>à l'intérieur de votre logement</b>                         | <b>Avis des parents</b>  |   | <b>Avis de l'enfant en CE2</b>                                       |   |
|---|--|---|--|---|
|   | <b>Fréquence</b><br>0=jamais<br>1=rarement<br>2=parfois<br>3=souvent | <b>Intensité</b><br>0=null<br>1=faible<br>2=modérément<br>3=forte | <b>Fréquence</b><br>0=jamais<br>1=rarement<br>2=parfois<br>3=souvent | <b>Intensité</b><br>0=null<br>1=faible<br>2=modérément<br>3=forte |
| Trafic routier  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Zone de parking   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Aéroport, avions, hélicoptères  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Gare, trains  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Bruit venant du quartier :  |  |   |  |   |
| Commerces, livraison  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Bars, discothèques, événements festifs  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Ecole, cours de récréation, terrain de sport, jeux d'enfants à l'extérieur du bâtiment  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Zone industrielle ou commerciale  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Site de construction, travaux publics   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Animaux à l'extérieur des bâtiments   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Cage d'escalier   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Ascenseur   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Jeux d'enfants dans le bâtiment   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Système de ventilation, de chauffage, vide-ordure                                       | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Logements voisins (conversations, musique, télévision, travaux, bruits de pas, animaux) | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Bruit dans votre propre habitation  | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |
| Autre : .....   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   | 0 1 2 3  | 0 1 2 3   |

**Pensez-vous que votre gêne vis à vis du bruit pourrait être due à une isolation phonique insuffisante de votre habitation ?**  Jamais gêné  Oui  Non  Ne sait pas

**Selon vous, quelles zones de votre habitation posent un problème d'isolation phonique ? (plusieurs réponses possibles)**

- |   |   |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> Aucun problème d'isolation phonique      | <input type="checkbox"/> Mur(s) séparant l'habitation de l'extérieur                                  |
| <input type="checkbox"/> Toit                                     | <input type="checkbox"/> Mur(s) séparant l'habitation d'une autre habitation ou de la cage d'escalier |
| <input type="checkbox"/> Plafond                                  | <input type="checkbox"/> Fenêtres   |
| <input type="checkbox"/> Sol                                      | <input type="checkbox"/> Porte donnant sur l'extérieur ou la cage d'escalier                          |
| <input type="checkbox"/> Cloison(s) à l'intérieur de l'habitation | <input type="checkbox"/> Autre _____  |

**Dans votre habitation, ressentez-vous en général des vibrations, en association ou non avec un bruit ?** (causées par exemple par le trafic, un site de construction proche, les pas des voisins... à l'exclusion des tremblements de terre !)

Jamais  Rarement  Quelque fois  Souvent  En permanence  Ne sait pas

**N° MESURE :** \_\_\_\_\_ **QUARTIER :** \_\_\_\_\_ **Etage :** \_\_\_\_\_ **Date Pose :** \_\_\_\_\_ **Heure :** \_\_\_\_\_





## Annexe 5 : Questionnaire logement rempli par l'opérateur avec la famille lors de l'installation du matériel

### Le JOUR :

Quelle est la pièce dans laquelle votre enfant passe le plus de temps ? .....

La porte de cette pièce est-elle fermée en présence de l'enfant ?  oui  non  pas de porte

La porte de la pièce principale est-elle fermée quand l'enfant est présent ?  oui  non  pas de porte

Lieu où l'enfant fait ses devoirs : .....

### La NUIT :

Votre enfant dort-il la porte ouverte ?  oui  non

Votre enfant dort-il la fenêtre ouverte ?  oui  non

La porte de la pièce principale est-elle fermée lorsque votre enfant dort ?  oui  non  pas de porte

Nombre de portes entre la pièce principale et la chambre de l'enfant (portes de chambre et pièce principale comprises) : .....

### 4- A propos de l'isolation phonique du logement

D'après votre connaissance, certaines parties de votre habitation bénéficient-elles d'une isolation phonique ?

- |   |   |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> Aucune isolation phonique                | <input type="checkbox"/> Mur(s) séparant l'habitation de l'extérieur                                  |
| <input type="checkbox"/> Toit                                     | <input type="checkbox"/> Mur(s) séparant l'habitation d'une autre habitation ou de la cage d'escalier |
| <input type="checkbox"/> Plafond                                  | <input type="checkbox"/> Fenêtres   |
| <input type="checkbox"/> Sol                                      | <input type="checkbox"/> Porte donnant sur l'extérieur ou la cage d'escalier                          |
| <input type="checkbox"/> Cloison(s) à l'intérieur de l'habitation | <input type="checkbox"/> Autre .....  |

### Calcul de l'isolement brut chambre / pièce principale

| Isolement brut |                            |          | Isolement normalisé |                            |          |
|----------------|----------------------------|----------|---------------------|----------------------------|----------|
| N°             | Configuration              | Résultat | N°                  | Configuration              | Résultat |
|                | Toutes les portes ouvertes |          |                     | Toutes les portes ouvertes |          |
|                | Toutes les portes fermées  |          |                     | Toutes les portes fermées  |          |
|                | Autre                      |          |                     | Autre                      |          |
|                |                            |          |                     |                            |          |

### 5- A propos des sources de bruit présentes dans la maison :

- |  |   |                                  |                                      |
|--|---|----------------------------------|--------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Télévision            | <input type="checkbox"/> Lave-vaisselle | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Radio                 | <input type="checkbox"/> Lave-linge     | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Chaîne Hi-Fi          | <input type="checkbox"/> Sèche linge    | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Instrument de musique | <input type="checkbox"/> Aspirateur     | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Autre : .....         | <input type="checkbox"/> Micro-ondes    | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Autre : .....         | <input type="checkbox"/> Chauffe-eau    | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Autre : .....         | <input type="checkbox"/> Autre : .....  | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |
| <input type="checkbox"/> Autre : .....         | <input type="checkbox"/> Autre : .....  | <input type="checkbox"/> Bruyant | <input type="checkbox"/> Non bruyant |

### 6- Quelles sources sonores présentes à proximité de l'habitation entendez-vous dans votre logement ? Où sont-elles localisées

| SOURCES DE BRUIT   | Localisation de la source sonore |
|--|----------------------------------|
| <b>Bruits venant de l'extérieur :</b>  |                                  |
| Bruit venant du quartier (bars, discothèques, événements festifs)                      |                                  |
| Ecole, cours de récréation, terrain de sport, jeux d'enfants à l'extérieur du bâtiment |                                  |
| Trafic routier   |                                  |
| Aéroport, avions, hélicoptères   |                                  |
| Gare, trains   |                                  |
| Zone de parking  |                                  |
| Animaux à l'extérieur des bâtiments  |                                  |
| Zone industrielle ou commerciale   |                                  |
| Site de construction, travaux publics  |                                  |
| Autre : .....  |                                  |
| .....  |                                  |
| <b>Bruits venant de l'intérieur :</b>  |                                  |
| Logements voisins (conversations, musique, TV, travaux, bruits de pas, animaux)        |                                  |
| Cage d'escalier  |                                  |
| Ascenseur  |                                  |
| Système de ventilation, de chauffage, vide-ordure                                      |                                  |
| Jeux d'enfants dans le bâtiment  |                                  |
| Autre : .....  |                                  |
| .....  |                                  |

Début de la mesure : .....

Arrêt de la mesure : .....

**Annexe 5 : Questionnaire logement rempli par l'opérateur avec la famille lors de l'installation du matériel**

N° Mesure : \_\_\_\_\_

Calibrage : \_\_\_\_\_

| Micro | Voie | Valeur avant correction<br>INSTALLATION | Valeur avant correction<br>RECUPERATION |  |
|-------|------|---|---|--|
|       |      |   |   |  |
|       |      |   |   |  |
|       |      |   |   |  |
|       |      |   |   |  |
|       |      |   |   |  |
|       |      |   |   |  |

|                 | Installation | Récupération |
|-----------------|--------------|--------------|
| Date et Heure   |              |              |
| Date et heure   |              |              |
| Température Int |              |              |
| Température Ext |              |              |

Début de la mesure : \_\_\_\_\_

Arrêt de la mesure : \_\_\_\_\_

**Chambre de l'enfant**

| Bruit de fond |             |          | Bruit rose |             |          | Temps de réverbération |             |          |
|---------------|-------------|----------|------------|-------------|----------|------------------------|-------------|----------|
| N°            | Emplacement | Résultat | N°         | Emplacement | Résultat | N°                     | Emplacement | Résultat |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |

**Pièce principale**

| Bruit de fond |             |          | Bruit rose |             |          | Temps de réverbération |             |          |
|---------------|-------------|----------|------------|-------------|----------|------------------------|-------------|----------|
| N°            | Emplacement | Résultat | N°         | Emplacement | Résultat | N°                     | Emplacement | Résultat |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |
|               |             |          |            |             |          |                        |             |          |

**Calcul de l'isolement brut chambre / pièce principale**

| Isolement brut |                            |          | Isolement normalisé |                            |          |
|----------------|----------------------------|----------|---------------------|----------------------------|----------|
| N°             | Configuration              | Résultat | N°                  | Configuration              | Résultat |
|                | Toutes les portes ouvertes |          |                     | Toutes les portes ouvertes |          |
|                | Toutes les portes fermées  |          |                     | Toutes les portes fermées  |          |
|                | Autre                      |          |                     | Autre                      |          |
|                |                            |          |                     |                            |          |
|                |                            |          |                     |                            |          |



### Annexe 6 : Budget espace - temps

Numero d'identification

Date 

|  |  |  |  |  |  |  |  |
|--|--|--|--|--|--|--|--|
|  |  |  |  |  |  |  |  |
|--|--|--|--|--|--|--|--|

| Heure | Présence dans le logement |                     |                        | Fonctionnement d'appareils bruyants à l'intérieur de votre logement |            |                     |   |               |                   | Ouverture des fenêtres |                  | Autre événement sonore, à l'intérieur ou à l'extérieur de votre logement |      |          | Heure |            |                     |                       |
|-------|---------------------------|---------------------|------------------------|---|------------|---------------------|---|---------------|-------------------|------------------------|------------------|--|------|----------|-------|------------|---------------------|-----------------------|
|       | Adultes, nombre           | Votre enfant en CE2 | Autres enfants, nombre | DANS la chambre de votre enfant en CE2                              |            |                     | HORS de la chambre de votre enfant en CE2 |               |                   | Chambre de l'enfant    | Pièce principale | Int.   | Ext. | Précisez |       |            |                     |                       |
|       |                           |                     |                        | Electro - menager   | Television | Appareil de musique | Instrument de musique                     | Jeux ou jouet | Electro - menager |                        |                  |  |      |          |       | Television | Appareil de musique | Instrument de musique |
| 8     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       | 8          | 0                   |                       |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 8                   | 30                    |
| 9     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 9                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 9                   | 30                    |
| 10    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 10                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 10                  | 30                    |
| 11    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 11                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 11                  | 30                    |
| 12    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 12                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 12                  | 30                    |
| 13    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 13                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 13                  | 30                    |
| 14    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 14                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 14                  | 30                    |
| 15    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 15                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 15                  | 30                    |
| 16    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 16                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 16                  | 30                    |
| 17    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 17                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 17                  | 30                    |
| 18    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 18                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 18                  | 30                    |
| 19    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 19                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 19                  | 30                    |
| 20    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 20                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 20                  | 30                    |
| 21    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 21                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 21                  | 30                    |
| 22    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 22                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 22                  | 30                    |
| 23    | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 23                  | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 23                  | 30                    |
| 0     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 0                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 0                   | 30                    |
| 1     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 1                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 1                   | 30                    |
| 2     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 2                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 2                   | 30                    |
| 3     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 3                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 3                   | 30                    |
| 4     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 4                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 4                   | 30                    |
| 5     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 5                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 5                   | 30                    |
| 6     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 6                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 6                   | 30                    |
| 7     | 0                         |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 7                   | 0                     |
|       | 30                        |                     |                        |   |            |                     |   |               |                   |                        |                  |  |      |          |       |            | 7                   | 30                    |

Comparativement à l'ambiance sonore habituelle, votre logement était ce jour :  plus calme  ni plus calme ni plus bruyant  plus bruyant.



## Annexe 7 : Culture scientifique



En 2007, l'enquête menée à Besançon, auprès de tous les élèves de CE2 et de leurs parents a reçu une forte participation, ce qui permet aujourd'hui de proposer une restitution auprès des élèves, familles, enseignants, partenaires du projet...

Au cœur de ce projet de recherche :

**le bruit, une pollution souvent négligée**  
**les enfants, une population particulièrement vulnérable.**

A quel niveau de bruit les élèves du primaire  
sont-ils exposés à Besançon ?

Existe-il un lien entre résultats scolaires et  
niveau d'exposition sonore environnementale ?

Après trois ans de recueil, d'analyse et de traitement des données,  
les chercheurs sont en mesure d'apporter des réponses à ces questions.  
Ils ont le plaisir de vous inviter à découvrir ces résultats et échanger  
avec les acteurs du projet lors d'une réunion ouverte à tous,

**le mardi 23 novembre 2010 à 20 h**

à la faculté de Médecine de Besançon, rue Ambroise Paré, les Hauts-du-Chazal



Flyer distribué aux familles et au grand public pour l'annonce de la soirée de restitution des résultats



## Enquête « Bruit et scolarité à Besançon »

### Résultats de la campagne de mesure et caractéristiques acoustiques de votre logement

Vous avez participé à l'enquête « Bruit et Scolarité à Besançon » et nous vous en remercions. Cette étude visait à estimer le niveau d'exposition sonore au domicile d'enfants scolarisés en CE2. La campagne de mesure a été menée du 21 décembre 2006 au 13 juillet 2007, auprès d'un échantillon de 49 familles tirées au sort dans toute la ville.

Au total, 300 jours de mesure ont été cumulés. Le matériel de mesure a été installé à votre domicile du 21/12/2006 au 02/01/2007. Vous trouverez ci-dessous les résultats obtenus à partir des mesures réalisées dans votre logement, ceux de l'ensemble de l'échantillon et quelques éléments d'acoustique.

#### Caractérisation acoustique du logement

##### - Temps de réverbération

La durée de réverbération résulte de la réflexion des ondes sonores sur les parois à l'intérieur d'un local. Elle se mesure en seconde. Dans une habitation, la valeur préconisée est de 0,5 s. Au delà de 1 seconde, la perception de la parole est rendue plus difficile.

Temps de réverbération (s) mesurés dans la chambre et la pièce principale, pour les fréquences de 125 Hz à 4kHz.

|                         | Votre logement | Ensemble de l'échantillon |         |      |
|-------------------------|----------------|---------------------------|---------|------|
|                         |                | min.                      | moyenne | max. |
| <b>Chambre</b>          | 0,47           | 0,22                      | 0,43    | 0,65 |
| <b>Pièce principale</b> | 0,63           | 0,33                      | 0,54    | 0,87 |

##### - Isolement acoustique

C'est la valeur, exprimée en décibel, qui caractérise la réduction du bruit lors de sa propagation à travers une paroi. Les résultats sont présentés en fonction de l'ouverture ou non des portes de l'habitation.

Isolements entre la pièce principale et la chambre et isolement de façade (1 = indice DnAT rose ; 2 = indice DnAT routier, selon la norme NF S 31-057), dB(A).

|   | Votre logement | Ensemble de l'échantillon |         |      |
|---|----------------|---------------------------|---------|------|
|   |                | min.                      | moyenne | max. |
| <b>Pièce principale / Chambre<sup>1</sup></b> |                |                           |         |      |
| Position "nuit"                               | 40,2           | 9,0                       | 30,4    | 67,3 |
| Position "tout ouvert"                        | 31,8           | 6,7                       | 20,5    | 42,7 |
| Position "tout fermé"                         | 54,5           | 24,2                      | 41,7    | 67,3 |
| Position "chambre fermée"                     | 43,6           | -                         | -       | -    |
| <b>Extérieur / Intérieur<sup>2</sup></b>      |                |                           |         |      |
| Fenêtres fermées                              | 36,4           | 18,6                      | 31,4    | 37,9 |

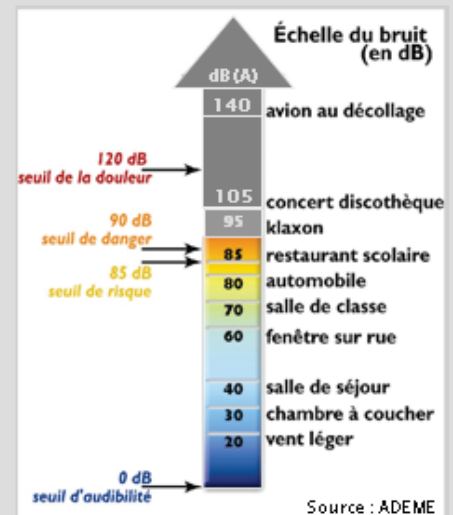
#### Quelques notions d'acoustique

Un son peut se caractériser par :

- sa fréquence, exprimée en Hertz (Hz), qui permet la distinction entre un son grave et un son aigu ;
- son intensité, exprimée en décibel (dB) ;
- sa durée, exprimée en seconde (s).

Le niveau sonore se mesure en décibel (dB). L'oreille humaine est plus sensible aux hautes fréquences (sons aigus) qu'aux basses fréquences (sons graves). Cette différence de perception est prise en compte par l'utilisation d'une pondération, dite de type A. Le niveau sonore s'exprime alors en dB(A).

Le décibel suit une échelle logarithmique. Lorsque la puissance sonore double, le niveau sonore augmente de 3 dB. Ainsi, l'addition de deux sources de 40 dB chacune donne un niveau sonore total de 43 dB.





## Annexe 8 : Exemple d'un résultat de la campagne de mesure adressé par courrier aux familles

### ▪ Niveau sonore auquel vous êtes exposés dans votre logement :

Les appareils laissés au domicile pendant la campagne de mesure ont enregistré le niveau sonore toutes les secondes, dans la chambre de l'enfant, à l'extérieur en façade et dans la pièce principale. Après traitement de la mesure et élimination des données non exploitables, les niveaux sonores équivalents (LAeq, exprimés en dB(A)) pour différents moments de la journée ont été déterminés.

#### - Pour l'ensemble de la mesure

Le tableau ci-contre présente les résultats de votre logement pour l'ensemble de la mesure :

- niveaux sonores équivalents de 6h à 22h  
- niveaux sonores équivalents de 22h à 6h  
- indice Lden\*.

\*Cet indice, construit pour représenter la gêne ressentie, est calculé en majorant arbitrairement de 5 dB(A) les niveaux de soir et de 10 dB(A) les niveaux de nuit.

Niveau sonore équivalent (LAeq, dB(A)), pour l'ensemble de la mesure, aux différents moments de la journée.

|                  |                  | Votre logement | Ensemble des logements |         |      |
|------------------|------------------|----------------|------------------------|---------|------|
|                  |                  |                | min.                   | moyenne | max. |
| jour<br>(6h-22h) | Extérieur        | 54,0           | 44,6                   | 55,5    | 67,0 |
|                  | Chambre          | 55,6           | 40,6                   | 52,5    | 61,3 |
|                  | Pièce principale | 56,3           | 52,4                   | 59,3    | 74,2 |
| nuit<br>(22h-6h) | Extérieur        | 45,8           | 37,7                   | 48,0    | 63,1 |
|                  | Chambre          | 32,1           | 28,0                   | 37,0    | 46,7 |
|                  | Pièce principale | 46,5           | 29,3                   | 45,7    | 68,3 |
| Lden             | Extérieur        | 51,1           | 46,9                   | 57,4    | 70,7 |
|                  | Chambre          | 54,0           | 43,2                   | 53,7    | 62,3 |
|                  | Pièce principale | 54,3           | 52,4                   | 61,3    | 77,2 |

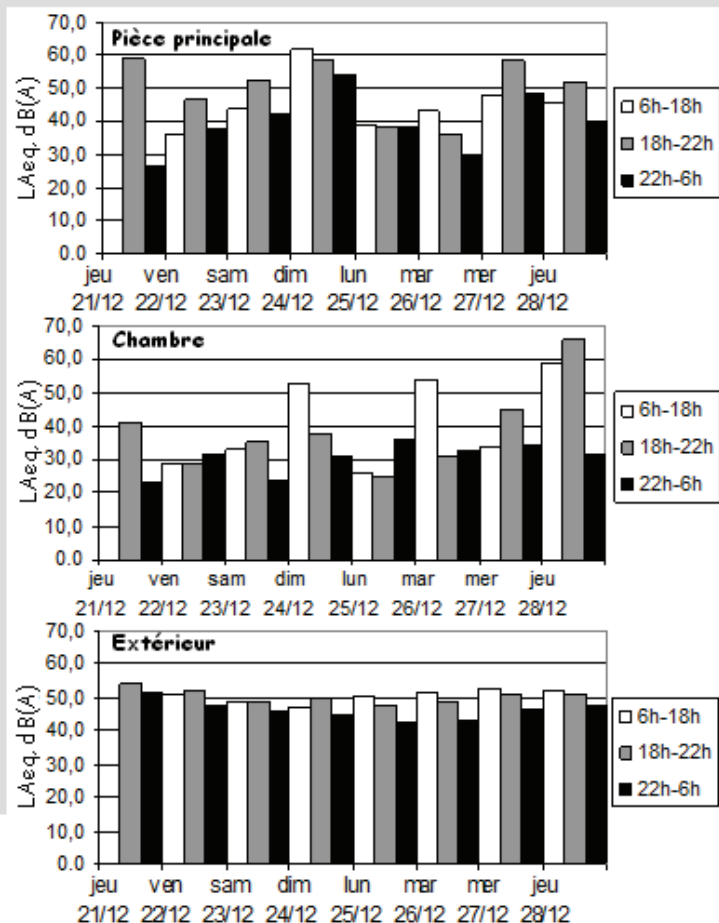
#### - Détail jour par jour pour votre logement

Les graphiques ci-contre représentent l'évolution du niveau sonore mesuré pour chaque jour de mesure, à l'intérieur de la pièce principale, l'intérieur de la chambre de l'enfant et à l'extérieur.

Selon les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), à l'intérieur d'une habitation, la gêne est moyenne et l'intelligibilité du discours est affectée lorsque le niveau sonore équivalent en journée et en soirée atteint 35 dB(A).

Dans une chambre à coucher, l'OMS recommande un niveau sonore nocturne ne dépassant pas 30 dB(A).

À l'extérieur, en zone résidentielle, de jour, la gêne due au bruit est qualifiée par l'OMS de « moyenne » pour un niveau sonore de 50 dB(A) et de « sérieuse » à 55 dB(A).



Variation journalière du niveau sonore équivalent dans votre logement (LAeq, dB(A)).

### ▪ Partenaires

Ce travail est le fruit d'une collaboration entre le Centre hospitalier universitaire de Besançon, l'université de Franche-Comté (laboratoires Chrono-environnement, FEMTO-ST, ThéMA, Psychologie), le Centre scientifique et technique du bâtiment et l'Inspection académique du Doubs, avec le soutien de la mairie de Besançon. Cette étude a bénéficié d'un financement du ministère de l'environnement et du développement durable.

Pour de plus amples informations, vous pouvez contacter Sophie Pujol ou le docteur Frédéric Mauny : Département d'Information Médicale, Enquête « Bruit et Scolarité », CHU de Besançon, 2 place Saint Jacques, 25 030 Besançon cedex ; 03 81 21 87 38.

## Résumé étendu

Le bruit issu de la circulation routière, ferroviaire ou aérienne est un problème majeur de l'environnement urbain. Son impact négatif sur la qualité de vie et la santé d'une large part de la population a été établi à de nombreuses reprises : gêne, troubles du sommeil, sécrétion d'hormones du stress, hypertension et maladies cardiovasculaires. Pour autant, les modalités d'exposition et les niveaux sonores auxquels est soumise la population sont encore mal connus. Chez l'enfant, une diminution des capacités cognitives a été observée dans le cas d'une exposition chronique à des niveaux sonores élevés, notamment à proximité de grosses infrastructures de transport (aéroports, autoroutes). Les conséquences sur les performances scolaires des enfants exposés à des niveaux de bruit ambiant typiquement rencontrés en environnement urbain n'ont cependant été que peu étudiées à ce jour. Le développement récent de la cartographie sonore, dans la cadre notamment de la directive 2002/49/CE du Parlement Européen relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement, permet d'envisager la quantification d'une exposition chronique de la population à l'échelle d'une agglomération et la conduite d'études à visée épidémiologique. Les objectifs de ce présent travail étaient (i) d'estimer les niveaux d'exposition au bruit environnemental d'une population d'enfants vivant en milieu urbain, et (ii) de quantifier la relation entre leurs performances scolaires et leur exposition sonore environnementale.

L'étude s'est déroulée dans la ville de Besançon (120 000 habitants), auprès de l'ensemble des élèves scolarisés en CE2 en 2006-2007 dans les écoles publiques de la ville (900 élèves). Un questionnaire standardisé, distribué aux familles par les écoles afin de recueillir un descriptif des logements et des foyers (niveau socio-économique, structure de la famille et présence de facteurs associés à la réussite ou à l'échec scolaire) a été complété par 724 enfants résidant dans la ville.

Deux approches complémentaires ont été menées pour permettre l'évaluation de l'exposition sonore de cette population. Une campagne de mesure a d'abord été conduite au domicile d'un échantillon de 44 enfants pendant 8 jours consécutifs afin de déterminer les niveaux sonores à l'intérieur du logement (chambre de l'enfant et pièce principale de l'habitation) ainsi qu'à l'extérieur (façade de la chambre). Les familles ont également complété un budget-espace-temps, questionnaire permettant de quantifier la présence des habitants dans le logement et la survenue d'évènements bruyants. L'exploitation de près de 300 jours de mesure cumulés montre une forte variabilité du niveau sonore d'un logement à un autre et au sein d'un même logement. Les facteurs de variabilité associés aux niveaux sonores extérieurs (vue depuis la chambre, caractéristiques socio-économiques du foyer) diffèrent de ceux associés aux niveaux sonores intérieurs (nombre d'enfants, équipement électroménager). Un outil permettant de calculer un niveau sonore intérieur théorique à partir du niveau sonore extérieur et d'informations recueillies par questionnaires a été développé.

En parallèle, une carte de bruit a été construite à l'échelle de la ville (logiciel MITHRA), permettant le calcul des niveaux sonores équivalents selon les 3 périodes - jour - soir - nuit - définies par la directive 2002/49/CE ainsi que l'indicateur combiné  $L_{den}$  (calculé à partir des niveaux jour - soir - nuit, avec une majoration de 5 dB le soir et de 10 dB la nuit) en façade des écoles et du domicile de chacun des élèves. Si les sources sonores principalement rencontrées sont la circulation routière et ferroviaire, ce travail a permis d'identifier, de caractériser et d'implémenter dans la carte de bruit d'autres sources qui contribuent d'une manière non négligeable au bruit ambiant (rues piétonnes, arrêts de bus, cours d'école, fontaines à vasques). A l'aide de la carte du bruit réalisée, le niveau sonore  $L_{den}$  en façade de la chambre des 724 enfants inclus dans l'étude a été estimé à 56,4 dB en moyenne (écart-type = 4,5 dB ; étendue = 44-69 dB). A l'école, le niveau équivalent moyen pour la période de jour s'élevait à 51,0 dB (écart-type = 5,0 dB ; étendue = 38-58 dB).

Enfin, pour évaluer la relation entre exposition sonore environnementale et résultats scolaires, les niveaux sonores estimés en façade des écoles et du domicile de chacun des élèves ont été confrontés aux résultats obtenus par ces enfants lors des évaluations diagnostiques de l'Education nationale organisées à l'entrée en CE2 (Français et Mathématiques). L'utilisation de modèles de régressions linéaires multi-niveaux a permis de tenir compte de la structure hiérarchique des données (élèves regroupés par écoles) et d'ajuster sur les facteurs de confusion tels que le niveau socio-économique des parents ou le niveau d'éducation de la mère. Un lien significatif entre le niveau d'exposition sonore en façade de l'école et les scores obtenus en Français et Mathématiques a été mis en évidence, y compris après ajustement sur les cofacteurs, les élèves scolarisés dans les écoles les plus exposées ayant en moyenne les résultats les plus faibles. La tendance est similaire pour le niveau sonore en façade du domicile des élèves et le score en Français, bien qu'en limite de signification après ajustement sur les cofacteurs.

Ce travail pluridisciplinaire, qui s'inscrit dans une démarche d'évaluation du risque environnemental a été réalisé dans le cadre d'une collaboration entre médecins épidémiologistes, acousticiens, psychologues, spécialistes de l'évaluation scolaire et géographes. Par l'attention particulière portée à l'évaluation des expositions, notamment à l'exposition intra- et extra-domiciliaire, cette étude contribue à la prise en compte de l'impact des nuisances sonores sur la vie quotidienne, notamment celle de nos enfants. Impact d'autant plus significatif que l'exposition sonore concerne une large part de la population, en particulier celle vivant en milieu urbain. En effet, selon l'Agence européenne pour l'environnement, plus de 67 millions d'européens vivant dans des villes de plus de 250 000 habitants sont exposés à un niveau sonore préoccupant.

**Sophie PUJOL**

## **EXPOSURE TO NOISE AND SCHOOL PERFORMANCE OF CHILDREN LIVING IN A URBAN AREA**

---

### **ABSTRACT**

Noise is a ubiquitous environmental pollutant with well-documented adverse effects on human health and well-being, including cognitive impairment in children. People living in urban areas are surrounded by a mixture of sounds resulting from humans themselves and their activities. Road traffic is by far the most widespread noise source they are exposed to. However, only few studies on cognitive process or school performance were performed among children chronically exposed to a noise level that widely occurs in residential area at home or at school, and to a combined exposure home school.

The aim of this thesis was to quantify children's exposure to environmental ambient noise at home and at school and to assess the relation between the environmental ambient noise exposure and the school performance of 8-9 year-old-children living in an urban environment. This study was conducted among children living in a 120, 000 inhabitants city and attending one of the 35 public primary schools in key stage 2, year 4 in 2006-2007. Questionnaires were distributed by schools to the families to locate the children's home and collect data on potential confounding factors associated with school achievement or failure. These questionnaires were completed by 724 children living in the city.

A noise measurement campaign was performed at the residences of 44 randomly sampled schoolchildren to investigate the residential exposure to environmental noise. Outdoor and indoor noise levels were simultaneously recorded during one week inside and outside the child's bedroom and in the living room. Associations between outdoor and indoor noise levels and potential influencing factors such as familial or environmental characteristics were explored. A strategic noise map was built to calculate outdoor environmental ambient noise levels at home and at school of the 724 schoolchildren. At home, the outdoor  $L_{den}$  was on average 56.4 dB (SD = 4.5; range = 44 - 69 dB) and the average  $L_{Aeq,day}$  at school was 51.0 dB (SD = 5.0; range = 38 - 58 dB).

Noise levels calculated at home and at school were compared with the children's school performance at the national standardised assessment test in French and Mathematics. A linear exposure-effect relation between noise exposure at school and impaired Mathematics score was found after adjustment for confounding factors. Furthermore, both the ambient noise exposure at school and at home individually considered were found to be associated with an impaired children French performance. This association with  $L_{Aeq,day}$  at school persists when combining the ambient home - school noise exposure and was border significant for  $L_{den}$  at home.

This study mainly focused on the assessment of the noise exposure in an urban area. The magnitude of the effect we observed on school performance may seem to be modest, but, when considering the number of people potentially chronically exposed to similar environmental noise levels, this effect may be of importance.

---

**Keywords:** environmental noise; ambient noise; schoolchildren; sound exposure; indoor; outdoor; urban area; epidemiology; strategic noise map; school performance; multilevel modelling.

**LE BRUIT ENVIRONNEMENTAL EN MILIEU URBAIN : EXPOSITION D'UNE  
POPULATION D'ENFANTS ET PERFORMANCE SCOLAIRE**

---

**RESUME**

Les conséquences de l'exposition au bruit environnemental sur les capacités cognitives des enfants ont peu été étudiées à des niveaux de bruits ambiants couramment rencontrés en agglomération. Les objectifs de ce travail de thèse étaient (i) d'estimer les niveaux d'exposition au bruit environnemental d'une population d'enfants vivant en milieu urbain, et (ii) de quantifier la relation entre leurs performances scolaires et leur exposition sonore environnementale.

L'étude s'est déroulée dans la ville de Besançon (120 000 habitants), auprès de l'ensemble des élèves scolarisés en CE2 en 2006-2007 dans les écoles publiques de la ville (900 élèves). Un questionnaire standardisé, distribué aux familles par les écoles pour localiser les habitations et recueillir les facteurs associés à la réussite ou à l'échec scolaire des élèves a été complété par 724 enfants résidant dans la ville. Deux approches complémentaires ont été menées pour évaluer l'exposition sonore de cette population. Une campagne de mesure a d'abord été conduite au domicile de 44 enfants pendant 8 jours consécutifs afin de déterminer les niveaux sonores intra- et extra-domiciliaires (pièce principale de l'habitation, intérieur et extérieur de la chambre de l'enfant). En parallèle, une carte stratégique de bruit a été construite à l'échelle de la ville pour calculer les niveaux sonores équivalents selon les 3 périodes - jour - soir - nuit - ainsi que l'indicateur combiné  $L_{den}$  en façade des écoles et du domicile de chacun des élèves. Le niveau sonore  $L_{den}$  en façade de la chambre des 724 enfants inclus dans l'étude a été estimé à 56,4 dB en moyenne (écart-type = 4,5 ; étendue = 44-69 dB). A l'école, le niveau équivalent moyen pour la période de jour s'élevait à 51,0 dB (écart-type = 5,0 ; étendue = 38-58 dB).

Enfin, ces niveaux sonores calculés en façade de l'école et du domicile de chacun des élèves ont été confrontés aux résultats obtenus lors des évaluations diagnostiques de l'Education nationale organisées à l'entrée en CE2 (Français et Mathématiques) à l'aide de modèles de régressions linéaires multi-niveaux. Un lien significatif entre le niveau d'exposition sonore en façade de l'école et les scores obtenus en Français et Mathématiques a été mis en évidence, y compris après ajustement sur les facteurs de confusion, les élèves scolarisés dans les écoles les plus exposées ayant en moyenne les résultats les plus faibles. La tendance est similaire entre le niveau sonore en façade du domicile et le score obtenu en Français, bien qu'en limite de signification après ajustement sur les cofacteurs.

Ce travail s'inscrit dans une démarche pluridisciplinaire d'évaluation du risque environnemental. Par l'attention particulière portée sur l'évaluation des expositions, notamment l'exposition intra- et extra-domiciliaire, cette étude contribue à la prise en compte de l'impact des nuisances sonores sur la vie quotidienne, notamment celle de nos enfants. Impact d'autant plus significatif que l'exposition sonore concerne une large part de la population. En effet, selon l'Agence européenne pour l'environnement, plus de 67 millions d'européens vivant dans des villes de plus de 250 000 habitants sont exposés à un niveau sonore préoccupant.

---

**Mots clés :** bruit environnemental ambiant, mesure, modélisation, ville, exposition, épidémiologie, enfants, carte stratégique du bruit, milieu urbain, capacités cognitives, évaluations scolaires.